

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ABSENCE D'UN EFFET DU ROSEAU COMMUN SUR L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS INSECTIVORES,
MALGRÉ SON EFFET NÉGATIF SUR L'ABONDANCE DE LEURS PROIES

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

JOHANN MEYER

DÉCEMBRE 2022

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.04-2020). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Mes remerciements vont tout d'abord à Daniel Kneeshaw, mon directeur, et à Tanya Handa, ma co-directrice. Merci énormément pour la confiance que vous m'avez accordée et pour le soutien que vous m'avez apporté. Je suis très reconnaissante d'avoir pu travailler avec vous, dans vos laboratoires. Je souhaite remercier le Service canadien des forêts, en particulier Christian Hébert, pour les pièges à insectes Luminoc® prêtés. Merci aussi à Michel Leboeuf, pour son aide lors du développement de la méthodologie, et à Claude Lavoie, Marc Mazerolle et Réjean Dumas, pour leur contribution au moment de la recherche des sites. Je remercie également César Gabillot et Laurie Auclair, qui m'ont apporté leur aide sur le terrain. Un énorme merci à François Fabianek, pour son aide avec les analyses des enregistrements de chauves-souris, et pour ses précieux conseils. Je remercie aussi François Claireau, pour son assistance au niveau des analyses statistiques, et Mélanie Desrochers pour son incroyable travail lors de la récolte des données environnementales. Enfin, je remercie mille fois ma famille de m'avoir fortement encouragée et soutenue, tout au long de ma recherche.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX	vii
RÉSUMÉ	viii
CHAPITRE 1 INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 Les espèces exotiques envahissantes : une menace majeure pour biodiversité.....	1
1.2 Les chauves-souris, un groupe en sévère déclin à l'échelle mondiale.....	2
1.3 Les espèces exotiques envahissantes : une menace pour les chauves-souris.....	2
1.4 D'autres menaces pesant sur les chauves-souris.....	2
1.5 Les chauves-souris insectivores d'Amérique du Nord	3
1.6 Le roseau commun : une plante exotique envahissante en Amérique du Nord	4
1.7 Les chauves-souris du Québec.....	5
1.8 Buts et objectifs de l'étude	6
CHAPITRE 2 ABSENCE D'UN EFFET DU ROSEAU COMMUN SUR L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS INSECTIVORES, MALGRÉ SON EFFET NÉGATIF SUR L'ABONDANCE DE LEURS PROIES	7
2.1 Résumé.....	8
2.2 Introduction	9
2.3 Matériel et Méthodes	11
2.3.1 Sites à l'étude.....	11
2.3.2 Échantillonnage des insectes volants nocturnes	13
2.3.3 Abondance des insectes volants nocturnes.....	13
2.3.4 Enregistrement des chauves-souris insectivores.....	13
2.3.5 Sélection des enregistrements de chauves-souris à analyser	14
2.3.6 Mesure de l'activité des chauves-souris insectivores.....	15
2.3.7 Variables environnementales	15
2.3.8 Analyses statistiques.....	16
2.4 Résultats.....	18
2.4.1 Abondance des insectes volants nocturnes dans les milieux humides	18
2.4.2 Effet du roseau commun sur l'abondance des insectes volants nocturnes	19
2.4.3 Activité des chauves-souris insectivores dans les milieux humides	23
2.4.4 Effet du roseau commun sur l'activité des chauves-souris insectivores	23
2.4.5 Effet des milieux et des routes sur l'activité des chauves-souris insectivores	24
2.5 Discussion.....	26
2.5.1 Effet du roseau commun sur l'abondance des insectes volants nocturnes	26

2.5.2	Effet du roseau commun sur l'activité des chauves-souris insectivores	27
2.5.3	Effet des milieux et des routes sur l'activité des chauves-souris insectivores	30
CHAPITRE 3 CONCLUSION GÉNÉRALE		32
ANNEXE A DÉFINITIONS DES DIFFÉRENTS TYPES DE MILIEUX HUMIDES (MARAIS, MARÉCAGE ET TOURBIÈRE) PROPOSÉES PAR LACHANCE ET AL. (2021)		34
ANNEXE B RÉSULTATS DES TESTS-T APPARIÉS COMPARANT LA VISIBILITÉ DES PIÈGES À INSECTES DANS LES SITES HUMIDES TÉMOINS (N = 10) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 10)		35
ANNEXE C PARAMÈTRES DES DÉTECTEURS ACOUSTIQUES (ANABAT SWIFT) UTILISÉS AFIN DE MESURER L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC.....		36
ANNEXE D DESCRIPTION DES CATÉGORIES DE MILIEUX PROPOSÉES PAR LE MDDELCC (2015) AFIN DE DÉCRIRE L'UTILISATION GÉNÉRALE DU TERRITOIRE QUÉBÉCOIS		37
ANNEXE E DÉFINITIONS DES CLASSES DE ROUTES CONSIDÉRÉES DANS NOTRE ÉTUDE, PROPOSÉES PAR ADRESSES QUÉBEC (2021).....		38
ANNEXE F RÉSULTATS DU MODÈLE LINÉAIRE GÉNÉRALISÉ À EFFETS MIXTES TESTANT L'EFFET DU ROSEAU COMMUN (SITE ENVAHI OU TÉMOIN) SUR LE NOMBRE TOTAL D'INSECTES VOLANTS NOCTURNES RÉCOLTÉS DANS LES SITES HUMIDES TÉMOINS (N = 10) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 10)		40
ANNEXE G RÉSULTATS DES MODÈLES LINÉAIRES GÉNÉRALISÉS À EFFETS MIXTES TESTANT L'EFFET DU ROSEAU COMMUN (SITE ENVAHI OU TÉMOIN) SUR LE NOMBRE D'INSECTES VOLANTS NOCTURNES RÉCOLTÉS DANS LES SITES HUMIDES TÉMOINS (N = 10) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 10), SELON LEURS ORDRES TAXONOMIQUES		41
ANNEXE H RÉSULTATS DES MODÈLES LINÉAIRES GÉNÉRALISÉS À EFFETS MIXTES TESTANT L'EFFET DU ROSEAU COMMUN (SITE ENVAHI OU TÉMOIN) SUR LE NOMBRE D'INSECTES VOLANTS NOCTURNES RÉCOLTÉS DANS LES SITES HUMIDES TÉMOINS (N = 10) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 10), SELON LEURS CLASSES DE TAILLES.....		43
ANNEXE I RÉSULTATS DU MODÈLE LINÉAIRE GÉNÉRALISÉ À EFFETS MIXTES TESTANT L'EFFET DU ROSEAU COMMUN (SITE ENVAHI OU TÉMOIN), DES MILIEUX ET DES ROUTES SUR LE NOMBRE TOTAL DE PASSAGES EFFECTUÉS PAR LES CHAUVES-SOURIS AU QUÉBEC, DANS LES SITES HUMIDES TÉMOINS (N = 14) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14).....		44
ANNEXE J RÉSULTATS DU MODÈLE LINÉAIRE GÉNÉRALISÉ À EFFETS MIXTES TESTANT L'EFFET DU ROSEAU COMMUN (SITE ENVAHI OU TÉMOIN), DES MILIEUX ET DES ROUTES SUR LE NOMBRE TOTAL DE PASSAGES EFFECTUÉS PAR LE COMPLEXE GRANDE CHAUVE-SOURIS BRUNE/CHAUVE-SOURIS ARGENTÉE, DANS LES SITES HUMIDES TÉMOINS (N = 14) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14)		45
APPENDICE A DONNÉES SUR LA VISIBILITÉ DES PIÈGES À INSECTES LUMINEUX, ESTIMÉE À L'AIDE DE LA HAUTEUR DU PIÈGE DANS LES SITES TÉMOINS (N = 10) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 10) ET DE LA HAUTEUR MOYENNE DE LA VÉGÉTATION DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS AUTOUR DU PIÈGE		46
APPENDICE B DONNÉES SUR LE NOMBRE D'INSECTES VOLANTS NOCTURNES RÉCOLTÉS DURANT CHACUNE DES 60 NUITS D'ÉCHANTILLONNAGE, SELON LEURS ORDRES TAXONOMIQUES ET CLASSES DE TAILLES (EN MM), DANS LES SITES TÉMOINS (N = 10) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 10)		47

APPENDICE C DONNÉES SUR LE NOMBRE DE PASSAGES EFFECTUÉS PAR LES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC DURANT CHACUNE DES 180 NUITS D'ENREGISTREMENT AUX BONNES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES, DANS LES SITES TÉMOINS (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14)50

APPENDICE D DONNÉES SUR LES MILIEUX HUMIDES AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS SUPERFICIES RELATIVES (EN %) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS.....56

APPENDICE E DONNÉES SUR LES MILIEUX AQUATIQUES AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS SUPERFICIES RELATIVES (EN %) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS ET LA DISTANCE (EN M) ENTRE LE MILIEU AQUATIQUE LE PLUS PROCHE ET CHACUN DES POINTS D'ENREGISTREMENT57

APPENDICE F DONNÉES SUR LES MILIEUX FORESTIERS AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS SUPERFICIES RELATIVES (EN %) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS ET LA DISTANCE (EN M) ENTRE LE MILIEU FORESTIER LE PLUS PROCHE ET CHACUN DES POINTS D'ENREGISTREMENT 58

APPENDICE G DONNÉES SUR LES MILIEUX AGRICOLES AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS SUPERFICIES RELATIVES (EN %) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS ET LA DISTANCE (EN M) ENTRE LE MILIEU AGRICOLE LE PLUS PROCHE ET CHACUN DES POINTS D'ENREGISTREMENT 59

APPENDICE H DONNÉES SUR LES MILIEUX ANTHROPIQUES AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS SUPERFICIES RELATIVES (EN %) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS ET LA DISTANCE (EN M) ENTRE LE MILIEU ANTHROPIQUE LE PLUS PROCHE ET CHACUN DES POINTS D'ENREGISTREMENT 60

APPENDICE I DONNÉES SUR LES ROUTES MAJEURES AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS LONGUEURS (EN M) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS ET LA DISTANCE (EN M) ENTRE LA ROUTE MAJEURE LA PLUS PROCHE ET CHACUN DES POINTS D'ENREGISTREMENT61

APPENDICE J DONNÉES SUR LES ROUTES MAJEURES ET SECONDAIRES AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS LONGUEURS (EN M) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS.....62

LISTE DES FIGURES

- Figure 2.1 Sites à l'étude (14 paires de sites), localisés dans des milieux humides de la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM) au sud-est du Québec (Canada). Une paire de sites était constituée d'un site témoin et d'un site envahi par le roseau commun. Une partie des sites (10 paires de sites) a été utilisée pour l'échantillonnage des insectes volants nocturnes, tandis que la totalité des sites a été utilisée pour mesurer l'activité des chauves-souris insectivores. 12
- Figure 2.2 Boîtes à moustaches illustrant l'effet de l'envahissement des milieux humides par le roseau commun sur le nombre total d'insectes volants nocturnes, selon les résultats des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM). Les insectes ont été récoltés durant 3 nuits par site (10 sites témoins et 10 sites envahis par le roseau commun). Légende : Trait épais = médiane ; extrémités de la boîte = premier quartile et troisième quartile ; moustaches = valeurs minimum et maximum situées à moins de 1,5 fois la différence entre le premier quartile et le troisième quartile. Différences significatives : * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$), *** ($p < 0,001$). 20
- Figure 2.3 Boîtes à moustaches illustrant l'effet de l'envahissement des milieux humides par le roseau commun sur le nombre d'insectes volants nocturnes appartenant à l'ordre des A) diptères, B) coléoptères, C) lépidoptères, D) trichoptères, E) homoptères et F) hyménoptères, selon les résultats des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM). Les insectes ont été récoltés durant 3 nuits par site (10 sites témoins et 10 sites envahis par le roseau commun). 21
- Figure 2.4 Boîtes à moustaches illustrant l'effet de l'envahissement des milieux humides par le roseau commun sur le nombre d'insectes volants nocturnes mesurant A) 2 mm ou moins, B) entre 3 et 5 mm, C) entre 6 et 12 mm et D) 13 mm et plus, selon les résultats des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM). Les insectes ont été récoltés durant 3 nuits par site (10 sites témoins et 10 sites envahis par le roseau commun). 22
- Figure 2.5 Boîtes à moustaches illustrant l'effet de l'envahissement des milieux humides par le roseau commun sur l'activité globale des chauves-souris insectivores au Québec, selon les résultats des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM). Les chauves-souris ont été enregistrées durant 2 à 9 nuits par site (14 sites témoins et 14 sites envahis par le roseau commun), ce qui a permis de dénombrer un total de 7 891 passages. 24
- Figure 2.6 Effet des milieux aquatiques, des milieux forestiers et des routes majeures aux alentours des milieux humides témoins ($n = 14$; courbe complète) et envahis par le roseau commun ($n = 14$; courbe hachurée) sur l'activité globale des chauves-souris insectivores au Québec. Ces courbes ont été réalisées à partir des résultats des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM) sur des variables standardisées. 25

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 Statut de protection à l'échelle du Québec et du Canada des 8 espèces de chauves-souris présentes au Québec.....	6
Tableau 2.1. Variables environnementales extraites afin de déterminer l'effet de la structure du paysage sur l'activité des chauves-souris insectivores du Québec.	16
Tableau 2.2 Nombre d'insectes volants nocturnes récoltés dans les sites témoins (n = 10) et envahis par le roseau commun (n = 10), en fonction de leurs ordres taxonomiques, sachant que l'échantillonnage a eu lieu dans des sites humides localisés au Québec, durant 60 nuits en juillet 2020 (3 nuits par site).	18
Tableau 2.3 Nombre d'insectes volants nocturnes récoltés dans les sites témoins (n = 10) et envahis par le roseau commun (n = 10), en fonction de leurs tailles, sachant que l'échantillonnage a eu lieu dans des sites humides localisés au Québec, durant 60 nuits en juillet 2020 (3 nuits par site).....	19
Tableau 2.4 Nombre de passages effectués par les chauves-souris dans les sites témoins (n = 14) et envahis par le roseau commun (n = 14), sachant que l'échantillonnage a eu lieu dans des sites humides localisés au Québec, durant 180 nuits d'enregistrement aux bonnes conditions météorologiques en juin et en juillet 2020 (entre 2 et 9 nuits par site).....	23

RÉSUMÉ

Les espèces exotiques envahissantes représentent une menace majeure pour la biodiversité. L'impact qu'elles ont sur les chauves-souris, un groupe en sévère déclin à l'échelle mondiale, est cependant peu étudié. Ceci dit, les chauves-souris sont également affectées par d'autres menaces, telles que la perte des habitats forestiers, l'agriculture, l'urbanisation, et les infrastructures routières. Le but principal de notre étude était d'examiner l'effet d'une plante exotique envahissante en Amérique du Nord, le roseau commun (*Phragmites australis*), sur les chauves-souris insectivores. Notre étude visait également à évaluer l'importance relative de menaces déjà identifiées sur les chauves-souris. Nous avons testé deux hypothèses : 1) en réduisant l'abondance des insectes volants nocturnes, le roseau commun diminue l'activité des chauves-souris insectivores, et 2) les milieux naturels augmentent l'activité des chauves-souris insectivores, tandis que les milieux anthropiques, dont les routes, réduisent celle-ci. Notre étude a été réalisée dans des milieux humides localisés au sud du Québec (Canada), un territoire hébergeant 8 espèces de chauves-souris insectivores. Nous avons utilisé 14 paires de sites, chacune constituée d'un site témoin et d'un site envahi par le roseau commun. Les insectes volants nocturnes ont été récoltés dans une partie des sites à l'aide de pièges lumineux, tandis que l'activité des chauves-souris a été mesurée dans la totalité des sites, au moyen de détecteurs acoustiques. Nous avons utilisé le logiciel ArcGISPro afin de caractériser, sur plusieurs échelles spatiales, les milieux (aquatiques, humides, forestiers, agricoles et anthropiques) et les routes, situés aux alentours des sites. Nos résultats ont montré une réduction de moitié du nombre d'insectes volants nocturnes dans les sites envahis par le roseau commun, par rapport aux sites témoins. Cependant, ils n'ont pas permis d'observer un effet significatif du roseau commun sur l'activité globale des chauves-souris insectivores au sud du Québec. Conformément à nos attentes, les milieux aquatiques et les milieux forestiers ont augmenté l'activité des chauves-souris insectivores dans les milieux humides, dans un rayon de 1 000 et 2 000 m aux alentours de ces zones. Les routes à forte circulation ont, quant à elle, diminué l'activité globale des chauves-souris, dans un rayon de 200 m autour des milieux humides. En conclusion, la mise en place de mesures de lutte contre le roseau commun ne semble pas être une stratégie efficace pour la conservation des chauves-souris au sud du Québec. Notre étude souligne plutôt l'importance de protéger les milieux naturels existants et d'atténuer les effets négatifs des routes sur ces organismes.

