

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

**IMPACT DE L'URBANISATION SUR LA DISTRIBUTION DES TAILLES DES  
SUBSIDES AQUATIQUES ET SES RÉPERCUSSIONS SUR LES PRÉDATEURS  
TERRESTRES**

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

PAR  
CHARLES GAGNON

Décembre 2025

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  
SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT (MAÎTRISE)

**Direction de recherche :**

Eric Harvey Université du Québec à Trois-Rivières  
Directeur de recherche

**Jury d'évaluation**

Eric Harvey Université du Québec à Trois-Rivières  
Évaluateur interne

Raphaël Proulx Université du Québec à Trois-Rivières  
Évaluateur interne

Guillaume Grosbois Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue  
Évaluateur externe

## REMERCIEMENTS

Ce projet n'aurait pas pu voir le jour sans le soutien de mon directeur Eric Harvey, un chercheur pour qui mon admiration ne cesse de croître depuis notre première discussion. Je te remercie pour ta disponibilité et pour toutes ces réflexions passées au tableau de ton bureau pour décortiquer les concepts et les enjeux méthodologiques de ce projet. Merci pour tes mots qui ont su me redonner du positif lorsque c'était plus difficile. Merci également à Louis-Philippe Beauchamp, collègue, associé, colocataire, partenaire d'entraînement, et principalement mon bon ami. Il y a énormément de toi dans ce travail. Ta présence lors des deux dernières années m'a permis d'évoluer, non seulement en tant que chercheur, mais aussi en tant qu'individu. Merci à Charlie Sarran et Matteo Babinski pour leur soutien manuel extrêmement précieux dans la confection des pièges à émergence. Merci à Felix-Antoine Aird, Mattis Pelletier, Camille Milot et Stéphanie l'Italien Simard pour votre aide précieuse sur le terrain. Vous êtes merveilleux. Un merci spécial à Laurence pour tes mots d'encouragement et ta présence tout au long du processus.

## RÉSUMÉ

L'exportation d'insectes aquatiques émergeant des cours d'eau constitue un apport énergétique essentiel pour les réseaux trophiques terrestres. Bien que l'urbanisation soit connue pour altérer les communautés aquatiques, ses effets sur la distribution des tailles de ce flux de ressources et les conséquences pour les prédateurs ripariens qui en découlent demeurent mal compris. Or, la taille des proies est un trait clé qui conditionne leur probabilité de capture par les prédateurs, et influence donc potentiellement l'intégration de ce subside au sein du réseau trophique terrestre. Nous avons donc évalué comment l'urbanisation, mesurée par la proportion de surfaces imperméables, modifie la structure de taille des communautés d'insectes aquatiques émergents dans un contexte longitudinal. Nous avons également examiné les conséquences de ces changements sur les communautés d'araignées de la bande riveraine. Nous avons prédit que l'urbanisation favoriserait les insectes de petite taille, homogénéisant ainsi la grosseur des proies disponibles pour les prédateurs. Des insectes aquatiques ont été échantillonnés à l'aide de pièges à émergence et des araignées par battage de la végétation riveraine sur 20 sites le long de deux cours d'eau à Trois-Rivières (Québec). La structure de taille des insectes a ensuite été analysée au moyen de trois métriques complémentaires (pente du spectre de taille, taille moyenne et étendue des tailles), tandis que la diète des araignées a été déterminée par l'analyse d'isotopes stables. Les résultats montrent que l'urbanisation n'a pas affecté la biomasse totale d'insectes exportée, mais a plutôt altéré la composition de la communauté émergente. Une augmentation de la surface imperméable a entraîné une dominance d'insectes de petite taille, une diminution de la taille moyenne des proies et une compression de l'étendue des tailles. La dépendance des araignées (*Tetragnatha*) envers les proies d'origine aquatique a augmenté avec la diminution de la taille moyenne des proies. La structure de la communauté d'araignées s'est avérée principalement expliquée par les caractéristiques de taille du subside aquatique, plutôt que par l'urbanisation directement. Ce travail souligne l'importance d'intégrer des aspects qualitatifs des subsides tels que la composition en tailles pour mieux prédire les conséquences des changements d'utilisation du territoire sur la connectivité entre les écosystèmes.

**Mots-clés :** Cours d'eau urbains, Couplage aquatique-terrestre, Subsidés, Insectes émergents, Distribution de taille, Spectre de taille, Araignées.

## TABLE DES MATIÈRES

<b>REMERCIEMENTS .....</b>	<b>III</b>
<b>RÉSUMÉ.....</b>	<b>IV</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES .....</b>	<b>V</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX.....</b>	<b>VII</b>
<b>LISTE DES FIGURES .....</b>	<b>VIII</b>
<b>CHAPITRE I.....</b>	<b>1</b>
<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
<b>1. CONTEXTE GÉNÉRAL ET PROBLÉMATIQUE .....</b>	<b>1</b>
1.1 MÉTA-ÉCOSYSTÈMES .....	1
1.2 SUBSIDE AQUATIQUE: LES INSECTES ÉMERGENTS .....	3
1.3 L'IMPORTANCE DE L'ADÉQUATION PRÉDATEUR-PROIE : UNE QUESTION DE TEMPS, D'ESPACE ET DE TAILLE. ....	5
1.4 URBANISATION.....	7
1.5 LA RIVIÈRE : UN CONTINUUM LONGITUDINAL.....	9
<b>2. OBJECTIFS DE RECHERCHE ET PRÉDICTIONS .....</b>	<b>11</b>
2.1 OBJECTIFS DE RECHERCHE .....	11
2.2 PRÉDICTIONS .....	11
<b>3. APERÇU MÉTHODOLOGIQUE.....</b>	<b>12</b>
3.1 SITES D'ÉTUDE .....	12
3.2 CARACTÉRISATION DE L'UTILISATION DU TERRITOIRE ET DE LA QUALITÉ DE L'EAU. ....	13
3.3 ÉCHANTILLONNAGE DES ARTHROPODES.....	13
3.4 ISOTOPIE.....	13
3.5 STRUCTURE DE TAILLE .....	16
<b>CHAPITRE II .....</b>	<b>17</b>
<b>URBAN IMPACTS ON TERRESTRIAL PREDATORS VIA CHANGES IN THE SIZE DISTRIBUTION OF AQUATIC SUBSIDIES.....</b>	<b>17</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>18</b>
<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>19</b>
<b>2. MATERIAL AND METHODS.....</b>	<b>21</b>
2.1 STUDY AREA AND SAMPLING SITES.....	21
2.2 LAND USE CHARACTERIZATION AND WATER QUALITY .....	21
2.3 ARTHROPODS SAMPLING .....	22
2.4 ISOTOPES ANALYSIS .....	23
2.5 ESTIMATION OF POTENTIAL AQUATIC PREY BIOMASS .....	24

2.6 STATISTICAL ANALYSES .....	24
2.6.1 <i>Environmental gradient characterization</i> .....	24
2.6.2 <i>Aquatic insect responses to urbanization</i> .....	24
2.6.3 <i>Riparian spider responses</i> .....	26
<b>3. RESULTS .....</b>	<b>27</b>
3.1 PHYSIOCHEMISTRY PATTERNS .....	27
3.2 AQUATIC INSECT RESPONSES TO URBANIZATION .....	27
3.3 DRIVERS OF RIPARIAN SPIDER DIETS AND COMMUNITIES .....	30
<b>4. DISCUSSION .....</b>	<b>30</b>
4.1 AQUATIC INSECT RESPONSES TO URBANIZATION .....	31
4.2 DRIVERS OF RIPARIAN SPIDER DIETS AND COMMUNITIES .....	34
<b>5. REFERENCES.....</b>	<b>36</b>
<b>6. FIGURE CAPTIONS .....</b>	<b>45</b>
<b>7. FIGURES.....</b>	<b>47</b>
<b>CHAPITRE III.....</b>	<b>53</b>
<b>CONCLUSION.....</b>	<b>53</b>
<b>1. RÉSULTATS PRINCIPAUX.....</b>	<b>53</b>
<b>2. LIMITES.....</b>	<b>55</b>
2.1 ANALYSE DE SPECTRE DE TAILLES.....	55
2.2 ANALYSE DE DIÈTE.....	56
2.3 QUANTIFICATION DE SURFACE IMPERMÉABLE .....	57
<b>3. CONTRIBUTIONS ET PERSPECTIVES .....</b>	<b>58</b>
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>60</b>
<b>ANNEXE.....</b>	<b>71</b>
<b>SUPPORT INFORMATION .....</b>	<b>71</b>

## LISTE DES TABLEAUX

Table S1. Physical characteristics of each site in the Aux Sables and Milette rivers. “Unconsolidated substrate” refers to sediment cover composed mainly of silt or sand. ....	71
Table S2. Physicochemical parameters range (mean $\pm$ SD) in each site of Aux Sables and Milette rivers measured throughout the study period. ....	72
Table S3. Number of analytical replicates per taxon prepared for stable isotope analysis ( $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ ) at each study site. ....	73
Table S4. Parameters 'a' and 'b' describing the allometric power function ( $W=a\cdot L^b$ ) used to estimate dry mass (mg) from body length (mm) for each taxonomic order. ....	74
Table S5. Pearson correlations between physicochemical variables and impervious cover (IC) proportion and distance from upstream. ....	75
Table S6. Results of GLMs testing the effects of spatial and prey community predictors on the proportion of aquatic prey in riparian spider diets. Estimates are standardized regression coefficients (Coeff. $\pm$ SE). Significance level: $p < 0.05$ (*). ....	76
Table S7. Raw data of stable isotopes signature ( $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ ) and elemental composition (%C, %N, C:N ratio) for aquatic and terrestrial invertebrate taxa sampled by site and river. ....	84

## LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Study area overview: (A) Location of studied rivers and their watersheds. (B) Sub-watersheds and sampling sites along the studied rivers. The Rivière Aux Sables and its watershed are shown in yellow (left), while the Rivière Milette and its watershed are shown in red (right). Sites are represented by black (A) and white (B) triangles.....47
- Figure 2. Principal Component Analysis (PCA) of study sites based on their physicochemical characteristics. The graph shows the distribution of sites (points) in the space of the first two principal components (PC1 and PC2). Arrows represent the contribution of physicochemical variables to the structure. Sites are colored according to their proportion of IC (beige: low and black: high). .....48
- Figure 3. Exported aquatic insect biomass and proportional composition across impervious surface gradients in the Milette and Aux Sables rivers. Sites are arranged (from left to right) in order of increasing IC proportion within their sub-watersheds.....49
- Figure 4. Influence of urbanization gradient on the composition of emergent insect communities. (a) Distance-based redundancy analysis (db-RDA) showing compositional shifts along the gradient of impervious cover and distance from upstream. Each point represents the assemblage of aquatic emergent insect families at a given site. Solid black arrows indicate significant relationships based on ANOVA-like permutation tests (999 permutations), while the dashed arrow indicates a non-significant relationship. CAP1 and CAP2 represent the first constrained and unconstrained axes, respectively. (b) Community dissimilarity (Bray–Curtis distance) variation along impervious surface gradients. The black line represents the fitted linear regression. Each point corresponds to the mean distance of a site relative to all others. ....50
- Figure 5. Body-size structure of emergent insect communities along an urbanization gradient. (a) Slopes of size spectra shown for the 17 sites that passed the quality criterion for slope estimation. (b) Mean insect body size in relation to the proportion of impervious surface, with the fitted log–linear regression shown as a black line. (c) Community size range ( $\log_{10}$ -transformed) as a function of impervious surface cover, with the fitted linear regression shown as a black line. (d) Quantile regressions ( $\tau = 0.05$  and  $\tau = 0.95$ ) of body size ( $\log_{10}$ -transformed) along the impervious-surface gradient. The upper line corresponds to  $\tau = 0.95$  and the lower line to  $\tau = 0.05$ . ....51

- Figure 6. Riparian spider community structure and *Tetragnatha* diet in response to spatial and prey-based predictors. (a) Distance-based redundancy analysis (db-RDA) illustrating the relationship between spider community composition (points) and predictors (vectors), including impervious cover, upstream distance, and aquatic prey characteristics (abundance, mean length, and size range). (b–d) Predictor effect plots displaying the marginal effects of mean aquatic prey size (b) and distance from upstream (c) on *Tetragnatha* diet, and of distance from upstream on abundance (d). In panels b–d, solid lines indicate the predicted relationships derived from global Generalized Linear Models. These marginal effects represent the influence of the focal predictor while all other covariates included in the global models are held constant at their mean values. Points represent raw observed data. Grey area indicates 95% confidence intervals.....52
- Figure S1. Schematic of the aquatic emergence trap deployed at each study site with its main components annotated.....77
- Figure S2. Schematic representation of a study site. Top-down view illustrating the spatial arrangement of the sampling setup. The aquatic emergence trap was positioned in the center of the channel, while terrestrial arthropods were sampled along six 5-m transects (three per side) in the adjacent riparian vegetation (beating sheet method). Transects were positioned 1 meter from the riverbank. ....78
- Figure S3. Relationship between urban land cover proportion and the exported biomass (log-transformed, in mg) of aquatic insects. The fitted linear regression (black line, described by the equation:  $y = 5.03 + 0.94x$ ) is shown with its 95% confidence interval (grey zone). Each point represents a site in Milette River or Aux Sables River (Adjusted  $R^2 = 0.0463$ ,  $F_{1,18} = 1.922$ ,  $p = 0.1825$ ). ....79
- Figure S4. Relationship between distance from upstream and the exported biomass (log-transformed, in mg) of aquatic insects. The fitted linear regression (black line, described by the equation:  $y = 5.257 + 0.000155x$ ) is shown with its 95% confidence interval (grey zone). Each point represents a site in Milette River or Aux Sables River (Adjusted  $R^2 = -0.05012$ ,  $F_{1,18} = 0.09317$ ,  $p = 0.7637$ ). .....80
- Figure S5. Relationships between body size in mg (Values, x) and the number of insects with body size  $\geq x$  on logarithmic scales in each site. The rank frequency plots visualise the fit of the size spectra slopes using maximum likelihood estimation of a bounded power-law distribution for each site. The number in the top-right corner of each plot represents the longitudinal position, where 1 is the most downstream site and 10 is the most upstream. For each river, sites are ordered by increasing proportion of impervious cover (IC) from left to right, then top to bottom. ....81
- Figure S6. Relationship between distance from upstream and aquatic insect size distributions metrics. (a) Slopes of size spectra with, shown for the 17 sites that

passed the quality criterion for slope estimation,  $R^2 = 0.069$   $p = 0.1597$ . (b) Mean insect body size,  $R^2 = 0.092$   $P = 0.1043$  (c) Community size range ( $\log_{10}$ -transformed),  $R^2 = 0.149$   $p = 0.05217$ .....82

Figure S7. Posterior distributions of the proportion of aquatic-derived prey in *Tetragnatha* diets for each site, as estimated by a Bayesian mixing model. The nested dark, medium, and light gray rectangles represent the 50%, 90%, and 95% credible intervals, respectively. The red dot indicates the posterior mean. Site's number represents the longitudinal position, where 1 is the most downstream site and 10 is the most upstream.....83

# CHAPITRE I

## INTRODUCTION

### 1. Contexte général et problématique

#### 1.1 méta-écosystèmes

Notre conception des écosystèmes a largement évolué au fil du temps. Ils étaient autrefois considérés comme des entités indépendantes, dont la dynamique était principalement déterminée par des processus locaux (Forbes et al., 1887). On les définissait alors comme un ensemble de composantes abiotiques et biotiques, ainsi que les interactions entre ces composantes, à l'intérieur d'une unité spatialement délimitée (Tansley, 1935). Cette vision simplifiée permettait de réduire la complexité de l'environnement afin de mieux comprendre les mécanismes qui régissent le fonctionnement de ces systèmes (par exemple, Levin & Paine, 1974). Leur délimitation se faisait de manière arbitraire, autant par commodité que par nécessité. Les dernières décennies ont ensuite marqué une transition conceptuelle majeure où la vision de milieux physiquement isolés a cédé la place à une reconnaissance de l'effet de processus opérant à de multiples échelles spatiales et temporelles (Loreau et al., 2003). Cette perspective plus holistique souligne que les systèmes naturels s'inscrivent dans un ensemble plus vaste, résultant d'interactions dynamiques entre les composantes d'un paysage interconnecté (par exemple, Henschel et al., 2001 ; Holt, 2008 ; Knight et al., 2005 ; Polis & Strong, 1996).

Cette reconnaissance de l'interconnexion spatiale a été formalisée par le développement d'une série de concepts clés tels que celui des méta-communautés, défini comme un réseau de communautés reliées entre elles par la dispersion des organismes qui les composent (Mouquet & Loreau, 2002). Cette assise théorique a contribué à cristalliser l'interaction entre les processus locaux, tels que les interactions biotiques (par exemple,

compétition, prédation), et les processus régionaux, comme la dispersion, pour mieux expliquer la structure spatiale de la biodiversité. Bien qu'elle fournisse des bases théoriques robustes pour aborder des questions fondamentales sur la stabilité des écosystèmes et la distribution des organismes dans des paysages hétérogènes, son champ d'application demeure limité aux composantes biotiques. Or, il est aujourd'hui reconnu que les propriétés des communautés écologiques ne peuvent être pleinement comprises sans les inscrire dans le contexte de leur habitat (Jones & Lawton, 1995). C'est ici qu'interviennent les méta-écosystèmes. Cette perspective élargie intègre, au-delà de la simple dispersion des organismes, l'ensemble des flux spatiaux, qu'il s'agisse de nutriments inorganiques ou de matière organique. Elle a pour objectif de considérer les propriétés émergentes du système dynamique de plus haut niveau qui résultent de ces flux entre écosystèmes. Les méta-écosystèmes offrent ainsi un outil permettant de comprendre de manière rigoureuse comment le couplage spatial des milieux locaux génère des contraintes et des dynamiques à grande échelle, synthétisant les perspectives de l'écologie du paysage et de la théorie des méta-communautés (Loreau et al., 2003).

Un élément fondamental de l'approche des méta-écosystèmes, est qu'elle reconnaît qu'un apport dans un écosystème constitue nécessairement une perte pour un autre, engendrant une conséquence sur les systèmes sources ainsi que sur les systèmes récepteurs (Loreau et al., 2003). Ce flux est défini comme un subside. Provenant de phénomènes aussi variés que l'érosion, les régimes hydrologiques, les migrations ou la prédation (Prairie, 2008 ; Ward et al., 2017), ces subsides prennent des formes tout aussi diverses. Ils peuvent aller de la simple molécule transportée passivement jusqu'à l'organisme entier parcourant activement des distances parfois impressionnantes. C'est le cas de certains oiseaux migrateurs, dont les déplacements engendrent le transport de nutriments, de contaminants, de propagules, de parasites et d'agents pathogènes sur des milliers de kilomètres (Bauer & Hoye, 2014).

D'autres subsides représentent plutôt des échanges directs entre milieux adjacents, notamment à l'interface entre les écosystèmes aquatiques et terrestres. Historiquement, l'étude de ces dynamiques à l'échelle locale, notamment entre les cours d'eau et leurs bandes riveraines, s'est davantage focalisée sur les flux dirigés de la terre vers l'eau. Cette

directionnalité de flux terre-eau est abondamment documentée, notamment dans les études portant sur la chute des feuilles issues de la végétation des berges qui supportent la production secondaire aquatique (Graça, 2001). Par conséquent, la recherche sur la connectivité cours d'eau-zone riparienne s'est longtemps focalisée sur cet apport unidirectionnel.

## **1.2 Subside aquatique: les insectes émergents**

Plus récemment, un intérêt croissant s'est développé pour la voie inverse, accordant une importance grandissante aux subsides transitant du milieu aquatique vers le milieu terrestre (Power et al., 2004). À cet égard, plusieurs articles de synthèse ont mis en lumière le rôle central des insectes aquatiques émergents dans ce processus. Ces organismes, également désignés comme insectes mérolimniques, se caractérisent par un cycle de vie en deux phases principales: leur stade juvénile est strictement confiné au milieu aquatique, tandis que les adultes ailés sont terrestres (Wieczorek et al., 2015). L'émergence se définit comme la mue finale qui révèle l'adulte, après une métamorphose complète ou incomplète (Nash et al., 2023). Le changement ontogénique incarne donc le mécanisme clé derrière une contribution active de biomasse vers la zone riparienne. Quant à la constitution de ce subside, des études ont démontré une prédominance marquée des diptères, lesquels peuvent représenter de 25 à 99 % de la biomasse totale des insectes mérolimniques selon les milieux (Gray, 1989; Jackson et Fisher, 1986). Le reste est majoritairement composé d'éphéméroptères, de plécoptères, de trichoptères, d'odonates et de mégaloptères (Baxter et al., 2005; Raitif et al., 2018).

Loin d'être anecdotique, ce transfert représente un flux quantitatif majeur entre les deux écosystèmes. Il constitue un apport d'énergie crucial, car il diversifie la source de proies disponibles pour de nombreux consommateurs, tels que les oiseaux, les chauves-souris, les reptiles, les coléoptères et les araignées (Iwata, Nakano & Murakami, 2003; Sabo & Power, 2002; Fukui et al., 2006; Hering & Plachter, 1997). Il a été estimé que seulement 3 % de la biomasse des invertébrés aquatiques émergents retournerait au cours d'eau principalement par la chute d'adultes (Jackson et Fisher, 1986), soulignant l'importance de ce flux pour l'écosystème voisin. En conséquence directe de la disponibilité de cette source, les consommateurs insectivores sont souvent retrouvés en

plus grand nombre à proximité des cours d'eau (Hagen & Sabo, 2014; Bader et al., 2015; Williams et al., 1995). De nombreuses études illustrent cette dépendance. Par exemple, Vesterinen et al. (2013) ont démontré que les insectes d'origine aquatique peuvent constituer plus de la moitié de la diète de la chauve-souris *Myotis daubentonii*. De même, Burdon & Hardin (2008) ont mis en évidence une forte dépendance des araignées ripariennes aux insectes mérolimniques, ces derniers pouvant représenter une part substantielle de leur diète, s'étendant de 15 % à 90 % (Baxter et al., 2005; Paetzold et al., 2005). L'abondance des araignées a été liée à celle des insectes aquatiques adultes, diminuant généralement avec la distance de la berge (Henschel et al., 2001).

D'un point de vue biochimique, les insectes émergents représentent aussi une source d'acides gras polyinsaturés à longues chaînes (PUFAs). Le composé le plus notable est l'acide eicosapentaénoïque (EPA), dont les concentrations moyennes sont six fois plus élevées que chez les insectes purement terrestres (Hixson et al., 2015; Mathieu-Resuge et al., 2021). L'EPA est synthétisé par les producteurs primaires aquatiques, permettant une accumulation dans les tissus de consommateurs aquatiques de niveaux trophiques supérieurs (Twining et al., 2019). Il est impliqué dans diverses fonctions physiologiques essentielles chez les animaux, telles que la régulation de la biosynthèse des eicosanoïdes, des composés jouant un rôle central dans la réponse immunitaire (Schlotz et al., 2016; Fritz et al., 2017). De cette façon, la consommation d'insectes aquatiques permet par exemple aux oisillons d'avoir une croissance plus rapide et une meilleure immunocompétence grâce à leur teneur élevée en acides gras (Twining et al., 2016). Dès lors, l'introduction d'EPA dans les compartiments terrestres repose quasi exclusivement sur les flux de provenance aquatique.

Les insectes mérolimniques représentent également une ressource de haute qualité en raison de leur faible ratio C:N. Issus de systèmes aquatiques souvent nets hétérotrophes – comme les ruisseaux ombragés ou les lacs peu productifs – ils exportent une biomasse riche en nutriments limitants tels que l'azote et le phosphore (Gounand et al., 2018; Elser et al., 2007). Or, les écosystèmes terrestres, généralement nets autotrophes, sont fréquemment contraints par la disponibilité de ces nutriments (Harpole et al., 2011). L'apport peut alors relâcher ces limitations, générant une complémentarité fonctionnelle

entre systèmes terrestres et aquatiques à l'échelle du paysage (Gounand et al., 2017). Ce flux de matière constitue ainsi un mécanisme potentiel de rétroaction positive favorisant la production secondaire dans les réseaux trophiques terrestres. Par exemple, une étude de Bultman et al. (2014) menée sur des saules (*Salix phylicifolia*) a démontré que les arbres situés près de lacs à forte densité de diptères émergents présentaient une teneur en azote foliaire de 8 à 11 % plus élevée que celles près de lacs à faible densité. En conséquence, les chenilles de l'espèce *Hydriomena furcata* se nourrissant de ces saules enrichis étaient non seulement 4 à 6 fois plus abondantes, mais également plus lourdes dans les sites à forte subvention d'insectes. L'étude a confirmé une corrélation positive entre la densité des chenilles et la concentration d'azote dans les feuilles de saule, illustrant clairement comment les subsides aquatiques peuvent amplifier la biomasse et la densité des consommateurs primaires.

### **1.3 L'importance de l'adéquation prédateur-proie : une question de temps, d'espace...et de taille.**

La qualité de la ressource constitue donc un aspect important à considérer dans l'étude des flux inter-écosystémiques. Marcarelli et al. (2011) ont avancé une proposition fondamentale : la composition des ressources transférées entre les habitats devrait être prise en compte pour prédire leurs effets sur les écosystèmes récepteurs, au même titre que la quantité. Une méta-analyse menée par Bartels et al. (2012) a même démontré que l'efficacité d'utilisation des ressources dans le système récepteur dépend davantage de la composition de la ressource que de sa quantité. Par conséquent, négliger la qualité des subsides inter-écosystémiques risque de biaiser l'estimation de leurs effets réels sur les écosystèmes récepteurs (Twining et al., 2019).

La qualité des subsides ne se limite pas uniquement à leurs propriétés chimiques telles que la stœchiométrie ou le contenu en acides gras. Elle englobe également d'autres caractéristiques qui régulent la manière dont cette ressource peut être assimilée et utilisée par les consommateurs. L'efficacité avec laquelle les insectes mérolimniques sont intégrés dans le réseau trophique terrestre dépend de l'adéquation entre les traits des proies émergentes et de leurs prédateurs. Les organismes aquatiques n'émergent pas de manière homogène; ils se distinguent par des variations temporelles et quantitatives (moments de

la journée ou de l'année), ainsi que par des capacités de dispersion différentes au stade adulte (Poff et al. 2006). Ces caractéristiques sont des éléments phénotypiques qui ne varient pas de manière indépendante, mais sont plutôt liées en groupes de traits résultant de compromis évolutifs (Verberk et al. 2008). Collectivement, ces traits d'émergence modulent la disponibilité spatio-temporelle des ressources, régulant ainsi leur incorporation au sein de la chaîne trophique terrestre (Polis et al., 1997). Cette disponibilité peut ainsi être compromise par des décalages spatiaux. Le mode d'émergence, par exemple, constitue un filtre fondamental. Certains arthropodes s'échappent de la colonne d'eau en volant, alors que d'autres rampent sur la berge (Merritt and Cummins, 1996). Cette distinction crée une ségrégation des ressources : les chasseurs au sol (par ex., les araignées de la famille des Lycosidae) bénéficient préférentiellement des proies rampantes, alors que ceux qui se nourrissent depuis la végétation en hauteur (par ex., les araignées de la famille des Tetragnathidae) capitalisent davantage sur les insectes volants. Une perturbation environnementale peut ainsi créer un décalage en altérant la composition de la communauté de proies. Dans l'étude de Kowarik et al. (2023), les araignées chassant au sol dans la bande riveraine de cours d'eau dégradés possédaient moins d'acide eicosapentaénoïque dans leurs tissus que les araignées de la strate arbustive. Il s'agissait d'une conséquence directe d'une diminution de l'abondance des plécoptères adultes, des proies rampantes à l'émergence et particulièrement sensibles à la pollution.

Outre la dimension spatiale, l'importance des subsides mérolimniques en milieu tempéré est intrinsèquement liée à une asynchronie temporelle de productivité entre les écosystèmes aquatiques et forestiers. Au début du printemps, alors que la productivité terrestre est encore latente, celle des cours d'eau connaît une effervescence, stimulée par une canopée clairsemée qui maximise l'ensoleillement aquatique (Sumner & Fisher, 1979; Nakano & Murakami, 2001). Ce découplage phénologique génère un apport énergétique fondamental. Durant cette fenêtre critique, les prédateurs ripariens capitalisent principalement sur cette nourriture d'origine aquatique, ce qui se traduit par une concentration de leur activité près des berges (Nakano & Murakami, 2001). Or, cet équilibre phénologique est aujourd'hui fragilisé par les perturbations anthropiques, notamment les changements climatiques. Ces derniers induisent des variations temporelles des patrons émergences au printemps créant des décalages susceptibles de

réduire l'efficacité d'intégration des subsides durant la période où ils sont le plus nécessaire pour la subsistance de la communauté de prédateurs ripariens (Jonsson & Canhoto, 2017).

Au-delà des filtres spatio-temporels, l'assimilation des subsides aquatiques est contrainte par la structure de taille des organismes qui les composent. Conformément aux principes de stratégie optimale de recherche de nourriture, le ratio de taille entre proie et prédateur conditionne l'efficacité de la prédation par les consommateurs riverains (Akamatsu & Toda., 2011). Une étude empirique sur des araignées, par exemple, révèle que l'efficacité de capture est maximale pour des proies dont la taille représente entre 50 et 80 % de la leur (Nentwig & Wissel, 1986). De ce fait, même lorsque quantitativement abondant, un subside peut s'avérer fonctionnellement indisponible si un décalage de taille existe entre les proies émergentes et les prédateurs. Par conséquent, toute perturbation environnementale modifiant la structure de taille des communautés d'insectes émergents est susceptible d'altérer en profondeur l'intégration de cette ressource au sein du réseau trophique terrestre, avec des répercussions en cascade sur les prédateurs riverains (Davis et al., 2011; Stenroth et al., 2015).

#### **1.4 Urbanisation**

La conversion du territoire en zones urbaines représente l'un des vecteurs les plus importants de modification de l'environnement à l'échelle mondiale (Lambin et Meyfroidt 2011). Puisque les modifications du territoire affectent à la fois les écosystèmes d'eau douce et les écosystèmes terrestres adjacents (Allan, 2004), leur potentiel d'influence sur les subsides entre les milieux lotiques et terrestres est d'autant plus considérable (Muehlbauer et al., 2020). L'urbanisation perturbe la végétation riveraine, modifie l'hydrologie, altère la chimie de l'eau, dénature la morphologie des canaux et entraîne une augmentation des niveaux de nutriments et de polluants. Ces transformations s'inscrivent dans ce que Walsh et al. (2005) ont qualifié de « syndrome des cours d'eau urbains » (*urban stream syndrome*), un ensemble récurrent d'effets observés dans les cours d'eau anthropisés. Il s'agit de facteurs qui causent à eux seuls des effets importants sur la dynamique des subsides aquatique-terrestre, mais leur interaction peut affecter les

subsidés d'une manière imprévisible par rapport à l'effet indépendant de chacun (Muehlbauer et al., 2020).

La nature bidirectionnelle des échanges inter-écosystémiques constitue une dimension supplémentaire pour évaluer comment l'utilisation du territoire module la connectivité aquatique-terrestre (Allan, 2004). En effet, la différence de productivité entre les entités donneuses et receveuses est essentielle pour déterminer l'importance d'un subside pour un écosystème destinataire (Polis et al., 1997). Dans cette optique, une part substantielle de la biomasse aquatique émergente est en réalité un recyclage d'énergie initialement terrestre. De nombreuses larves d'insectes aquatiques, en se nourrissant de débris allochtones comme les feuilles mortes, réincorporent cette énergie dans la chaîne trophique aquatique avant de la restituer au milieu terrestre lors de leur émergence en tant qu'adultes ailés (Kraus & Vonesh, 2012; Scharnweber et al., 2014). Il en découle que les petits écosystèmes d'eau douce qui ont une tendance plus hétérotrophe peuvent être incapables d'exporter des subsides d'une grande ampleur si les écosystèmes terrestres adjacents fortement dénaturés par l'urbanisation soutiennent des niveaux de productivité faibles (Polis et al., 1997).

Les pressions multiples de l'urbanisation sur les cours d'eau ont des conséquences directes sur les communautés d'invertébrés aquatiques. Elles mènent fréquemment à une diversité réduite (Gage et al., 2004) et à une abondance relative accrue de taxons tolérants comme les diptères et les taxons non-insectes (par ex., Oligochètes et Mollusques) (Roy et al., 2003). Ce changement de composition de communauté se traduit surtout par un appauvrissement des taxons sensibles à la pollution au stade larvaire, notamment les Éphéméroptères, les Plécoptères et les Trichoptères. Cette dégradation est intrinsèquement liée à l'imperméabilisation croissante des sols, qui constitue l'altération physique dominante des bassins versants urbains. Dans ce contexte, la surface imperméable a été identifiée à maintes reprises comme un prédicteur clé de la perturbation des communautés d'insectes aquatiques (Jones & Clark, 1987; Stepenuck et al., 2002; Morse et al., 2003; Fogaça et al., 2013; Barnum et al., 2017). Toutefois, la majorité des études sur l'urbanisation omettent d'intégrer la réponse des phases émergentes et se concentre principalement sur les phases larvaires. Or, la communauté émergente n'est pas

un reflet parfait de la communauté larvaire. Des facteurs comme une pression de prédation accrue sur les larves matures (Wesner, 2019) ou la bioaccumulation de contaminants qui n'affectent la survie qu'au moment de la métamorphose (Kraus et al., 2014) peuvent découpler l'abondance et la composition des deux stades. De considérer l'émergence plutôt que les phases benthiques est donc indispensable pour évaluer rigoureusement les effets de l'utilisation du territoire sur le couplage aquatique-terrestre. À ce jour, les études ayant intégré l'émergence se sont davantage déroulées en contexte agricole plutôt qu'urbain. Ces travaux ont révélé que l'agriculture intensive ne modifie pas seulement la composition de la communauté émergente, mais aussi la structure de taille. On y observe une prédominance de petits diptères au détriment des EPT, souvent de plus grande taille (Stenroth et al. 2015). Cette réorganisation a des répercussions directes sur le réseau trophique terrestre : les prédateurs généralistes comme les oiseaux et araignées des milieux forestiers sont remplacés par d'autres consommateurs (coléoptères, petites araignées) spécialisés dans la capture de proies de petite taille (Stenroth et al. 2015). Or, l'urbanisation n'est pas une perturbation analogue à l'agriculture. Elle engendre des stress uniques, notamment des crues rapides et fréquentes, des concentrations élevées en métaux lourds, en hydrocarbures et en sels de voirie (Gnecco et al., 2005), qui sont susceptibles d'influencer différemment la survie et le succès des émergences. Il apparaît donc essentiel d'étudier l'effet de l'urbanisation pour déterminer si, à l'instar du contexte agricole, elle provoque une réorganisation semblable de la structure de taille et, par conséquent, si elle est susceptible d'altérer la structure et la fonction des communautés de consommateurs riverains. Comprendre ces dynamiques est fondamental pour évaluer l'impact réel de l'urbanisation sur l'intégrité des écosystèmes et la connectivité entre les milieux aquatiques et terrestres.

### **1.5 La rivière : un continuum longitudinal**

Le concept du continuum fluvial propose qu'un cours d'eau, de sa source à son embouchure, constitue un gradient de conditions physiques et chimiques (Vannote et al., 1980). Cette organisation longitudinale est principalement dictée par un transport cumulatif : à mesure que les affluents convergent vers l'aval, le volume d'eau et la charge de matière augmentent, créant des gradients physicochimiques naturels (Erdozain et al.,

2021). Cette nature cumulative fait du réseau hydrographique un vecteur efficace pour la propagation spatiale des perturbations (Freeman et al., 2007). Cependant, cette vision d'un simple transport unidirectionnel doit être nuancée. Plusieurs autres mécanismes contribuent à atténuer et même renverser les gradients abiotiques positifs en stockant, en convertissant ou en éliminant la matière qui transite (Leibowitz et al., 2018). Un processus comme la dénitrification, par exemple, peut retourner entre 15% et 33% de l'azote inorganique vers l'atmosphère (Wollheim et al., 2008). Il est notamment estimé que certains ruisseaux de tête drainant une couverture terrestre naturelle réduisent l'apport d'azote en aval de 20 à 40% (Mulholland et al. 2008). De même, des obstacles physiques tels que les embâcles altèrent le transport sédimentaire vers l'aval (Elosegi et al., 2017). L'état d'un segment fluvial est donc la résultante de deux forces opposées : l'effet source et l'effet puits (Leibowitz et al., 2018).

L'intégrité de cette architecture longitudinale peut être modifiée par l'utilisation du territoire. Ce type de perturbation est susceptible de modifier les gradients abiotiques naturels de plusieurs manières en les amplifiant, les atténuant, les inversant ou simplement en les empêchant d'exister (Fritz et al., 2018). La réponse longitudinale variant pour chaque paramètre abiotique, il devient particulièrement complexe de prédire la signature nette d'une perturbation le long du continuum (Erdozain et al., 2021). Puisque les communautés de macro-invertébrés aquatiques sont la résultante des différentes conditions physiques dynamiques le long du tronçon, il devient d'autant plus complexe d'anticiper les répercussions des changements des gradients naturels sur ces communautés. On doit également considérer que des différences dans la structure d'une communauté en amont entraîne elle-même des changements de celles en aval par le déplacement des organismes, mais aussi en l'absence de dispersion de ces derniers (Harvey et al., 2017). Par exemple, des cellules mortes aux qualités (ratio C:N) contrastées provenant de différentes communautés en amont changent les ressources qui atteignent les communautés en aval (Harvey et al., 2017). L'assimilation d'une même quantité de ressources par différentes communautés en amont peut donc conduire à la production de subsides longitudinaux qualitativement très distincts (Harvey et al., 2017). Une perturbation modifiant la composition d'une communauté en amont est finalement susceptible de conduire à la production de ressources différentes accessibles pour celle en aval (Harvey et al., 2017). En dernière instance, ces reconfigurations successives des communautés

benthiques le long du continuum peuvent ultimement s'observer au niveau de leur phase émergente et ainsi influencer le couplage entre écosystèmes aquatiques et terrestres en aval de la perturbation en soi. Il apparaît donc justifié d'intégrer la composante longitudinale dans l'étude des effets de l'urbanisation sur le couplage aquatique-terrestre dans les cours d'eau.

## **2. Objectifs de recherche et prédictions**

### **2.1 Objectifs de recherche**

Ainsi, l'objectif principal de ce projet est de déterminer comment l'urbanisation, dans un contexte longitudinal, modifie la structure de taille des communautés d'insectes aquatiques émergents et d'évaluer les répercussions de ces changements qualitatifs sur les communautés d'araignées prédatrices riveraines. Pour atteindre cet objectif principal, les objectifs spécifiques suivants ont été définis :

- Caractériser les effets de l'urbanisation sur les subsidies aquatiques.
  - Évaluer les profils physicochimiques des sites pour identifier les facteurs abiotiques associés à l'urbanisation susceptibles d'altérer les assemblages d'insectes émergents.
  - Quantifier l'effet du pourcentage de surface imperméable sur la composition taxonomique et la structure de taille (spectres de taille, taille moyenne et étendue des tailles) des communautés d'insectes émergents.
  - Évaluer si les effets de l'urbanisation supplantent ceux du gradient longitudinal naturel de la rivière.
- Évaluer la réponse des prédateurs riverains aux changements du subsidé.
  - Déterminer si les modifications de la structure de taille des insectes émergents se répercutent sur la structure (abondance et composition) des communautés d'araignées riveraines.
  - Comparer l'importance relative des facteurs du paysage (urbanisation, position longitudinale) et des caractéristiques du subsidé (quantité, structure de taille) pour expliquer la structure des communautés d'araignées ainsi que leur diète (mesuré par isotopes stables).

## 2.2 Prédiction

- Puisque surface imperméable est reconnue comme un prédicteur clé de l'altération des communautés d'insectes aquatiques (Jones & Clark, 1987; Stepenuck et al., 2002; Morse et al., 2003; Fogaça et al., 2013; Barnum et al., 2017), nous prédisons que l'augmentation de la superficie urbaine devrait entraîner un changement dans la composition taxonomique des insectes émergents, favorisant une dominance des Chironomidae, une famille de diptères de petite taille et tolérante à la pollution. D'une part, l'augmentation de la conductivité et des ions toxiques devrait imposer un stress osmorégulateur, éliminant les taxons sensibles au profit de ces taxons tolérants. D'autre part, l'altération du régime hydrologique (i.e., crues récurrentes) devrait exercer une pression de sélection favorisant les espèces résilientes capables d'une récupération rapide. La petite taille corporelle étant fortement corrélée à des cycles de vie courts (e.g., multivoltinisme), ce trait devrait être sélectionné pour permettre une recolonisation rapide entre les perturbations, au détriment des grands taxons à cycle de vie long (e.g., univoltinisme). En conséquence, nous avons prédit que ce changement se traduirait par une altération de la structure de taille de la communauté, spécifiquement par des pentes de spectres de taille plus abruptes, une étendue de tailles corporelles plus restreinte, une taille corporelle moyenne plus petite.
- La transition vers un subsystème aquatique composé de proies plus petites devrait restructurer la communauté d'araignées riveraines, en favorisant les espèces mieux adaptées à la capture de petites proies.
- La transition vers un subsystème aquatique composé de proies plus petites devrait entraîner une signature isotopique aquatique plus faible dans la diète des araignées, en raison de la perte de diversité dans la taille des proies aquatiques disponibles.

## 3. Aperçu méthodologique

### 3.1 Sites d'étude

L'étude a été menée le long de deux cours d'eau à Trois-Rivières (Québec, Canada): les rivières Milette et Aux Sables. Ces deux rivières ont été sélectionnées pour leurs caractéristiques physiques similaires (largeur, longueur, profondeur, substrat), ce qui

permet de minimiser la variabilité naturelle entre elles. Cependant, elles drainent des bassins versants adjacents soumis à des pressions urbaines contrastées : la rivière Milette est influencée par un environnement fortement urbanisé, tandis que la rivière Aux Sables s'écoule dans un bassin versant plus naturel. Au total, 20 sites d'échantillonnage (10 par rivière) ont été établis le long d'un gradient allant de l'amont vers l'aval afin de capturer les réponses des communautés aux changements d'utilisation du territoire.

### **3.2 Caractérisation de l'utilisation du territoire et de la qualité de l'eau**

L'urbanisation a été quantifiée en utilisant la proportion de surfaces imperméables comme indicateur principal. Pour chaque site, cette proportion a été calculée à l'échelle du sous-bassin versant local à partir d'images satellitaires Sentinel-2. Cette approche locale permet de saisir les perturbations immédiates affectant les communautés biologiques, évitant ainsi l'effet de dilution qui peut masquer les impacts locaux lorsqu'ils sont moyennés sur l'ensemble du bassin versant en amont. En parallèle, la qualité de l'eau a été suivie en mesurant *in situ* la conductivité, la température, le pH et la turbidité tous les trois jours durant la campagne d'échantillonnage. L'oxygène dissous a également été mesuré en continu à l'aide de sondes automatisées.

### **3.3 Échantillonnage des arthropodes**

Les insectes aquatiques (phase émergente) ont été échantillonnés de la fin mai au début juin 2024, une période qui coïncide avec le pic d'émergence printanier et représente une fenêtre critique pour les prédateurs riverains. Des pièges à émergence flottants ont été installés au centre de chaque site et relevés tous les trois jours. Tous les spécimens capturés ont été comptés, identifiés à la famille et leur longueur corporelle a été mesurée. Les arthropodes riverains, incluant les araignées, ont été collectés par la méthode du drap de battage sur la végétation des berges. L'échantillonnage a été synchronisé avec celui des insectes aquatiques pour aligner la disponibilité des proies avec la présence des prédateurs.

### **3.4 Isotopie**

Une application courante et puissante pour déterminer les sources alimentaires d'un organisme est l'analyse des isotopes stables. L'avantage principal de cette méthode par rapport aux approches traditionnelles, comme l'analyse de contenu stomacal, est qu'elle

révèle la diète qui a été métaboliquement assimilée pour la croissance et le maintien des tissus, offrant ainsi un historique intégré de l'alimentation sur une période donnée (Rounick et Winterbourn, 1986). Par définition, les isotopes d'un même élément possèdent le même nombre de protons mais un nombre de neutrons différent, ce qui leur confère des masses atomiques distinctes. Pour cette étude, les isotopes stables du carbone ( $^{13}\text{C}$  et  $^{12}\text{C}$ ) et de l'azote ( $^{15}\text{N}$  et  $^{14}\text{N}$ ) ont été utilisés. Dans la nature, les isotopes légers sont toujours beaucoup plus abondants que leurs homologues lourds; par exemple, le carbone 12 ( $^{12}\text{C}$ ) représente environ 98,9 % du carbone total, tandis que le carbone 13 ( $^{13}\text{C}$ ) ne compte que pour 1,1 % (Cotrufo et Pressler, 2023). Cette différence de masse, bien que minime, est à l'origine du phénomène de fractionnement isotopique. Ce dernier décrit tout processus qui altère le ratio naturel des isotopes. Au cours des réactions physiques et biochimiques, les liaisons atomiques impliquant des isotopes lourds sont légèrement plus fortes et demandent plus d'énergie pour être rompues. Par conséquent, les molécules contenant l'isotope léger (ex:  $^{12}\text{C}$ ) réagissent généralement plus rapidement que celles contenant l'isotope lourd (ex:  $^{13}\text{C}$ ) (Cotrufo et Pressler, 2023). Ce fractionnement engendre des signatures isotopiques distinctes et prévisibles dans différents compartiments de l'environnement. Par exemple, les plantes terrestres et les algues aquatiques discriminent différemment le  $^{13}\text{C}$  durant la photosynthèse, ce qui leur confère des signatures en carbone uniques. C'est cette hétérogénéité des signatures à la base des réseaux trophiques qui permet de les utiliser comme traceurs (Cotrufo et Pressler, 2023). Pour quantifier ces fines variations, on mesure le ratio de l'isotope lourd sur l'isotope léger ( $R = \text{H/L}$ ) dans un échantillon à l'aide d'un spectromètre de masse. Comme les différences de ratios entre les échantillons sont infimes, on utilise la notation delta ( $\delta$ ) pour les exprimer sur une échelle plus facilement comparable. La valeur delta d'un échantillon est calculée par rapport à un standard international de référence selon la formule :

$$\delta X(\text{en}\text{‰}) = \left( \frac{R_{\text{échantillon}}}{R_{\text{standard}}} - 1 \right) \times 1000$$

La valeur  $\delta$ , exprimée en "per mil" (‰), représente donc l'écart, en millième, du ratio isotopique d'un échantillon par rapport à celui du standard. Une valeur  $\delta$  positive indique

que l'échantillon est "enrichi" en isotope lourd par rapport au standard, tandis qu'une valeur négative indique qu'il est "appauvri".

Lorsqu'un consommateur se nourrit, un second type de fractionnement se produit : le fractionnement trophique, aussi appelé discrimination trophique. Les processus métaboliques éliminent préférentiellement les isotopes légers (notamment le  $^{14}\text{N}$ ). En conséquence, les tissus du consommateur deviennent enrichis en isotopes lourds par rapport à ceux de ses proies selon un facteur de discrimination trophique ( $\Delta$ ) (Cotrufo et Pressler, 2023). La prise en compte de ce facteur est essentielle pour modéliser correctement la diète.

Ainsi, pour déterminer la contribution relative de deux sources potentielles (ici, aquatique et terrestre) à la diète d'un consommateur (l'araignée), on utilise un modèle de mélange linéaire. Le principe est que la signature isotopique du consommateur est la moyenne pondérée des signatures de ses sources, une fois celles-ci corrigées pour le fractionnement trophique. L'équation de base est :

$$\delta_{\text{Consommateur}} = f_{\text{aquatique}} \cdot \delta'_{\text{aquatique}} + f_{\text{terrestre}} \cdot \delta'_{\text{terrestre}}$$

où  $f$  est la proportion de chaque source dans la diète, et  $\delta'$  est la signature isotopique de la source corrigée pour la discrimination trophique ( $\delta' = \delta_{\text{source}} + \Delta$ ). Sachant que la somme des proportions est égale à 1, on peut isoler la contribution d'une source. Par exemple, la proportion de la source aquatique est calculée comme suit :

$$f_{\text{aquatique}} = \frac{(\delta_{\text{Consommateur}} - \delta'_{\text{terrestre}})}{(\delta'_{\text{aquatique}} - \delta'_{\text{terrestre}})}$$

Cette équation permet donc de quantifier la part relative de chaque source dans la diète assimilée par l'araignée, en se basant sur la signature isotopique de ses tissus et de celles de ses proies potentielles.

### 3.5 Structure de taille

Pour étudier comment l'urbanisation affecte la structure de taille des communautés d'insectes aquatiques émergents, la biomasse de chaque individu a d'abord été estimée à partir de sa longueur en utilisant des équations allométriques spécifiques à chaque taxon. Par la suite, la structure de taille dans chaque site a été analysée à l'aide de la taille moyenne, l'étendue de taille (taille maximale – taille minimale) ainsi que les spectres de taille.

Un spectre de taille est un outil permettant de représenter la relation entre la taille corporelle des individus et leur abondance (Pomeranz et al., 2022). La caractéristique fondamentale qu'il représente est que, typiquement, dans une communauté, l'abondance décline à mesure que la taille corporelle augmente (Brown et al., 2004). Le but principal de l'analyse d'un spectre de taille est d'estimer la pente ( $\lambda$ ) de cette relation, qui décrit à quelle vitesse l'abondance des grands organismes diminue par rapport à celle des petits (Pomeranz et al., 2022). Dans cette étude, la pente des spectres de taille a été estimée en utilisant la méthode du maximum de vraisemblance (MLE; Edwards et al., 2017). Son principe fondamental est qu'elle estime directement la pente ( $\lambda$ ) du spectre de taille en utilisant les données de taille de chaque individu, sans aucun regroupement préalable (Sprules and Barth, 2016). La méthode MLE fonctionne en trouvant la valeur du paramètre  $\lambda$  qui maximise la probabilité d'avoir observé l'ensemble des tailles individuelles mesurées sur le terrain, en supposant que ces tailles suivent une distribution en loi de puissance (Edwards et al., 2020). En d'autres termes, elle identifie la pente qui correspond le mieux à la distribution de l'ensemble des données brutes (Edwards et al., 2017).

## CHAPITRE II

### URBAN IMPACTS ON TERRESTRIAL PREDATORS VIA CHANGES IN THE SIZE DISTRIBUTION OF AQUATIC SUBSIDIES

Le contenu de ce chapitre a fait l'objet d'une soumission dans la revue *Oikos*. La référence de cet article est la suivante :

Charles Gagnon, Louis-Philippe Beauchamp, Eric Harvey. (2025). Urban impacts on terrestrial predators via changes in the size distribution of aquatic subsidies. *Authorea*. DOI: 10.22541/au.176051899.91254157/v1

Charles Gagnon<sup>1</sup>, Louis-Philippe Beauchamp<sup>1</sup>, Eric Harvey<sup>1,2</sup>

1. Centre de recherche sur les interactions bassins versants – écosystèmes aquatiques (RIVE), Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, Québec, G8Z 4M3, Canada

2. Canada Research Chair in Cross-Ecosystems Linkages (CREE), Trois-rivières, Quebec, G8Z 4M3, Canada

**Corresponding Author** : Charles Gagnon (Charles.gagnon3@uqtr.ca – 3351 Bd des Forges, Trois-Rivières, Qc, G8Z 4M3)

## **ABSTRACT**

The export of emergent aquatic insects is a critical energy subsidy for terrestrial food webs. While urbanization is known to alter stream communities, its effects on the size structure of these insect subsidies and the subsequent consequences for riparian predators remain poorly understood. Yet, body size, a key dimension of subsidy quality, can strongly shape resource use by terrestrial predators, given their size-dependent foraging. Here, we investigated how land impervious cover affects the body-size distribution of emergent insects and riparian spider communities along the entire length of two urban streams. We sampled emergent insects to characterize community composition and three size-structure metrics (i.e., size-spectrum slopes, mean body size and size range), and used stable isotopes to assess spider reliance on aquatic prey. Impervious cover was the strongest driver of the emergent community structure, overriding effects of longitudinal position. Increasing impervious surface cover was associated with community homogenization, a pronounced shift toward smaller individuals, steeper size-spectrum slopes and a contraction of body-size range. Notably, total exported biomass did not change significantly, indicating that the influence of surface imperviousness manifests primarily in qualitative rather than quantitative terms. Those changes led to higher reliance on aquatic prey from riparian spiders. Our work highlights that the homogenization of aquatic prey size distribution is a powerful driver of change within riparian food webs and underscore the importance of integrating body-size composition into assessments of land-use change to better capture its consequences for cross-ecosystem resource flows.

## **KEYWORDS**

Urban streams, Aquatic–terrestrial linkages, Emergent aquatic insects, Body-size distribution, Size spectra, Spider.

## 1. INTRODUCTION

Adjacent ecosystems are tightly coupled, exchanging nutrients, energy, and organisms across their shared boundaries (Loreau et al., 2003; Polis et al., 1997). The influx of allochthonous resources enhances energy availability, thereby influencing food web dynamics and shaping community structure in recipient habitats (Bartels et al., 2012; Turschak et al., 2014). Among these flows, emergent aquatic insects, species with aquatic juvenile and terrestrial mature stages, provide a key nutritional resource for many terrestrial insectivores like birds, bats and spiders (Iwata et al., 2003; Fukui et al., 2006; Paetzold et al., 2005). For certain orb-weaving spider species, up to 100% of their assimilated carbon can originate from aquatic insects (Sanzone et al., 2003). Beyond their role as energy inputs, emergent insects also provide essential nutritional compounds for consumers such specific long chained omega-3 fatty acids, which are uniquely synthesized in aquatic systems (Twining et al., 2016). This strong reliance on aquatic-derived inputs implies that disturbances affecting insect emergence in streams can trigger cross-ecosystem impacts, altering energy integration across riparian food webs (Kowarik et al., 2023; Twining et al., 2019).

Urban land conversion represents a dominant driver of habitat and biodiversity loss, posing a critical threat to species worldwide (Simkin et al., 2022). It exerts a significant influence on lotic ecosystems by disrupting their hydrology and physicochemistry through consistent transformations often referred to as the "urban stream syndrome" (Walsh et al., 2005). These disturbances often reshape aquatic invertebrate communities by decreasing species richness and favoring stress-resistant taxa, ultimately resulting in reduced emergent insect abundance (Roy et al., 2003; Kautza and Sullivan, 2015). However, implications for the propagation of those effects across ecosystem boundaries remain unclear.