Mots clés : plante exotique envahissante, *Phragmites australis*, chiroptères, insectes volants nocturnes, milieux humides, Québec.

CHAPITRE 1

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Les espèces exotiques envahissantes : une menace majeure pour biodiversité

Les espèces exotiques envahissantes font partie des principaux facteurs de changement directs de la nature, avec la modification de l'utilisation des terres et des mers, l'exploitation directe des organismes, les changements climatiques, et la pollution (IPBES, 2019). Introduites en dehors de leur aire de répartition d'origine de manière intentionnelle ou accidentelle, ces espèces ont tendance à se propager rapidement et à dominer les communautés dans lesquels elles s'établissent (Rawat et Argawal, 2015 ; Pereyra, 2016). Leurs impacts écologiques, qui peuvent se produire par des interactions directes ou indirectes, concernent les espèces, les communautés et les écosystèmes (Vilà *et al.*, 2011 ; Allen *et al.*, 2019). Les espèces exotiques envahissantes peuvent prendre la place d'espèces indigènes, modifier la structure des communautés, et altérer les réseaux trophiques, ainsi que les processus fondamentaux (Molnar *et al.*, 2008). Elles sont capables de modifier la géomorphologie, les feux, l'hydrologie, le microclimat, la composition atmosphérique, le cycle des nutriments, et la productivité (Dukes et Mooney, 2004). Elles peuvent également s'hybrider, agir en tant que compétiteur, transmettre des maladies, et de causer des extinctions (Rawat et Agarwal, 2015). Les écosystèmes touchés par les espèces exotiques envahissantes à travers le monde sont nombreux, mais c'est surtout dans les milieux insulaires et dans les autres zones caractérisées par une forte proportion d'espèces endémique qu'elles ont des conséquences particulièrement graves (IPBES, 2019).

Une hypothèse largement proposée pour expliquer l'augmentation rapide de la distribution et de l'abondance des espèces exotiques est celle « de la libération de l'ennemi » (Keane et Crawley, 2002 ; Allen *et al.*, 2015). Selon cette dernière, les espèces exotiques échappent à leurs ennemis naturels, tels que les herbivores et les pathogènes avec qui elles ont co-évolué, lorsqu'elles sont introduites dans un nouvel environnement (Keane et Crawley, 2002). Cette hypothèse suggère que les espèces exotiques sont moins impactées dans ces zones par les ennemis naturels que les espèces indigènes (Allen *et al.*, 2015).

Avec la mondialisation et l'accélération des échanges mondiaux, les espèces exotiques poseront probablement davantage de problèmes dans le futur, en étant de plus en plus nombreuses (Paini *et al.*, 2016). De plus, les changements climatiques risquent de fournir à ces espèces de nouvelles opportunités de s'établir et de prospérer (Beaury *et al.*, 2020). Il est par conséquent urgent d'améliorer les

connaissances sur les espèces exotiques envahissantes, afin de pouvoir limiter le plus possible leurs impacts négatifs, à travers la mise en place d'action efficaces.

1.2 Les chauves-souris, un groupe en sévère déclin à l'échelle mondiale

Les chauves-souris, ou chiroptères, représentent un ordre de mammifères volants nocturnes, comptant un nombre d'espèces estimé à 1 400 (Kasso et Balakrishnan, 2013 ; Frick *et al.*, 2020). Cet ordre présente une diversité d'espèces, dont des insectivores (environ 70 %), des nectarivores et des frugivores (presque 30 %), ainsi que des omnivores et des hématophages (Tremblay et Jutras, 2010 ; Vilas, 2016). Les chauves-souris jouent un rôle écologique important en tant que prédateurs, proies de vertébrés, hôtes de parasites, ainsi qu'en pollinisant les plantes, en dispersant les graines et en redistribuant les nutriments avec leur guano (Kasso et Balakrishnan, 2013). Elles sont à l'origine de bénéfices économiques non négligeables, notamment par la consommation d'insectes ravageurs des cultures et par la pollinisation et la dispersion de graines de plantes économiquement importantes (Kasso et Balakrishnan, 2013). Les bénéfices que les chauves-souris fournissent sont cependant menacés puisqu'elles sont en sévère déclin à l'échelle mondiale, avec environ 15 % des espèces considérées comme étant éteintes ou menacées selon l'UICN (Welch *et al.*, 2016).

1.3 Les espèces exotiques envahissantes : une menace pour les chauves-souris

Peu d'études ont examiné l'impact des espèces envahissantes sur les chauves-souris (Frick *et al.*, 2020). Une revue récente indique pourtant que certaines espèces envahissantes, telles que les pathogènes, peuvent être responsables d'effets négatifs directs sur les chauves-souris, tandis que d'autres espèces, telles que les plantes exotiques, peuvent être à l'origine d'effets négatifs indirects, en modifiant l'habitat ou la disponibilité des proies (Welch et Leppanen, 2017).

1.4 D'autres menaces pesant sur les chauves-souris

Les autres menaces pesant sur les chauves-souris sont nombreuses et incluent : la perte des habitats forestiers, l'agriculture, l'urbanisation, et les infrastructures routières (Frick *et al.*, 2020). Les forêts, qui abritent la moitié des espèces végétales et animales connues, sont des habitats particulièrement importants pour les chauves-souris (Frick *et al.*, 2020). En plus de fournir un habitat d'alimentation essentiel pour ces organismes, les forêts permettent à de nombreuses chauves-souris de se reposer dans des structures végétales, telles que les creux, les cavités et le feuillage des arbres (Frick *et al.*, 2020). Pour ce qui est de l'agriculture, elle utilise près de 40 % des terres de la planète, et impacte donc les chauves-

souris à travers la perte des habitats (Frick *et al.*, 2020). De plus, les insecticides utilisés diminuent la ressource alimentaire des chauves-souris insectivores, et l'exposition à ces produits peut causer des troubles du comportement, du développement et de la reproduction (Eidels *et al.*, 2016 ; Oliveira *et al.*, 2021). Quant à l'urbanisation, ses effets négatifs sur les espèces comprennent la perte et la fragmentation des habitats, la prédation par les animaux domestiques, tels que les chats et les chiens, les effets des polluants physiques et chimiques, les bruits anthropiques, les lumières artificielles, et les interférences directes avec l'humain (Russo et Ancillotto, 2015). Certaines espèces de chauves-souris peuvent prospérer dans les habitats urbains, mais la plupart sont influencées négativement par ces derniers (Russo et Ancillotto, 2015). Enfin, les infrastructures routières détruisent, dégradent et fragmentent l'habitat, peuvent représenter une barrière aux mouvements des individus, et sont à l'origine de mortalités provoquées par les collisions avec les véhicules (Abbott *et al.*, 2015). Les routes deviennent une préoccupation majeure pour les chauves-souris, mais les connaissances sur l'impact qu'elles ont sur ces organismes, en Amérique du Nord notamment, sont encore assez limitées (Bennett et Zurcher, 2013 ; Claireau *et al.*, 2019 ; Ramalho et Aguiar, 2020).

1.5 Les chauves-souris insectivores d'Amérique du Nord

En Amérique du Nord, les chauves-souris font partie des vertébrés les plus menacés (Hammerson *et al.*, 2017). De plus, sur les 45 espèces recensées aux États-Unis et au Canada, la plupart sont insectivores (Tremblay et Jutras, 2010 ; Mas *et al.*, 2021). Ces chauves-souris consomment des insectes volants nocturnes, dans des habitats tels que les forêts, les prairies, les paysages agricoles, les zones aquatiques et les milieux humides (Griffin, 2001 ; Schnitzler et Kalko, 2001 ; Kasso et Balakrishnan, 2013). Certaines études indiquent que les chauves-souris insectivores sont des prédateurs généralistes, s'alimentant d'une large diversité de groupes taxonomiques et consommant de manière opportuniste, selon la disponibilité des proies (Barclay, 1985 ; Kunz *et al.*, 2011). D'autres études fournissent la preuve d'un degré de sélectivité pour certains ordres taxonomiques et tailles d'insectes (Barclay, 1985 ; Kunz *et al.*, 2011). Quoiqu'il en soit, la plupart des chauves-souris insectivores consomment des quantités importantes de lépidoptères, de diptères, de homoptères et de hémiptères, et la taille des proies varie entre 1 et 50 mm, selon l'espèce (Kunz *et al.*, 2011 ; Kasso et Balakrishnan, 2013). Les chauves-souris insectivores détectent et localisent leurs proies en émettant des signaux d'écholocation, qui peuvent être enregistrés par des détecteurs acoustiques (Schnitzler et Kalko, 2001 ; Brigham *et al.*, 2004). Puisqu'un même individu peut être détecté à plusieurs reprises, les données obtenues ne permettent pas d'estimer l'abondance des populations, mais de mesurer plutôt un indice d'activité (Brigham *et al.*, 2004).

Pour les chauves-souris insectivores, l'activité est fortement corrélée à l'abondance des insectes, ce qui suggère que ces mammifères volants recherchent des zones où les concentrations en proies sont élevées (Kunz *et al.*, 2011 ; Welch *et al.*, 2016 ; Salvarina *et al.*, 2018 ; Bolliger *et al.*, 2020). D'autres facteurs influencent l'activité des chauves-souris insectivores et ce, à l'échelle du paysage, probablement en raison du fait qu'elles soient capables de se déplacer sur de longues distances (Williams *et al.*, 2006 ; Straka *et al.*, 2016 ; Moore et Best, 2018).

1.6 Le roseau commun : une plante exotique envahissante en Amérique du Nord

Le roseau commun (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) est une des plantes les plus envahissantes dans le nord-est de l'Amérique du Nord (Mal et Narine, 2004 ; Le groupe Phragmites, 2012). Sa distribution et son abondance ont augmenté de façon spectaculaire sur le continent au cours des 150 dernières années, en raison de l'introduction, il y a 100 à 200 ans, d'un génotype originaire d'Eurasie (génotype M) (Saltonstall, 2002). Le roseau commun envahit particulièrement les sols humides, tels que les marais, les rives des lacs, des rivières et des fleuves, ainsi que les fossés de drainages en bordure de routes ou de champs agricoles (Lelong et Lavoie, 2014 ; Robichaud et Rooney, 2021). Il produit des graines, qui sont transportées par le vent et par l'eau, et forme des clones à partir de ses tiges, rhizomes et stolons (Lelong et Lavoie, 2014). Le roseau commun forme ainsi des monocultures qui peuvent s'étendre sur plusieurs dizaines d'hectares, et qui réduisent la diversité et la richesse végétales des milieux humides (Keller, 2000 ; Meyerson *et al.*, 2000 ; Mal et Narine, 2004 ; Lelong et Lavoie, 2014). Les monocultures de roseau commun contiennent jusqu'à 325 tiges m⁻² et peuvent atteindre 6 m de hauteur (Mal et Narine, 2004 ; Mazerolle *et al.*, 2014). Elles sont par conséquent beaucoup plus denses et de plus grande taille que les assemblages de plantes indigènes qu'elles remplacent, telles que les spartines (*Spartina* spp.) et les massettes (*Typha* spp.) (Le groupe Phragmites, 2012 ; Dibble *et al.*, 2013 ; Kiviat, 2013).

Plusieurs études ont examiné l'effet du roseau commun sur la faune, en comparant des marais de roseau commun avec des marais de spartine ou de massettes. Elles démontrent que le roseau commun peut affecter plusieurs espèces d'invertébrés (Angradi *et al.*, 2001), de poissons (Hagan *et al.*, 2007 ; Larochelle, 2011), d'oiseaux (Robichaud et Rooney, 2017), ou de mammifères (Meyer, 2003). De plus, les effets du roseau commun peuvent être positifs ou négatifs, selon le contexte (Larochelle, 2011) ou les espèces étudiées (Angradi *et al.*, 2001). Par exemple, les oligochètes, les cératopogonidés, les chironomidés, les acariens, les ostracodes, les isopodes, et les gastéropodes ont été moins abondants dans les marais de roseau commun, par rapport à des marais de spartine à feuilles alternes (*Spartina alterniflora*), tandis que

les collemboles, les nématodes, et les polychètes ont été plus abondants (Angradi *et al.*, 2001). En plus de l'abondance, le roseau commun peut avoir un effet sur d'autres paramètres, tels que le développement (Hagan *et al.*, 2007) et le comportement des individus (Larochelle, 2011). Aucune étude n'a encore évalué l'effet du roseau commun sur les chauves-souris insectivores, alors qu'il modifie les communautés d'insectes des milieux humides nord-américains (Krause *et al.*, 1997 ; Gratton et Denno, 2005 ; Robertson et Weis, 2005).