Alterations to aquatic environments caused by land conversion can influence the quantity and phenology of emerging insects (Ohler et al., 2023), with terrestrial predators exhibiting responses to such shifts in resource availability (Paetzold et al., 2011). Nevertheless, recent research on the effects of land use on emergent communities has primarily approached subsidy exports through a quantitative lens, in addition to being largely restricted to agricultural rather than urban contexts (e.g. Graf et al., 2019; Krell et

al., 2015; Raitif et al., 2018; Carlson et al., 2016). Beyond quantity, the quality (i.e., composition) of allochthonous resources is a fundamental factor for predicting their subsequent consequences in systems where they don't originate. Indeed, considering both quantity and quality provides a more comprehensive framework for understanding how these subsidies integrate and influence consumers from adjacent food webs (Marcarelli et al., 2011; Osakpolor et al., 2023). The quality of a subsidy can be defined by various traits, such as body size in a predator-prey context. Spiders, for example, have a limited range of prey sizes that they can handle (Nentwig and Wissel, 1986). Due to constraints related to morphology and web structure, smaller spiders tend to be less effective at capturing large prey (Middendorf et al., 2025) indicating that an increase in a spider's body size improves its capacity to capture larger prey (Akamatsu & Toda, 2011). Such size-based limitations highlight that the size of allochthonous prey can potentially modulate subsidy uptake and integration into terrestrial food webs (Davis et al., 2011; Stenroth et al., 2015).

This study examined how longitudinal urbanization gradients along two river catchments reshape aquatic subsidies by modifying the body size structure of emergent insect communities. We employed a multi-metric approach to characterize the complexity of resource size distributions, using three complementary indices. In parallel, we examined whether shifts in the size structure of emergent insects were reflected in riparian spider predators, by assessing changes in their community structure (abundance and composition) and in the origin of their diet using stable isotope analyses.

We predicted that increasing urban land-use would lead to a gradual dominance of Chironomidae, as certain species exhibit a high tolerance to pollutants characteristic of urban runoff (Carew et al., 2007). We expected that this compositional shift would be reflected in steeper size-spectrum slopes, a narrower overall body size range and smaller mean body size because Chironomidae are generally small-bodied compared to the rest of the emergent organisms. We further hypothesized that the shift toward smaller-bodied aquatic subsidies will restructure the riparian spider community by favoring species better adapted to smaller prey. In parallel, we predicted a weaker aquatic isotopic signature in *Tetragnatha* spider diet due to the loss of available prey size diversity.

## 2. MATERIAL AND METHODS

### 2.1 Study area and sampling sites

This study was conducted along two streams in Trois-Rivières (Québec, Canada): The Milette and the Aux Sables rivers. Both share several key physical characteristics (Table S1), including similar watershed areas (Milette: 14.644 km<sup>2</sup>; Sables: 17.947 km<sup>2</sup>; Fig. 1A), total lengths (Milette: 10.7 km; Sables: 13.8 km), average channel widths (Milette: 2.9 m; Sables: 3.1 m), and average depths (Milette: 0.36 m; Sables: 0.39 m). They flow through adjacent watersheds and are characterized by soft sediment substrates, reflecting their common geological origin within the paleo-delta of the Saint-Maurice River. The rivers' proximity and resemblance minimize natural variability and inter-river effects, allowing a clearer isolation of urbanization's effects across a diverse land-use gradient. The Milette and Aux Sables rivers exhibit different hydrological regimes. The Milette, influenced by an urbanized environment, is prone to flash floods, whereas the Aux Sables, flowing through a more natural watershed, maintains a more stable flow regime. Ten sampling sites were established along the entire length of each river (20 sites total), from headwaters to outlet, to capture fine-scale spatial variation in response to land-use changes (Fig. 1).

### 2.2 Land Use Characterization and water quality

To quantify urbanization at each site, both watersheds were divided into 10 sub-watersheds, delineated using the sampling locations as pour points (Fig. 1B). Sub-watershed limits were derived from a 1-m resolution Digital Elevation Model (DEM) based on publicly accessible LiDAR data (Ministère des ressources naturelles et des forêts, 2024). To improve accuracy, the DEM was corrected for culverts identified from satellite imagery following the method of Campeau et al. (2023). The final delineation was performed with the *Watershed* package in ArcGIS Pro (version 3.4).

Urbanization was quantified using the proportion of impervious surface cover (IC) in each sub-watershed as a proxy. IC was estimated from satellite imagery using the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). 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]). All non-vegetated cover was assumed to be impervious. Then we measured IC proportion at the local sub-watershed scale rather than the cumulative upstream scale (which sums urban and total surfaces of all upstream sub-watersheds). 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). This local focus is further justified as upstream effects are often attenuated by natural retention processes and do not fully transmit downstream (Peterson et al., 2001).

To assess water physicochemical conditions within the study sites, we measured *in situ* conductivity, temperature, pH and turbidity. Measurements were taken every three days (between May 20 to June 7, 2024), coinciding with the insect emergence sampling campaign. Temperature and pH were recorded using an ULTRAPEN™ PT2 meter, while conductivity was measured with an ULTRAPEN™ PT1 (Myron L Company). Turbidity was determined with a AquaFluor™ turbidimeter. Dissolved oxygen was continuously monitored from May 10 to June 7, 2024, using a HOBO dissolved oxygen data logger.

### **2.3 Arthropods sampling**

Emergent aquatic insects were sampled between May 20 and June 7, 2024. This timeframe coincides with the typical spring emergence peak in streams of temperate latitudes (Corbet, 1964), thereby ensuring a representative snapshot of the community within a restricted interval. This period marks a critical window for riparian predators, driven by seasonal asynchrony in resource availability. In spring, peak aquatic insect emergence coincides with the lowest terrestrial invertebrate biomass, making these subsidies critical. For example, riparian linyphiid spiders rely on aquatic prey in spring before shifting to terrestrial prey later in the season (Murakami & Nakano, 2002; Kato et al., 2004). Accordingly, our sampling window was designed both to maximize the representativeness of emerging aquatic insect communities and to encompass this ecologically key period for aquatic–terrestrial interactions. Insects were collected with floating emergence traps (Cadmus et al., 2016; Fig. S1). Traps were deployed at the center of the stream. To minimize microhabitat-related variability, traps were deployed exclusively in run sections, the predominant habitat in the studied streams. Insect samples were retrieved every three days by removing a collecting bottle attached to the trap, and

all specimens were counted and identified to the family level. The body size (length in mm) of each was measured from the anterior margin of the head to the tip of the abdomen. For specimens lacking direct measurements (e.g., damage or missing body parts), body length was imputed using the mean value for the corresponding taxa collected at the same site. After measurements, insects were dried for 72 hours at 70 °C.

Terrestrial arthropods were sampled from May 20 to June 28, 2024, using the beating sheet method. The interval coincided with aquatic insect sampling at the same sites, aligning prey availability with predator sampling. Each site was surveyed three times (start, midpoint, and one week after emergence sampling period). At each visit, two 5-m riverbank transects were sampled for 8 min each, totaling 30 m and 48 min per site. For collection, a 1 × 1 m nylon beating sheet was held beneath shrubs at a height of 0.5–1.5 m, while branches were beaten with a stick (see supplementary Fig. S2 for site diagram). Catches from all six transects at a given site were pooled and preserved in 70% ethanol. In the laboratory, adult spider specimens were identified to family level, with Tetragnathidae (most abundant spiders in each site) further identified to genus. Other terrestrial insects collected were identified to family level. Organisms were dried for 72h at 70°C.

## 2.4 Isotopes analysis

We identified three main groups for our analysis: the consumer (*Tetragnatha* spiders), a potential aquatic source (emergent insects), and a potential terrestrial source (terrestrial insects). Emergent insect included all taxa collected in sufficient numbers at a given site, while terrestrial insects consisted of primary consumer beetles (specifically Curculionidae and Chrysomelidae), which were dominant in the riparian vegetation. A detailed breakdown of the specific taxa analyzed per site and the number of analytical replicates is provided in the supplementary material (Table S3). For the analysis, all selected organisms were powdered and homogenized by taxon, and approximately 1 mg subsamples were weighed into tin capsules. The abundances of <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N isotopes were then quantified using an isotope-ratio mass spectrometer. Carbon and nitrogen isotope ratios were expressed in delta (δ) notation, defined as deviations (‰) from international standards (carbon: Vienna Pee Dee Belemnite; nitrogen: atmospheric N<sub>2</sub>). The δ<sup>13</sup>C working standard was USGS40 from the International Atomic Energy Agency (IAEA).

## 2.5 Estimation of potential aquatic prey biomass

Biomass–body size relationships in aquatic insects are best captured by power functions (Smock, 1980). Accordingly, we estimated dry mass ( $W$ , mg) from body length ( $L$ , mm) using taxon-specific length–mass regressions of the form  $W = a \cdot L^b$ . The parameters  $a$  and  $b$  for each taxon were obtained from Graf et al. (2020), Sabo et al. (2002), and Smock (1980) (Table S4).

## 2.6 Statistical analyses

All statistical analyses were conducted using R statistical software (version 4.5.1).

### 2.6.1 Environmental gradient characterization

To characterize site structuring along the IC proportion gradient, we conducted a Principal Component Analysis (PCA) on standardized conductivity, temperature, pH, and turbidity values. Dissolved oxygen was excluded from the PCA due to the loss of a data logger at one site (Milette 5). Additionally, we computed Pearson correlations to specifically examine the relationships between each physicochemical variable and our two main landscape-scale predictors: the proportion of impervious cover (IC) and the longitudinal position of each site.

### 2.6.2 Aquatic insect responses to urbanization

We assessed the effects of urbanization on aquatic insect assemblages through three lenses: exported biomass, community composition, and size structure. First, we analyzed the drivers of total aquatic biomass using a multiple linear regression model. We included both IC proportion and longitudinal position as continuous predictors to test their marginal effects on the log-transformed biomass. The model was structured as follows: Total Biomass:  $\log(\text{Biomass}) \sim \text{IC} + \text{Distance}$ .

Second, we analyzed shifts in community composition using two complementary approaches, both based on a Bray-Curtis dissimilarity matrix calculated from square-root transformed family-level biomass data. A distance-based redundancy analysis (db-RDA) allowed us to quantify and visualize the variation in community composition explained by two predictors: IC proportion and distance from upstream. We employed variance

partitioning to disentangle the unique and shared effects of these two predictors. The significance of the overall model, each predictor, and each constrained axis was assessed using ANOVA-like permutation tests (999 permutations) via the *capscale* function in the *vegan* package (Oksanen et al., 2025). To further quantify community composition variation along the IC gradient, we computed for each site its mean pairwise Bray–Curtis dissimilarity to all other sites. We refer to this quantity as compositional dispersion, where larger values indicate communities that are more distinct from the rest. This dispersion metric was then used as the response variable in a linear regression with the proportion of IC as the predictor.

Third, emerging insect size structure was evaluated using three complementary metrics: size spectrum slope, mass range, and mean body size. This multi-metric approach was chosen because different indicators capture distinct aspects of size distributions and may respond differently to disturbance (Sutton & Jones, 2020). Size spectra slopes describe the distribution of individual biomass within assemblages, and they were obtained by maximum likelihood estimation (MLE), as recommended by Sprules and Barth (2016), and Edwards et al. (2017). Prior to slope estimations, data were truncated at a minimum size ( $x_{min}$ ) using the method of Clauset et al. (2009), implemented in the *powerLaw* package (Gillespie, 2015). This procedure optimized the fit to a power-law distribution by reducing bias from the smallest size classes, which were represented by few individuals and weakened model fit. We then regressed these slopes against IC proportion, retaining only sites with  $> 40$  individuals post-truncation for robustness. To gain further insight, we modeled the effects of IC on mean body size (log-linear regression) and on community size range. This range, calculated as  $(\log_{10}(\text{maximum length}) - \log_{10}(\text{minimum length}))$ , was linearly regressed against IC proportion to test for size niche compression. Finally, we performed a quantile regression (package *quantreg*; Koenker, 2025) for the 5th and 95th percentiles of the biomass distribution to identify which parts of the size distribution drove these changes. The significance of the coefficients was assessed using a rank inversion test (Koenker & Machado, 1999).

### 2.6.3 Riparian spider responses

We quantified spider diets by modeling the proportional contributions of aquatic and terrestrial prey using Bayesian mixing models (R package *MixSIAR*; Stock et al., 2018). Models were parameterized with site-specific mean  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  values and applied source-specific trophic discrimination factors from McCutchan et al. (2003): for  $\delta^{13}\text{C}$ ,  $0.5 \pm 0.19\text{‰}$  (aquatic) and  $0.4 \pm 0.17\text{‰}$  (terrestrial); for  $\delta^{15}\text{N}$ ,  $2.3\text{‰}$  ( $\pm 0.24\text{--}0.28\text{‰}$ ) for both sources. The resulting posterior distributions were summarized using 50%, 75%, and 95% credibility intervals.

We used Generalized Linear Models (GLMs) to identify drivers of *Tetragnatha* diet and abundance. All models shared a common set of predictors: IC proportion and distance from upstream, along with emergent insect metrics (total abundance, mean body size, and size range) calculated from samples pooled over the entire study period. To ensure statistical robustness and avoid over-parameterization we modeled only the additive main effects of the predictors without interaction terms. The models were structured using appropriate link functions to handle the specific distribution of each response variable:

Diet proportion:  $Y \sim \text{IC} + \text{Distance from upstream} + \text{Insect abundance} + \text{Mean size} + \text{Size range}$  (link: logit)

Spider abundance:  $Y \sim \text{IC} + \text{Distance from upstream} + \text{Insect abundance} + \text{Mean size} + \text{Size range}$  (link: log)

Where Y represents the proportion of aquatic prey in the diet or spider abundance, respectively. Size-spectrum slope was excluded because some values did not meet quality criteria, which would have removed sites in our models. In both cases, predictors were standardized using standard score, and multicollinearity was evaluated with variance inflation factors.

Finally, we analyzed variation in shrub-layer spider community composition using a distance-based Redundancy Analysis (db-RDA; *capscale* function). This analysis was based on a Bray-Curtis dissimilarity matrix, which we derived from the square-root transformed abundances of families. Using the same set of predictors as spider GLMs, we then tested the significance of the overall model and of each term with ANOVA-like permutation tests (999 permutations).

### 3. RESULTS

#### 3.1 Physicochemistry patterns

The PCA biplot revealed a clear structuring of sites along the IC gradient according to their physicochemical properties, with the first two axes accounting for 76.2% of the total variance (Fig. 2). PC1 was associated with conductivity, pH, and turbidity, with the IC proportion gradient closely associated with conductivity (Fig. 2). This pattern was consistent with the high correlation between IC and conductivity ( $r = 0.89$ ; Table S5). In contrast, pH exhibited only a moderate correlation ( $r = 0.52$ ), reflecting its narrow range of variation (6.41–7.41) across sites. Turbidity was negatively correlated with IC ( $r = -0.48$ ), but this pattern was driven by a few forested upstream sites in the Aux Sables River that were more turbid, suggesting a localized rather than general trend. Temperature showed a weaker correlation with IC ( $r = 0.43$ ), consistent with its minor contribution to PC1. Correlation analysis also indicated a weak association between dissolved oxygen and IC ( $r = 0.29$ ; Table S5).

Pearson correlation coefficients between physicochemical variables and distance from upstream were generally low to moderate. Conductivity ( $r = 0.42$ ) and pH ( $r = 0.49$ ) showed low positive correlations with distance from upstream, whereas turbidity ( $r = -0.15$ ) and temperature ( $r = -0.048$ ) were weakly correlated. Dissolved oxygen exhibited the strongest positive correlation with upstream distance ( $r = 0.70$ ). These results indicate only modest associations between longitudinal position and the measured physicochemical variables (Table S5).

#### 3.2 Aquatic insect responses to urbanization

Among the 11,183 individuals collected, the mean exported biomass (dry weight) per site was 265.21 mg (min: 72.60 mg at site 12; max: 754.87 mg at site 13). Total exported biomass was higher in the Milette river (3264.95 mg) compared to the Aux Sables River (2039.33 mg). Although the more urbanized river exported a greater biomass, the multiple linear regression indicated that neither the proportion of IC ( $p=0.189$ ) nor the distance from upstream ( $p = 0.716$ ) significantly explained the variation in exported biomass (Global model: Adjusted  $R^2 = -0.002$ ,  $F_{2,17} = 0.98$ ,  $p = 0.39$ ; Fig.

S3-S4). This lack of relationship was consistent when rivers were analyzed separately using simple linear regressions (Millette:  $p = 0.82$ ; Aux Sables:  $p = 0.41$ ).

Following the quantification of exported material, we examined how the taxonomic composition of the subsidy differed among sites. The emergent insect community comprised five orders and twenty families. Figure 3 revealed a clear shift along the urbanization gradient, transitioning from communities with large-bodied, sensitive insects to those dominated by smaller, more tolerant taxa. Orders sensitive to disturbance, such as Plecoptera, Megaloptera, and Ephemeroptera, were largely confined to the least impacted areas (lowest IC). For Plecoptera and Ephemeroptera, 90% of their total biomass was produced in sites with less than 8.1% IC proportion, while Megaloptera were restricted to only two sites (0.1% and 8.1% IC). Although infrequent, these groups contributed significantly to biomass export due to their large mean individual mass (2.9–6.6 mg). In contrast, the biomass at most sites was dominated by Diptera and Trichoptera. Notably, a single family of small-bodied dipterans, Chironomidae (mean individual mass of 0.37 mg), was the most prevalent group. This family alone accounted for the majority of biomass in 17 out of 20 sites, often representing over 90% of the total export in the most urbanized locations (Fig. 3)

We next examined how landscape drivers (IC proportion and longitudinal position) were related to emergent insect community composition using a db-RDA. The global model was significant (permutation test,  $p < 0.05$ ) and explained 10.6% of the total variation. Impervious cover was the main factor shaping emergent insect community composition ( $F = 2.42$ ;  $p = 0.028$ ), whereas longitudinal position had no detectable independent effect ( $F = 0.85$ ,  $p = 0.556$ ). This structure was primarily captured by the first canonical axis, which was the only significant axis of the model ( $F = 3.56$ ;  $p = 0.016$ ). Specifically, CAP1 accounted for 83% of the constrained variance (i.e., the variation explained by the model). IC uniquely explained 6.6% of the total variation, while distance from upstream explained none. Community homogenization along the urbanization gradient was evident in our db-RDA, where sites with high IC (black points) clustered more tightly than less urbanized sites (beige points) (Fig. 4a). A linear regression further confirmed this trend, showing a significant negative relationship between the proportion of IC and the compositional dispersion of each point to all other sites (adjusted  $R^2 = 0.277$ ,

$F = 8.28$ ,  $p = 0.01$ ; Fig. 4b). This result indicates that communities in more urbanized sites are, on average, more similar than those in less affected sites. This relationship remained significant when assessed using a permutation test with 9999 iterations ( $p = 0.009$ ).

Because shifts in taxonomic composition can translate into changes in body-size distributions, we next investigated how IC and longitudinal position affected the size structure of emergent insect communities. Regarding the size spectrum analysis, negative slopes were consistent with the typical pattern of decreasing abundance with increasing organism size (Fig. 5a). Following the application of a quality criterion to increase the robustness of slope estimation, three sites (Sables 9, Milette 2, and Milette 10) were excluded due to insufficient post-truncation sample sizes for reliable slope estimation ( $N = 11, 13, \text{ and } 6$ , respectively). Size-spectrum slope was significantly related to the proportion of IC (adjusted  $R^2 = 0.2982$ ,  $p = 0.01366$ ), showing a tendency to become increasingly negative in sites most affected by IC (Fig. 5a). Complementary linear regression analysis confirmed that there was no significant relationship between the slope and distance from upstream (adjusted  $R^2 = 0.06919$ ,  $p = 0.1597$ , Fig. S6a). This tendency toward steeper (i.e., more negative) slopes with increasing IC indicates a higher proportion of small-bodied organisms, a pattern corroborated by other metrics. Specifically, mean insect body size decreased significantly as the logarithm of the IC proportion increased (log-linear regression:  $F = 33.61$ ,  $p < 0.001$ ; adjusted  $R^2 = 0.63$ , Fig. 5b).

The maximum observed mean body length was 4.88 mm (Sables 9) and the minimum was 1.97 mm (Milette 6). The community size range also declined with increasing IC (adjusted  $R^2 = 0.4388$ ,  $p < 0.001$ ; Fig. 5c). Moreover, the  $\tau = 0.95$  quantile regression shows that the size of the largest organisms decreases significantly along the impervious-surface gradient (estimated coefficient =  $-0.11281$ ; 95% CI [ $-0.15649, -0.05939$ ]), while the  $\tau = 0.05$  quantile regression indicates an increase in the size of the smallest organisms (estimated coefficient =  $0.21993$ ; 95% CI [ $0.19133, 0.25018$ ]) (Fig. 5d). Taken together, results in Figure 5 present a coherent picture of altered community size structure, indicating a loss of size diversity for riparian predators in response to urbanization-related disturbance.

### 3.3 Drivers of riparian spider diets and communities

We then assessed how landscape-scale factors (i.e., land use and longitudinal position) and emergent insect size traits (i.e. Mean size, size range) influenced riparian spiders, focusing on diet, abundance, and community structure. The specific predictors that significantly explained variation differed among the spider responses, though they included variables from both landscape-scale factors and insect size traits. Bayesian isotope mixing models revealed that the diet of *Tetragnatha* spiders was substantially subsidized by aquatic prey, which contributed an average of 52% across all sites. This reliance was highly variable among sites, with mean contributions ranging from 18% to 85% (Fig. S7). Results from the diet model indicated that aquatic reliance was significantly driven by two key predictors: it decreased with mean emergent insect size (coeff. =  $-0.40 \pm 0.19$ ,  $p = 0.039$ ) and increased with distance from upstream (coeff. =  $0.37 \pm 0.18$ ,  $p = 0.036$ ). Other predictors included in the model (IC, abundance, size range) had no detectable effects (Table S6; Fig. 6a,b). Similarly, the *Tetragnatha* abundance model showed that the number of *Tetragnatha* per site also increased significantly with distance from upstream (coeff. =  $0.40 \pm 0.15$ ,  $p = 0.018$ ), while other predictors had no detectable effects (Fig. 6c; Table S6). Finally, the distance-based redundancy analysis, which incorporated both landscape factors (IC, distance from upstream) and aquatic prey traits (abundance, mean size, size range), revealed a significant relationship with spider community composition (global model:  $F_{5,14} = 2.03$ ,  $p = 0.003$ ). Overall, the predictors explained 42.1% of the total variation in spider assemblages. The first two canonical axes captured 75.6% of the model's explained variation. Permutation tests on individual terms confirmed that prey size characteristics were the primary structuring factors. Both mean emergent insect size ( $F = 3.03$ ,  $p = 0.008$ ) and insect size range ( $F = 2.78$ ,  $p = 0.007$ ) had a significant effect on the communities. In contrast, insect abundance, urban proportion, and distance from upstream showed no significant effects ( $p > 0.1$ ; Fig. 6d).

## 4. DISCUSSION

This study aimed to examine urbanization impacts on emergent insect communities and its implications for aquatic–terrestrial linkages in a longitudinal context. Our findings suggest that increasing impervious cover (IC) proportion corresponds with two key

patterns: a shift in taxonomic composition and a related change in community size structure. We found that greater IC proportion was not associated with changes in total biomass, but rather with changes in the distribution of this biomass. Specifically, urbanized sites became dominated by small-bodied Chironomidae at the expense of larger taxa like Trichoptera and Ephemeroptera. This taxonomic shift directly resulted in communities with smaller mean body sizes, compressed size ranges, and steeper size-spectrum slopes, confirming our primary predictions. Our results support that these changes in aquatic subsidies quality have intricate cascading effects on riparian spiders. Diet, abundance, and community composition of these terrestrial predators were associated with both altered prey size and broader landscape-scale drivers, highlighting the complex pathways through which urbanization impacts cross-ecosystem linkages.

#### **4.1 Aquatic insect responses to urbanization**

In a context where terrestrial consumers strongly rely on aquatic prey during spring and early summer (Kato et al., 2004), a non-significant variation in aquatic subsidies biomass along the IC proportion gradient suggests that urban land use exerts limited influence on the overall magnitude of this energy flux at the time when it is most critical. This finding contrasts with several studies reporting quantitative changes in insect emergence under land-use disturbance (e.g., Kautza & Sullivan, 2015; Krell et al., 2015). However, emergence phenologies are highly heterogeneous; some taxa emerge in brief, synchronous pulses while others have prolonged emergence periods (Corbet, 1964; Harper & Pilon, 1970; Harper, 1980). A restricted sampling window can therefore create a misleading picture of overall biomass flux. For instance, a decline in species with a brief emergence pulse occurring outside this window could be masked by the coincidental inclusion of other taxa whose emergence has shifted into the sampling period. A more robust assessment of whether urbanization alters biomass export would therefore require sampling across the entire emergence season to fully account for potential phenological shifts.

The response of aquatic insect community composition to IC, marked by increased dominance of Chironomidae and the decline of sensitive taxa, is consistent with patterns documented in urban stream insect assemblages (Walsh et al., 2005). Such community-level changes can be linked to multiple factors, among which physicochemical alterations

like water salinity can play a major role (Piscart et al., 2005). Increases in conductivity can lead to taxonomic shifts through several mechanisms, including osmoregulatory stress and the toxic effects of specific ions (Cañedo-Argüelles et al., 2013). In our study, conductivity levels surged from relatively low levels in forested sites (140–300  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) to levels in urbanized sites (up to 848  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) known to induce significant deleterious effects on aquatic invertebrates (Clements & Kotalik., 2016; Le et al., 2021). Consequently, our results, which demonstrate a strong link between urbanization and conductivity, suggest that the effect of IC on emergent aquatic insect communities is likely mediated in part by changes in conductivity, acting alongside other urban-related stressors.

The longitudinal position along a stream is recognized as a key factor in structuring aquatic communities, with variation linked to the upstream-downstream continuum that provides a gradient of environmental conditions (Vannote et al., 1980). However, position was not significantly associated with variation in the structure of emerging communities in our study. This pattern can be explained by the overall homogeneity of habitats in both rivers, where substrates consisted almost exclusively of fine sediments, providing limited structural diversity. In such systems, the lack of substrate heterogeneity constrains the establishment of distinct communities along the river course. Indeed, benthic macroinvertebrate richness is typically promoted by heterogeneous substrates, where diverse sediment types, sizes, and textures offer a broader range of ecological niches (Poff et al., 2006; Palmer et al., 2010). Furthermore, correlation analyses revealed no consistent association between measured physicochemical variables and longitudinal position, except for dissolved oxygen. In this regard, the absence of strong longitudinal structuring forces in this system may therefore explain why community composition is not affected. Instead, IC proportion emerged as a stronger driver of community variation, overriding the influence of longitudinal gradients.

Our analysis reveals a clear homogenization of the size structure of aquatic prey along the urbanization gradient, a pattern supported by three converging metrics. First, we observed a steepening of the size-spectrum slope, indicating a greater prevalence of small-bodied organisms. This was accompanied by a compression of the community's overall size range and a significant decrease in mean body size.