1.7 Les chauves-souris du Québec

Au total, 8 espèces de chauves-souris sont présentes au Québec (Canada). La grande chauve-souris brune (*Eptesicus fuscus*), la chauve-souris nordique (*Myotis septentrionalis*), la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*), la chauve-souris pygmée de l'Est (*Myotis leibii*) et la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*) sont dites résidentes (MFFP, 2020b). Elles restent au Québec toute l'année et passent l'hiver dans des hibernacles tels que les cavernes et les mines, en ayant recours à l'hivernation (MFFP, 2020b). La chauve-souris argentée (*Lasionycteris noctivagans*), la chauve-souris cendrée (*Lasiurus cinereus*) et la chauve-souris rousse (*Lasiurus borealis*) migrent vers le sud en automne pour éviter la saison froide et retournent au Québec avant l'été, une période durant laquelle a lieu la mise bas et la croissance des petits (MFFP, 2020b). À l'exception d'une espèce, les chauves-souris du Québec sont désignées menacées ou vulnérables au Québec et/ou en voie de disparition au Canada (MFFP, 2020b) (Tableau 1.1).

Tableau 1.1 Statut de protection à l'échelle du Québec et du Canada des 8 espèces de chauves-souris présentes au Québec.

Nom commun	Nom scientifique	Québec	Canada
La grande chauve-souris brune	<i>Eptesicus fuscus</i>	Pas de statut	Pas de statut
La chauve-souris argentée	<i>Lasionycteris noctivagans</i>	Menacées ou vulnérables	Pas de statut
La chauve-souris cendrée	<i>Lasiurus cinereus</i>	Menacées ou vulnérables	Pas de statut
La chauve-souris nordique	<i>Myotis septentrionalis</i>	Pas de statut	En voie de disparition
La petite chauve-souris brune	<i>Myotis lucifugus</i>	Pas de statut	En voie de disparition
La chauve-souris pygmée de l'Est	<i>Myotis leibii</i>	Menacées ou vulnérables	Pas de statut
La pipistrelle de l'Est	<i>Perimyotis subflavus</i>	Menacées ou vulnérables	En voie de disparition
La chauve-souris rousse	<i>Lasiurus borealis</i>	Menacées ou vulnérables	Pas de statut

1.8 Buts et objectifs de l'étude

Le but principal de notre étude était d'examiner l'effet du roseau commun sur les chauves-souris insectivores. Notre étude a été réalisée dans des sites localisés dans des milieux humides, au sud du Québec. Elle a donc concerné les espèces de chauves-souris insectivores présentes sur ce territoire. Nous avons élaboré deux objectifs, auxquels nous avons répondu en comparant des sites envahis par le roseau commun, avec des sites témoins. Le premier objectif était d'évaluer l'effet du roseau commun sur l'abondance des proies des chauves-souris, c'est-à-dire sur les insectes volants nocturnes. Ces organismes ont donc été récoltés, au moyen de pièges lumineux, puis comptés. Le deuxième objectif était d'évaluer l'effet du roseau commun sur l'activité nocturne des chauves-souris insectivores, qui a été mesurée à l'aide de détecteurs acoustiques. Nous avons également fixé un troisième objectif, dont le but était d'examiner l'importance relative de menaces déjà identifiées sur les chauves-souris insectivores, en évaluant l'effet de la structure du paysage sur l'activité des chauves-souris. Pour y répondre, les milieux naturels et les milieux anthropiques (dont les routes) situés aux alentours des sites envahis et non envahis par le roseau commun ont été caractérisés sur plusieurs échelles spatiales.

CHAPITRE 2

ABSENCE D'UN EFFET DU ROSEAU COMMUN SUR L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS INSECTIVORES, MALGRÉ SON EFFET NÉGATIF SUR L'ABONDANCE DE LEURS PROIES

Johann Meyer¹, I. Tanya Handa¹ et Daniel Kneeshaw¹

¹ Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal (Canada)

2.1 Résumé

Le roseau commun (*Phragmites australis*), une plante envahissante exotique en Amérique du Nord, modifie les milieux humides et affecte ainsi l'abondance, le développement et le comportement de nombreuses espèces animales. Nous avons évalué l'effet du roseau commun 1) sur l'abondance des insectes volants nocturnes, et 2) sur l'activité des chauves-souris insectivores. Notre hypothèse était qu'en réduisant la richesse végétale, le roseau commun cause une diminution de l'abondance des insectes volants nocturnes, ce qui engendre une réduction de l'activité des chauves-souris insectivores. Nous avons également évalué 3) l'effet de la structure du paysage sur l'activité des chauves-souris insectivores, avec l'hypothèse que les milieux naturels favorisent l'activité des chauves-souris insectivores, tandis que les milieux anthropiques, y compris les routes, diminuent celle-ci. Afin d'atteindre nos objectifs, nous avons sélectionné 28 sites localisés dans des milieux humides de la Communauté Métropolitaine de Montréal (Québec, Canada) : 14 sites témoins et 14 sites envahis par le roseau commun. Les insectes volants nocturnes ont été récoltés dans une partie des sites, au moyen de pièges lumineux. Quant à l'activité des chauves-souris insectivores, elle a été mesurée dans la totalité des sites en enregistrant les signaux d'écholocation émis par celles-ci, à l'aide de détecteurs acoustiques. Enfin, les milieux aquatiques, humides, forestiers, agricoles et anthropiques ainsi que les routes à forte circulation aux alentours des sites ont été caractérisés sur plusieurs échelles spatiales, en utilisant le logiciel ArcGISPro. Nos résultats ont démontré que l'envahissement des milieux humides par le roseau commun réduit de moitié le nombre d'insectes volants nocturnes, sans pour autant influencer l'activité globale des chauves-souris insectivores du Québec. En revanche, une plus grande superficie des milieux aquatiques et forestiers, dans un rayon de 1 000 et 2 000 m respectivement aux alentours des milieux humides, a favorisé dans ces zones l'activité globale des chauves-souris insectivores du Québec. De plus, cette dernière a diminué avec l'augmentation de la longueur des routes à forte circulation, et ce dans un rayon de 200 m autour des milieux humides. Des études supplémentaires sont nécessaires afin d'évaluer l'effet du roseau commun et d'autres espèces exotiques envahissantes sur les chauves-souris. Enfin, notre étude souligne l'importance des mesures de protection des milieux naturels pour la conservation des chauves-souris insectivores, ainsi que l'intérêt d'améliorer les connaissances sur le danger que représentent les infrastructures routières pour ces dernières.

Mots clés : plante exotique envahissante, *Phragmites australis*, chiroptères, insectes volants nocturnes, milieux humides, Québec.

2.2 Introduction

Le roseau commun originaire d'Eurasie (*Phragmites australis*, génotype M) fait partie des plantes les plus envahissantes dans le nord-est de l'Amérique du Nord (Saltonstall, 2002 ; Le groupe Phragmites, 2012). Cette plante profite des perturbations anthropiques pour s'étendre, et est aujourd'hui très répandue dans les milieux humides, dans lesquels elle modifie les caractéristiques de la végétation, par la formation de monocultures très denses (Leblanc, 2008 ; Dibble *et al.*, 2013). En modifiant son environnement, le roseau commun affecte plusieurs espèces animales, dont des invertébrés (Angradi *et al.*, 2001), des poissons (Hagan *et al.*, 2007 ; Larochelle, 2011), des oiseaux (Robichaud et Rooney, 2017), et des mammifères (Meyer, 2003). Les effets documentés sur la faune concernent des paramètres tels que l'abondance et la richesse taxonomique (Angradi *et al.*, 2001), le développement (Hagan *et al.*, 2007), et le comportement (Larochelle, 2011). Ils peuvent être positifs ou négatifs, dépendamment du contexte (Larochelle, 2011) ou des espèces animales considérées (Angradi *et al.*, 2001).

Aucune étude n'a encore évalué l'effet du roseau commun sur les chauves-souris. Pourtant, ce groupe de vertébrés est l'un des plus menacés en Amérique du Nord (Hammerson *et al.*, 2017). De plus, les milieux humides que le roseau commun modifie sont des habitats d'alimentation essentiels pour les chauves-souris insectivores (Mas *et al.*, 2021). L'activité de ces chauves-souris est positivement corrélée à l'abondance des insectes volants nocturnes dont elles se nourrissent, ce qui suggère qu'elles se concentrent dans les zones où la densité de leurs proies est élevée (Kunz *et al.*, 2011 ; Welch *et al.*, 2016 ; Salvarina *et al.*, 2018 ; Bolliger *et al.*, 2020). Ainsi, en affectant ces insectes, il est possible que le roseau commun engendre une diminution de l'activité des chauves-souris insectivores. Plusieurs études indiquent que le roseau commun peut affecter négativement la disponibilité des insectes (Krause *et al.*, 1997 ; Gratton et Denno, 2005 ; Robertson et Weis, 2005). Un tel changement peut être dû à l'impact du roseau commun sur la végétation puisque de nombreux insectes herbivores se nourrissent de plantes spécifiques (Litt *et al.*, 2014).

D'autres facteurs influencent l'activité des chauves-souris insectivores et ce, à l'échelle du paysage (Straka *et al.*, 2016 ; Moore et Best, 2018). En plus d'être associés à une plus grande abondance d'insectes, les milieux naturels fournissent de l'eau et des structures végétales, utilisés respectivement par les chauves-souris pour s'abreuver et pour se reposer (Moretto et Francis, 2017 ; Frick *et al.*, 2020). Les zones anthropiques, en revanche, sont associées à une activité plus faible des chauves-souris, bien que certaines espèces puissent en bénéficier (Russo et Ancillotto, 2015 ; Moretto et Francis, 2017). Les routes, en

particulier, détruisent et fragmentent l'habitat, et sont une source de lumières, de bruits, de pollution chimique, ainsi que de mortalités directes (Altringham et Kerth, 2016). Cependant, l'impact de ces infrastructures sur les chauves-souris, en Amérique du Nord notamment, reste encore relativement peu étudié (Frick *et al.*, 2020 ; Ramalho et Aguiar, 2020).

Avec de nombreuses chauves-souris menacées au Québec (MFFP, 2020b), notre étude a visé à déterminer l'effet du roseau commun et d'autres facteurs de changement anthropiques sur ces chauves-souris. Nous avons évalué l'effet du roseau commun 1) sur l'abondance des insectes volants nocturnes, et 2) sur l'activité des chauves-souris insectivores. Nous avons également évalué 3) l'effet de la structure du paysage sur l'activité des chauves-souris insectivores. Notre hypothèse était qu'en réduisant la richesse végétale des milieux humides, le roseau commun diminue l'abondance des insectes volants nocturnes, ce qui provoque une réduction de l'activité des chauves-souris insectivores. Enfin, nous avons émis l'hypothèse que les milieux naturels augmentent l'activité des chauves-souris insectivores, contrairement aux milieux anthropiques et aux routes à forte circulation, qui la diminuent.

2.3 Matériel et Méthodes

2.3.1 Sites à l'étude

Notre étude a été réalisée au sud-est du Québec, dans la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM) (Canada). Les milieux humides de ce territoire couvrent une superficie totale de 20 971 ha (soit 4,7 %) et subissent des perturbations incluant l'invasion par le roseau commun (Beaulieu *et al.*, 2010). Au total, nous avons utilisé 10 paires de sites (total de 20 sites), réparties dans 6 municipalités régionales de comtés (MRC) de la CMM, pour l'échantillonnage des insectes volants nocturnes. Nous avons utilisé ces 10 paires de sites, ainsi que 4 autres paires (total de 28 sites, réparties dans 7 MRC), pour mesurer l'activité des chauves-souris insectivores.

Une paire de sites était constituée d'un site non dominé par le roseau commun (site témoin) et d'un site dominé par cette plante (site envahi) (Figure 2.1). Les sites envahis ont été trouvés en cherchant des monocultures de roseau commun de large superficie par images satellites, avec le logiciel Google Earth Pro (v.7.3.4.8248). Les monocultures sélectionnées pour notre étude avaient une aire comprise entre 0,5 et 64,8 ha. Elles étaient localisées dans des milieux humides d'eau douce, dont nous avons déterminé le type (marais, marécage ou tourbière) à l'aide des définitions fournies par Lachance *et al.* (2021) dans son ouvrage sur les milieux humides du Québec (Annexe A). Dans les sites témoins, le roseau commun était absent (ou peu présent) dans un cercle de 50 m de rayon autour du point d'échantillonnage.

L'utilisation de paires de sites similaires situés à proximité est une méthode recommandée pour comparer deux habitats ou situations, puisqu'elle permet de contrôler la variation de l'activité des chauves-souris due aux facteurs environnementaux (Brigham *et al.*, 2004). Ainsi, les sites d'une même paire correspondaient au même milieu humide ou au même type de milieu humide. De plus, la distance séparant leur point d'échantillonnage (un par site) n'excédait pas 2,5 km (Wickramasinghe *et al.*, 2003). Puisque le domaine vital des chauves-souris des zones tempérées peut s'étendre jusqu'à 5 km depuis leurs sites de repos, plusieurs chauves-souris avaient probablement accès aux sites témoins et envahis d'une même paire (Berthinussen et Altringham, 2012).

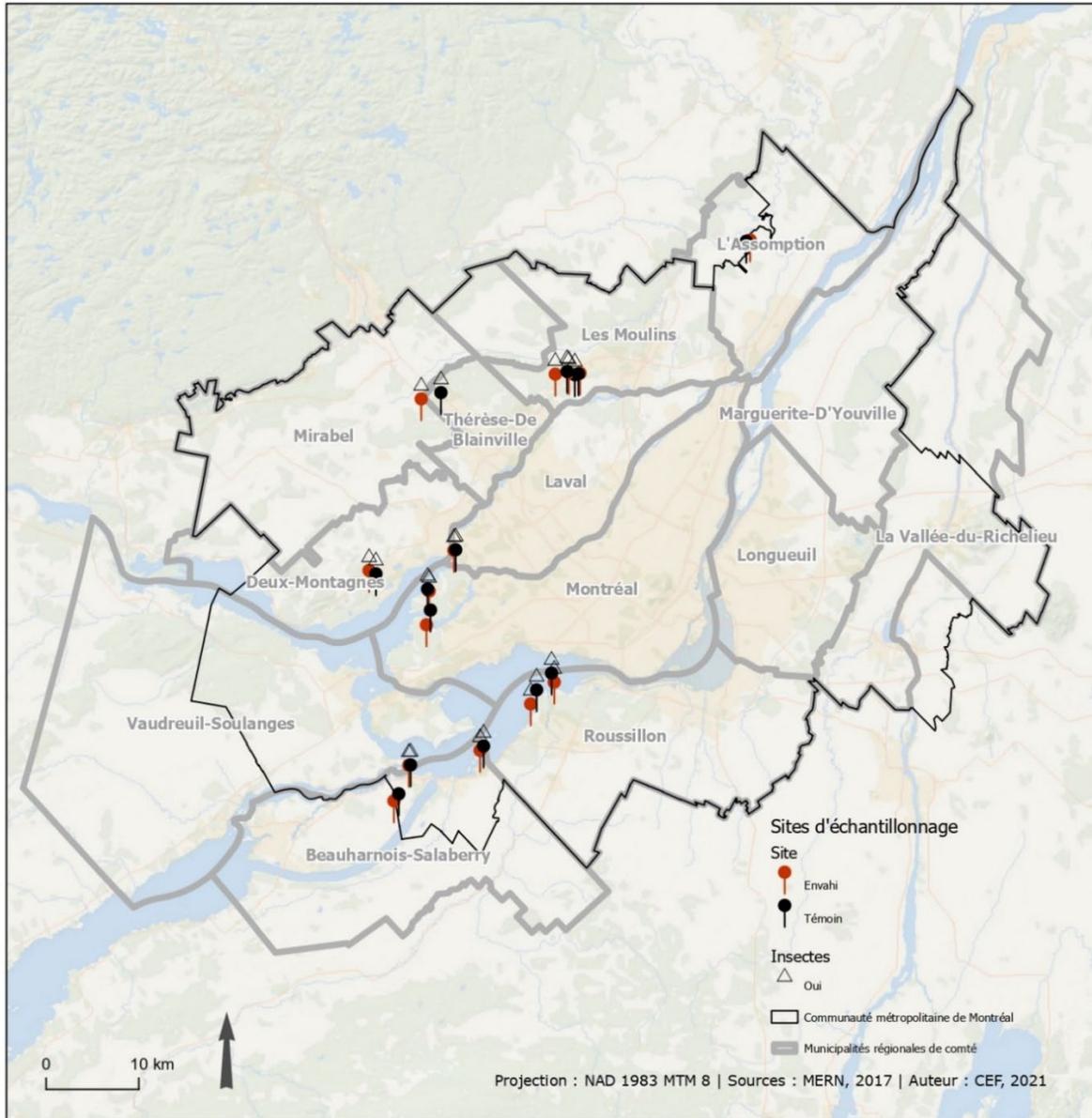


Figure 2.1 Sites à l'étude (14 paires de sites), localisés dans des milieux humides de la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM) au sud-est du Québec (Canada). Une paire de sites était constituée d'un site témoin et d'un site envahi par le roseau commun. Une partie des sites (10 paires de sites) a été utilisée pour l'échantillonnage des insectes volants nocturnes, tandis que la totalité des sites a été utilisée pour mesurer l'activité des chauves-souris insectivores.

2.3.2 Échantillonnage des insectes volants nocturnes

Nous avons récolté les insectes volants durant la nuit dans 10 paires de sites, en juillet 2020, à l'aide de pièges lumineux (Luminoc®, Service canadien des forêts, Canada). Contrairement à d'autres pièges lumineux, les pièges Luminoc® ont l'avantage d'être miniatures et d'opérer automatiquement, à l'aide de 8 piles C (Hébert et Jobin, 1995). Nous avons suspendu un piège à insectes sur les branches d'un arbre dans chaque site, à une distance minimale du sol de 1,5 m. Les pièges se sont allumés automatiquement au coucher du soleil et sont restés en fonction pendant 4 h consécutives par nuit. Les insectes, attirés par les lumières des pièges, finissaient par tomber dans un mélange d'éthanol pur (50 %), d'eau (45 %) et de vinaigre blanc (5 %) (Leboeuf, 2019). Le mélange contenant les insectes a été récupéré le matin, après chaque nuit d'échantillonnage, et a été entreposé au frais (à 10 °C) jusqu'à l'analyse en laboratoire (détails ci-dessous). Les insectes ont été récoltés durant 3 nuits par site (Leboeuf, 2019). Pour contrôler l'influence des facteurs temporels, les sites d'une même paire ont été échantillonnés simultanément (Williams *et al.*, 2006). Nous avons pu considérer que la visibilité des pièges pour les insectes (estimée par le calcul suivant : hauteur du piège - hauteur moyenne de la végétation) était similaire entre les sites témoins et les sites envahis par le roseau commun (Annexe B).

2.3.3 Abondance des insectes volants nocturnes

Nous avons déterminé le nombre d'insectes volants nocturnes en dénombrant les insectes récoltés par nuit en fonction de leur ordre taxonomique et de leur taille, en utilisant la clé d'identification de Choate (2010). La taille de chaque insecte a été mesurée au millimètre près, de l'avant de la tête jusqu'à l'arrière de l'abdomen (antennes, pattes et cerques exclus). En se basant sur les études concernant la taille des insectes consommés par les espèces de chauves-souris présentes dans la zone d'étude, soit au Québec, nous avons regroupé les insectes récoltés selon quatre classes de taille : 1) ≤ 2 mm, 2) 3- 5 mm, 3) 6-12 mm, 4) ≥ 13 mm (Black, 1974 ; Buchler, 1976 ; Barclay, 1985 ; Barclay, 1986 ; Hickey et Fenton, 1990 ; Barclay et Brigham, 1991 ; Agosta *et al.*, 2003 ; Feldhamer *et al.*, 2009).

2.3.4 Enregistrement des chauves-souris insectivores

Nous avons enregistré les chauves-souris insectivores volant au-dessus des sites durant la nuit dans 14 paires de sites, en juin et en juillet 2020, à l'aide de détecteurs acoustiques (Anabat Swift, Titley Scientific, États-Unis). Ces derniers étaient munis de microphones omnidirectionnels (US-O V3, TitleyScientific, États-Unis), fonctionnant à l'aide de 4 piles AA (NiMh rechargeables) et d'une carte SD. Nous avons utilisé des

boîtes de sécurité verrouillables sur le terrain afin d'éviter le vol du matériel (Security Box & Cable Lock, Titley Scientific, USA). Un détecteur a été placé sur un arbre dans chaque site, à l'aide d'une sangle (Camo Strap, Titley Scientific, États-Unis). Le microphone du détecteur se trouvait à une distance du sol comprise entre 1 et 5 m et était orienté vers le haut, à un angle de 45° (Titley Scientific, 2020). Dans les sites témoins, le microphone pointait en direction de la végétation dominante, qui correspondait à des massettes (*Typha* spp.) dans la plupart des sites. Dans les sites envahis, le microphone pointait en direction de la monoculture de roseau commun. Nous avons pris en compte la distance de détection maximale des détecteurs, d'environ 100 m, pour éviter d'enregistrer les signaux des chauves-souris ne volant pas au-dessus de la végétation visée par notre étude (Titley Scientific, 2021).

Les enregistrements de chauves-souris ont commencé 30 min avant le coucher du soleil et se sont arrêtés 30 min après le lever du jour. Les détecteurs sont restés dans les sites durant 3 à 6 nuits consécutives chaque mois. En cas de problème technique (e.g., lorsque le détecteur est retrouvé déplacé), les nuits d'enregistrement des sites de la paire n'ont pas été gardées (environ 7 % des nuits). Finalement, nous avons collecté 4 à 11 nuits d'enregistrement par site, pour un total de 254 nuits d'enregistrement. Afin de contrôler l'effet des facteurs temporels sur l'activité des chauves-souris insectivores, nous avons effectué les enregistrements durant les mêmes nuits pour les sites d'une même paire. Les paramètres des détecteurs utilisés dans notre étude ont été choisis en prenant en compte les caractéristiques acoustiques des chauves-souris du Québec. Le mode « zéro crossing » choisi enregistre moins d'informations acoustiques, mais facilite la prise de données sur le terrain, en demandant moins d'espaces de stockage (Titley Scientific, 2020) (Annexe C).

2.3.5 Sélection des enregistrements de chauves-souris à analyser

Nous avons sélectionné les enregistrements des nuits durant lesquelles les conditions météorologiques étaient favorables : température moyenne nocturne > 10°C, absence de précipitations, et vitesse moyenne des vents nocturnes < 20 km/h (Fabianek *et al.*, 2011 ; Moore et Best, 2018). Les chauves-souris insectivores sont moins actives durant les nuits lorsque les températures sont plus faibles et que les précipitations et la vitesse des vents sont plus élevées (Erickson et West, 2003 ; Moore et Best, 2018 ; Salvarina *et al.*, 2018). Entre 2 et 9 nuits d'enregistrement par site ont été utilisées, pour un total de 180 nuits d'enregistrement. Nous avons calculé la somme des précipitations, la moyenne des températures et la moyenne de la vitesse des vents en considérant qu'une nuit commençait à 19h00 et terminait la journée suivante à 7h00. Les données météorologiques ont été obtenues à partir des données historiques fournies

par le site du gouvernement du Canada. Les stations météorologiques utilisées étaient situées à moins de 25 km de distance des sites.

2.3.6 Mesure de l'activité des chauves-souris insectivores

Nous avons déterminé l'activité des chauves-souris insectivores en comptant le nombre de passages effectués lors de chaque nuit d'enregistrement sélectionnée, à l'aide du logiciel AnalookW (v.4.4a). Différentes définitions d'un passage existent (e.g., Moore et Best, 2018 ; Salvarina *et al.*, 2018). Dans notre étude, un passage correspondait à une séquence de signaux d'écholocalisation séparés les uns des autres par moins de 5 s, sur une période de 15 s (Fabianek *et al.*, 2011). Les caractéristiques des signaux (e.g., la durée et les fréquences) ont permis d'identifier les espèces ou les complexes d'espèces responsables des passages. En raison de la difficulté à distinguer les signaux de la grande chauve-souris brune (*Eptesicus fuscus*) et de la chauve-souris argentée (*Lasionycteris noctivagans*), nous avons regroupé ces espèces ensemble, tout comme les espèces appartenant au genre *Myotis* (Fabianek *et al.*, 2011). Un passage pouvait donc avoir été effectué par : 1) le complexe grande chauve-souris brune/chauve-souris argentée, 2) la chauve-souris cendrée (*Lasiurus cinereus*), 3) le complexe *Myotis*, composé de la chauve-souris nordique (*Myotis septentrionalis*), de la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*) et de la chauve-souris pygmée de l'Est (*Myotis leibii*), 4) la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*) et 5) la chauve-souris rousse (*Lasiurus borealis*). Nous n'avons pas identifié les espèces responsables de passages contenant moins de 3 signaux ou des signaux pauvres en informations acoustiques (Moore et Best, 2018).

2.3.7 Variables environnementales

Nous avons déterminé l'effet de la structure du paysage sur l'activité des chauves-souris insectivores dans les sites à l'étude en distinguant plusieurs catégories de milieux et de routes (Tableau 2.1). Les catégories de milieux utilisées sont celles proposées par le MDDELCC (2015) afin de décrire l'utilisation générale du territoire québécois : humides (marais, marécages et tourbières), aquatiques (lacs, mares, réservoirs, cours d'eau, eaux saumâtres et eaux salées), forestiers, agricoles et anthropiques (Annexe D). Les catégories de routes utilisées dans notre étude ont été créées à partir de la base de données du réseau routier québécois d'Adresses Québec (2021). Les routes majeures incluaient les autoroutes, les routes nationales et les routes régionales, tandis que les routes secondaires incluaient les routes collectrices municipales et de transit, les routes locales et les artères (Annexe E). Les variables extraites correspondaient à des superficies relatives (pour les milieux) et à des longueurs (pour les routes). Elles ont été déterminées dans des cercles concentriques de plusieurs rayons (100, 200, 500, 1 000 et 2 000 m)

autour du point d'enregistrement des chauves-souris de chacun des sites. Il s'agit des échelles spatiales proposées par Fabianek *et al.* (2011), dans son étude concernant les réponses des chauves-souris à différents facteurs d'habitat dans les espaces verts de Montréal (Québec). Nous avons également calculé la distance la plus courte entre les sites et chaque catégorie de milieu (à l'exception des milieux humides) et entre les sites et les routes majeures. Toutes nos variables environnementales ont été obtenues à l'aide du logiciel ArcGISPro (v.2.9).

Tableau 2.2. Variables environnementales extraites afin de déterminer l'effet de la structure du paysage sur l'activité des chauves-souris insectivores du Québec.

Catégorie	Variable environnementale	Unité	Nombre de variables
Milieux humides	Superficie des milieux humides	%	5
Milieux aquatiques	Superficie des milieux aquatiques	%	5
	Distance entre le point d'échantillonnage et le milieu aquatique le plus proche	m	1
Milieux forestiers	Superficie des milieux forestiers	%	5
	Distance entre le point d'échantillonnage et le milieu forestier le plus proche	m	1
Milieux agricoles	Superficie des milieux agricoles	%	5
	Distance entre le point d'échantillonnage et le milieu agricole le plus proche	m	1
Milieux anthropiques	Superficie des milieux anthropiques	%	5
	Distance entre le point d'échantillonnage et le milieu anthropique le plus proche	m	1
Routes	Longueur des routes majeures	m	5
	Longueur des routes majeures et secondaires	m	5
	Distance entre le point d'échantillonnage et la route majeure la plus proche	m	1

2.3.8 Analyses statistiques

Nous avons examiné l'effet du roseau commun sur le nombre d'insectes volants nocturnes à l'aide de modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM). L'échantillonnage des insectes ayant eu lieu dans plusieurs sites lors d'une même nuit et à plusieurs reprises pour un même site, deux effets aléatoires croisés ont été intégrés aux modèles : celui de la nuit et celui du site. La structure des modèles sur les insectes était la suivante : Nombre d'insectes ~ Roseau commun + (1 | Site) + (1 | Nuit). Nous avons effectué un modèle différent pour le nombre total d'insectes, et pour chaque ordre ou classe de taille constitué d'au moins 100 individus (Bolliger *et al.*, 2020). Puisque la variable expliquée des modèles correspondait à

des données de comptage, une distribution de Poisson a été utilisée. La surdispersion des modèles a été vérifiée à la fin, et réglée en ajoutant un effet aléatoire croisé supplémentaire au niveau de l'observation (Harrison, 2014).

Nous avons examiné l'effet du roseau commun et de la structure du paysage sur l'activité des chauves-souris insectivores (le nombre de passages) à l'aide de modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM). Pour chaque modèle, nous avons sélectionné 6 variables environnementales (1 pour les milieux humides, 1 pour les milieux aquatiques, 1 pour les milieux forestiers, 1 pour les milieux agricoles, 1 pour les milieux anthropiques et 1 pour les routes) en utilisant la méthode du partitionnement hiérarchique (Claireau *et al.*, 2019). Nous avons intégré deux effets aléatoires croisés : celui de la nuit et celui du site. La structure des modèles était la suivante : Nombre de passages \sim Roseau commun + Milieux humides + Milieux aquatiques + Milieux forestiers + Milieux agricoles + Milieux anthropiques + Routes + (1|Site) + (1|Nuit). Nous avons effectué un modèle différent pour le nombre total de passages des chauves-souris insectivores et pour chaque espèce ou complexe d'espèces comportant au moins 300 passages (Claireau *et al.*, 2019). Nous avons utilisé une distribution de Poisson et standardisé toutes les variables explicatives quantitatives de sorte que leurs effets soient comparables. Nous avons retiré les variables explicatives quantitatives non pertinentes en réalisant une sélection automatique en backward, en se fiant au critère d'information d'Akaike (AIC). Enfin, nous avons vérifié la surdispersion des modèles à la fin, et nous l'avons réglée en ajoutant un effet aléatoire croisé supplémentaire au niveau de l'observation (Harrison, 2014). Les modèles finaux contenaient des variables peu corrélées entre elles (VIF < 1,3).