The observed shifts in insect size distribution can be a direct consequence of the recurrent disturbances imposed by urban drainage systems. Indeed, each rainfall represent a systematic disturbance to the hydrology and chemistry of urban waterways (Walsh et al., 2005), creating a selective pressure that favors species with life-history traits adapted to rapid recovery (Statzner & Bêche, 2010). Small body size is a key trait in this context, as it is tightly linked to shorter life cycles. This strategy allows species like many Chironomidae (with life cycles under 20 days; Zilli et al., 2009) to quickly recolonize habitats between disturbance events (Poff et al., 2006). Conversely, larger taxa with longer, often year-long life cycles (e.g., Plecoptera, Trichoptera) (Ulfstrand, 1968) are systematically disadvantaged. This shift toward insect assemblages dominated by families with shorter generation times in response to land use has also been documented in other river systems (Ohler et al., 2023; Liess & von der Ohe, 2005).

Additionally, size range contraction along the IC gradient emerges from a dual process rather than from the decline of large organisms alone. Quantile regressions reveal a dual phenomenon: a decrease in the size of the largest individuals ( $\tau = 0.95$ ), and, more unexpectedly, an increase in the size of the smallest individuals ( $\tau = 0.05$ ). A similar pattern, involving the loss of both the largest and smallest size classes at the larval stage, has been reported in streams subject to physicochemical disturbances represented by a gradient of pH, conductivity, and dissolved metals (Pomeranz et al., 2019). In our study, the increase in body size among the smallest individuals at emergence may reflect a shift in species composition within Chironomidae or may arise from intraspecific variation, potentially driven by altered biotic interactions. Specifically, the local extinction of large invertebrate predators (e.g., Megaloptera, predaceous Plecoptera) could reduce predation pressure which, combined with reduced competition, may allow naturally small taxa to attain larger body sizes than in undisturbed environments. Despite the increase observed at the 5th percentile, the magnitude of this change is insufficient to offset the pronounced loss of large organisms, thereby explaining the overall decline in mean body size and the net reduction in the proportion of large relative to small organisms revealed by the size-spectrum analysis.

Analyzing size-spectrum slope variation between different IC proportions appears to provide a relevant approach for assessing how urbanization influences the size structure

of emerging insect communities. This interpretation is supported by the fact that slope patterns were consistent with changes in other size-based metrics, as both mean body size and size range varied in the same direction along the gradient. We acknowledge that our focus on the emergent phase precludes direct conclusions about the trophic efficiency or energy flux of the entire aquatic food web (Sprules and Barth, 2016). However, for our specific objective, this metric remains a valuable tool. It directly captures the fundamental shift in the balance between small and large individuals, providing detailed picture of the resource base available to terrestrial predators.

#### **4.2 Drivers of riparian spider diets and communities**

Our results reveal that the strength of the aquatic-terrestrial coupling varies significantly with key components of both the aquatic prey size structure and the spatial context. We found that the reliance of *Tetragnatha* spiders on aquatic subsidies intensified as the prey community became more homogeneous and dominated by smaller insects, confirming a known tendency to feed on small-bodied taxa like Chironomidae (Williams et al. 1995; Henschel et al. 2001).

The db-RDA supports that this individual-level reliance scales up to shape the entire predator assemblage. The structure of the riparian spider community was primarily associated with the size traits of emerging insects (mean size and size range). These results highlight that the homogenization of aquatic prey size structure entering terrestrial food webs can lead to a reorganization of predator communities within the riparian zone. This finding is consistent with recent studies, such as Stenroth et al. (2015), who similarly observed a strong influence of aquatic prey quality changes on riparian communities in agricultural streams.

Longitudinal position also emerged as a significant driver of the *Tetragnatha* diet and abundance. This spatial influence, however, appears decoupled from the aquatic subsidy variation, as we observed no significant longitudinal gradient in the biomass, size structure, or composition of the emergent insect community. This decoupling indicates that terrestrial mechanisms also play a role in riparian predator dynamic by modulating dietary choices and population size. Such mechanisms could include a longitudinal shift in the structural complexity of riparian vegetation or riverbank disposition, factors known to influence spider community structure and the contribution of aquatic subsidies (Hunt

et al., 2020; Hambäck et al., 2022). Alternatively, the trophic landscape of terrestrial prey may vary along the stream and a gradient in the availability of terrestrial prey could shift foraging pressure towards the aquatic subsidy, a well-established mechanism in cross-ecosystem food webs (Atlas et al., 2023). Therefore, our findings reveal that the drivers of the spider dietary shifts are not solely attributed to changes in the aquatic subsidy but can also be modulated by the terrestrial context.

Understanding how the conversion of natural landscapes affects riverine aquatic subsidies is crucial to grasping the full extent of these disturbances across the landscape. Our study supports that, early in the emergence season, urbanization exerts a stronger influence than longitudinal position on the structure of emerging aquatic subsidies, redefining how biomass is transferred to terrestrial ecosystems. The changes associated with impervious cover manifest more in qualitative than in quantitative terms: it is not the overall amount exported that is altered, but rather the form in which biomass is transferred to terrestrial ecosystems. This remodeling of aquatic resource structure is reflected in a homogenization of taxonomic composition, ultimately leading to a profound reorganization of size structure. Specifically, the increasing dominance of Chironomidae along the land-use gradient coincides with a higher proportion of small relative to large organisms, a contraction of size range, and a decline in mean body size. Crucially, our results show that this alteration of the aquatic resource cascades directly to riparian predators. We found that the reliance of *Tetragnatha* spiders on emergent insects increases as the mean size of the prey community decreases. Impacts of aquatic prey alterations also scales up to the community level, where the size structure of aquatic prey becomes the primary driver shaping the spider community, overriding the direct effects of land use or longitudinal position. Thus, the consequences of terrestrial land use on aquatic systems ultimately return to the ecosystem of origin by constraining the size diversity of emerging aquatic insects and, in turn, reshapes the consumer communities that depend on them. Our work highlights that the homogenization of aquatic prey size distribution is a powerful driver of change within riparian food webs. Further research is needed to quantify how these qualitative changes unfold beyond the communities of consumers of this resource. Indeed, this structural and functional shifts in the spider community can have far-reaching

consequences by cascading through other trophic levels in terrestrial ecosystems (Graf et al., 2017).

## 5. REFERENCES

- Akamatsu, F., & Toda, H. (2011). Flow regime alters body size but not the use of aquatic subsidies in a riparian predatory arthropod. *Ecological Research*, 26(4), 801-808. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0839-y>
- Atlas, W. I., Palen, W. J., Courcelles, D. M., Munshaw, R. G., & Monteith, Z. L. (2013). Dependence of stream predators on terrestrial prey fluxes : Food web responses to subsidized predation. *Ecosphere*, 4(6), art69. <https://doi.org/10.1890/ES12-00366.1>
- 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>
- Cadmus, P., Pomeranz, J., & Kraus, J. M. (2016). Low-cost floating emergence net and bottle trap : Comparison of two designs. *Journal of Freshwater Ecology*, 31(4), 653-658. <https://doi.org/10.1080/02705060.2016.1217944>
- 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*. Université du Québec à Trois Rivières. [https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/portail/gscw031?owa\\_no\\_site=5765&owa\\_no\\_fiche=80&owa\\_bottin=](https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/portail/gscw031?owa_no_site=5765&owa_no_fiche=80&owa_bottin=)
- Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B. J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, R. B., & Schulz, C.-J. (2013). Salinisation of rivers : An urgent ecological issue. *Environmental Pollution*, 173, 157-167. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.011>
- Carew, M. E., Pettigrove, V., Cox, R. L., & Hoffmann, A. A. (2007). The response of Chironomidae to sediment pollution and other environmental characteristics in

- urban wetlands. *Freshwater Biology*, 52(12), 2444-2462.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01840.x>
- Carlson, P. E., McKie, B. G., Sandin, L., & Johnson, R. K. (2016). Strong land-use effects on the dispersal patterns of adult stream insects : Implications for transfers of aquatic subsidies to terrestrial consumers. *Freshwater Biology*, 61, 848-861. <https://doi.org/10.1111/fwb.12745>
- Clauset, A., Shalizi, C. R., & Newman, M. E. J. (2009). Power-Law Distributions in Empirical Data. *SIAM Review*, 51(4), 661-703.
- Clements, W. H., & Kotalik, C. (2016). Effects of major ions on natural benthic communities : An experimental assessment of the US Environmental Protection Agency aquatic life benchmark for conductivity. *Freshwater Science*, 35(1), 126-138. <https://doi.org/10.1086/685085>
- Corbet, P. S. (1964). Temporal Patterns of Emergence in Aquatic Insects. *The Canadian Entomologist*, 96(1-2), 264-279. <https://doi.org/10.4039/Ent96264-1>
- Davis, J. M., Rosemond, A. D., & Small, G. E. (2011). Increasing donor ecosystem productivity decreases terrestrial consumer reliance on a stream resource subsidy. *Oecologia*, 167(3), 821-834. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2026-9>
- Edwards, A. M., Robinson, J. P. W., Plank, M. J., Baum, J. K., & Blanchard, J. L. (2017). Testing and recommending methods for fitting size spectra to data. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(1), 57-67. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12641>
- Fukui, D., Murakami, M., Nakano, S., & Aoi, T. (2006). Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. *Journal of Animal Ecology*, 75(6), 1252-1258. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01146.x>
- Gillespie, C. S. (2015). Fitting Heavy Tailed Distributions: The powerLaw Package. *Journal of Statistical Software*, 64(2), 1–16.
- Graf, N., Battes, K. P., Cimpean, M., Dittrich, P., Entling, M. H., Link, M., Scharmüller, A., Schreiner, V. C., Szöcs, E., & Schäfer, R. B. (2019). Do agricultural pesticides in streams influence riparian spiders? *Science of The Total Environment*, 660, 126-135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.370>

- Graf, N., Battes, K. P., Cimpean, M., Entling, M. H., Frisch, K., Link, M., Scharmüller, A., Schreiner, V. C., Szöcs, E., Zubrod, J. P., & Schäfer, R. B. (2020). Relationship between agricultural pesticides and the diet of riparian spiders in the field. *Environmental Sciences Europe*, 32(1), 1. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0282-1>
- Graf, N., Bucher, R., Schäfer, R. B., & Entling, M. H. (2017). Contrasting effects of aquatic subsidies on a terrestrial trophic cascade. *Biology Letters*, 13(5), 20170129. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2017.0129>
- Hambäck, P. A., Cirtwill, A. R., Grudzinska-Sterno, M., Hoffmann, A., Langbak, M., & Åhlén, D. (2022). Species composition of shoreline wolf spider communities vary with salinity, but their diets vary with wrack inflow. *Ecology and Evolution*, 12(12), e9701. <https://doi.org/10.1002/ece3.9701>
- Harper, P. P. (1980). Phenology and Distribution of Aquatic Dance Flies (Diptera : Empididae) in a Laurentian Watershed. *The American Midland Naturalist*, 104(1), 110-117. <https://doi.org/10.2307/2424964>
- Harper, P. P., & Pilon, J.-G. (1970). Annual patterns of emergence of some Quebec stoneflies (Insecta : Plecoptera). *Canadian Journal of Zoology*, 48(4), 681-694. <https://doi.org/10.1139/z70-126>
- Henschel, J. R., Mahsberg, D., & Stumpf, H. (2001). Allochthonous aquatic insects increase predation and decrease herbivory in river shore food webs. *Oikos*, 93(3), 429-438. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.930308.x>
- Hunt, J.-L., Paterson, H., Close, P., & Pettit, N. E. (2020). Riparian condition influences spider community structure and the contribution of aquatic carbon subsidies to terrestrial habitats. *Science of The Total Environment*, 746, 141109. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141109>
- Iwata, T., Nakano, S., & Murakami, M. (2003). Stream meanders increase insectivorous bird abundance in riparian deciduous forests. *Ecography*, 26, 325-337. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03355.x>
- Kato, C., Iwata, T., & Wada, E. (2004). Prey use by web-building spiders : Stable isotope analyses of trophic flow at a forest-stream ecotone. *Ecological Research*, 19(6), 633-643. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1703.2004.00678.x>

- Kautza, A., & Sullivan, S. M. P. (2015). Shifts in reciprocal river-riparian arthropod fluxes along an urban-rural landscape gradient. *Freshwater Biology*, *60*(10), 2156-2168. <https://doi.org/10.1111/fwb.12642>
- Koenker R (2025). quantreg: Quantile Regression. R package version 6.00, <https://CRAN.R-project.org/package=quantreg>.
- Koenker, R., & Machado, J. A. F. (1999). Goodness of Fit and Related Inference Processes for Quantile Regression. *Journal of the American Statistical Association*, *94*(448), 1296-1310. <https://doi.org/10.1080/01621459.1999.10473882>
- Kowarik, C., Martin-Creuzburg, D., Mathers, K. L., Weber, C., & Robinson, C. T. (2023). Stream degradation affects aquatic resource subsidies to riparian ground-dwelling spiders. *Science of The Total Environment*, *855*, 158658. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158658>
- Krell, B., Röder, N., Link, M., Gergs, R., Entling, M. H., & Schäfer, R. B. (2015). Aquatic prey subsidies to riparian spiders in a stream with different land use types. *Limnologia*, *51*, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2014.10.001>
- Le, T. D. H., Schreiner, V. C., Kattwinkel, M., & Schäfer, R. B. (2021). Invertebrate turnover along gradients of anthropogenic salinisation in rivers of two German regions. *Science of The Total Environment*, *753*, 141986. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141986>
- Liess, M., & Ohe, P. C. V. D. (2005). Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *24*(4), 954-965. <https://doi.org/10.1897/03-652.1>
- 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>
- Marcarelli, A. M., Baxter, C. V., Mineau, M. M., & Hall, 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>

- McCutchan Jr, J. H., Lewis Jr, W. M., Kendall, C., & McGrath, C. C. (2003). Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos*, *102*(2), 378-390. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12098.x>
- Middendorf, F., Bundschuh, M., Eitzinger, B., Entling, M. H., & Schirmel, J. (2025). Review of the importance of aquatic prey for riparian arthropod predators. *Basic and Applied Ecology*, *86*, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2025.04.007>
- 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-derivees-de-base-du-lidar>
- Murakami, M., & Nakano, S. (2002). Indirect effect of aquatic insect emergence on a terrestrial insect population through by birds predation. *Ecology Letters*, *5*(3), 333-337. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00321.x>
- 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>
- Nentwig, W., & Wissel, C. (1986). A comparison of prey lengths among spiders. *Oecologia*, *68*(4), 595-600. <https://doi.org/10.1007/BF00378777>
- Ohler, K., Schreiner, V. C., Link, M., Liess, M., & Schäfer, R. B. (2023). Land use changes biomass and temporal patterns of insect cross-ecosystem flows. *Global Change Biology*, *29*(1), 81-96. <https://doi.org/10.1111/gcb.16462>
- Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Borman T, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, Martino C, McGlenn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J (2025). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.8-0, <https://vegandevs.github.io/vegan/>.

- Osakpolor, S. E., Manfrin, A., Leroux, S. J., & Schäfer, R. B. (2023). Cascading impacts of changes in subsidy quality on recipient ecosystem functioning. *Ecology*, *104*(5), e4023. <https://doi.org/10.1002/ecy.4023>
- Paetzold, A., Schubert, C. J., & Tockner, K. (2005). Aquatic Terrestrial Linkages Along a Braided-River : Riparian Arthropods Feeding on Aquatic Insects. *Ecosystems*, *8*(7), 748-759. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0004-y>
- Paetzold, A., Smith, M., Warren, P. H., & Maltby, L. (2011). Environmental impact propagated by cross-system subsidy : Chronic stream pollution controls riparian spider populations. *Ecology*, *92*(9), 1711-1716. <https://doi.org/10.1890/10-2184.1>
- Palmer, M. A., Menninger, H. L., & Bernhardt, E. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity : A failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, *55*(s1), 205-222. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x>
- Peterson, B. J., Wollheim, W. M., Mulholland, P. J., Webster, J. R., Meyer, J. L., Tank, J. L., Marti, 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 (New York, N.Y.)*, *292*(5514), 86-90. <https://doi.org/10.1126/science.1056874>
- Piscart, C., Moreteau, J.-C., & Beisel, J.-N. (2005). Biodiversity and Structure of Macroinvertebrate Communities Along a Small Permanent Salinity Gradient (Meurthe River, France). *Hydrobiologia*, *551*(1), 227-236. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4463-0>
- Poff, N. L., Olden, J. D., Vieira, N. K. M., Finn, D. S., Simmons, M. P., & Kondratieff, B. C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects : Traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, *25*(4), 730-755. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)025%255B0730:FTNONA%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)025%255B0730:FTNONA%255D2.0.CO;2)
- 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, Evolution, and Systematics*, 28(Volume 28, 1997), 289-316. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.289>
- Pomeranz, J. P. F., Warburton, H. J., & Harding, J. S. (2019). Anthropogenic mining alters macroinvertebrate size spectra in streams. *Freshwater Biology*, 64(1), 81-92. <https://doi.org/10.1111/fwb.13196>
- Raitif, J., Plantegenest, M., Agator, O., Piscart, C., & Roussel, J.-M. (2018). Seasonal and spatial variations of stream insect emergence in an intensive agricultural landscape. *Science of The Total Environment*, 644, 594-601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.021>
- Roy, A. H., Rosemond, A. D., Paul, M. J., Leigh, D. S., & Wallace, J. B. (2003). Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology*, 48(2), 329-346. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00979.x>
- Sabo, J. L., Bastow, J. L., & Power, M. E. (2002). Length–mass relationships for adult aquatic and terrestrial invertebrates in a California watershed. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(2), 336-343. <https://doi.org/10.2307/1468420>
- Sanzone, D. M., Meyer, J. L., Marti, E., Gardiner, E. P., Tank, J. L., & Grimm, N. B. (2003). Carbon and nitrogen transfer from a desert stream to riparian predators. *Oecologia*, 134(2), 238-250. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1113-3>
- 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>
- Smock, L. A. (1980). Relationships between body size and biomass of aquatic insects. *Freshwater Biology*, 10(4), 375-383. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1980.tb01211.x>
- Statzner, B., & Bêche, L. A. (2010). Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology*, 55(s1), 80-119. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02369.x>

- Stenroth, K., Polvi, L. E., Fältström, E., & Jonsson, M. (2015). Land-use effects on terrestrial consumers through changed size structure of aquatic insects. *Freshwater Biology*, *60*(1), 136-149. <https://doi.org/10.1111/fwb.12476>
- Stock, B. C., Jackson, A. L., Ward, E. J., Parnell, A. C., Phillips, D. L., & Semmens, B. X. (2018). Analyzing mixing systems using a new generation of Bayesian tracer mixing models. *PeerJ*, *6*, e5096. <https://doi.org/10.7717/peerj.5096>
- Sutton, I. A., & Jones, N. E. (2020). Measures of fish community size structure as indicators for stream monitoring programs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *77*(5), 824-835. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2019-0268>
- Turschak, B. A., Bunnell, D., Czesny, S., Höök, T. O., Janssen, J., Warner, D., & Bootsma, H. A. (2014). Nearshore energy subsidies support Lake Michigan fishes and invertebrates following major changes in food web structure. *Ecology*, *95*(5), 1243-1252. <https://doi.org/10.1890/13-0329.1>
- Twining, C. W., Brenna, J. T., Hairston Jr., N. G., & Flecker, A. S. (2016). Highly unsaturated fatty acids in nature: What we know and what we need to learn. *Oikos*, *125*(6), 749-760. <https://doi.org/10.1111/oik.02910>
- Twining, C. W., Brenna, J. T., Lawrence, P., Winkler, D. W., Flecker, A. S., & Hairston Jr., N. G. (2019). Aquatic and terrestrial resources are not nutritionally reciprocal for consumers. *Functional Ecology*, *33*(10), 2042-2052. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13401>
- Ulfstrand, S. (1968a). Life Cycles of Benthic Insects in Lapland Streams (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera Simuliidae). *Oikos*, *19*(2), 167-190. <https://doi.org/10.2307/3565005>
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *37*(1), 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- 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>

- Williams, D. D., Ambrose, L. G., & Browning, L. N. (1995). Trophic dynamics of two sympatric species of riparian spider (Araneae: Tetragnathidae). *Canadian Journal of Zoology*, 73(8), 1545-1553. <https://doi.org/10.1139/z95-183>
- Zilli, F., Marchese, M., & Paggi, A. (2009). Life cycle of *Goeldichironomus holoprasinus goeldi* (Diptera: Chironomidae) in laboratory. *Neotropical Entomology*, 38(4), 472–476. <https://doi.org/10.1590/s1519-566x2009000400005>

## 6. FIGURE CAPTIONS

**Figure 1.** Study area overview: (A) Location of studied rivers and their watersheds. (B) Sub-watersheds and sampling sites along the studied rivers. The Rivières aux Sables and its watershed are shown in yellow (left), while the Rivière Milette and its watershed are shown in red (right). Sites are represented by black (A) and white (B) triangles.

**Figure 2.** Principal Component Analysis (PCA) of study sites based on their physicochemical characteristics. The graph shows the distribution of sites (points) in the space of the first two principal components (PC1 and PC2). Arrows represent the contribution of physicochemical variables to the structure. Sites are colored according to their proportion of IC (beige: low and gray: high).

**Figure 3.** Exported aquatic insect biomass and proportional composition across impervious surface gradients in the Milette and Aux Sables rivers. Sites are arranged (from left to right) in order of increasing IC proportion within their sub-watersheds.

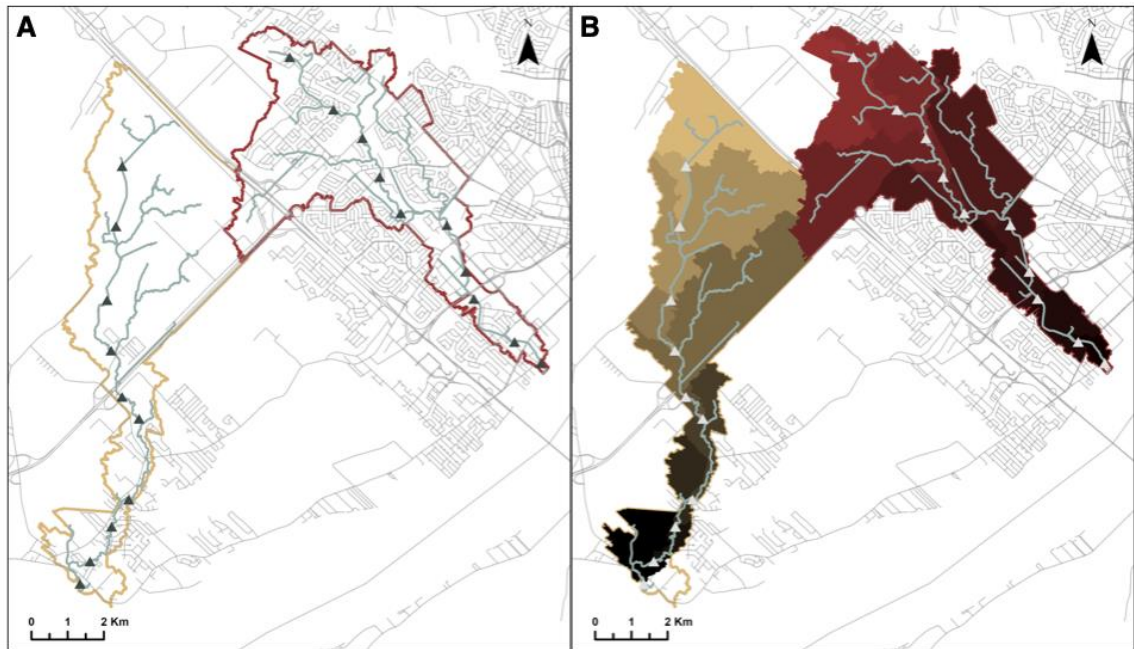
**Figure 4.** Influence of urbanization gradient on the composition of emergent insect communities. (A) Distance-based redundancy analysis (db-RDA) showing compositional shifts along the gradient of impervious cover and distance from upstream. Each point represents the assemblage of aquatic emergent insect families at a given site. Solid black arrows indicate significant relationships based on ANOVA-like permutation tests (999 permutations), while the dashed arrow indicates a non-significant relationship. CAP1 and CAP2 represent the first constrained and unconstrained axes, respectively. (B) Community dissimilarity (Bray–Curtis distance) variation along impervious surface gradients. The black line represents the fitted linear regression. Each point corresponds to the mean distance of a site relative to all others.

**Figure 5.** Body-size structure of emergent insect communities along an urbanization gradient. a) Slopes of size spectra shown for the 17 sites that passed the quality criterion for slope estimation. b) Mean insect body size in relation to the proportion of impervious surface, with the fitted log–linear regression shown as a black line. c) Community size

range ( $\log_{10}$ -transformed) as a function of impervious surface cover, with the fitted linear regression shown as a black line. d) Quantile regressions ( $\tau = 0.05$  and  $\tau = 0.95$ ) of body size ( $\log_{10}$ -transformed) along the impervious-surface gradient. The upper line corresponds to  $\tau = 0.95$  and the lower line to  $\tau = 0.05$ .

**Figure 6.** Riparian spider community structure and Tetragnathidae diet in response to spatial and prey-based predictors. (a) Distance-based redundancy analysis (db-RDA) illustrating the relationship between spider community composition (points) and predictors (vectors), including impervious cover, upstream distance, and aquatic prey characteristics (abundance, mean length, and size range). (b) Variation in the proportion of aquatic-based diet for Tetragnathidae as a function of mean emerging aquatic insect size. (c) Changes in the aquatic-based diet of Tetragnathidae in relation to the distance from upstream. (d) Variation in Tetragnathidae abundance as a function of the distance from upstream.