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées sur R (v.4.2.0), avec les fonctions *hier.part* (du package *hier.part* v.1.06), *glmer* (du package *lme4* v.1.1-30), *dredge* et *model.avg* (du package *MuMIn* v.1.47.1), et *vif* (du package *car* v.3.1-1).

2.4 Résultats

2.4.1 Abondance des insectes volants nocturnes dans les milieux humides

Au total, nous avons collecté 2 793 insectes volants nocturnes appartenant à 11 ordres taxonomiques différents dans 20 sites humides localisés au Québec, durant 60 nuits d'échantillonnage en juillet 2020 (Tableau 2.2). Les insectes récoltés correspondaient principalement à des diptères (n = 992 ; 35,5 %), des coléoptères (n = 952 ; 34,1 %), des lépidoptères (n = 367 ; 13,1 %), des trichoptères (n = 178 ; 6,4 %), des homoptères (n = 133 ; 4,8 %) et des hyménoptères (n = 123 ; 4,4 %). Les autres ordres d'insectes comportaient moins de 100 individus. Il s'agissait d'éphéméroptères (n = 18 ; 0,6 %), de hémiptères (n = 10 ; 0,4 %), de thysanoptères (n = 8 ; 0,3 %), de neuroptères (n = 7 ; 0,2 %), et de psocoptères (n = 5 ; 0,2 %).

Les insectes volants nocturnes récoltés mesuraient entre 1 et 36 mm (Tableau 2.3). Il s'agissait principalement d'insectes dont la taille était de 2 mm ou moins (n = 737 ; 26,4 %), ou dont la taille variait entre 3 et 5 mm (n = 1086 ; 38,9 %), et entre 6 et 12 mm (n = 861 ; 30,8 %). Un total de 109 insectes avait une taille égale ou supérieure à 13 mm (3,9 %).

Tableau 2.3 Nombre d'insectes volants nocturnes récoltés dans les sites témoins (n = 10) et envahis par le roseau commun (n = 10), en fonction de leurs ordres taxonomiques, sachant que l'échantillonnage a eu lieu dans des sites humides localisés au Québec, durant 60 nuits en juillet 2020 (3 nuits par site).

Ordre	Témoin	Envahi
Diptera	585	407
Coleoptera	714	238
Lepidoptera	259	108
Trichoptera	80	98
Homoptera	111	22
Hymenoptera	71	52
Ephemeroptera	16	2
Hemiptera	7	3
Thysanoptera	3	5
Neuroptera	4	3
Psocoptera	3	2

Tableau 2.4 Nombre d'insectes volants nocturnes récoltés dans les sites témoins (n = 10) et envahis par le roseau commun (n = 10), en fonction de leurs tailles, sachant que l'échantillonnage a eu lieu dans des sites humides localisés au Québec, durant 60 nuits en juillet 2020 (3 nuits par site).

Taille	Témoïn	Envahi
≤ 2 mm	445	292
3 à 5 mm	806	280
6 à 12 mm	532	329
≥ 13 mm	70	39

2.4.2 Effet du roseau commun sur l'abondance des insectes volants nocturnes

Le nombre d'insectes volants nocturnes récoltés par nuit a été moins variable dans les sites dominés par le roseau commun que dans les sites témoins (Figure 2.2). De plus, le nombre moyen de ces insectes a été réduit de moitié dans les sites dominés par le roseau commun, par rapport aux sites témoins ($p = 0,003$) (Annexe F). Cet effet s'explique par une diminution de 51 % du nombre de lépidoptères ($p = 0,031$), de 27 % du nombre de coléoptères ($p = 0,005$) et de 18 % du nombre de homoptères ($p = 0,002$). Le nombre moyen de diptères ($p = 0,065$) a été marginalement différent entre les sites témoins et les sites dominés par le roseau commun, tandis que le nombre moyen de trichoptères ($p = 0,532$) et de hyménoptères ($p = 0,859$) n'a pas été significativement différent (Figure 2.3 ; Annexe G).

Le nombre moyen des insectes mesurant entre 3 et 5 mm a été réduit de 33 % dans les sites dominés par le roseau commun, par rapport aux sites témoins ($p = 0,002$). En revanche, le nombre moyen des insectes mesurant entre 6 et 12 mm ($p = 0,057$) a été marginalement différent, tandis le nombre des insectes mesurant 2 mm ou moins ($p = 0,202$), et 13 mm ou plus ($p = 0,636$) n'a pas varié significativement entre les deux groupes de sites (Figure 2.4 ; Annexe H).

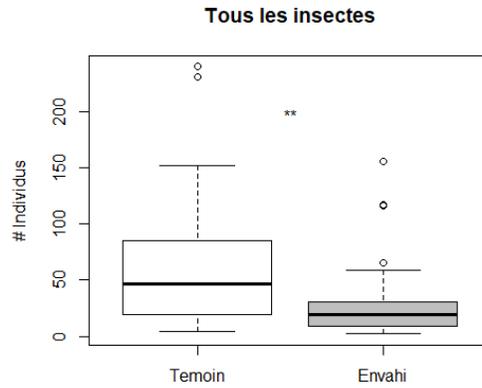


Figure 2.2 Boîtes à moustaches illustrant l'effet de l'envahissement des milieux humides par le roseau commun sur le nombre total d'insectes volants nocturnes, selon les résultats des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM). Les insectes ont été récoltés durant 3 nuits par site (10 sites témoins et 10 sites envahis par le roseau commun). Légende : Trait épais = médiane ; extrémités de la boîte = premier quartile et troisième quartile ; moustaches = valeurs minimum et maximum situées à moins de 1,5 fois la différence entre le premier quartile et le troisième quartile. Différences significatives : * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$), *** ($p < 0,001$).

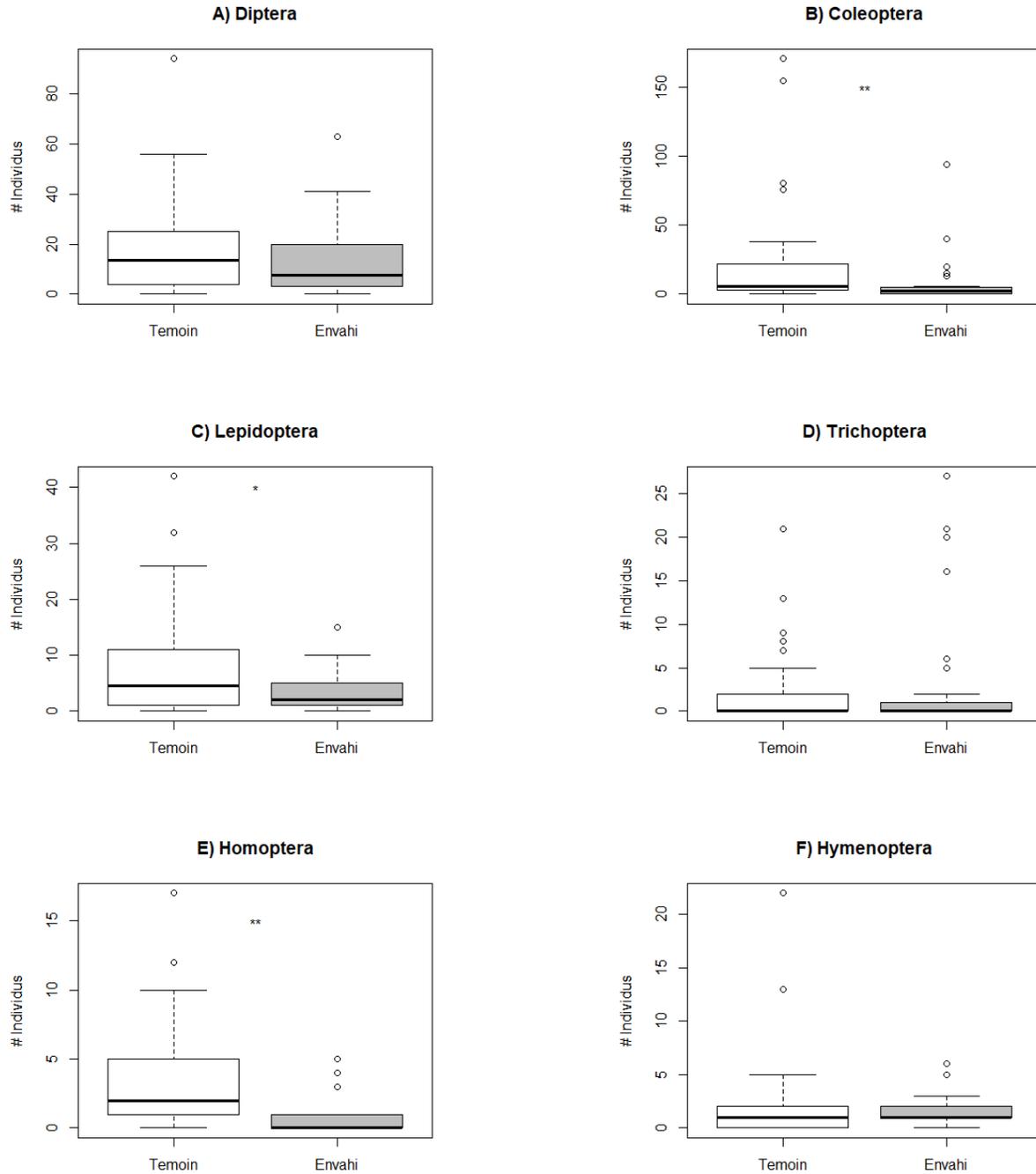


Figure 2.3 Boîtes à moustaches illustrant l'effet de l'envahissement des milieux humides par le roseau commun sur le nombre d'insectes volants nocturnes appartenant à l'ordre des A) diptères, B) coléoptères, C) lépidoptères, D) trichoptères, E) homoptères et F) hyménoptères, selon les résultats des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM). Les insectes ont été récoltés durant 3 nuits par site (10 sites témoins et 10 sites envahis par le roseau commun).

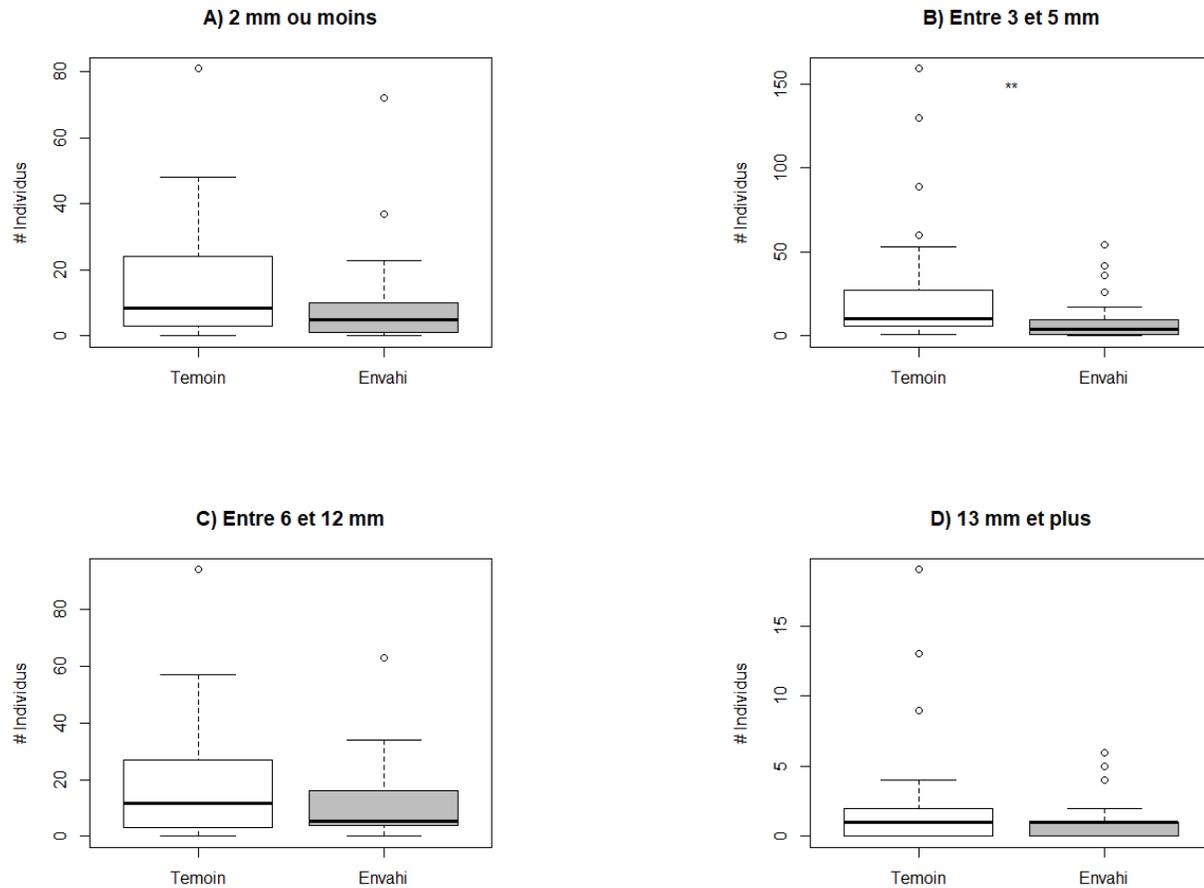


Figure 2.4 Boîtes à moustaches illustrant l'effet de l'envahissement des milieux humides par le roseau commun sur le nombre d'insectes volants nocturnes mesurant A) 2 mm ou moins, B) entre 3 et 5 mm, C) entre 6 et 12 mm et D) 13 mm et plus, selon les résultats des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM). Les insectes ont été récoltés durant 3 nuits par site (10 sites témoins et 10 sites envahis par le roseau commun).

2.4.3 Activité des chauves-souris insectivores dans les milieux humides

Nous avons enregistré un total de 7 981 passages de chauves-souris dans les 28 sites échantillonnés, durant 180 nuits d'enregistrement aux bonnes conditions météorologiques en juin et en juillet 2020 (Tableau 2.4). Le nombre de passages effectués par la plupart des espèces ou des complexes de chauves-souris a été trop faible pour permettre d'évaluer sur ces dernières l'effet du roseau commun et de la structure du paysage. Au total, 80,9 % des passages ont été effectués par le complexe grande chauve-souris brune/chauve-souris argentée (n = 6 455), tandis que 1,2 % ont été effectués par la chauve-souris cendrée (n = 97), 0,3 % par des espèces du genre *Myotis* (n = 26), 0,2 % par la Pipistrelle de l'Est (n = 20) et 0,1 % par la chauve-souris rousse (n = 6). Nous n'avons pas pu identifier les chauves-souris responsables de 1 377 passages (17,2 %).