## 7. FIGURES



**Figure 1**

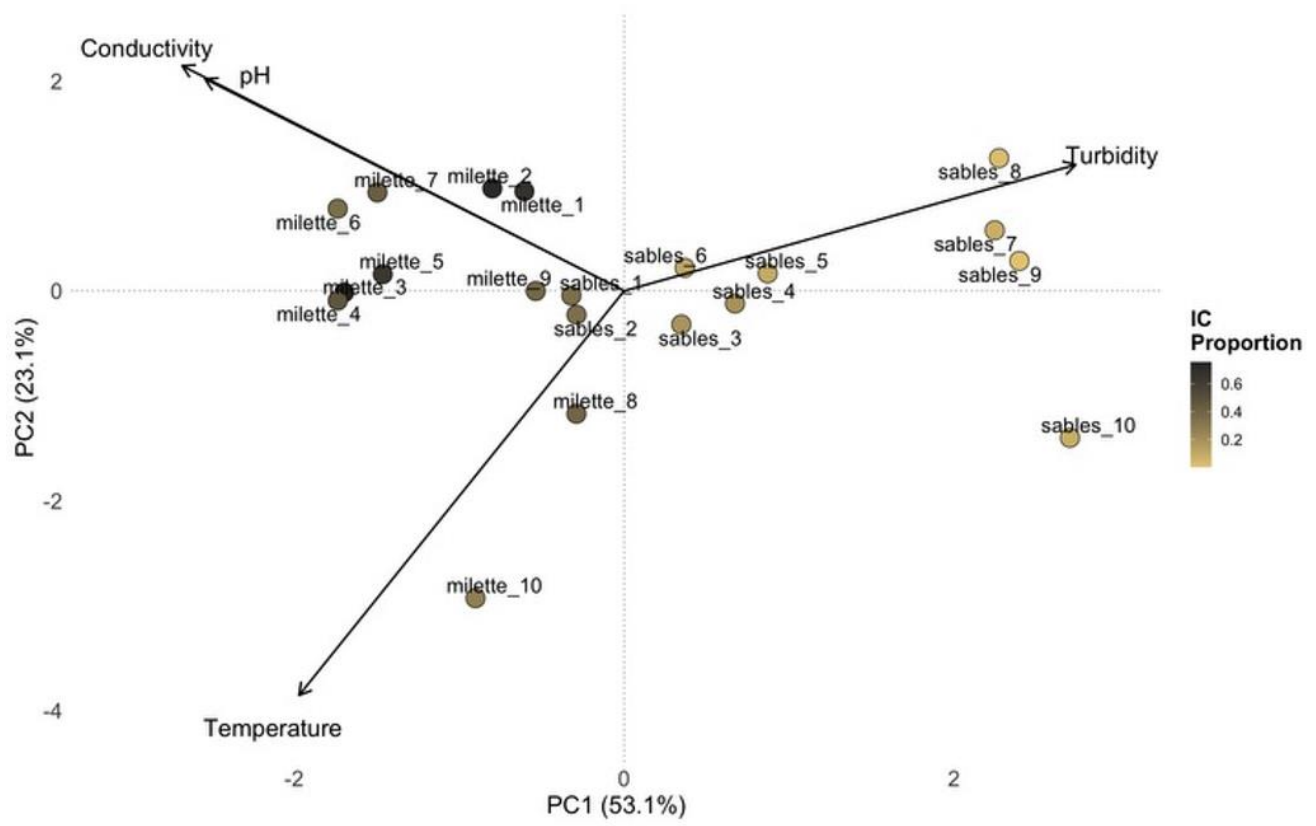


Figure 2

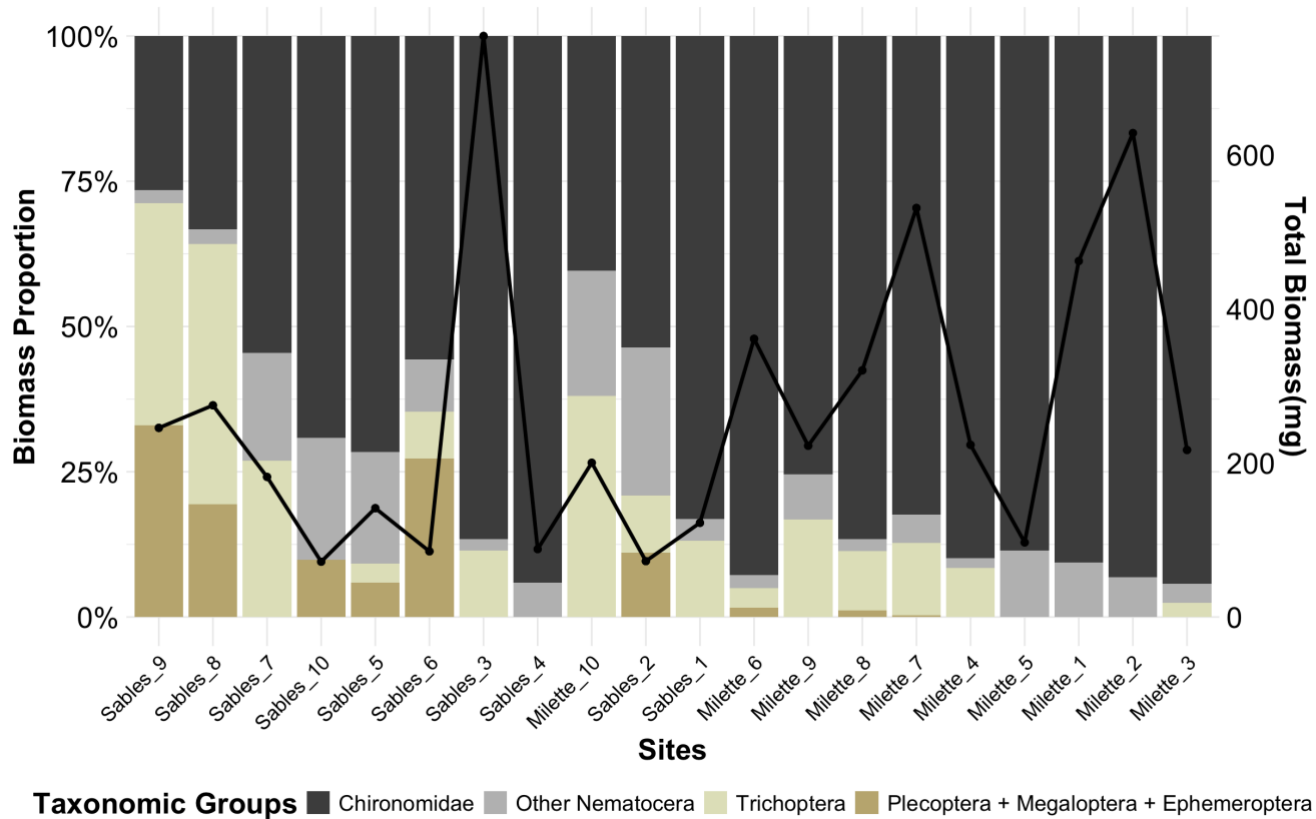
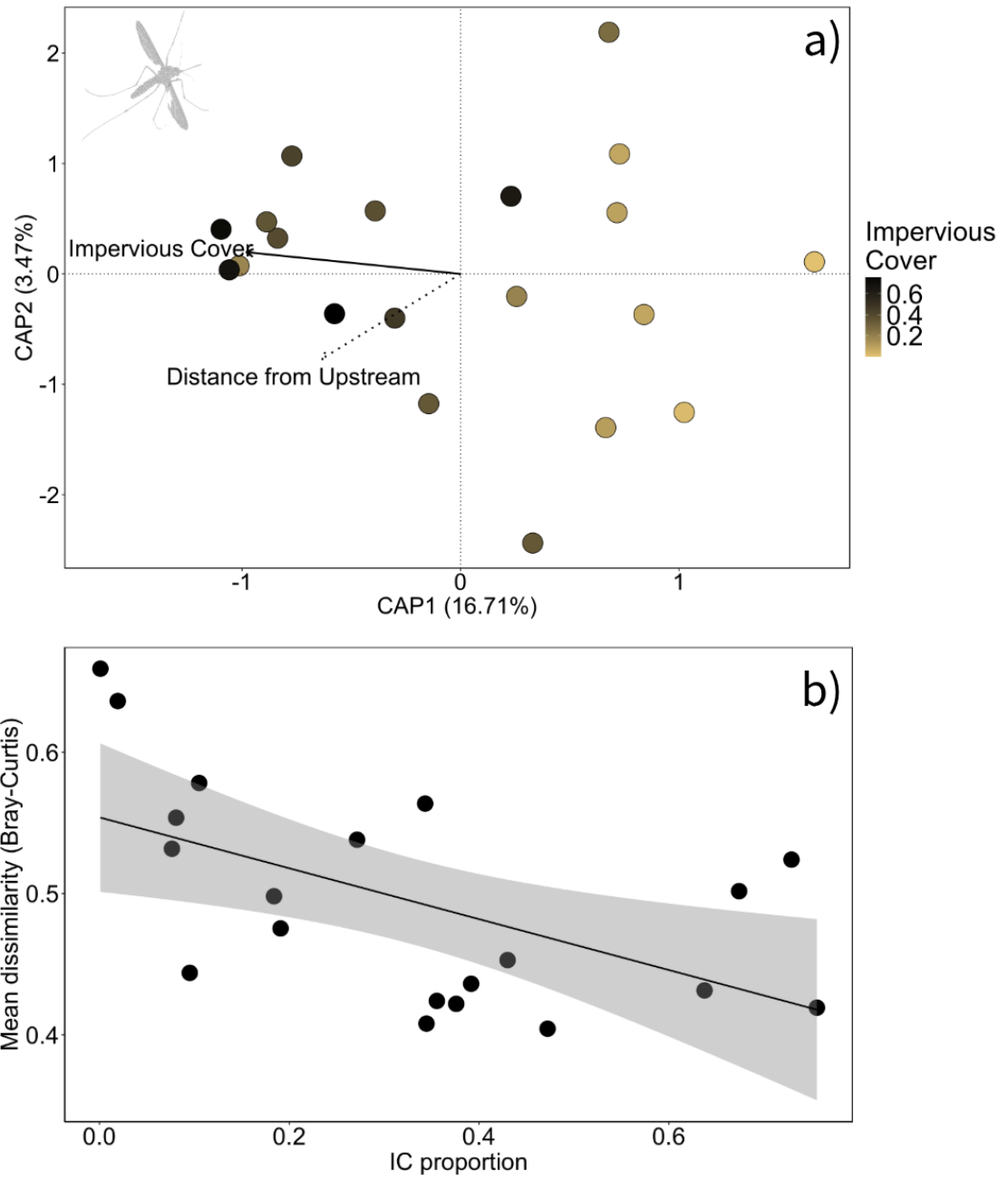
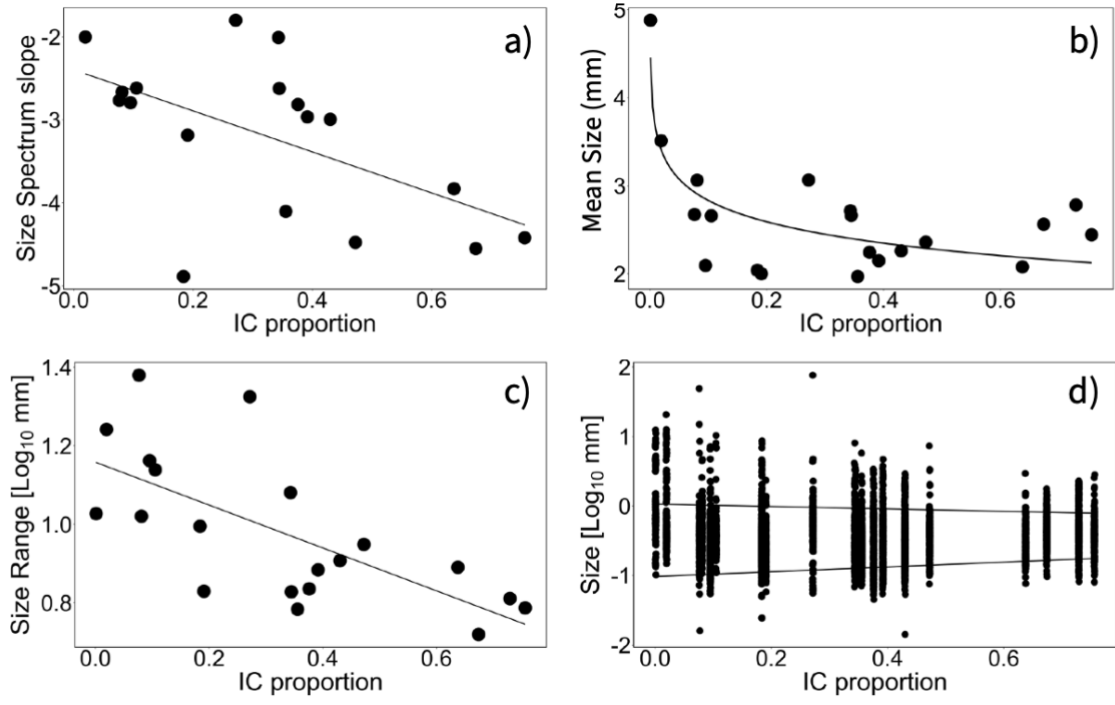


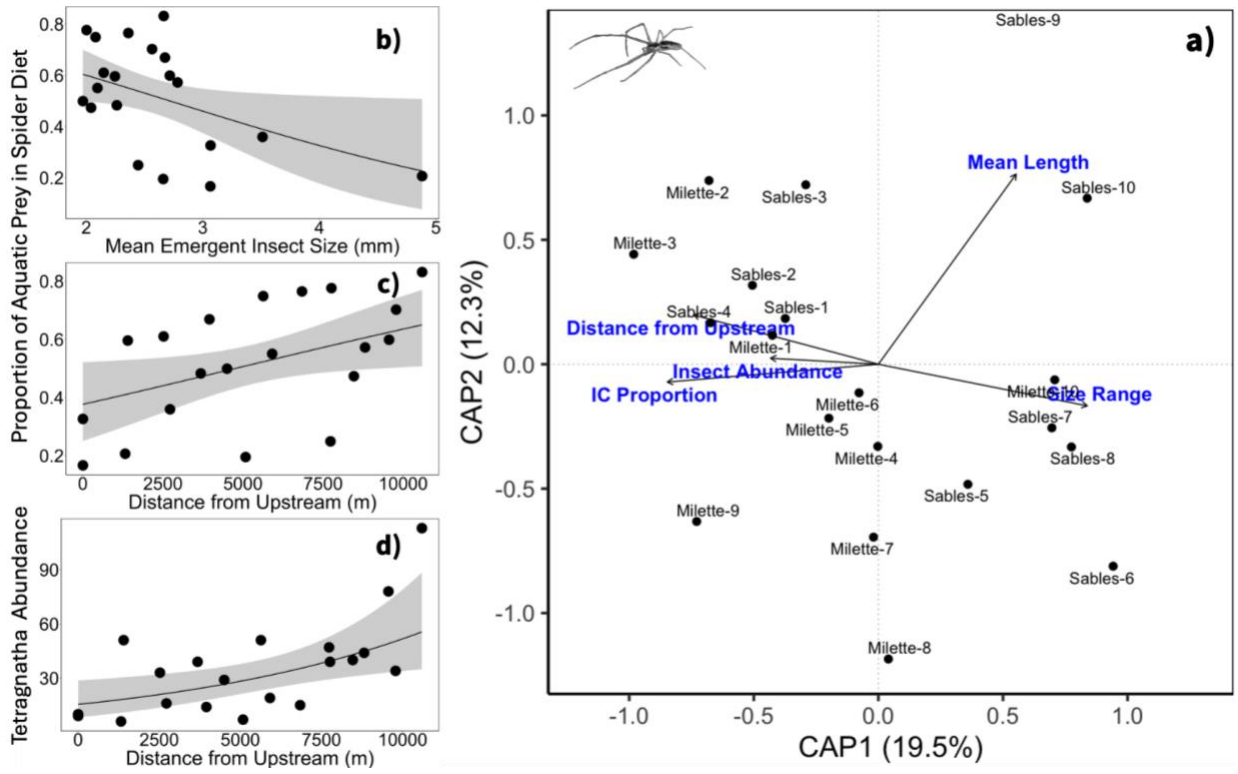
Figure 3



**Figure 4**



**Figure 5**



**Figure 6**

## CHAPITRE III

### CONCLUSION

#### 1. Résultats principaux

Cette étude a permis de mettre en lumière certains mécanismes par lesquels l'urbanisation, mesurée par la couverture de surfaces imperméables, est liée à la connectivité aquatique-terrestre. Les résultats soulignent que l'influence de l'urbanisation se manifeste non pas sur la quantité, mais plutôt sur la composition des subsides exportés vers le milieu riparien lors de la période d'étude, soit à la fin du printemps. Nos analyses suggèrent que la proportion de surface imperméable est un facteur structurant la composition des communautés d'insectes aquatiques émergents, surpassant les effets de la position longitudinale le long des cours d'eau. L'augmentation de l'imperméabilisation des sols est associée à une homogénéisation taxonomique des communautés, caractérisée par une transition vers des assemblages dominés par des taxons tolérants à la pollution, principalement la famille des Chironomidae. Cette réorganisation qualitative s'est produite sans altération significative de la biomasse totale exportée.

Cette transition taxonomique s'est traduite par une réorganisation de la structure de taille des insectes émergents. En effet, nos analyses ont révélé trois patrons convergents : (1) une pente des spectres de taille significativement plus abrupte, indiquant une plus grande prévalence des organismes de petite taille par rapport aux gros individus; (2) une diminution de la taille corporelle moyenne des insectes ; et (3) une contraction de l'étendue des tailles disponibles pour les prédateurs. Cette perte de diversité de taille est le résultat d'un double phénomène : une diminution de la taille des plus grands individus et, de manière plus inattendue, une légère augmentation de la taille des plus petits.

Nos travaux démontrent également que cette altération qualitative des proies aquatiques est associée à des effets sur les prédateurs riverains. L'analyse des isotopes

stables a révélé que la dépendance des araignées du genre *Tetragnatha* envers les subsides aquatiques augmentait significativement à mesure que la taille moyenne des proies émergentes diminuait. Une réponse à l'échelle de la communauté a également été observée: la structure de l'assemblage des araignées ripariennes était principalement expliquée par les caractéristiques de taille des proies (taille moyenne et étendue des tailles), sans qu'il y ait de variation significative de la communauté en fonction de la surface imperméable ou de la position le long des cours d'eau.

En somme, cette étude soutient que les conséquences de l'aménagement du territoire de type urbain sur les écosystèmes aquatiques se répercutent sur l'écosystème terrestre adjacent. Elle supporte que l'urbanisation contraint la diversité de taille des insectes aquatiques émergents, ce qui, en retour, réorganise les communautés de consommateurs qui en dépendent. Cela met en évidence que l'homogénéisation de la structure de taille des proies est un moteur potentiel de changements au sein des réseaux trophiques riverains.

Nos conclusions concordent avec celles de Stenroth et al. (2015) qui ont réalisé une étude en milieu agricole plutôt qu'urbain. Tout comme nos résultats, ils démontrent que l'utilisation du territoire est associée à des variations de communautés de prédateurs riverains via une altération qualitative (structure de taille) des subsides aquatiques, plutôt que quantitative. Stenroth et al. (2015) ont également observé une dominance accrue de petits diptères (Nematocera) dans les zones impactées, tandis que les insectes de plus grande taille étaient confinés aux zones naturelles. L'effet en cascade sur les prédateurs terrestres est un autre point de convergence majeur. Notre étude démontre que la dépendance des araignées *Tetragnatha* au subside aquatique s'intensifie avec la diminution de la taille des proies, et que la structure de la communauté d'araignées ripariennes est associée à cet aspect qualitatif du subside. De manière analogue, Stenroth et al. (2015) ont constaté que différents groupes de prédateurs répondaient spécifiquement à la nouvelle structure de taille des ressources. Ensemble, nos travaux corroborent que la modification de la structure de taille des flux de ressources est un mécanisme clé propageant les impacts anthropiques, qu'ils soient urbains ou agricoles. Ces résultats confirment qu'il est nécessaire de considérer la qualité des subsides pour évaluer les conséquences écologiques des changements d'utilisation des terres dans leur ensemble.

Les conclusions de cette étude concordent aussi avec celles de Kelly et al. (2019), qui ont observé une augmentation de la part des proies aquatiques dans la diète des araignées en milieu urbain. Leur étude a constaté ce changement de diète, l'attribuant hypothétiquement à une abondance accrue d'insectes aquatiques tolérants comme les chironomides. Nous proposons une explication mécanistique à leurs résultats, en mettant en lumière que la restructuration des taxons exportés opère ses effets sur les prédateurs principalement via les variations de taille. Nous soulignons également que les variations de la diète sont davantage associées aux changements de composition du subside plutôt que de surface imperméable.

## **2. Limites**

### **2.1 Analyse de spectre de tailles**

L'ajustement de nos données de distribution de taille à une loi de puissance, réalisé en suivant le protocole de Clauset et al. (2009), a révélé une divergence notable par rapport au modèle théorique. En effet, même après optimisation du seuil minimal ( $x_{min}$ ), seuls 10 de nos 20 sites présentaient un ajustement statistiquement significatif à une distribution en loi de puissance. Cette observation nous a ainsi conduit à remettre en question l'applicabilité de ce modèle dans le contexte spécifique de notre échantillonnage. Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette inadéquation partielle. Premièrement, la théorie des spectres de taille s'applique de manière optimale à une communauté complète, intégrant l'ensemble des classes d'âge et de taille présentes simultanément (Sprules & Barth, 2016). Or, notre protocole d'échantillonnage, en se concentrant sur la phase émergente, ne capture qu'un seul stade de vie et ne constitue qu'une "photographie" temporelle d'un phénomène dynamique et saisonnier. Différents groupes taxonomiques émergent à des moments distincts (Corbet, 1964), et notre échantillonnage au printemps a donc inévitablement favorisé les taxons qui émergent plus tôt dans la saison, introduisant un biais par rapport à la structure de taille de la communauté aquatique sur l'ensemble de la saison. Il est crucial de souligner que la difficulté à obtenir un ajustement parfait à une loi de puissance n'est pas une non-conformité propre à notre étude. Par exemple, Sutton & Jones (2020) ont souligné que des distributions de tailles qui s'écartent de la forme de loi de puissance sont courantes dans les études empiriques. Cette remarque peut provoquer une remise en

question de la validité de cette loi pour décrire les structures de taille de communautés et si le cadre théorique nécessite une révision. Malgré ces limites, nous soutenons la pertinence de l'utilisation de cette méthode dans une perspective comparative. L'objectif de notre analyse n'était pas de valider une loi universelle, mais d'utiliser la forme de la distribution comme un indicateur pour comparer la structure des communautés le long d'un gradient de perturbation. Étant donné que tous nos sites ont été échantillonnés simultanément et avec une méthodologie identique, l'analyse comparative des pentes des spectres de taille demeure un outil puissant pour quantifier les changements relatifs entre les sites. Enfin, pour pallier la dépendance exclusive à la méthode MLE et aux spectres de taille, et pour obtenir une vision plus holistique de la variation de la distribution des tailles, nous avons adopté une approche multi-métrique. Conformément aux recommandations de Sutton & Jones (2020), nous avons complété l'analyse des pentes avec d'autres indicateurs, tels que la taille moyenne et l'étendue des tailles. L'utilisation conjointe de ces indices a permis de dresser un portrait global et plus précis de la réponse de la structure de taille de la communauté au gradient d'urbanisation, renforçant ainsi la robustesse de nos conclusions.

## **2.2 Analyse de diète**

Selon nos analyses de diète, nous avons déterminé que les araignées s'alimentent davantage d'insectes mérolimniques dans les sites caractérisés par une plus grande surface imperméable et situés plus en aval des cours d'eau. Cependant, les valeurs obtenues ne sont potentiellement pas une représentation réelle de la diète des araignées échantillonnées. Un indicateur de cette incertitude est que les intervalles de crédibilité modélisés sont généralement très larges. Cette largeur peut être une conséquence d'une faible distinction isotopique entre les sources et plusieurs phénomènes peuvent être en cause. Cette faible discrimination peut s'expliquer par une convergence des signatures isotopiques à la base des réseaux trophiques terrestre et aquatique. En effet, il est bien établi que les cours d'eau sont alimentés par des apports de matière organique d'origine allochtone (terrestre), tels que des débris végétaux (Kraus & Vonesh, 2012; Scharnweber et al., 2014). Cette matière organique terrestre, en constituant une ressource fondamentale pour le réseau trophique aquatique, homogénéise les signatures isotopiques basales des

deux compartiments (Kelly et al., 2015). Par conséquent, la distinction isotopique entre nos sources proxies devient potentiellement plus fine, ce qui peut diminuer la capacité du modèle à attribuer sans ambiguïté la diète des consommateurs et se traduit par les larges intervalles de crédibilité observés.

Une seconde limite inhérente à notre approche concerne l'asynchronie temporelle entre l'intégration des nutriments dans les tissus des consommateurs et notre échantillonnage des sources alimentaires. Notre protocole, consistant à récolter simultanément les araignées et leurs proies potentielles, repose sur l'hypothèse que la disponibilité des sources au moment de la capture reflète fidèlement ce que les araignées ont assimilé pour former leurs tissus. Or, la signature isotopique d'un consommateur est une intégration de l'alimentation sur une période antérieure (Cotrufo et Pressler, 2023). De ce fait, en raison de l'hétérogénéité phénologique des différents taxons d'insectes, dont l'abondance et la composition varient significativement au cours de la saison, l'asynchronie entre ce que nous avons échantillonné (temps  $t$ ) et ce que les araignées ont réellement consommé (temps  $t-1$ ) est une source de biais potentiel. Dans le cas où les subsides aquatiques ne varient pas significativement à l'échelle de la saison et des années dans les sites à l'étude, on pourrait toutefois supposer que l'impact du décalage serait négligeable. Or, cette supposition omet un enjeu fondamental : la signature isotopique d'un même taxon est elle-même variable dans le temps. En effet, la méta-analyse de Woodland et al. (2012) a établi que les invertébrés aquatiques présentent des cycles saisonniers d'enrichissement et d'appauvrissement en  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$ . Ainsi, l'enjeu n'est pas uniquement la stabilité de la communauté de proies, mais aussi la stabilité temporelle de la signature isotopique moyenne pour un taxon donné.

### **2.3 Quantification de surface imperméable**

Dans cette étude, le gradient d'urbanisation a été quantifié à l'aide de la proportion de surface imperméable totale (Total Impervious Area, TIA), une métrique constituant une simplification susceptible d'influencer l'interprétation de nos résultats. La TIA mesure l'ensemble des surfaces qui entravent l'infiltration de l'eau, mais on peut également distinguer la surface imperméable effective ou directement connectée (Directly Connected Impervious Area, DCIA). La DCIA est un sous-ensemble de la TIA qui inclut uniquement

les surfaces ayant une connexion hydraulique directe avec le réseau de drainage, comme les systèmes d'égouts pluviaux (Brabec et al., 2002; Sohn et al., 2017). Par exemple, le ruissellement d'un toit qui s'écoule sur une pelouse est inclus dans la TIA, mais pas dans la DCIA, car il n'est pas directement connecté au réseau hydrologique (Sohn et al., 2017). Cette distinction est fondamentale, car l'impact de l'urbanisation sur les cours d'eau est en grande partie régi par cette surface directement connectée. Par exemple, Hatt et al. (2004) ont montré que le pourcentage de connexion hydraulique était plus fortement corrélé aux variables de chimie de l'eau (par ex., conductivité, phosphore total) que le pourcentage de surface imperméable totale. De plus, l'utilisation de la DCIA permet d'éviter la surestimation du volume de ruissellement et des puissances de débits qui est souvent associée à l'utilisation de la TIA (Brabec et al., 2002; Sohn et al., 2017). Par conséquent, en utilisant la TIA, notre étude a potentiellement surestimé le degré réel de pression hydrologique exercé par l'urbanisation sur nos cours d'eau. Il est possible qu'une partie de la variabilité inexplicée dans nos modèles provienne de cette simplification, et que la DCIA se serait avérée une variable prédictive plus puissante. Bien que le choix de la TIA a été dicté par des contraintes de disponibilité et de complexité des données, il demeure une limite à considérer dans l'interprétation de la force des liens que nous avons observés entre l'urbanisation et la communauté d'insectes émergents.