Tableau 2.5 Nombre de passages effectués par les chauves-souris dans les sites témoins (n = 14) et envahis par le roseau commun (n = 14), sachant que l'échantillonnage a eu lieu dans des sites humides localisés au Québec, durant 180 nuits d'enregistrement aux bonnes conditions météorologiques en juin et en juillet 2020 (entre 2 et 9 nuits par site).

Nom commun	Nom latin	Témoin	Envahi
Grande brune/Argentée	<i>Eptesicus fuscus/Lasionycteris noctivagans</i>	3 636	2 819
Cendrée	<i>Lasiurus cinereus</i>	36	61
<i>Myotis</i> spp.	<i>Myotis septentrionalis, Myotis lucifugus et Myotis leibii</i>	7	19
Pipistrelle de l'Est	<i>Perimyotis subflavus</i>	9	11
Rousse	<i>Lasiurus borealis</i>	3	3
Non identifiées		603	774
Toutes les chauves-souris		4 294	3 687

2.4.4 Effet du roseau commun sur l'activité des chauves-souris insectivores

Le nombre total de passages de chauves-souris insectivores du Québec n'a pas varié entre les sites témoins et les sites dominés par le roseau commun, mais il a été moins variable dans ce dernier groupe de sites ($p = 0,128$) (Figure 2.5 ; Annexe I). Plus particulièrement, le nombre de passages effectués par le complexe grande chauve-souris brune/chauve-souris argentée n'a pas été différent ($p = 0,260$) (Annexe J).

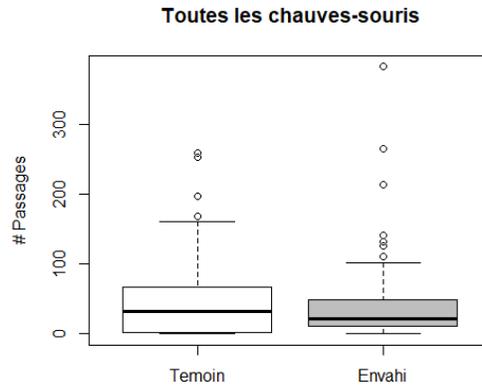


Figure 2.5 Boîtes à moustaches illustrant l'effet de l'envahissement des milieux humides par le roseau commun sur l'activité globale des chauves-souris insectivores au Québec, selon les résultats des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM). Les chauves-souris ont été enregistrées durant 2 à 9 nuits par site (14 sites témoins et 14 sites envahis par le roseau commun), ce qui a permis de dénombrer un total de 7 891 passages.

2.4.5 Effet des milieux et des routes sur l'activité des chauves-souris insectivores

Contrairement au roseau commun, le paysage aux alentours des sites humides a eu un effet sur l'activité des chauves-souris insectivores. Une plus grande superficie des milieux aquatiques et forestiers a favorisé l'activité globale des chauves-souris insectivores au Québec, dans un rayon de 1 000 et 2 000 m respectivement aux alentours des milieux humides ($p < 0,001$). En revanche, une longueur plus élevée des routes à forte circulation aux alentours des milieux humides a diminué l'activité globale des chauves-souris insectivores au Québec ($p = 0,038$) (Figure 2.6 ; Annexe I). Les milieux aquatiques ($p < 0,001$) et forestiers ($p = 0,008$) ont eu un effet particulièrement bénéfique sur l'activité du complexe grande chauve-souris brune/chauve-souris argentée (Annexe J).

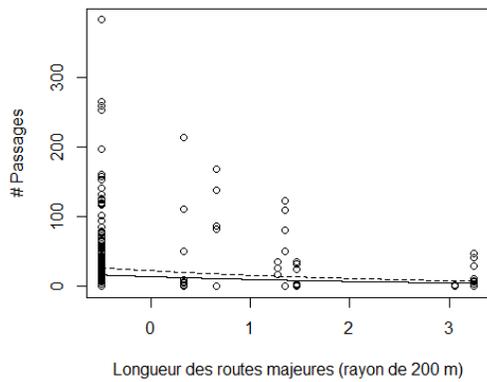
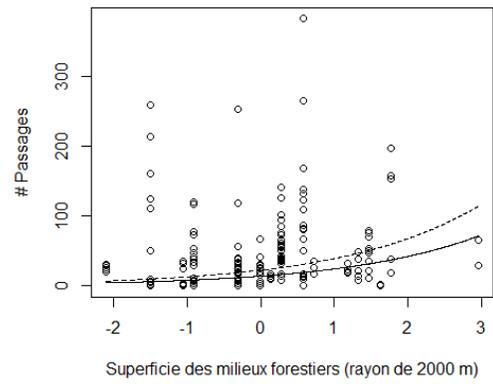
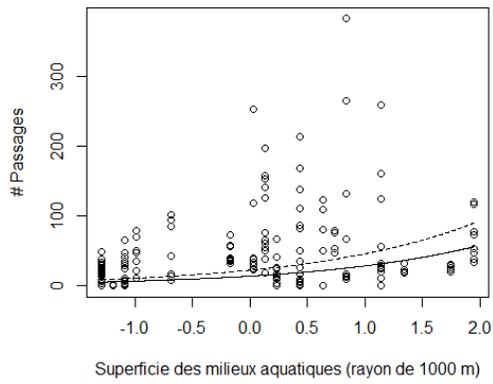


Figure 2.6 Effet des milieux aquatiques, des milieux forestiers et des routes majeures aux alentours des milieux humides témoins ($n = 14$; courbe complète) et envahis par le roseau commun ($n = 14$; courbe hachurée) sur l'activité globale des chauves-souris insectivores au Québec. Ces courbes ont été réalisées à partir des résultats des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM) sur des variables standardisées.

2.5 Discussion

2.5.1 Effet du roseau commun sur l'abondance des insectes volants nocturnes

Conformément à notre hypothèse, nous avons observé deux fois moins d'insectes volants nocturnes dans les milieux humides envahis par le roseau commun, en comparaison aux milieux humides témoins non envahis (Figure 2.2). Cet effet s'explique par une diminution respective de 51 %, 27 % et 18 % du nombre d'insectes appartenant aux ordres des coléoptères, des lépidoptères et des homoptères (Figure 2.3). Ces résultats sont en accord avec la revue de 29 articles de Litt *et al.* (2014), indiquant que les plantes envahissantes réduisent généralement l'abondance des arthropodes herbivores et des arthropodes prédateurs. En effet, bien que l'alimentation des coléoptères soit très variée, la majorité de ces insectes sont des herbivores ou des prédateurs (Coulson et Witter, 1984). Pour les lépidoptères, ce sont les larves qui se nourrissent le plus, et la plupart consomment des feuilles (Powell, 2009). Enfin, toutes les espèces de homoptères se nourrissent de sève (Coulson et Witter, 1984).

Au moins 90 % de tous les insectes herbivores sont des spécialistes, qui se nourrissent de plantes d'une seule famille ou de quelques genres (Litt *et al.*, 2014). Ainsi, en formant des monocultures dans les milieux humides, le roseau commun peut réduire l'abondance des insectes herbivores. Les espèces généralistes, qui comprennent moins de 10 % des insectes herbivores, sont plus susceptibles de se nourrir d'une plante exotique comme le roseau commun (Litt *et al.*, 2014). Les herbivores généralistes peuvent cependant préférer s'alimenter des plantes indigènes que le roseau commun remplace, telles que les massettes (*Typha* spp.), en raison de leur teneur plus faible en lignine et plus élevée en azote tissulaire (Litt *et al.*, 2014 ; Duke *et al.*, 2015 ; Yuckin et Rooney, 2019). Enfin, les changements causés par le roseau commun au niveau des herbivores peuvent altérer la disponibilité et la distribution des proies des insectes carnivores, ce qui peut expliquer une réduction de l'abondance de ces insectes (Gratton et Denno, 2005).

En outre, les effets du roseau commun sur les insectes ne se limitent pas uniquement à ses effets sur leurs ressources alimentaires. Certains insectes nécessitent la présence de plantes spécifiques pour la reproduction (Litt *et al.*, 2014). C'est le cas des lépidoptères, pour lesquels relativement peu d'espèces végétales fournissent les conditions appropriées pour la reproduction (Litt *et al.*, 2014). D'autres insectes, tels que certains coléoptères et lépidoptères, ont également besoin de la présence de micro-habitats d'eau stagnante pour compléter leur cycle de vie (Bouchard, 2004). Or, le roseau commun réduit le nombre de ces micro-habitats, en remplissant les creux à la surface du sol par une plus grande production de litière (Windham et Lathrop, 1999 ; Angradi *et al.*, 2001).

Nos résultats suggèrent que l’envahissement des milieux humides par le roseau commun ne réduit pas le nombre de diptères, de trichoptères et de hyménoptères (Figure 2.3). Les monocultures de roseau commun produisent une grande quantité de litière et de végétation en décomposition (Rachel *et al.*, 2003 ; Gratton et Denno, 2005 ; Litt *et al.*, 2014). Conformément à Litt *et al.* (2014), les diptères et les trichoptères devraient donc en bénéficier, puisque la plupart sont des détritivores (Holzenthall *et al.*, 2015). La réduction du nombre de micro-habitats d’eau stagnante causée par le roseau commun peut permettre d’expliquer que cette plante n’ait pas eu un effet positif sur ces insectes. En effet, un grand nombre de diptères ont un stade larvaire aquatique (Bouchard, 2004). Pour ce qui est des trichoptères, l’ordre est exclusivement aquatique aux stades larvaire et nymphal, à l’exception d’un très petit nombre d’espèces; Holzenthall *et al.*, 2015). Concernant les hyménoptères, certains d’entre eux, tels que les Vespidae, persistent très bien dans les zones occupées par les plantes envahissantes, en raison du fait qu’ils se nourrissent d’une large variété d’arthropodes (Litt *et al.*, 2014).

Ainsi, les modifications engendrées par le roseau commun affectent négativement de nombreuses espèces d’insectes. Cependant, elles en favorisent quelques-unes. En Amérique du Nord, certains diptères (e.g. de la famille des agromyzidae, des écidomyies, et des chloropidae), homoptères (e.g. de la famille des aphididae, des Pseudococcidae, et des Coccidae), hyménoptères (e.g. de la famille des Eurytomidae), lépidoptères (e.g. de la famille des Elachistidae, des Hesperiiidae, des Noctuidae, et des Crambidae), et thysanoptères (e.g. de la famille des Phlaeothripidae) sont capables de se nourrir des feuilles, tiges, rhizomes ou fleurs de roseau commun (Tewksbury *et al.*, 2002).

Le changement de la composition des insectes, provoqué par le roseau commun, peut permettre d’expliquer la réduction de 33 % du nombre d’insectes volants nocturnes mesurant entre 3 et 5 mm (Figure 2.4). Néanmoins, le roseau commun pourrait également diminuer la taille des insectes, en modifiant des facteurs environnementaux tels que la température ou le niveau d’oxygène (Nijhout *et al.*, 2014). Considérant qu’en général les individus de plus petites tailles vivent moins longtemps et ont un succès reproducteur plus faible, le roseau commun pourrait, de cette façon, réduire leur nombre (Beukeboom, 2018).

2.5.2 Effet du roseau commun sur l’activité des chauves-souris insectivores

Nos résultats suggèrent que le roseau commun n’engendre pas, dans les milieux humides, un impact important sur l’activité globale des chauves-souris insectivores au sud du Québec (Figure 2.5). Le complexe

grande chauve-souris brune/chauve-souris argentée, regroupant deux espèces parfois difficiles à distinguer, a été responsable de la plupart des passages enregistrés dans notre étude. Ceci est cohérent avec le fait que la grande chauve-souris brune soit la seule espèce de chauve-souris au Québec à ne pas bénéficier d'un statut de conservation à l'échelle du Québec et du Canada (MFFP, 2020b). La chauve-souris argentée, la chauve-souris cendrée, la chauve-souris pygmée de l'Est et la chauve-souris rousse sont désignées menacées ou vulnérables au Québec, tandis que la chauve-souris nordique et la petite chauve-souris brune sont considérées en voie de disparition au Canada (MFFP, 2020b). La pipistrelle de l'est est, quant à elle considérée menacée ou vulnérable au Québec et en voie de disparition au Canada (MFFP, 2020b).

Nos résultats peuvent paraître surprenant puisque les monocultures formées par le roseau commun réduisent le nombre total d'insectes volants nocturnes (Figure 2.2.), qui servent de principale source de nourriture aux chauves-souris insectivores (Von Hirschheydt *et al.*, 2020). Notamment, le roseau commun diminue le nombre d'insectes appartenant aux ordres des lépidoptères et des coléoptères (Figure 2.3). Conformément à la pensée de Black (1974) concernant les chauves-souris insectivores des régions tempérées du nord, la plupart des espèces de chauves-souris du Québec, dont la grande chauve-souris brune et la chauve-souris argentée, mais également la chauve-souris cendrée, la chauve-souris nordique et la chauve-souris rousse, peuvent être considérées comme étant des spécialistes de ces insectes (Whitaker, 1995 ; Carter *et al.*, 2003 ; Broders *et al.*, 2004 ; Feldhamer *et al.*, 2009 ; Tremblay et Jutras, 2010 ; Moosman *et al.*, 2012 ; Valdez et Cryan, 2013 ; Cravens *et al.*, 2018).

En termes d'alimentation, nos résultats peuvent être expliqués par le fait que les chauves-souris insectivores soient capables de s'alimenter d'insectes d'une large diversité de groupes taxonomiques. Les ordres d'insectes les plus récoltés dans notre étude (les diptères, les coléoptères, les lépidoptères, les trichoptères, les homoptères et les hyménoptères) sont documentés dans la diète de chacune des espèces de chauves-souris du Québec (Whitaker *et al.*, 1977 ; Agosta, 2002 ; Carter *et al.*, 2003 ; Moosman *et al.*, 2007 ; Feldhamer *et al.*, 2009 ; Reimer *et al.*, 2010). De plus, certaines de ces espèces se nourrissent principalement d'insectes de grande taille (> 6 mm), qui n'ont pas été réduit significativement par les monocultures de roseau commun (Figure 2.4). Les études sur la taille des proies consommées par les chauves-souris sont peu nombreuses, mais celles disponibles suggèrent qu'au Québec, la grande chauve-souris brune, la chauve-souris cendrée, et possiblement la chauve-souris rousse consomment surtout des

insectes dont la taille est supérieure à 6 mm (Barclay, 1985 ; Hickey et Fenton, 1990 ; Barclay et Brigham, 1991 ; Agosta *et al.*, 2003).