### **3. Contributions et perspectives**

Cette étude soutient que, pour prédire les effets des subsides aquatiques sur l'écosystème terrestre adjacent, il faut considérer plusieurs paramètres, notamment leur temporalité et leur qualité. Elle met également en évidence que la communauté réceptrice joue un rôle actif dans la capacité d'intégration de cette ressource au sein de l'écosystème récepteur. Nous soulignons que la taille des insectes émergents est une composante clé de la qualité des proies, mais il ne s'agit que d'une seule facette qualitative de la ressource. Des recherches futures gagneraient à intégrer d'autres traits pour développer un indice de qualité plus intégratif. Par exemple, la composition en acides gras, le contenu énergétique ou les ratios stœchiométriques du subside sont des facteurs reconnus pour influencer le réseau trophique terrestre (Twining et al., 2019; Bultman et al., 2012). Étudier comment ces traits interagissent avec la taille des proies permettrait de mieux prédire sous quelle

forme les subsides sont le plus profitable pour les consommateurs terrestres et de déterminer avec plus de précision les changements qualitatifs en réponse à l'utilisation du territoire ou toute autre perturbation anthropique. Une autre contribution de notre étude est la mise en évidence de la grande sensibilité des liens aquatique-terrestre, où de très faibles niveaux d'urbanisation (<20 % de surface imperméable) sont liés à des changements de la composition de la communauté émergente. De plus, cette mesure d'urbanisation a été quantifiée à l'échelle du bassin versant, et non uniquement dans la bande riveraine, démontrant le potentiel de propagation spatiale des effets de l'aménagement du territoire dans l'espace. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour quantifier comment les changements qualitatifs du subside aquatique se déploient au-delà des communautés de consommateurs de cette ressource. En effet, ces changements structurels et fonctionnels au sein de la communauté d'araignées peuvent avoir des conséquences d'une grande portée en se propageant en cascade à travers les autres niveaux trophiques des écosystèmes terrestres (Graf et al., 2017).

Enfin, de manière plus spécifique à nos sites d'étude, cette recherche nous permet de mieux appréhender plusieurs conséquences du projet du Carrefour 40-55, un projet de développement industriel planifié dans la zone de recharge de la rivière Aux Sables. L'étude en parallèle de la rivière Milette nous a permis de visualiser les effets futurs d'une augmentation de l'utilisation du territoire sur la connectivité aquatique-terrestre dans le bassin versant de la rivière Aux Sables. Une fois le projet de développement terminé, on peut s'attendre à une dégradation de la qualité de l'eau qui s'accompagnera d'une homogénéisation de la communauté aquatique. De manière indirecte, ces conséquences se transféreront probablement dans la communauté terrestre avec des potentiels effets cascades encore peu connus sur le reste de l'écosystème terrestre.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Akamatsu, F., & Toda, H. (2011). Flow regime alters body size but not the use of aquatic subsidies in a riparian predatory arthropod. *Ecological Research*, 26(4), 801-808. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0839-y>
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes : The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257-284.
- Bader, E., Jung, K., Kalko, E. K. V., Page, R. A., Rodriguez, R., & Sattler, T. (2015). Mobility explains the response of aerial insectivorous bats to anthropogenic habitat change in the Neotropics. *Biological Conservation*, 186, 97-106. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.02.028>
- 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>
- Bauer, S., & Hoyer, B. J. (2014). Migratory Animals Couple Biodiversity and Ecosystem Functioning Worldwide. *Science*, 344(6179), 1242552. <https://doi.org/10.1126/science.1242552>
- Baxter, C. V., Fausch, K. D., & Carl Saunders, W. (2005). Tangled webs : Reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology*, 50(2), 201-220. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x>
- Brabec, E., Schulte, S., & Richards, P. L. (2002). Impervious Surfaces and Water Quality : A Review of Current Literature and Its Implications for Watershed Planning. *Journal of Planning Literature*, 16(4), 499-514. <https://doi.org/10.1177/088541202400903563>
- Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M., & West, G. B. (2004). Toward a Metabolic Theory of Ecology. *Ecology*, 85(7), 1771-1789. <https://doi.org/10.1890/03-9000>

- Bultman, H., Hoekman, D., Dreyer, J., & Gratton, C. (2014). Terrestrial deposition of aquatic insects increases plant quality for insect herbivores and herbivore density. *Ecological Entomology*, *39*(4), 419. <https://doi.org/10.1111/een.12118>
- Burdon, F. J., & Harding, J. S. (2008). The linkage between riparian predators and aquatic insects across a stream-resource spectrum. *Freshwater Biology*, *53*(2), 330-346. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01897.x>
- Clauset, A., Shalizi, C. R., & Newman, M. E. J. (2009). Power-Law Distributions in Empirical Data. *SIAM Review*, *51*(4), 661-703. <https://doi.org/10.1137/070710111>
- Corbet, P. S. (1964). Temporal Patterns of Emergence in Aquatic Insects. *The Canadian Entomologist*, *96*(1-2), 264-279. <https://doi.org/10.4039/Ent96264-1>
- Cotrufo, F., & Pressler, Y. (2023). *A Primer on Stable Isotopes in Ecology*. Oxford University Press.
- Davis, J. M., Rosemond, A. D., & Small, G. E. (2011). Increasing donor ecosystem productivity decreases terrestrial consumer reliance on a stream resource subsidy. *Oecologia*, *167*(3), 821-834. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2026-9>
- Edwards, A. M., Robinson, J. P. W., Plank, M. J., Baum, J. K., & Blanchard, J. L. (2017). Testing and recommending methods for fitting size spectra to data. *Methods in Ecology and Evolution*, *8*(1), 57-67. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12641>
- Elosegi, A., Díez, J. R., Flores, L., & Molinero, J. (2017). Pools, channel form, and sediment storage in wood-restored streams: Potential effects on downstream reservoirs. *Geomorphology*, *279*, 165-175. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.01.007>
- Elser, J. J., Bracken, M. E. S., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., Ngai, J. T., Seabloom, E. W., Shurin, J. B., & Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, *10*(12), 1135-1142. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>
- Erdozain, M., Kidd, K. A., Emilson, E. J. S., Capell, S. S., Kreutzweiser, D. P., & Gray, M. A. (2021). Forest management impacts on stream integrity at varying intensities and spatial scales: Do abiotic effects accumulate spatially? *Science of*

- The Total Environment*, 753, 141968.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141968>
- Forbes, S. A. (1925). The Lake as a Microcosm. *Illinois Natural History Survey Bulletin*; v. 015, No. 09. <https://hdl.handle.net/2142/45976>
- Freeman, M. C., Pringle, C. M., & Jackson, C. R. (2007). Hydrologic Connectivity and the Contribution of Stream Headwaters to Ecological Integrity at Regional Scales. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43(1), 5-14. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00002.x>
- Fritz, K. A., Kirschman, L. J., McCay, S. D., Trushenski, J. T., Warne, R. W., & Whiles, M. R. (2017). Subsidies of essential nutrients from aquatic environments correlate with immune function in terrestrial consumers. *Freshwater Science*, 36(4), 893-900. <https://doi.org/10.1086/694451>
- Fritz, K. M., Schofield, K. A., Alexander, L. C., McManus, M. G., Golden, H. E., Lane, C. R., Kepner, W. G., LeDuc, S. D., DeMeester, J. E., & Pollard, A. I. (2018a). Physical and Chemical Connectivity of Streams and Riparian Wetlands to Downstream Waters : A Synthesis. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 54(2), 323-345. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12632>
- Fritz, K. M., Schofield, K. A., Alexander, L. C., McManus, M. G., Golden, H. E., Lane, C. R., Kepner, W. G., LeDuc, S. D., DeMeester, J. E., & Pollard, A. I. (2018b). PHYSICAL AND CHEMICAL CONNECTIVITY OF STREAMS AND RIPARIAN WETLANDS TO DOWNSTREAM WATERS : A SYNTHESIS. *Journal of the American Water Resources Association*, 54(2), 323-345. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12632>
- Fukui, D., Murakami, M., Nakano, S., & Aoi, T. (2006). Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. *Journal of Animal Ecology*, 75(6), 1252-1258. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01146.x>
- Gage, M. S., Spivak, A., & Paradise, C. J. (2004). Effects of Land Use and Disturbance on Benthic Insects in Headwater Streams Draining Small Watersheds North of Charlotte, NC. *Southeastern Naturalist*, 3(2), 345-358. [https://doi.org/10.1656/1528-7092\(2004\)003%255B0345:EOLUAD%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1528-7092(2004)003%255B0345:EOLUAD%255D2.0.CO;2)

- Graça, M. A. (2001). The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*, 86(4-5), 383-393.
- Gnecco, I., Berretta, C., Lanza, L. G., & La Barbera, P. (2005). Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy. *Atmospheric Research*, 77(1), 60-73. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2004.10.017>
- Gounand, I., Harvey, E., Ganesanandamoorthy, P., & Altermatt, F. (2017). Subsidies mediate interactions between communities across space. *Oikos*, 126(7), 972-979. <https://doi.org/10.1111/oik.03922>
- Gounand, I., Little, C. J., Harvey, E., & Altermatt, F. (2018). Cross-ecosystem carbon flows connecting ecosystems worldwide. *Nature Communications*, 9(1), 4825. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07238-2>
- Graf, N., Bucher, R., Schäfer, R. B., & Entling, M. H. (2017). Contrasting effects of aquatic subsidies on a terrestrial trophic cascade. *Biology Letters*, 13(5), 20170129. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2017.0129>
- Gray, L. J. (1989). Emergence Production and Export of Aquatic Insects from a Tallgrass Prairie Stream. *The Southwestern Naturalist*, 34(3), 313-318. <https://doi.org/10.2307/3672158>
- Hagen, E. M., & Sabo, J. L. (2014). Temporal variability in insectivorous bat activity along two desert streams with contrasting patterns of prey availability. *Journal of Arid Environments*, 102, 104-112. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2013.11.016>
- Harpole, W. S., Ngai, J. T., Cleland, E. E., Seabloom, E. W., Borer, E. T., Bracken, M. E. S., Elser, J. J., Gruner, D. S., Hillebrand, H., Shurin, J. B., & Smith, J. E. (2011). Nutrient co-limitation of primary producer communities. *Ecology Letters*, 14(9), 852-862. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01651.x>
- Harvey, E., Gounand, I., Ward, C. L., & Altermatt, F. (2017). Bridging ecology and conservation: From ecological networks to ecosystem function. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 371-379. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12769>
- 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>
- Henschel, J. R., Mahsberg, D., & Stumpf, H. (2001). Allochthonous aquatic insects increase predation and decrease herbivory in river shore food webs. *Oikos*, 93(3), 429-438. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.930308.x>
- Hering, D., & Plachter, H. (1997). Riparian ground beetles (Coeloptera, Carabidae) preying on aquatic invertebrates: A feeding strategy in alpine floodplains. *Oecologia*, 111(2), 261-270. <https://doi.org/10.1007/s004420050234>
- Hixson, S. M., Sharma, B., Kainz, M. J., Wacker, A., & Arts, M. T. (2015). Production, distribution, and abundance of long-chain omega-3 polyunsaturated fatty acids : A fundamental dichotomy between freshwater and terrestrial ecosystems. *Environmental Reviews*, 23(4), 414-424. <https://doi.org/10.1139/er-2015-0029>
- Holt, R. D. (2008). Theoretical Perspectives on Resource Pulses. *Ecology*, 89(3), 671-681. <https://doi.org/10.1890/07-0348.1>
- Iwata, T., Nakano, S., & Murakami, M. (2003). Stream meanders increase insectivorous bird abundance in riparian deciduous forests. *Ecography*, 26(3), 325-337. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03355.x>
- Jackson, J. K., & Fisher, S. G. (1986). Secondary Production, Emergence, and Export of Aquatic Insects of a Sonoran Desert Stream. *Ecology*, 67(3), 629-638. <https://doi.org/10.2307/1937686>
- Jonsson, M., & Canhoto, C. (2017). Climate Change and Freshwater Invertebrates : Their Role in Reciprocal Freshwater–Terrestrial Resource Fluxes. In *Global Climate Change and Terrestrial Invertebrates* (p. 274-294). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781119070894.ch14>
- Kelly, S. P., Cuevas, E., & Ramírez, A. (2019). Urbanization increases the proportion of aquatic insects in the diets of riparian spiders. *Freshwater Science*, 38(2), 379-390. <https://doi.org/10.1086/703442>
- Knight, T. M., McCoy, M. W., Chase, J. M., McCoy, K. A., & Holt, R. D. (2005). Trophic cascades across ecosystems. *Nature*, 437(7060), 880-883. <https://doi.org/10.1038/nature03962>

- Kowarik, C., Martin-Creuzburg, D., Mathers, K. L., Weber, C., & Robinson, C. T. (2023). Stream degradation affects aquatic resource subsidies to riparian ground-dwelling spiders. *Science of The Total Environment*, 855, 158658. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158658>
- Kraus, J. M., & Vonesh, J. R. (2012). Fluxes of terrestrial and aquatic carbon by emergent mosquitoes : A test of controls and implications for cross-ecosystem linkages. *Oecologia*, 170(4), 1111-1122. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2369-x>
- Kraus, J. M., Walters, D. M., Wesner, J. S., Stricker, C. A., Schmidt, T. S., & Zuellig, R. E. (2014). Metamorphosis Alters Contaminants and Chemical Tracers in Insects : Implications for Food Webs. *Environmental Science & Technology*, 48(18), 10957-10965. <https://doi.org/10.1021/es502970b>
- Lambin, E. F., & Meyfroidt, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(9), 3465-3472. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>
- Lawton, J. H., & Jones, C. G. (1995). Linking Species and Ecosystems : Organisms as Ecosystem Engineers. In C. G. Jones & J. H. Lawton (Éds.), *Linking Species & Ecosystems* (p. 141-150). Springer US. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1773-3\\_14](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1773-3_14)
- Leibowitz, S. G., Wigington Jr., P. J., Schofield, K. A., Alexander, L. C., Vanderhoof, M. K., & Golden, H. E. (2018). Connectivity of Streams and Wetlands to Downstream Waters : An Integrated Systems Framework. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 54(2), 298-322. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12631>
- Levin, S. A., & Paine, R. T. (1974). Disturbance, patch formation, and community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 71(7), 2744-2747. <https://doi.org/10.1073/pnas.71.7.2744>
- 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>

- 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>
- Mathieu-Resuge, M., Martin-Creuzburg, D., Twining, C. W., Parmar, T. P., Hager, H. H., & Kainz, M. J. (2021). Taxonomic composition and lake bathymetry influence fatty acid export via emergent insects. *Freshwater Biology*, *66*(12), 2199-2209. <https://doi.org/10.1111/fwb.13819>
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall Hunt.
- Mouquet, N., & Loreau, M. (2002). Coexistence in Metacommunities : The Regional Similarity Hypothesis. *The American Naturalist*, *159*(4), 420-426. <https://doi.org/10.1086/338996>
- Muehlbauer, J. D., Larsen, S., Jonsson, M., & Emilson, E. J. S. (2020). Variables Affecting Resource Subsidies from Streams and Rivers to Land and their Susceptibility to Global Change Stressors. In J. M. Kraus, D. M. Walters, & M. A. Mills (Éds.), *Contaminants and Ecological Subsidies : The Land-Water Interface* (p. 129-155). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-49480-3\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-030-49480-3_7)
- Nakano, S., & Murakami, M. (2001). Reciprocal subsidies : Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *98*(1), 166-170. <https://doi.org/10.1073/pnas.98.1.166>
- Nash, L. N., Zorzetti, L. W., Antiquiera, P. A. P., Carbone, C., Romero, G. Q., & Kratina, P. (2023). Latitudinal patterns of aquatic insect emergence driven by climate. *Global Ecology and Biogeography*, *32*(8), 1323-1335. <https://doi.org/10.1111/geb.13700>
- Nentwig, W., & Wissel, C. (1986). A comparison of prey lengths among spiders. *Oecologia*, *68*(4), 595-600. <https://doi.org/10.1007/BF00378777>

- Paetzold, A., Schubert, C. J., & Tockner, K. (2005). Aquatic Terrestrial Linkages Along a Braided-River : Riparian Arthropods Feeding on Aquatic Insects. *Ecosystems*, 8(7), 748-759. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0004-y>
- Poff, N. L., Olden, J. D., Vieira, N. K. M., Finn, D. S., Simmons, M. P., & Kondratieff, B. C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects : Traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(4), 730-755. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)025%255B0730:FTNONA%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)025%255B0730:FTNONA%255D2.0.CO;2)
- 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, Evolution, and Systematics*, 28(Volume 28, 1997), 289-316. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.289>
- Polis, G. A., Power, M. E., & Huxel, G. R. (2004). *Food Webs at the Landscape Level*. University of Chicago Press.
- Polis, G. A., & Strong, D. R. (1996). Food Web Complexity and Community Dynamics. *The American Naturalist*, 147(5), 813-846. <https://doi.org/10.1086/285880>
- Pomeranz, J. P. F., Junker, J. R., & Wesner, J. S. (2022). Individual size distributions across North American streams vary with local temperature. *Global Change Biology*, 28(3), 848-858. <https://doi.org/10.1111/gcb.15862>
- Power, M. E., Rainey, W. E., Parker, M. S., Sabo, J. L., Smyth, A., Khandwala, S., ... & Anderson, C. (2004). River-to-watershed subsidies in an old-growth conifer forest. *Food webs at the landscape level*, 217-240.
- Prairie, Y. T. (2008). Carbocentric limnology : Looking back, looking forward. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(3), 543-548. <https://doi.org/10.1139/f08-011>
- Raitif, J., Plantegenest, M., Agator, O., Piscart, C., & Roussel, J.-M. (2018). Seasonal and spatial variations of stream insect emergence in an intensive agricultural landscape. *Science of The Total Environment*, 644, 594-601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.021>
- Rounick, J. S., & Winterbourn, M. J. (1986). Stable Carbon Isotopes and Carbon Flow in Ecosystems. *BioScience*, 36(3), 171-177. <https://doi.org/10.2307/1310304>

- Roy, A. H., Rosemond, A. D., Leigh, D. S., Paul, M. J., & Wallace, J. B. (2003). Habitat-specific responses of stream insects to land cover disturbance: Biological consequences and monitoring implications. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(2), 292-307. <https://doi.org/10.2307/1467999>
- Sabo, J. L., & Power, M. E. (2002). River–Watershed Exchange: Effects of Riverine Subsidies on Riparian Lizards and Their Terrestrial Prey. *Ecology*, 83(7), 1860-1869. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083%255B1860:RWEEOR%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083%255B1860:RWEEOR%255D2.0.CO;2)
- Scharnweber, K., Vanni, M. J., Hilt, S., Syväranta, J., & Mehner, T. (2014). Boomerang ecosystem fluxes: Organic carbon inputs from land to lakes are returned to terrestrial food webs via aquatic insects. *Oikos*, 123(12), 1439-1448. <https://doi.org/10.1111/oik.01524>
- Schlotz, N., Roulin, A., Ebert, D., & Martin-Creuzburg, D. (2016). Combined effects of dietary polyunsaturated fatty acids and parasite exposure on eicosanoid-related gene expression in an invertebrate model. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 201, 115-123. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2016.07.008>
- Sohn, W., Kim, J.-H., Li, M.-H., Brown, R. D., & Jaber, F. H. (2020). How does increasing impervious surfaces affect urban flooding in response to climate variability? *Ecological Indicators*, 118, 106774. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106774>
- Sprules, W. G., & Barth, L. E. (2016). Surfing the biomass size spectrum: Some remarks on history, theory, and application. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(4), 477-495. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0115>
- Stenroth, K., Polvi, L. E., Fältström, E., & Jonsson, M. (2015). Land-use effects on terrestrial consumers through changed size structure of aquatic insects. *Freshwater Biology*, 60(1), 136-149. <https://doi.org/10.1111/fwb.12476>
- Sumner, W. T., & Fisher, S. G. (1979). Periphyton production in Fort River, Massachusetts. *Freshwater Biology*, 9(3), 205-212. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1979.tb01504.x>

- Sutton, I. A., & Jones, N. E. (2020). Measures of fish community size structure as indicators for stream monitoring programs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(5), 824-835. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2019-0268>
- Tansley, A. G. (1935). The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms. *Ecology*, 16(3), 284-307. <https://doi.org/10.2307/1930070>
- Twining, C. W., Brenna, J. T., Lawrence, P., Shipley, J. R., Tollefson, T. N., & Winkler, D. W. (2016). Omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids support aerial insectivore performance more than food quantity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(39), 10920-10925.
- Twining, C. W., Brenna, J. T., Lawrence, P., Winkler, D. W., Flecker, A. S., & Hairston Jr., N. G. (2019). Aquatic and terrestrial resources are not nutritionally reciprocal for consumers. *Functional Ecology*, 33(10), 2042-2052. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13401>
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Verberk, W. C. E. P., Sipel, H., & Esselink, H. (2008). Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 53(9), 1722-1738. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02035.x>
- Vesterinen, E. J., Lilley, T., Laine, V. N., & Wahlberg, N. (2013). Next Generation Sequencing of Fecal DNA Reveals the Dietary Diversity of the Widespread Insectivorous Predator Daubenton's Bat (*Myotis daubentonii*) in Southwestern Finland. *PLOS ONE*, 8(11), e82168. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082168>
- 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>
- Ward, D., Kirkman, K., & Tsvuura, Z. (2017). An African grassland responds similarly to long-term fertilization to the Park Grass experiment. *PLOS ONE*, 12(5), e0177208. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177208>

- Wesner, J. (2019). Using stage-structured food webs to assess the effects of contaminants and predators on aquatic–terrestrial linkages. *Freshwater Science*, 38(4), 928-935. <https://doi.org/10.1086/706103>
- Wieczorek, M. V., Kötter, D., Gergs, R., & Schulz, R. (2015). Using stable isotope analysis in stream mesocosms to study potential effects of environmental chemicals on aquatic-terrestrial subsidies. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(17), 12892-12901. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4071-0>
- Williams, D. D., Ambrose, L. G., & Browning, L. N. (1995). Trophic dynamics of two sympatric species of riparian spider (Araneae : Tetragnathidae). *Canadian Journal of Zoology*, 73(8), 1545-1553. <https://doi.org/10.1139/z95-183>
- Wollheim, W. M., Vörösmarty, C. J., Bouwman, A. F., Green, P., Harrison, J., Linder, E., Peterson, B. J., Seitzinger, S. P., & Syvitski, J. P. M. (2008). Global N removal by freshwater aquatic systems using a spatially distributed, within-basin approach. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2). <https://doi.org/10.1029/2007GB002963>
- Woodland, R. J., Magnan, P., Glémet, H., Rodríguez, M. A., & Cabana, G. (2012). Variability and directionality of temporal changes in  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  of aquatic invertebrate primary consumers. *Oecologia*, 169(1), 199-209. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2178-7>

## ANNEXE

### SUPPORT INFORMATION

**Table S1.** Physical characteristics of each site in the Aux Sables and Milette rivers. “Unconsolidated substrate” refers to sediment cover composed mainly of silt or sand.

Sites	River	Impervious cover (%)	Wetted Width (m)	Depth (m)	Unconsolidated Substrate (%)
1	Milette	67.4	5	0.6	80
2	Milette	72.9	2.5	0.3	100
3	Milette	75.6	3	0.2	100
4	Milette	47.2	3	0.5	90
5	Milette	63.8	3.5	0.3	100
6	Milette	35.6	3.5	0.6	100
7	Milette	43.0	3	0.3	95
8	Milette	39.2	2.5	0.3	98
9	Milette	37.6	2	0.3	98
10	Sables	27.5	1	0.2	100
11	Sables	34.5	5	0.6	90
12	Sables	34.3	3	0.5	100
13	Sables	18.4	3	0.4	95
14	Sables	19.1	3	0.3	100
15	Sables	9.5	4	0.4	100
16	Sables	10.5	3	0.4	100
17	Sables	7.6	3	0.6	85
18	Sables	1.9	2	0.3	100
19	Sables	0.1	3	0.2	100
20	Sables	8.1	2.5	0.2	100

**Table S2.** Physicochemical parameters range (mean  $\pm$  SD) in each site of Aux Sables and Milette rivers measured throughout the study period.

Site	River	Temperature (°C)	Conductivity ( $\mu$ S/cm)	Turbidity (NTU)	pH	Dissolved Oxygen (mg/L)
1	Milette	14.69 $\pm$ 1.39	749.8 $\pm$ 154.1	13.97 $\pm$ 4.61	6.39 – 6.93	6.89 $\pm$ 1.36
2	Milette	14.70 $\pm$ 1.32	753.2 $\pm$ 128.1	13.10 $\pm$ 2.81	6.33 – 7.23	7.29 $\pm$ 1.04
3	Milette	16.58 $\pm$ 1.27	778.8 $\pm$ 115.4	11.09 $\pm$ 2.75	6.34 – 7.41	8.01 $\pm$ 0.69
4	Milette	16.18 $\pm$ 0.98	669.5 $\pm$ 94.4	8.12 $\pm$ 2.04	6.26 – 7.53	6.94 $\pm$ 2.68
5	Milette	15.94 $\pm$ 0.97	667.8 $\pm$ 77.6	10.21 $\pm$ 11.5	6.25 – 7.38	NA
6	Milette	14.82 $\pm$ 1.25	693.0 $\pm$ 116.2	7.08 $\pm$ 4.15	6.34 – 7.20	8.62 $\pm$ 0.67
7	Milette	14.53 $\pm$ 1.29	689.5 $\pm$ 73.7	7.97 $\pm$ 5.74	6.41 – 7.24	8.06 $\pm$ 1.55
8	Milette	15.96 $\pm$ 1.41	463.7 $\pm$ 63.1	7.50 $\pm$ 2.34	6.51 – 7.29	7.78 $\pm$ 0.63
9	Milette	14.86 $\pm$ 1.13	440.5 $\pm$ 75.1	8.48 $\pm$ 5.45	6.64 – 7.40	5.48 $\pm$ 2.27
10	Sables	19.30 $\pm$ 1.83	112.0 $\pm$ 5.5	9.54 $\pm$ 3.12	6.64 – 7.55	0.93 $\pm$ 1.85
11	Sables	14.99 $\pm$ 1.47	319.8 $\pm$ 47.2	10.12 $\pm$ 4.11	7.08 – 7.62	8.55 $\pm$ 0.51
12	Sables	15.25 $\pm$ 1.64	321.7 $\pm$ 37.0	10.35 $\pm$ 2.65	6.68 – 7.51	8.49 $\pm$ 0.62
13	Sables	14.84 $\pm$ 1.43	303.3 $\pm$ 21.9	11.19 $\pm$ 1.78	7.24 – 7.59	8.43 $\pm$ 0.65
14	Sables	14.59 $\pm$ 1.39	298.0 $\pm$ 20.6	13.07 $\pm$ 3.56	7.22 – 7.69	7.80 $\pm$ 1.55
15	Sables	14.24 $\pm$ 1.25	262.8 $\pm$ 38.5	14.40 $\pm$ 6.46	7.36 – 7.63	7.82 $\pm$ 0.97
16	Sables	14.29 $\pm$ 1.50	282.8 $\pm$ 22.1	12.16 $\pm$ 1.09	7.19 – 7.36	8.09 $\pm$ 1.06
17	Sables	14.38 $\pm$ 1.59	145.5 $\pm$ 11.7	25.73 $\pm$ 33.5	6.86 – 7.54	8.52 $\pm$ 0.52
18	Sables	12.62 $\pm$ 1.87	204.3 $\pm$ 264.0	21.43 $\pm$ 6.15	6.96 – 7.90	4.50 $\pm$ 2.61
19	Sables	12.31 $\pm$ 2.14	140.1 $\pm$ 35.6	13.41 $\pm$ 3.84	7.44 – 7.81	4.27 $\pm$ 1.59
20	Sables	15.16 $\pm$ 2.82	209.3 $\pm$ 113.7	18.74 $\pm$ 9.28	7.36 – 8.18	0.89 $\pm$ 1.66

**Table S3.** Number of analytical replicates per taxon prepared for stable isotope analysis ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) at each study site.