En termes d'habitat, les chauves-souris ont la capacité de se déplacer sur de longues distances avec un coût énergétique relativement faible, ce qui diminue leur dépendance aux différents milieux (Williams *et al.*, 2006). Certaines chauves-souris sont particulièrement peu exigeantes dans leurs choix d'habitats d'alimentation (Tremblay et Jutras, 2010). Les connaissances sur les habitats utilisés par les chauves-souris du Québec sont encore limitées, mais il semble que ce soit le cas de la grande chauve-souris brune et de la chauve-souris rousse (Agosta, 2002 ; Kalcounis-Rueppell *et al.*, 2007 ; Tremblay et Jutras, 2010 ; Clare *et al.*, 2014). D'autres espèces de chauves-souris insectivores, telles que la chauve-souris nordique (une espèce peu observée dans notre étude), peuvent ne pas être particulièrement affectées par le roseau commun puisqu'elles chassent surtout dans les zones fermées, tandis que la plupart des milieux envahis par le roseau commun correspondent à des marais, et donc à des zones ouvertes (Broders *et al.*, 2004 ; Le groupe Phragmites, 2012).

Bien qu'il n'affecte pas l'activité globale des chauves-souris du Québec, le roseau commun pourrait avoir un impact sur quelques-unes des espèces de ces chauves-souris. Cette affirmation se base sur le fait que certaines d'entre elles, telles que la chauve-souris argentée, la chauve-souris nordique, la petite chauve-souris brune, la chauve-souris pygmée de l'Est, et la pipistrelle de l'Est pourraient se nourrir principalement d'insectes de petites tailles. En général, la taille de la chauve-souris détermine largement la classe de taille des insectes qu'elle peut consommer; les chauves-souris de plus grande taille étant capables de se nourrir d'insectes plus grands (Buchler, 1976 ; Feldhamer *et al.*, 2009). De plus, certaines des espèces de chauves-souris du Québec, telles que la chauve-souris cendrée, pourraient être particulièrement affectées par le roseau commun, en raison du fait qu'elles puissent chasser principalement dans les zones ouvertes (Barclay, 1985).

Finalement, nos résultats sont cohérents avec les études réalisées dans les milieux humides concernant l'effet du roseau commun sur la faune (Le groupe Phragmites, 2012 ; Gagnon-Lupien *et al.*, 2015 ; Tougas-Tellier *et al.*, 2015). Bien que le roseau commun affecte certaines espèces animales, ces études ne permettent pas de conclure que son impact sur la faune est important (Le groupe Phragmites, 2012 ; Gagnon-Lupien *et al.*, 2015 ; Tougas-Tellier *et al.*, 2015). Il est possible qu'au Québec, le nombre et l'étendu

des populations de roseau commun n'aient pas encore atteint un seuil au-delà duquel les effets sont davantage perceptibles (Gagnon Lupien *et al.*, 2015 ; Le groupe Phragmites, 2012).

2.5.3 Effet des milieux et des routes sur l'activité des chauves-souris insectivores

Conformément à notre hypothèse, les milieux aquatiques (regroupant les lacs, mares, réservoirs, cours d'eau et plans d'eau) et les milieux forestiers ont augmenté l'activité globale des chauves-souris insectivores au Québec, dans un rayon de 1 000 et 2 000 m autour des milieux humides, dont celle du complexe grande chauve-souris brune/chauve-souris argentée (Figure 2.6). Les zones en bordure des plans d'eau et les forêts supportent des densités élevées d'insectes (Straka *et al.*, 2016 ; Von Hirschheydt *et al.*, 2020). Les milieux aquatiques fournissent également de l'eau, une ressource essentielle pour les chauves-souris, qui ont régulièrement besoin de s'abreuver (Straka *et al.*, 2016 ; Moore et Best, 2018 ; Von Hirschheydt *et al.*, 2020). Sa proximité peut d'ailleurs être un élément particulièrement important dans la sélection de l'aire d'alimentation pour les chauves-souris gravides ou en lactation (Tremblay et Jutras, 2010). Quant aux structures d'arbres, de nombreuses espèces de chauves-souris, dont notamment toutes celles présentes au Québec, les utilisent pour gîter (Tremblay et Jutras, 2010 ; Kasso et Balakrishnan, 2013). C'est le cas de la chauve-souris argentée, mais aussi de la chauve-souris cendrée et de la chauve-souris rousse, qui sont étroitement associées à ces structures (Barclay, 1985 ; Tremblay et Jutras, 2010). La grande chauve-souris brune utilise les arbres, mais peut également utiliser les bâtiments et les structures rocheuses (Tremblay et Jutras, 2010). Finalement, les arbres servent aussi de repères pour l'orientation ainsi que d'abris contre le vent et les prédateurs (Straka *et al.*, 2016).

Comme attendu, nos résultats ont démontré que les routes à forte circulation diminuent l'activité globale des chauves-souris insectivores du Québec, dans un rayon de 200 m aux alentours des milieux humides (Figure 2.6). Ceci est cohérent avec l'étude de Kitzes et Merenlender (2014). Ces derniers ont observé un effet négatif des routes, dans un rayon de 300 m, sur l'activité de 3 espèces de chauves-souris présentes en Californie mais également au Québec, soit la chauve-souris cendrée, la grande chauve-souris brune, et la chauve-souris argentée. Les routes constituent une menace pour les proies des chauves-souris insectivores, avec des nombres astronomiques d'insectes volants tués par les véhicules (Martin *et al.*, 2018). De plus, les lumières, les bruits et la pollution chimique peuvent avoir pour effet d'éloigner les chauves-souris à proximité des routes (Altringham et Kerth, 2016). Certaines espèces, telles que la grande chauve-souris brune, bénéficient des lumières artificielles, qui attirent les insectes (Agosta, 2002). Cependant, de nombreuses espèces de chauves-souris, dont certaines *Myotis*, les évitent (Rowse *et al.*,

2016). La pollution sonore associée aux routes pourrait réduire l'efficacité des chauves-souris à s'alimenter, en limitant leur capacité à localiser leurs proies et à s'orienter par écholocation (Fensome et Mathews, 2016). Les routes peuvent également avoir un effet négatif sur l'activité des chauves-souris, en limitant leurs mouvements et en étant la cause de mortalités dues aux collisions (Berthinussen et Altringham, 2012 ; Moretto et Francis, 2017 ; Claireau *et al.*, 2019). Au Québec, certaines espèces de chauves-souris pourraient être particulièrement affectées par les routes. Les espèces adaptées à la chasse dans les zones fermées, telles que certaines *Myotis*, ont tendance à voler à plus faible vitesse et hauteur du sol, et peuvent donc être plus vulnérables à l'effet barrière des routes et aux collisions avec les véhicules (Altringham et Kerth, 2016).

CHAPITRE 3

CONCLUSION GÉNÉRALE

Le but principal de notre étude était d'examiner l'effet du roseau commun (*Phragmites australis*), une plante exotique envahissante des milieux humides, sur les chauves-souris insectivores. En comparant des sites envahis avec des sites témoins, nous avons déterminé l'effet du roseau commun sur l'activité des chauves-souris du Québec, mesurée à l'aide de détecteurs acoustiques, et sur le nombre de leurs proies (les insectes volants nocturnes), récoltés au moyen de pièges lumineux. Nos résultats ont révélé que l'envahissement des milieux humides par le roseau commun n'affecte pas l'activité globale des chauves-souris insectivores, et ce malgré qu'il réduise de moitié le nombre de leurs proies dans ces milieux. La mise en place de mesures de lutte contre le roseau commun ne semble donc pas être une stratégie efficace pour la conservation des chauves-souris. Ces mesures peuvent cependant être bénéfiques pour d'autres espèces animales consommatrices d'insectes.

Notre étude a également évalué l'importance relative de menaces déjà identifiées sur les chauves-souris, telles que la perte des habitats forestiers, l'agriculture, l'urbanisation et les infrastructures routières. Pour y parvenir, nous avons caractérisé les milieux naturels et anthropiques situés aux alentours des sites dans lesquels l'activité des chauves-souris avait été mesurée. Nos résultats ont rappelé le danger que représentent la perte, la dégradation et la fragmentation des habitats naturels, ainsi que les infrastructures routières. Ils peuvent donc servir à encourager la mise en place de mesures visant à protéger les milieux naturels et à atténuer les effets négatifs des routes. Il s'agit par exemple d'attribuer des statuts d'aires protégées, de conclure des ententes avec les propriétaires privés, ou encore d'installer des corridors écologiques.

Des recherches visant à mieux connaître l'effet du roseau commun et des routes sur les chauves-souris au Québec pourraient être réalisées dans le futur. Dans notre étude, le complexe grande chauve-souris brune/chauve-souris argentée, regroupant deux espèces pouvant être difficiles à distinguer acoustiquement, a été responsable de la plupart des passages. Les autres espèces ou complexes d'espèces considérés, soit la chauve-souris cendrée, la pipistrelle de l'Est, la chauve-souris rousse et le complexe *Myotis*, comprenant la chauve-souris nordique, la petite chauve-souris brune et la pipistrelle de l'Est, n'ont pas été suffisamment détectées pour permettre d'effectuer des analyses spécifiques les concernant. Toutes les chauves-souris du Québec, à l'exception de la grande chauve-souris brune, sont désignées

menacées ou vulnérables au Québec et/ou en voie de disparition au Canada, et sont donc rares. L'activité de ces chauves-souris devrait donc être enregistrée sur un plus grand nombre de nuits. Nous recommandons l'utilisation d'une méthode d'identification acoustique plus discriminatoire que celle employée dans notre étude afin de permettre une meilleure distinction entre les espèces. Par rapport au format d'enregistrement utilisé, le mode « full spectrum » est à privilégier.

Par ailleurs, le roseau commun pourrait affecter l'activité d'autres espèces de chauves-souris présentes en Amérique du Nord que celles du Québec. De plus, les connaissances sur l'impact des routes sur les chauves-souris sont, de manière générale, assez restreintes. La distance de l'impact des routes ou encore l'effet des lumières artificielles, des bruits et de la pollution chimique associées à ces infrastructures sont peu documentés, et nécessitent donc un intérêt particulier.

Finalement, il est essentiel que des études examinant l'impact d'autres plantes envahissantes sur les chauves-souris soient menées. En se basant sur nos résultats concernant le roseau commun, nous émettons l'hypothèse que ces plantes ne représentent pas, dans les zones continentales, une menace importante pour les chauves-souris.

ANNEXE A

DÉFINITIONS DES DIFFÉRENTS TYPES DE MILIEUX HUMIDES (MARAIS, MARÉCAGE ET TOURBIÈRE) PROPOSÉES PAR LACHANCE ET AL. (2021)

Milieu humide	Définition
Marais	Surface de terrain inondée de façon permanente ou temporaire et dominée par une végétation herbacée croissant sur un sol minéral ou organique et comportant, le cas échéant, des arbustes et des arbres sur moins de 25 % de sa superficie.
Marécage	Surface de terrain soumise à des inondations saisonnières ou caractérisée par un sol saturé en eau de façon permanente ou temporaire et comportant une végétation ligneuse, arbustive ou arborescente croissant sur un sol minéral couvrant plus de 25 % de sa superficie.
Tourbière	Surface de terrain recouverte de tourbe, résultant de l'accumulation de matière organique partiellement décomposée, laquelle atteint une épaisseur minimale de 30 cm, dont la nappe phréatique est habituellement au même niveau que le sol ou près de sa surface.

ANNEXE B

RÉSULTATS DES TESTS-T APPARIÉS COMPARANT LA VISIBILITÉ DES PIÈGES À INSECTES DANS LES SITES HUMIDES TÉMOINS (N = 10) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 10)

Variable	Rayon	Résultats	Moyenne Témoin	Moyenne Envahi
Visibilité des pièges	10 m	t(9) = 0,81 ; p = 0,44	-3 (± 4)	-4 (± 5)
	20 m	t(9) = 0,98 ; p = 0,35	-2 (± 3)	-3 (± 4)
	30 m	t(9) = 0,63 ; p = 0,55	-2 (± 2)	-3 (± 4)

Pour évaluer la visibilité des pièges à insectes (hauteur du piège - hauteur moyenne de la végétation), nous avons déterminé la hauteur moyenne de la végétation dans des cercles concentriques de 10, 20 et 30 m de rayon autour du point d'échantillonnage de chacun des sites témoins (n = 10) et envahis par le roseau commun (n = 10). Les données de la hauteur de la végétation ont été obtenues avec le logiciel ArcGISPro (v.2.9), en utilisant les informations sur la hauteur de la canopée du MFFP (2020a). La visibilité des pièges à insectes entre les sites témoins et les sites envahis par le roseau commun a été testée sur R (v.4.2.0), à l'aide de tests-t appariés, en utilisant la fonction `t_test` (du package `rstatix` v.0.7.0).

ANNEXE C

PARAMÈTRES DES DÉTECTEURS ACOUSTIQUES (ANABAT SWIFT) UTILISÉS AFIN DE MESURER L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC

Paramètre	Anabat Swift
Sensibilité	16
Fréquence minimale	16 kHz
Fréquence maximale	160 kHz
Durée minimale du signal	1 ms
Fenêtre de déclenchement	5 s
Mode d'enregistrement	ZC
Fréquence d'échantillonnage	320 k
Taille maximale du fichier	15 s
Ratio de division	8
Filtre HP analogique	Oui
Préfixe du nom de fichier	Oui
Fuseau horaire	UTC-4
Coupure du courant externe	10,8 V
Enregistrement des capteurs	Planifié
Debug Log	Non
Forcer l'écran On	Non

ANNEXE D

DESCRIPTION DES CATÉGORIES DE MILIEUX PROPOSÉES PAR LE MDDELCC (2015) AFIN DE DÉCRIRE L'UTILISATION GÉNÉRALE DU TERRITOIRE QUÉBÉCOIS

Milieu	Description
Humide	Les milieux humides regroupent les marais, les marécages et les tourbières.
Aquatique	Les milieux aquatiques regroupent les lacs, les mares, les réservoirs, les cours d'eau, ainsi que les eaux salées et saumâtres.
Forestier	Les milieux forestiers regroupent les arbustives ainsi que les forêts de conifères, les forêts de feuillus et les forêts mixtes.
Agricole	Les milieux agricoles regroupent les friches, les prairies, les pâturages, les jachères, les gazonnières, ainsi que les cultures de plantes utilisées pour l'alimentation, telles que plusieurs céréales (e.g. l'orge, l'avoine, et le blé), oléagineux (e.g. le canola, le colza et le tournesol), légumes (e.g. les carottes et les cucurbitacées), fruits (e.g. les bleuets et les canneberges) et fines herbes.
Anthropique	Les milieux anthropiques regroupent les zones considérées comme étant développées, urbaines, industrielles ou commerciales. Ces milieux comprennent des éléments tels que les parcs, les terrains de sport, les routes, les chemins, les aéroports, les zones d'extraction (e.g. les carrières et les mines), les dépotoirs, ainsi que les lignes de transmissions et de transport d'énergie.