River	Site	Consumer	Terrestrial source	Aquatic source					
		N capsules Tetragnatha	N capsules Curculionidae	N capsules Chrysomelidae	N capsules Chironomidae	N capsules Trichoptera	N capsules Ephemeroptera	N capsules Plecoptera	Total N capsules aquatic source
Milette	Site 1	2	2	0	2	1	2	0	5
	Site 2	2	2	0	2	0	0	0	2
	Site 3	2	2	0	2	2	0	0	4
	Site 4	2	2	2	2	2	0	0	4
	Site 5	2	2	0	2	1	0	0	3
	Site 6	2	2	0	2	2	0	1	5
	Site 7	2	2	0	2	2	1	0	5
	Site 8	2	2	0	2	2	0	1	5
	Site 9	2	2	0	2	2	0	1	5
	Site 10	2	2	2	2	2	0	1	5
Aux Sables	Site 11	2	2	0	2	2	0	0	4
	Site 12	2	2	0	2	2	1	0	5
	Site 13	2	2	0	2	2	0	0	4
	Site 14	2	2	0	2	1	0	0	3
	Site 15	2	2	0	2	1	1	1	5
	Site 16	2	2	2	2	2	2	0	6
	Site 17	2	2	0	2	2	0	0	4
	Site 18	2	2	0	2	2	2	0	6
	Site 19	2	2	0	2	2	2	0	6
	Site 20	2	2	0	2	0	1	0	3

**Table S4.** Parameters 'a' and 'b' describing the allometric power function ( $W=a \cdot L^b$ ) used to estimate dry mass (mg) from body length (mm) for each taxonomic order.

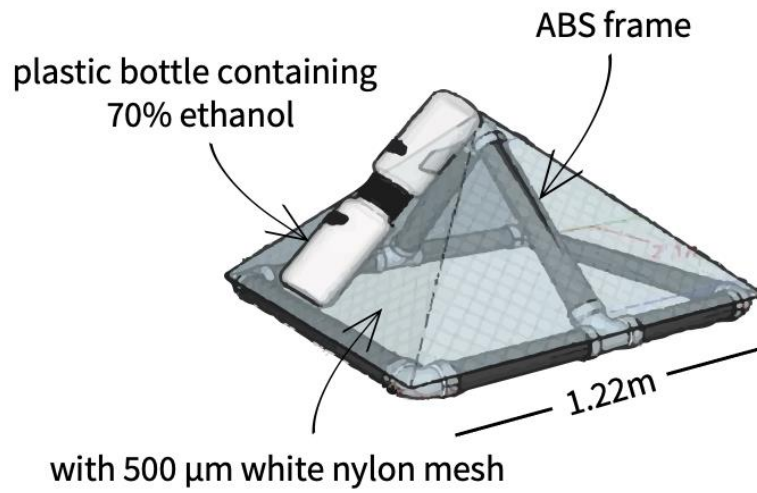
Taxa	a	b
Brachycera	0.006	3.05
Nematocera	0.1	1.57
Ephemeroptera	0.014	2.49
Trichoptera	0.01	2.9
Plecoptera	0.26	1.69
Megaloptera	0.0029	2.75

**Table S5.** Pearson correlations between physicochemical variables and impervious cover (IC) proportion and distance from upstream.

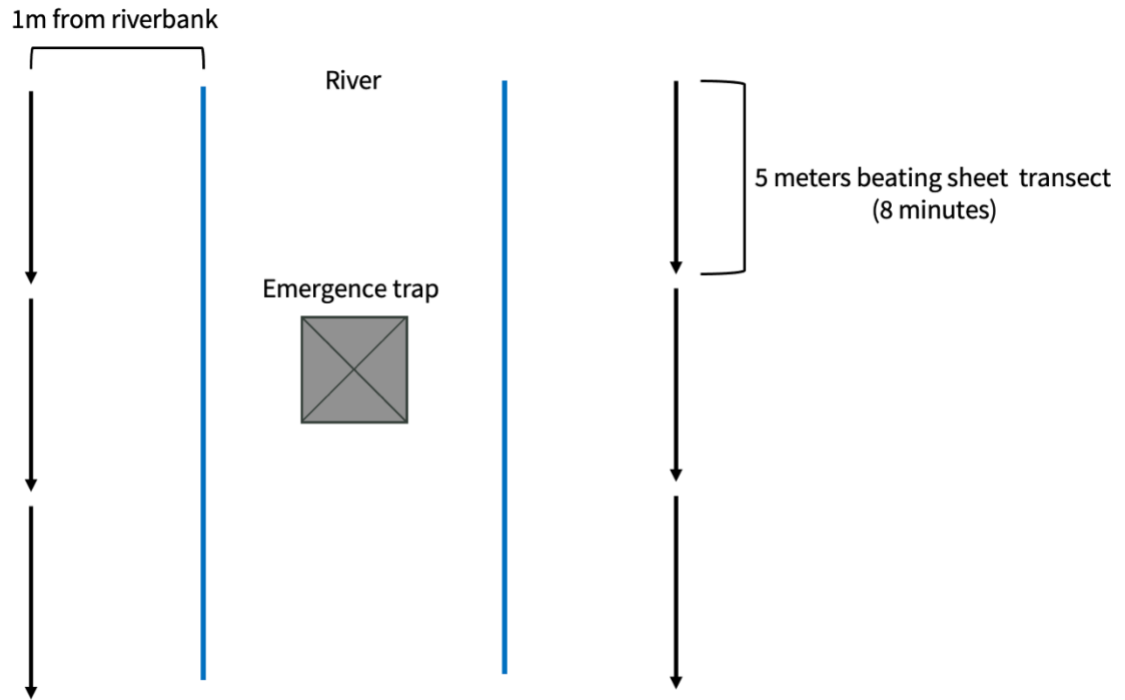
	Conductivity	pH	Turbidity	Temperature	Dissolved oxygen
IC proportion	0.892	0.520	-0.480	0.434	0.293
Distance from upstream	0.419	0.488	-0.147	-0.048	0.703

**Table S6.** Results of GLMs testing the effects of spatial and prey community predictors on the proportion of aquatic prey in riparian spider diets. Estimates are standardized regression coefficients (Coeff.  $\pm$  SE). Significance level:  $p < 0.05$  (\*).

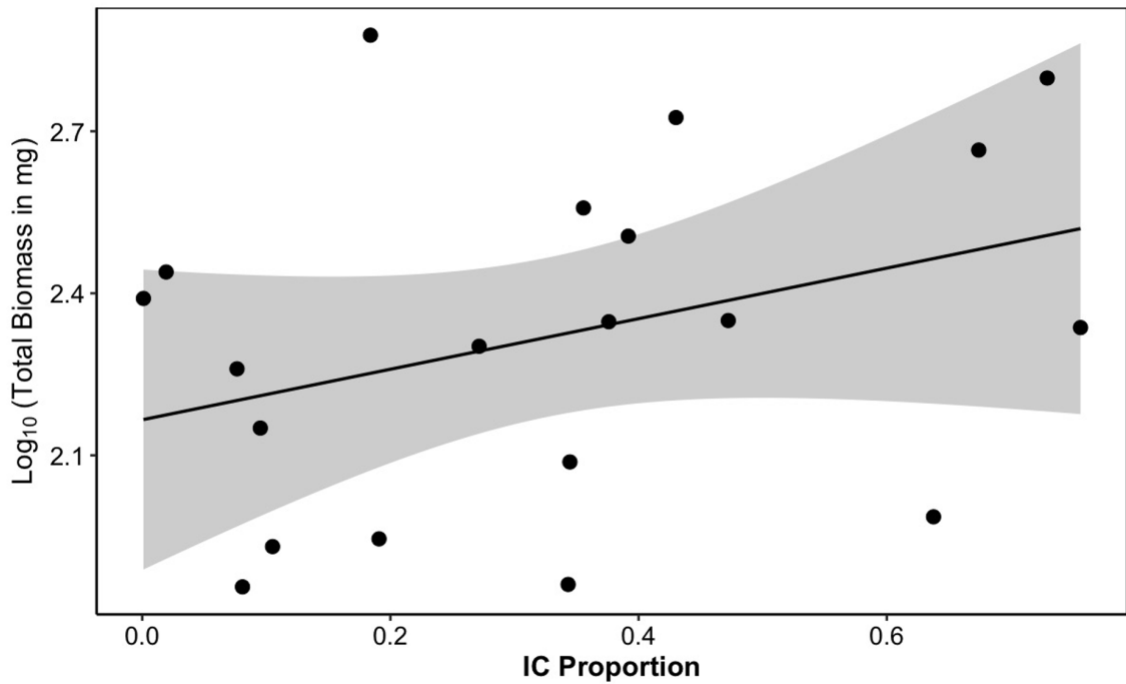
Predictor	Diet model coeff. $\pm$ SE	P-value	abundance model coeff. $\pm$ SE	P-value
Insect abundance	-0.165 $\pm$ 0.172	0.3355	-0.146 $\pm$ 0.136	0.3036
IC proportion	0.067 $\pm$ 0.204	0.7441	0.008 $\pm$ 0.162	0.9606
Mean insect size	<b>-0.402 <math>\pm</math> 0.195</b>	<b>0.0386*</b>	-0.177 $\pm$ 0.191	0.3718
Size range	0.03 $\pm$ 0.200	0.8816	-0.283 $\pm$ 0.224	0.2266
Distance from upstream	<b>0.372 <math>\pm</math> 0.177</b>	<b>0.0360*</b>	<b>0.402 <math>\pm</math> 0.150</b>	<b>0.0181*</b>



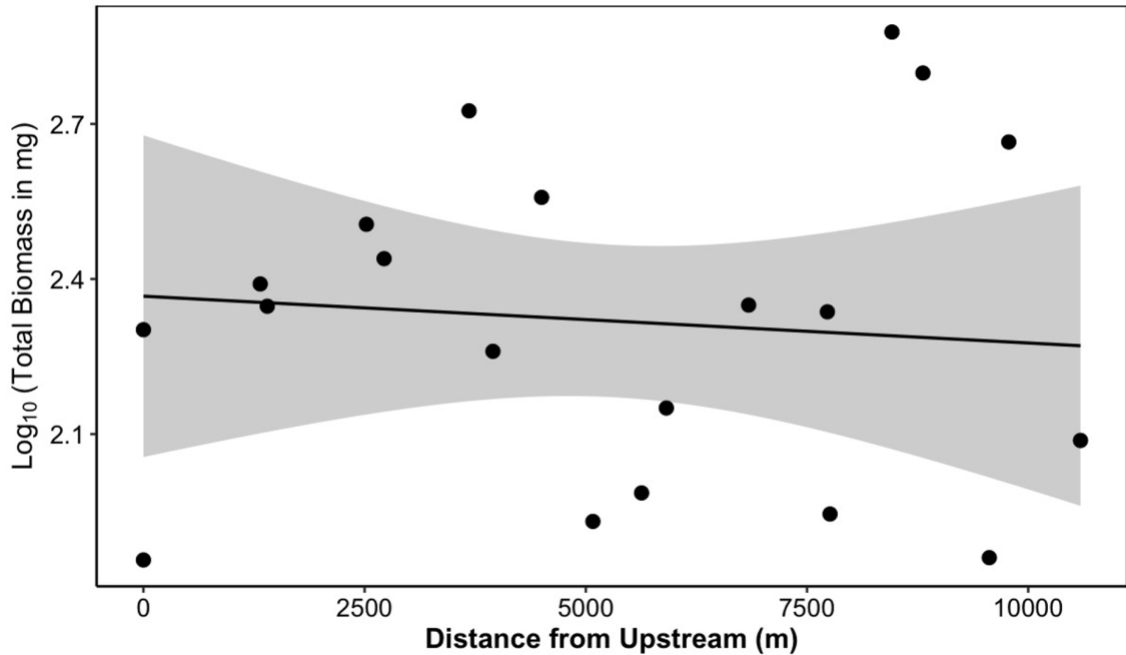
**Figure S1.** Schematic of the aquatic emergence trap deployed at each study site with its main components annotated.



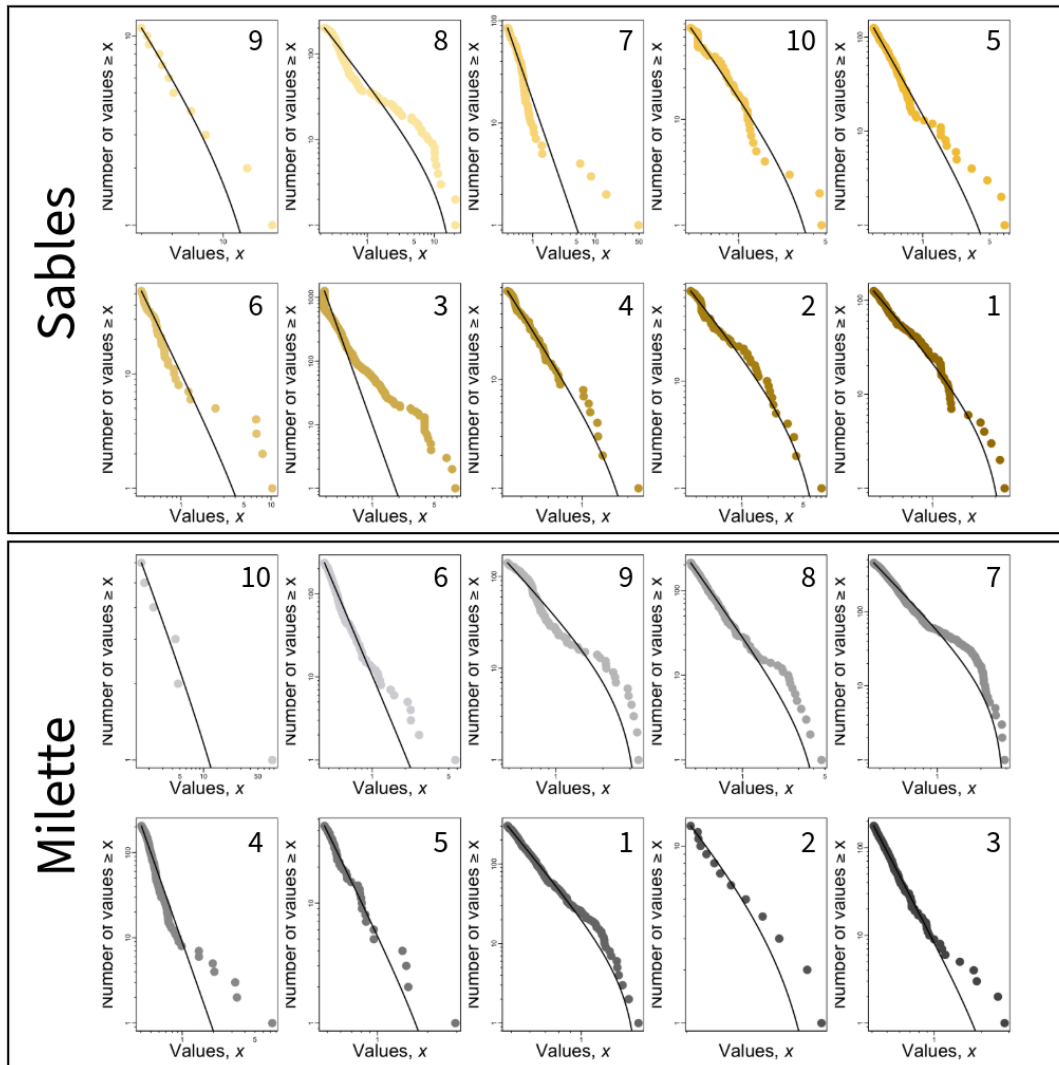
**Figure S2.** Schematic representation of a study site. Top-down view illustrating the spatial arrangement of the sampling setup. The aquatic emergence trap was positioned in the center of the channel, while terrestrial arthropods were sampled along six 5-m transects (three per side) in the adjacent riparian vegetation (beating sheet method). Transects were positioned 1 meter from the riverbank.



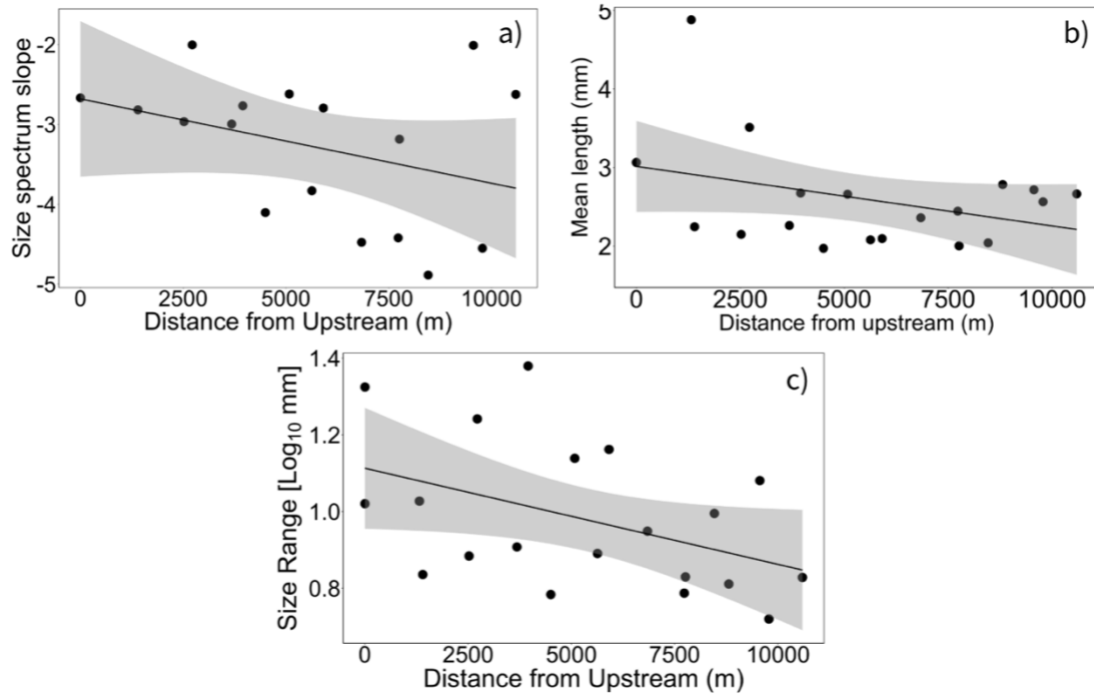
**Figure S3.** Relationship between urban land cover proportion and the exported biomass in mg ( $\log_{10}$ -transformed) of aquatic insects. Solid line represents the marginal effect predicted by a multiple linear regression model ( $\log(\text{Biomass}) \sim \text{Impervious cover} + \text{Distance from upstream}$ , with the non-focal predictor held constant at its mean value. The regression is described by the equation  $y = 2.1658 + 0.468x$ . Grey area indicates 95% confidence intervals. The global model was not significant (Adjusted  $R^2 = -0.002$ ,  $F_{2,17} = 0.98$ ,  $p = 0.39$ ).



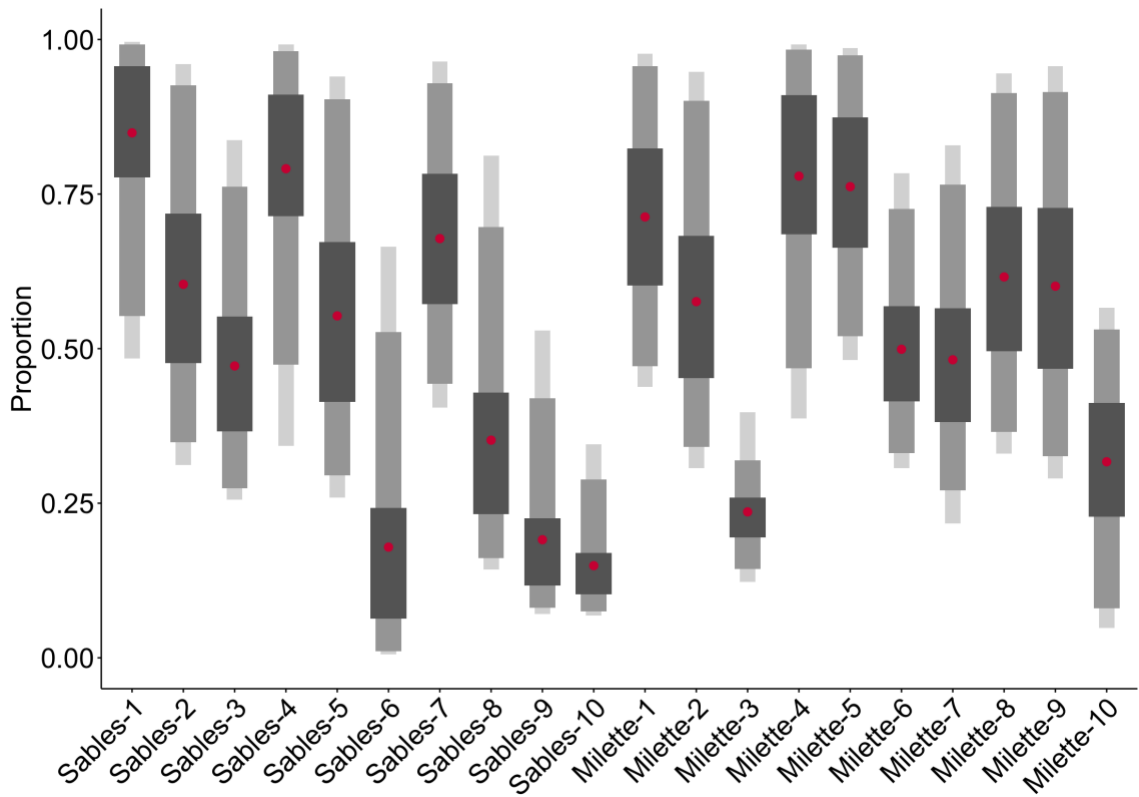
**Figure S4.** Relationship between distance from upstream and the exported biomass in mg (log-transformed) of aquatic insects. Solid line represents the marginal effect predicted by a multiple linear regression model ( $\log(\text{Biomass}) \sim \text{Impervious cover} + \text{Distance from upstream}$ , with the non-focal predictor held constant at its mean value. The regression is described by the equation  $y = 2.3668 + -9e-06x$ . Grey area indicates 95% confidence intervals. The global model was not significant (Adjusted  $R^2 = -0.002$ ,  $F_{2,17} = 0.98$ ,  $p = 0.39$ ).



**Figure S5.** Relationships between body size in mg (Values,  $x$ ) and the number of insects with body size  $\geq x$  on logarithmic scales in each site. The rank frequency plots visualise the fit of the size spectra slopes using maximum likelihood estimation of a bounded power-law distribution for each site. The number in the top-right corner of each plot represents the longitudinal position, where 1 is the most downstream site and 10 is the most upstream. For each river, sites are ordered by increasing proportion of impervious cover (IC) from left to right, then top to bottom.



**Figure S6.** Relationship between distance from upstream and aquatic insects size distributions metrics. (A) Slopes of size spectra with, shown for the 17 sites that passed the quality criterion for slope estimation,  $R^2 = 0.069$   $P = 0.1597$ . (B) Mean insect body size,  $R^2 = 0.092$   $P = 0.1043$  (C) Community size range ( $\log_{10}$ -transformed),  $R^2 = 0.149$   $P = 0.05217$ .



**Figure S7.** Posterior distributions of the proportion of aquatic-derived prey in *Tetragnatha* diets for each site, as estimated by a Bayesian mixing model. The nested dark, medium, and light gray rectangles represent the 50%, 90%, and 95% credible intervals, respectively. The red dot indicates the posterior mean. Site's number represents the longitudinal position, where 1 is the most downstream site and 10 is the most upstream.

**Table S7.** Raw data of stable isotopes signatures ( $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$ ) and elemental composition (%C, %N, C:N ratio) for aquatic and terrestrial invertebrate taxa sampled by site and river.

ID	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	%C	%N	C/N	Taxa	Group	River	site	habitat
CG1	-30,907	5,135	42,708	11,768	3,629	chironomidae	nematocera	milette	1	aquatic
CG1R	-32,249	4,693	45,209	12,586	3,592	chironomidae	nematocera	milette	1	aquatic
CG2	-28,533	4,907	46,326	11,658	3,974	chironomidae	nematocera	milette	2	aquatic
CG2R	-28,759	4,651	42,678	11,070	3,855	chironomidae	nematocera	milette	2	aquatic
CG3	-31,438	4,505	44,848	11,307	3,966	chironomidae	nematocera	milette	3	aquatic
CG3R	-31,668	4,208	42,910	10,745	3,994	chironomidae	nematocera	milette	3	aquatic
CG4	-30,531	5,727	42,555	11,322	3,759	chironomidae	nematocera	milette	4	aquatic
CG4R	-30,058	5,443	42,423	11,294	3,756	chironomidae	nematocera	milette	4	aquatic
CG5	-27,823	5,314	44,306	11,719	3,781	chironomidae	nematocera	milette	5	aquatic
CG5R	-27,820	5,091	42,593	11,530	3,694	chironomidae	nematocera	milette	5	aquatic
CG6	-27,997	4,997	42,534	11,177	3,805	chironomidae	nematocera	milette	6	aquatic
CG6R	-28,223	5,031	42,888	11,083	3,870	chironomidae	nematocera	milette	6	aquatic
CG7	-28,988	5,446	42,599	11,266	3,781	chironomidae	nematocera	milette	7	aquatic
CG7R	-28,353	6,745	4,101	0,916	4,475	chironomidae	nematocera	milette	7	aquatic
CG8	-30,128	5,700	41,420	10,821	3,828	chironomidae	nematocera	milette	8	aquatic
CG8R	-29,497	5,947	46,276	12,116	3,820	chironomidae	nematocera	milette	8	aquatic
CG9	-29,213	5,010	46,536	10,970	4,242	chironomidae	nematocera	milette	9	aquatic
CG9R	-28,698	5,459	44,983	11,028	4,079	chironomidae	nematocera	milette	9	aquatic
CG10	-34,383	4,409	48,249	12,949	3,726	chironomidae	nematocera	milette	10	aquatic
CG10R	-34,155	4,064	46,745	12,522	3,733	chironomidae	nematocera	milette	10	aquatic
CG11	-27,496	7,068	44,020	11,841	3,718	chironomidae	nematocera	sables	1	aquatic
CG11R	-27,720	7,140	42,154	11,517	3,660	chironomidae	nematocera	sables	1	aquatic
CG12	-27,315	5,872	43,588	12,160	3,585	chironomidae	nematocera	sables	2	aquatic
CG12R	-27,649	6,249	27,831	7,669	3,629	chironomidae	nematocera	sables	2	aquatic
CG13	-31,166	6,394	44,785	12,030	3,723	chironomidae	nematocera	sables	3	aquatic
CG13R	-30,408	6,561	46,024	12,720	3,618	chironomidae	nematocera	sables	3	aquatic
CG14	-30,570	4,161	43,775	11,813	3,706	chironomidae	nematocera	sables	4	aquatic
CG14R	-30,886	4,091	41,886	11,504	3,641	chironomidae	nematocera	sables	4	aquatic
CG15	-31,409	2,465	43,609	11,833	3,685	chironomidae	nematocera	sables	5	aquatic
CG15R	-31,567	2,859	43,449	12,149	3,576	chironomidae	nematocera	sables	5	aquatic
CG16	-34,450	1,240	43,613	11,309	3,856	chironomidae	nematocera	sables	6	aquatic
CG16R	-33,011	1,011	43,048	11,769	3,658	chironomidae	nematocera	sables	6	aquatic
CG17	-29,056	4,353	45,067	12,432	3,625	chironomidae	nematocera	sables	7	aquatic
CG17R	-28,521	4,397	45,146	12,502	3,611	chironomidae	nematocera	sables	7	aquatic
CG18	-25,546	2,477	44,587	11,772	3,787	chironomidae	nematocera	sables	8	aquatic
CG18R	-24,377	2,109	44,374	11,419	3,886	chironomidae	nematocera	sables	8	aquatic
CG19	-34,296	2,046	44,303	12,392	3,575	chironomidae	nematocera	sables	9	aquatic

CG19R	-36,679	2,319	42,768	11,708	3,653	chironomidae	nematocera	sables	9	aquatic
CG20	-43,470	3,210	46,523	12,460	3,734	chironomidae	nematocera	sables	10	aquatic
CG20R	-42,811	3,755	43,048	11,518	3,737	chironomidae	nematocera	sables	10	aquatic
CG21	-25,643	6,332	33,854	8,101	4,179	hydropsychidae	trichoptera	milette	1	aquatic
CG22	-31,197	6,507	49,266	11,331	4,348	hydropsychidae	trichoptera	milette	3	aquatic
CG22R	-30,931	6,384	42,935	11,722	3,663	hydropsychidae	trichoptera	milette	3	aquatic
CG23	-39,947	1,934	44,389	10,617	4,181	hydropsychidae	trichoptera	milette	4	aquatic
CG23R	-37,702	3,643	44,093	11,336	3,890	hydropsychidae	trichoptera	milette	4	aquatic
CG24	-25,561	8,155	41,032	10,212	4,018	hydropsychidae	trichoptera	milette	5	aquatic
CG25	-30,338	7,055	45,761	9,339	4,900	hydropsychidae	trichoptera	milette	6	aquatic
CG25R	-30,197	7,206	47,581	9,700	4,905	hydropsychidae	trichoptera	milette	6	aquatic
CG26	-29,984	6,636	43,534	11,282	3,859	hydropsychidae	trichoptera	milette	7	aquatic
CG26R	-29,911	6,724	44,932	11,380	3,948	hydropsychidae	trichoptera	milette	7	aquatic
CG27	-31,150	7,265	45,346	11,807	3,841	hydropsychidae	trichoptera	milette	8	aquatic
CG27R	-31,280	7,112	44,089	11,424	3,859	hydropsychidae	trichoptera	milette	8	aquatic
CG28	-31,798	6,851	46,865	11,055	4,239	hydropsychidae	trichoptera	milette	9	aquatic
CG28R	-25,804	14,334	40,516	10,911	3,713	lepidostomatidae	trichoptera	milette	9	aquatic
CG29	-36,789	2,889	47,573	9,940	4,786	phryganeidae	trichoptera	milette	10	aquatic
CG29R	-36,786	2,979	49,508	10,138	4,883	phryganeidae	trichoptera	milette	10	aquatic
CG30	-28,218	16,078	40,889	11,152	3,666	lepidostomatidae	trichoptera	sables	1	aquatic
CG30R	-28,366	6,759	44,362	12,092	3,669	hydropsychidae	trichoptera	sables	1	aquatic
CG31	-28,984	5,967	45,205	9,944	4,546	hydropsychidae	trichoptera	sables	2	aquatic
CG31R	-29,155	5,696	45,020	9,600	4,690	hydropsychidae	trichoptera	sables	2	aquatic
CG32	-28,762	5,976	46,588	10,459	4,454	hydropsychidae	trichoptera	sables	3	aquatic
CG32R	-26,892	10,794	45,430	10,739	4,231	lepidostomatidae	trichoptera	sables	3	aquatic
CG33	-28,248	5,547	42,869	11,112	3,858	hydropsychidae	trichoptera	sables	4	aquatic
CG34	-32,149	4,018	40,484	10,810	3,745	hydropsychidae	trichoptera	sables	5	aquatic
CG35	-29,288	4,802	41,736	11,251	3,710	hydropsychidae	trichoptera	sables	6	aquatic
CG35R	-28,935	4,708	41,982	10,322	4,067	hydropsychidae	trichoptera	sables	6	aquatic
CG36	-25,248	3,370	49,180	12,979	3,789	hydropsychidae	trichoptera	sables	7	aquatic
CG36R	-25,358	3,332	48,277	12,608	3,829	hydropsychidae	trichoptera	sables	7	aquatic
CG37	-73,626	-1,439	48,495	11,481	4,224	lepidostomatidae	trichoptera	sables	8	aquatic
CG37R	-74,244	-1,307	50,383	11,596	4,345	lepidostomatidae	trichoptera	sables	8	aquatic
CG38	-74,101	-0,950	52,987	11,250	4,710	sericostomatidae	trichoptera	sables	9	aquatic
CG38R	-74,983	-3,325	53,907	10,295	5,236	sericostomatidae	trichoptera	sables	9	aquatic
CG40	-28,886	-2,592	44,362	3,012	14,728	leaves	vegetation	milette	4	terrestrial
CG40R	-28,937	-2,735	43,473	2,927	14,852	leaves	vegetation	milette	4	terrestrial
CG41	-32,996	-4,399	49,949	2,621	19,057	leaves	vegetation	milette	10	terrestrial
CG41R	-32,981	-4,353	47,087	2,228	21,134	leaves	vegetation	milette	10	terrestrial
CG42	-31,646	-1,395	48,588	3,337	14,558	leaves	vegetation	sables	6	terrestrial
CG42R	-31,722	-1,373	50,407	3,433	14,684	leaves	vegetation	sables	6	terrestrial

CG43	-27,050	7,666	47,393	12,382	3,828	Lycosidae	aranea	milette	4	terrestrial
CG43R	-26,701	7,968	47,679	12,820	3,719	Lycosidae	aranea	milette	4	terrestrial
CG44	-25,801	4,485	46,927	13,333	3,520	Lycosidae	aranea	milette	10	terrestrial
CG44R	-25,842	4,616	45,044	12,851	3,505	Lycosidae	aranea	milette	10	terrestrial
CG45	-26,001	8,185	20,746	5,699	3,640	Lycosidae	aranea	sables	6	terrestrial
CG45R	-26,030	8,564	47,694	13,461	3,543	Lycosidae	aranea	sables	6	terrestrial
CG46	-27,177	2,751	49,220	11,803	4,170	curculionidae	coleoptera	milette	4	terrestrial
CG46R	-27,339	2,478	47,481	11,050	4,297	curculionidae	coleoptera	milette	4	terrestrial
CG47	-25,225	3,639	46,512	11,211	4,149	curculionidae	coleoptera	milette	10	terrestrial
CG47R	-25,107	3,500	45,651	11,172	4,086	curculionidae	coleoptera	milette	10	terrestrial
CG48	-27,306	4,505	47,903	11,502	4,165	curculionidae	coleoptera	sables	6	terrestrial
CG48R	-27,102	4,532	47,792	11,691	4,088	curculionidae	coleoptera	sables	6	terrestrial
CG49	-27,764	2,898	48,684	11,441	4,255	chrysomelidae	coleoptera	milette	4	terrestrial
CG49R	-27,107	2,956	48,091	12,217	3,937	chrysomelidae	coleoptera	milette	4	terrestrial
CG50	-29,127	2,190	49,434	11,948	4,137	chrysomelidae	coleoptera	milette	10	terrestrial
CG50R	-29,028	2,188	46,937	11,237	4,177	chrysomelidae	coleoptera	milette	10	terrestrial
CG51	-25,521	1,065	44,275	10,223	4,331	chrysomelidae	coleoptera	sables	6	terrestrial
CG52	-30,475	4,391	45,702	12,515	3,652	chrysomelidae	coleoptera	sables	6	terrestrial
CG52R	-31,373	4,288	43,658	12,651	3,451	chloroperlidae	plecoptera	milette	6	aquatic
CG53	-27,544	5,931	43,978	11,744	3,745	chloroperlidae	plecoptera	milette	8	aquatic
CG54	-26,858	6,649	45,231	12,757	3,546	chloroperlidae	plecoptera	milette	9	aquatic
CG55	-27,128	6,383	45,926	12,527	3,666	chloroperlidae	plecoptera	milette	10	aquatic
CG56	-27,197	-1,497	48,282	14,065	3,433	nemouridae	plecoptera	sables	5	aquatic
CG57	-24,284	9,966	47,042	13,566	3,468	baetidae	ephemeroptera	milette	1	aquatic
CG57R	-24,860	10,293	48,450	14,153	3,423	baetidae	ephemeroptera	milette	1	aquatic
CG58	-25,586	11,964	49,148	14,276	3,443	baetidae	ephemeroptera	milette	2	aquatic
CG59	-32,501	6,962	46,711	13,328	3,505	baetidae	ephemeroptera	milette	7	aquatic
CG60	-23,835	11,258	46,258	14,792	3,127	heptageniidae	ephemeroptera	sables	2	aquatic
CG61	-33,031	1,466	45,971	12,547	3,664	leptophlebiidae	ephemeroptera	sables	5	aquatic
CG62	-36,700	-1,627	46,283	13,577	3,409	baetidae	ephemeroptera	sables	6	aquatic
CG62R	-38,231	-1,038	49,950	11,510	4,340	isonichiidae	ephemeroptera	sables	6	aquatic
CG63	-33,561	1,453	46,896	12,415	3,777	leptophlebiidae	ephemeroptera	sables	8	aquatic
CG63R	-33,719	1,468	50,296	13,021	3,863	leptophlebiidae	ephemeroptera	sables	8	aquatic
CG64	-41,893	1,441	48,958	13,551	3,613	leptophlebiidae	ephemeroptera	sables	9	aquatic
CG64R	-42,423	1,623	48,031	13,308	3,609	leptophlebiidae	ephemeroptera	sables	9	aquatic
CG65	-49,958	2,549	48,567	14,422	3,368	leptophlebiidae	ephemeroptera	sables	10	aquatic
CG66	-25,639	9,622	45,694	13,714	3,332	tetragnatha sp	aranea	milette	1	terrestrial
CG66R	-25,924	9,633	47,446	13,797	3,439	tetragnatha sp	aranea	milette	1	terrestrial
CG67	-27,757	8,338	47,235	13,059	3,617	tetragnatha sp	aranea	milette	2	terrestrial
CG67R	-27,678	8,403	46,902	13,014	3,604	tetragnatha sp	aranea	milette	2	terrestrial
CG68	-27,306	8,173	46,148	12,642	3,650	tetragnatha sp	aranea	milette	3	terrestrial

CG68R	-27,086	8,181	46,676	13,209	3,534	tetragnatha sp	aranea	milette	3	terrestrial
CG69	-26,710	8,817	45,148	13,076	3,453	tetragnatha sp	aranea	milette	4	terrestrial
CG69R	-26,781	8,713	47,376	13,898	3,409	tetragnatha sp	aranea	milette	4	terrestrial
CG70	-28,149	7,459	46,108	12,941	3,563	tetragnatha sp	aranea	milette	5	terrestrial
CG70R	-28,363	7,329	47,020	12,875	3,652	tetragnatha sp	aranea	milette	5	terrestrial
CG71	-27,217	6,829	45,919	12,739	3,605	tetragnatha sp	aranea	milette	6	terrestrial
CG71R	-27,245	6,834	46,327	12,745	3,635	tetragnatha sp	aranea	milette	6	terrestrial
CG72	-27,750	6,380	48,132	13,620	3,534	tetragnatha sp	aranea	milette	7	terrestrial
CG72R	-27,731	6,392	47,338	13,664	3,464	tetragnatha sp	aranea	milette	7	terrestrial
CG73	-28,760	6,168	48,187	13,381	3,601	tetragnatha sp	aranea	milette	8	terrestrial
CG73R	-28,545	6,215	47,349	13,459	3,518	tetragnatha sp	aranea	milette	8	terrestrial
CG74	-28,938	5,917	47,455	13,010	3,648	tetragnatha sp	aranea	milette	9	terrestrial
CG74R	-28,662	6,091	47,020	13,534	3,474	tetragnatha sp	aranea	milette	9	terrestrial
CG75	-29,000	5,153	47,592	13,495	3,527	tetragnatha sp	aranea	milette	10	terrestrial
CG75R	-29,612	4,938	45,327	13,101	3,460	tetragnatha sp	aranea	milette	10	terrestrial
CG76	-28,655	9,980	48,041	13,306	3,611	tetragnatha sp	aranea	sables	1	terrestrial
CG76R	-27,989	9,986	47,490	13,254	3,583	tetragnatha sp	aranea	sables	1	terrestrial
CG77	-27,179	8,991	48,887	13,923	3,511	tetragnatha sp	aranea	sables	2	terrestrial
CG77R	-27,367	9,224	49,476	14,455	3,423	tetragnatha sp	aranea	sables	2	terrestrial
CG78	-27,514	8,483	47,589	13,119	3,627	tetragnatha sp	aranea	sables	3	terrestrial
CG78R	-27,171	8,490	47,315	13,489	3,508	tetragnatha sp	aranea	sables	3	terrestrial
CG79	-27,495	7,586	47,335	13,067	3,623	tetragnatha sp	aranea	sables	4	terrestrial
CG79R	-27,106	7,637	47,823	13,732	3,482	tetragnatha sp	aranea	sables	4	terrestrial
CG80	-27,188	6,190	48,137	13,570	3,547	tetragnatha sp	aranea	sables	5	terrestrial
CG80R	-27,207	6,153	47,249	13,264	3,562	tetragnatha sp	aranea	sables	5	terrestrial
CG81	-26,749	7,605	47,450	13,367	3,550	tetragnatha sp	aranea	sables	6	terrestrial
CG81R	-26,743	7,586	47,039	13,349	3,524	tetragnatha sp	aranea	sables	6	terrestrial
CG82	-26,490	5,738	47,225	13,906	3,396	tetragnatha sp	aranea	sables	7	terrestrial
CG82R	-26,773	5,885	47,208	13,901	3,396	tetragnatha sp	aranea	sables	7	terrestrial
CG83	-32,221	2,731	47,157	13,857	3,403	tetragnatha sp	aranea	sables	8	terrestrial
CG83R	-33,695	3,607	46,936	13,885	3,380	tetragnatha sp	aranea	sables	8	terrestrial
CG84	-28,731	4,864	47,027	13,435	3,500	tetragnatha sp	aranea	sables	9	terrestrial
CG84R	-29,662	4,719	47,777	13,821	3,457	tetragnatha sp	aranea	sables	9	terrestrial
CG85	-28,981	6,068	49,103	14,073	3,489	tetragnatha sp	aranea	sables	10	terrestrial
CG85R	-28,921	5,788	48,336	14,339	3,371	tetragnatha sp	aranea	sables	10	terrestrial
CG86	-25,973	9,391	45,420	13,060	3,478	trochosa sp	aranea	milette	1	terrestrial
CG86R	-25,153	9,920	48,502	13,838	3,505	trochosa sp	aranea	milette	1	terrestrial
CG87	-26,087	7,618	47,835	12,818	3,732	trochosa sp	aranea	milette	2	terrestrial
CG87R	-25,981	7,728	48,342	12,929	3,739	trochosa sp	aranea	milette	2	terrestrial
CG88	-25,686	7,109	47,394	13,039	3,635	trochosa sp	aranea	milette	3	terrestrial
CG88R	-25,959	6,666	48,448	12,676	3,822	trochosa sp	aranea	milette	3	terrestrial

CG89	-26,332	8,141	48,774	13,794	3,536	trochosa sp	aranea	milette	4	terrestrial
CG89R	-26,325	8,004	47,557	13,023	3,652	trochosa sp	aranea	milette	4	terrestrial
CG90	-25,808	5,398	48,050	13,250	3,626	trochosa sp	aranea	milette	5	terrestrial
CG90R	-25,808	4,805	48,085	12,959	3,710	trochosa sp	aranea	milette	5	terrestrial
CG91	-25,807	6,033	49,645	13,176	3,768	trochosa sp	aranea	milette	6	terrestrial
CG91R	-25,669	5,985	49,265	13,322	3,698	trochosa sp	aranea	milette	6	terrestrial
CG92	-25,237	6,874	48,706	13,909	3,502	trochosa sp	aranea	milette	7	terrestrial
CG92R	-25,719	6,596	48,038	13,204	3,638	trochosa sp	aranea	milette	7	terrestrial
CG93	-25,378	5,760	49,896	14,065	3,547	trochosa sp	aranea	milette	8	terrestrial
CG93R	-25,129	5,893	47,929	14,062	3,408	trochosa sp	aranea	milette	8	terrestrial
CG94	-25,781	4,780	49,412	13,158	3,755	trochosa sp	aranea	milette	9	terrestrial
CG94R	-25,763	5,130	48,988	13,444	3,644	trochosa sp	aranea	milette	9	terrestrial
CG95	-26,539	6,792	49,131	13,812	3,557	trochosa sp	aranea	milette	10	terrestrial
CG95R	-26,673	7,109	50,041	14,444	3,464	trochosa sp	aranea	milette	10	terrestrial
CG96	-25,315	6,458	48,438	13,419	3,610	trochosa sp	aranea	sables	1	terrestrial
CG96R	-25,307	6,558	47,334	13,191	3,588	trochosa sp	aranea	sables	1	terrestrial
CG97	-25,619	6,981	48,994	13,633	3,594	trochosa sp	aranea	sables	2	terrestrial
CG97R	-25,825	6,754	50,225	13,846	3,627	trochosa sp	aranea	sables	2	terrestrial
CG98	-26,323	6,733	50,181	12,281	4,086	trochosa sp	aranea	sables	3	terrestrial
CG98R	-26,319	6,503	50,323	12,078	4,166	trochosa sp	aranea	sables	3	terrestrial
CG99	-26,037	6,494	48,669	13,576	3,585	trochosa sp	aranea	sables	4	terrestrial
CG99R	-25,903	6,355	48,833	13,505	3,616	trochosa sp	aranea	sables	4	terrestrial
CG100	-25,376	3,933	49,222	14,403	3,417	trochosa sp	aranea	sables	5	terrestrial
CG100R	-25,070	3,426	49,207	14,312	3,438	trochosa sp	aranea	sables	5	terrestrial
CG101	-26,643	7,845	49,067	13,711	3,579	trochosa sp	aranea	sables	6	terrestrial
CG101R	-26,354	7,672	48,455	13,588	3,566	trochosa sp	aranea	sables	6	terrestrial
CG102	-25,160	4,666	49,408	14,613	3,381	pardosa sp	aranea	sables	7	terrestrial
CG102R	-25,173	4,536	48,466	14,003	3,461	pardosa sp	aranea	sables	7	terrestrial
CG103	-26,746	3,469	49,023	13,623	3,599	trochosa sp	aranea	sables	8	terrestrial
CG103R	-26,171	4,498	49,007	14,102	3,475	trochosa sp	aranea	sables	8	terrestrial
CG104	-25,646	3,535	50,543	12,300	4,109	trochosa sp	aranea	sables	9	terrestrial
CG104R	-25,802	3,401	50,681	12,292	4,123	trochosa sp	aranea	sables	9	terrestrial
CG105	-24,671	5,191	45,357	13,516	3,356	trochosa sp	aranea	sables	10	terrestrial
CG105R	-24,971	4,991	45,705	13,185	3,467	trochosa sp	aranea	sables	10	terrestrial
CG106	-26,484	8,731	49,310	13,084	3,769	trochosa sp	aranea	milette	4	terrestrial
CG106R	-26,441	8,509	49,884	13,307	3,749	trochosa sp	aranea	milette	4	terrestrial
CG107	-26,120	5,717	48,919	13,919	3,514	trochosa sp	aranea	milette	7	terrestrial
CG107R	-26,387	6,184	48,844	13,591	3,594	trochosa sp	aranea	milette	7	terrestrial
CG108	-26,047	4,396	50,233	13,662	3,677	trochosa sp	aranea	milette	9	terrestrial
CG108R	-26,279	4,440	49,927	13,478	3,704	trochosa sp	aranea	milette	9	terrestrial
CG109	-25,476	4,391	49,476	13,527	3,657	trochosa sp	aranea	milette	10	terrestrial

CG109R	-25,370	4,157	49,317	13,459	3,664	pirata sp	aranaea	milette	10	terrestrial
CG110	-25,933	6,447	48,334	13,284	3,638	trochosa sp	aranaea	sables	2	terrestrial
CG111	-25,069	8,583	44,634	12,753	3,500	trochosa sp	aranaea	sables	3	terrestrial
CG111R	-25,527	8,075	48,291	13,608	3,549	trochosa sp	aranaea	sables	3	terrestrial
CG112	-24,032	9,207	48,818	14,211	3,435	trochosa sp	aranaea	sables	6	terrestrial
CG112R	-24,217	8,798	48,835	13,932	3,505	trochosa sp	aranaea	sables	6	terrestrial
CG113	-24,388	3,310	48,336	14,117	3,424	pirata sp	aranaea	sables	8	terrestrial
CG113R	-24,400	2,966	45,852	13,455	3,408	pirata sp	aranaea	sables	8	terrestrial
CG114	-26,099	2,961	52,825	11,715	4,509	trochosa sp	aranaea	sables	9	terrestrial
CG114R	-25,828	2,772	52,356	12,355	4,238	trochosa sp	aranaea	sables	9	terrestrial
CG115	-24,871	4,380	49,438	14,211	3,479	trochosa sp	aranaea	sables	10	terrestrial
CG115R	-24,740	4,275	47,874	13,754	3,481	trochosa sp	aranaea	sables	10	terrestrial
CG116	-27,595	6,857	53,363	11,645	4,582	sialidae	megaloptera	sables	5	aquatic
CG116R	-27,592	6,880	52,716	11,626	4,534	sialidae	megaloptera	sables	5	aquatic
CG117	-40,046	3,697	47,716	13,420	3,556	sialidae	megaloptera	sables	9	aquatic
CG117R	-39,207	3,606	45,975	13,071	3,517	sialidae	megaloptera	sables	9	aquatic
CG118	-40,458	3,310	46,653	13,345	3,496	sialidae	megaloptera	sables	10	aquatic
CG118R	-40,436	3,333	54,906	15,800	3,475	sialidae	megaloptera	sables	10	aquatic
CG119	-26,223	-2,067	48,281	13,420	3,598	neuroptera	neuroptera	milette	8	aquatic
CG120	-25,738	2,002	44,455	12,692	3,503	neuroptera	neuroptera	sables	6	aquatic
CG121	-26,897	-0,041	46,855	12,456	3,762	neuroptera	neuroptera	sables	8	aquatic
CG122	-24,661	-0,915	46,249	13,039	3,547	neuroptera	neuroptera	sables	10	aquatic
CG123	-27,897	2,918	47,706	11,879	4,016	curculionidae	coleoptera	milette	1	terrestrial
CG123R	-27,596	2,757	48,884	12,340	3,962	curculionidae	coleoptera	milette	1	terrestrial
CG124	-27,124	1,806	46,217	11,782	3,923	curculionidae	coleoptera	milette	2	terrestrial
CG124R	-27,374	1,769	47,023	11,825	3,977	curculionidae	coleoptera	milette	2	terrestrial
CG125	-26,757	1,829	48,545	11,747	4,132	curculionidae	coleoptera	milette	3	terrestrial
CG125R	-26,441	2,141	47,749	11,977	3,987	curculionidae	coleoptera	milette	3	terrestrial
CG126	-26,702	1,949	45,466	10,882	4,178	curculionidae	coleoptera	milette	5	terrestrial
CG126R	-26,380	2,572	49,146	12,259	4,009	curculionidae	coleoptera	milette	5	terrestrial
CG127	-26,725	2,844	48,528	12,325	3,937	curculionidae	coleoptera	milette	6	terrestrial
CG127R	-26,040	2,397	49,866	12,446	4,006	curculionidae	coleoptera	milette	6	terrestrial
CG128	-26,153	4,282	48,240	11,777	4,096	curculionidae	coleoptera	milette	7	terrestrial
CG128R	-26,078	4,305	47,914	12,226	3,919	curculionidae	coleoptera	milette	7	terrestrial
CG129	-26,102	2,455	48,161	11,855	4,063	curculionidae	coleoptera	milette	8	terrestrial
CG129R	-26,548	2,487	50,208	12,095	4,151	curculionidae	coleoptera	milette	8	terrestrial
CG130	-26,417	2,467	47,682	12,373	3,854	curculionidae	coleoptera	milette	9	terrestrial
CG130R	-26,325	1,982	48,736	12,250	3,979	curculionidae	coleoptera	milette	9	terrestrial
CG131	-26,208	1,762	46,871	11,358	4,127	curculionidae	coleoptera	sables	1	terrestrial
CG131R	-26,775	1,431	48,193	11,179	4,311	curculionidae	coleoptera	sables	1	terrestrial
CG132	-27,274	3,933	48,593	12,228	3,974	curculionidae	coleoptera	sables	2	terrestrial

CG132R	-27,510	3,862	48,032	11,949	4,020	curculionidae	coleoptera	sables	2	terrestrial
CG133	-26,425	4,349	48,108	11,954	4,024	curculionidae	coleoptera	sables	3	terrestrial
CG133R	-26,434	3,847	49,019	11,810	4,151	curculionidae	coleoptera	sables	3	terrestrial
CG134	-26,912	2,875	46,998	10,498	4,477	curculionidae	coleoptera	sables	4	terrestrial
CG134R	-27,266	2,641	48,117	10,702	4,496	curculionidae	coleoptera	sables	4	terrestrial
CG135	-27,430	0,884	48,235	11,368	4,243	curculionidae	coleoptera	sables	5	terrestrial
CG135R	-26,892	1,048	46,597	11,586	4,022	curculionidae	coleoptera	sables	5	terrestrial
CG136	-26,579	2,263	42,327	11,007	3,845	curculionidae	coleoptera	sables	7	terrestrial
CG136R	-25,883	2,080	9,514	2,151	4,424	curculionidae	coleoptera	sables	7	terrestrial
CG137	-25,379	1,026	48,495	12,341	3,929	curculionidae	coleoptera	sables	8	terrestrial
CG137R	-25,386	0,999	48,146	12,093	3,981	curculionidae	coleoptera	sables	8	terrestrial
CG138	-25,765	3,917	48,466	12,395	3,910	curculionidae	coleoptera	sables	9	terrestrial
CG138R	-26,244	2,206	47,294	12,052	3,924	curculionidae	coleoptera	sables	9	terrestrial
CG139	-27,366	3,509	47,603	11,151	4,269	curculionidae	coleoptera	sables	10	terrestrial
CG139R	-27,423	3,928	47,272	11,377	4,155	curculionidae	coleoptera	sables	10	terrestrial
CG140	-28,080	3,901	29,310	7,104	4,126	gastropoda	gastropoda	milette	2	aquatic
CG141	-26,709	1,812	39,122	11,255	3,476	gastropoda	gastropoda	milette	3	aquatic
CG142	-30,911	6,174	30,489	7,429	4,104	gastropoda	gastropoda	milette	4	aquatic
CG143	-24,981	-0,152	31,344	7,953	3,941	gastropoda	gastropoda	milette	7	aquatic
CG144	-29,869	7,046	28,112	7,188	3,911	gastropoda	gastropoda	milette	9	aquatic
CG145	-27,773	7,566	27,699	6,934	3,994	gastropoda	gastropoda	sables	2	aquatic
CG146	-25,941	0,889	38,317	10,109	3,790	gastropoda	gastropoda	sables	4	aquatic
CG147	-27,714	-1,591	35,093	8,611	4,075	gastropoda	gastropoda	sables	6	aquatic
CG148	-36,706	5,061	30,075	7,916	3,799	gastropoda	gastropoda	sables	10	aquatic
CG149	-28,641	-3,159	41,997	9,426	4,455	gastropoda	gastropoda	milette	10	aquatic