ANNEXE E

DÉFINITIONS DES CLASSES DE ROUTES CONSIDÉRÉES DANS NOTRE ÉTUDE, PROPOSÉES PAR ADRESSES QUÉBEC (2021)

Route	Définition
Autoroute	Les autoroutes sont définies comme des voies de circulation rapide à accès limité ne comportant, sauf exception, aucun croisement à niveau. Elles sont numérotées de 1 à 99 et de 401 à 999.
Nationale	Les routes nationales comprennent les grands axes interrégionaux et extra provinciaux, les liaisons entre les agglomérations urbaines principales (généralement de 25 000 habitants et plus), les corridors touristiques majeurs de même que les accès aux aéroports, ports et traverses maritimes d'importance internationale ou nationale.
Régionale	Les routes régionales comprennent les liaisons entre les agglomérations urbaines secondaires (généralement de 5 000 à 25 000 habitants) de même qu'entre celles-ci et les agglomérations urbaines principales, les liaisons des centres ruraux (moins de 5 000 habitants) à caractère industriel, les accès aux stations touristiques majeures de même qu'aux aéroports, ports et traverses maritimes d'importance régionale. Les routes servant de seconde liaison entre deux agglomérations urbaines principales peuvent également faire partie de cette classe.
Collectrice municipale	Les routes collectrices comprennent les liens entre les centres ruraux (petites agglomérations de moins de 5 000 habitants), ainsi qu'entre des concentrations de population et le centre rural le plus proche. Elles servent habituellement à la circulation de transit, à la desserte des propriétés adjacentes ou à l'accès à des équipements locaux importants (parcs industriels, aéroports locaux, CLSC, etc.). En milieu urbain, les circuits d'autobus les empruntent généralement. Les intersections sont gérées par des feux de circulation ou des arrêts.
Collectrice de transit	Les routes collectrices comprennent les liaisons des centres ruraux (moins de 5 000 habitants) aux agglomérations urbaines et aux dessertes maritimes ou aériennes en région éloignée, de même que les principaux accès aux parcs gouvernementaux et aux stations touristiques d'importance régionale. Les routes servant de seconde liaison entre deux agglomérations urbaines secondaires peuvent également faire partie de cette classe.
Locale	Route dont la fonction principale est de desservir les zones résidentielles et de donner accès aux propriétés. La classe des routes locales est divisée en différents niveaux, sur la base de critères tels que la situation géographique (milieu rural ou milieu urbain), le rôle de liaison entre différentes localités, etc. En principe, les routes locales sont reliées aux routes collectrices ou aux artères. Les intersections sont gérées par des arrêts.
Artère	Les artères sont des voies permettant la circulation de transit sur une longue distance ou la desserte de propriétés adjacentes. Elles

	<p>comprennent des routes dont la chaussée comporte souvent quatre voies, les intersections sont souvent gérées par des feux de circulation, les circuits principaux d'autobus y circulent et sont des liens entre différents quartiers d'une agglomération.</p>
--	--

ANNEXE F

RÉSULTATS DU MODÈLE LINÉAIRE GÉNÉRALISÉ À EFFETS MIXTES TESTANT L'EFFET DU ROSEAU COMMUN (SITE ENVAHI OU TÉMOIN) SUR LE NOMBRE TOTAL D'INSECTES VOLANTS NOCTURNES RÉCOLTÉS DANS LES SITES HUMIDES TÉMOINS (N = 10) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 10)

Nombre de tous les insectes ~ Présence du roseau + (1 Observation) + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (\pm s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	3,69 (\pm 0,25)	14,84	< 2e-16
Présence du roseau <i>Envahi</i>	-0,75 (\pm 0,25)	-3,02	0,003
Effets aléatoires	Variance (\pm s.d.)		
Observation	0,21 (\pm 0,45)		
Site	0,22 (\pm 0,47)		
Nuit	0,48 (\pm 0,69)		

ANNEXE G

RÉSULTATS DES MODÈLES LINÉAIRES GÉNÉRALISÉS À EFFETS MIXTES TESTANT L'EFFET DU ROSEAU COMMUN (SITE ENVAHI OU TÉMOIN) SUR LE NOMBRE D'INSECTES VOLANTS NOCTURNES RÉCOLTÉS DANS LES SITES HUMIDES TÉMOINS (N = 10) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 10), SELON LEURS ORDRES TAXONOMIQUES

A) Nombre de diptères ~ Présence du roseau + (1 Observation) + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (± s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	2,46 (± 0,28)	8,80	< 2e-16
Présence du roseau <i>Envahi</i>	-0,41 (± 0,22)	-1,84	0,065
Effets aléatoires	Variance (± s.d.)		
Observation	0,22 (± 0,47)		
Site	0,13 (± 0,36)		
Nuit	0,80 (± 0,89)		
B) Nombre de coléoptères ~ Présence du roseau + (1 Observation) + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (± s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	1,91 (± 0,47)	4,05	5,17e-05
Présence du roseau <i>Envahi</i>	-1,31 (± 0,46)	-2,83	0,005
Effets aléatoires	Variance (± s.d.)		
Observation	0,53 (± 0,73)		
Site	0,75 (± 0,87)		
Nuit	1,78 (± 1,33)		
C) Nombre de lépidoptères ~ Présence du roseau + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (± s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	1,67 (± 0,26)	6,36	2,04e-10
Présence du roseau <i>Envahi</i>	-0,68 (± 0,32)	-2,16	0,031
Effets aléatoires	Variance (± s.d.)		
Site	0,41 (± 0,64)		
Nuit	0,30 (± 0,55)		
D) Nombre de trichoptères ~ Présence du roseau + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (± s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	-1,37 (± 1,01)	-1,35	0,176
Présence du roseau <i>Envahi</i>	-0,55 (± 0,89)	-0,62	0,532
Effets aléatoires	Variance (± s.d.)		
Site	2,77 (± 1,66)		
Nuit	5,09 (± 2,25)		
E) Nombre de homoptères ~ Présence du roseau + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (± s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	0,80 (± 0,39)	2,04	0,041

Présence du roseau <i>Envahi</i>	-1,71 (± 0,56)	-3,05	0,002
Effets aléatoires	Variance (± s.d.)		
Site	1,09 (± 1,04)		
Nuit	0,28 (± 0,53)		
F) Nombre de hyménoptères ~ Présence du roseau + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (± s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	0,38 (± 0,28)	1,36	0,173
Présence du roseau <i>Envahi</i>	-0,06 (± 0,34)	-0,18	0,859
Effets aléatoires	Variance (± s.d.)		
Site	0,36 (± 0,60)		
Nuit	0,25 (± 0,50)		

ANNEXE H

RÉSULTATS DES MODÈLES LINÉAIRES GÉNÉRALISÉS À EFFETS MIXTES TESTANT L'EFFET DU ROSEAU COMMUN (SITE ENVAHI OU TÉMOIN) SUR LE NOMBRE D'INSECTES VOLANTS NOCTURNES RÉCOLTÉS DANS LES SITES HUMIDES TÉMOINS (N = 10) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 10), SELON LEURS CLASSES DE TAILLES

A) Nombre d'insectes de 2 mm ou moins ~ Présence du roseau + (1 Observation) + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (± s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	2,09 (± 0,30)	7,06	1,64e-12
Présence du roseau <i>Envahi</i>	-0,49 (± 0,38)	-1,28	0,202
Effets aléatoires	Variance (± s.d.)	Valeur p	
Observation	0,60 (± 0,77)	-	
Site	0,46 (± 0,68)	0,017	
Nuit	0,23 (± 0,48)	0,124	
B) Nombre d'insectes mesurant entre 3 et 5 mm ~ Présence du roseau + (1 Observation) + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (± s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	2,57 (± 0,34)	7,53	4,87e-14
Présence du roseau <i>Envahi</i>	-1,12 (± 0,37)	-3,04	0,002
Effets aléatoires	Variance (± s.d.)		
Observation	0,24 (± 0,49)		
Site	0,53 (± 0,73)		
Nuit	0,77 (± 0,88)		
C) Nombre d'insectes mesurant entre 6 et 12 mm ~ Présence du roseau + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (± s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	2,36 (± 0,27)	8,66	< 2e-16
Présence du roseau <i>Envahi</i>	-0,48 (± 0,25)	-1,90	0,057
Effets aléatoires	Variance (± s.d.)		
Site	0,27 (± 0,52)		
Nuit	0,64 (± 0,80)		
D) Nombre d'insectes mesurant 13 mm ou plus ~ Présence du roseau + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (± s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	0,07 (± 0,38)	0,19	0,852
Présence du roseau <i>Envahi</i>	-0,22 (± 0,46)	-0,47	0,636
Effets aléatoires	Variance (± s.d.)		
Site	0,73 (± 0,85)		
Nuit	0,42 (± 0,65)		

ANNEXE I

RÉSULTATS DU MODÈLE LINÉAIRE GÉNÉRALISÉ À EFFETS MIXTES TESTANT L'EFFET DU ROSEAU COMMUN (SITE ENVAHI OU TÉMOIN), DES MILIEUX ET DES ROUTES SUR LE NOMBRE TOTAL DE PASSAGES EFFECTUÉS PAR LES CHAUVES-SOURIS AU QUÉBEC, DANS LES SITES HUMIDES TÉMOINS (N = 14) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14)

Nombre de passages de toutes les chauves-souris ~ Présence du roseau + Superficie des milieux aquatiques (r = 1000 m) + Superficie des milieux forestiers (r = 2000 m) + Longueur des routes majeures (r = 200 m) + (1 Observation) + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (\pm s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	2,66 (\pm 0,27)	9,87	< 2e-16
Présence du roseau <i>Envahi</i>	0,47 (\pm 0,31)	1,52	0,128
Superficie des milieux aquatiques (r = 1000 m)	0,70 (\pm 0,18)	3,99	6,49e-05
Superficie des milieux forestiers (r = 2000 m)	0,54 (\pm 0,16)	3,38	0,001
Longueur des routes majeures (r = 200 m)	-0,33 (\pm 0,16)	-2,07	0,038
Effets aléatoires	Variance (\pm s.d.)		
Observation	0,89 (\pm 0,94)		
Site	0,42 (\pm 0,65)		
Nuit	0,96 (\pm 0,98)		

Les variables de superficie et de longueur ont été standardisées.

ANNEXE J

RÉSULTATS DU MODÈLE LINÉAIRE GÉNÉRALISÉ À EFFETS MIXTES TESTANT L'EFFET DU ROSEAU COMMUN (SITE ENVAHI OU TÉMOIN), DES MILIEUX ET DES ROUTES SUR LE NOMBRE TOTAL DE PASSAGES EFFECTUÉS PAR LE COMPLEXE GRANDE CHAUVE-SOURIS BRUNE/CHAUVE-SOURIS ARGENTÉE, DANS LES SITES HUMIDES TÉMOINS (N = 14) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14)

Nombre de passages du complexe Grande brune/Argentée ~ Présence du roseau + Superficie des milieux anthropiques (r = 100 m) + Superficie des milieux aquatiques (r = 1000 m) + Superficie des milieux forestiers (r = 2000 m) + Longueur des routes majeures (r = 200 m) + (1 Observation) + (1 Site) + (1 Nuit)			
Effets fixes	Estimé (\pm s.e.)	Valeur z	Pr(> z)
(Intercept)	2,30 (\pm 0,29)	7,84	4,63e-15
Présence du roseau <i>Envahi</i>	0,39 (\pm 0,34)	1,13	0,260
Superficie des milieux anthropiques (r = 100 m)	-0,28 (\pm 0,19)	-1,47	0,143
Superficie des milieux aquatiques (r = 1000 m)	0,78 (\pm 0,19)	4,04	5,25e-05
Superficie des milieux forestiers (r = 2000 m)	0,47 (\pm 0,18)	2,67	0,008
Longueur des routes majeures (r = 200 m)	-0,21 (\pm 0,20)	-1,07	0,285
Effets aléatoires	Variance (\pm s.d.)		
Observation	1,12 (\pm 1,06)		
Site	0,49 (\pm 0,70)		
Nuit	1,05 (\pm 1,03)		

Les variables de superficie et de longueur ont été standardisées.

APPENDICE A

DONNÉES SUR LA VISIBILITÉ DES PIÈGES À INSECTES LUMINEUX, ESTIMÉE À L'AIDE DE LA HAUTEUR DU PIÈGE DANS LES SITES TÉMOINS (N = 10) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 10) ET DE LA HAUTEUR MOYENNE DE LA VÉGÉTATION DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS AUTOUR DU PIÈGE

Site	Paire	Roseau	Visibilité du piège à insectes		
			r = 10 m	r = 20 m	r = 30 m
S01TR	S01	TR	0,56	0,48	0,46
S01TE	S01	TE	-0,48	-0,98	-0,77
S02TR	S02	TR	-2,73	-2,59	-2,4
S02TE	S02	TE	-0,37	-1,62	-2,87
S05TR	S05	TR	-1,63	-0,3	-0,09
S05TE	S05	TE	-4,07	-2,42	-3,05
S06TR	S06	TR	-11,21	-11,89	-9,82
S06TE	S06	TE	-6,32	-5,67	-4,08
S07TR	S07	TR	-8,57	-7,29	-6,03
S07TE	S07	TE	-8,72	-5,29	-3,58
S08TR	S08	TR	-11,3	-5,69	-5,06
S08TE	S08	TE	-9,97	-6,65	-6,15
S12TR	S12	TR	-0,19	0,05	0,18
S12TE	S12	TE	-2,08	-0,73	-0,37
S13TR	S13	TR	-2,05	-3,65	-3,83
S13TE	S13	TE	-0,06	0,07	-0,17
S15TR	S15	TR	-0,45	-0,79	-1,15
S15TE	S15	TE	-0,11	-0,34	-1,29
S16TR	S16	TR	1,17	1,34	1,49
S16TE	S16	TE	1,35	1,24	1,26

TR : Traitement (site envahi) ; TE : Témoin (site témoin)

APPENDICE B

DONNÉES SUR LE NOMBRE D'INSECTES VOLANTS NOCTURNES RÉCOLTÉS DURANT CHACUNE DES 60 NUITS D'ÉCHANTILLONNAGE, SELON LEURS ORDRES TAXONOMIQUES ET CLASSES DE TAILLES (EN MM), DANS LES SITES TÉMOINS (N = 10) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 10)

Nuit	Site	Paire	Roseau	Ordre taxonomique											Classe de tailles				Total
				DIP	COL	LEP	TRI	HOM	HYM	EPH	HEM	THY	NEU	PSO	≤ 2	3-5	6-12	≥ 13	
02/07/2020	S01TR	S01	TR	5	0	3	0	1	3	0	0	0	0	0	3	3	4	2	12
02/07/2020	S011TE	S01	TE	17	17	2	0	10	1	0	0	0	0	0	24	17	5	1	47
02/07/2020	S02TR	S02	TR	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2
02/07/2020	S02TE	S02	TE	13	23	1	0	2	5	0	0	0	0	0	24	17	3	0	44
03/07/2020	S01TR	S01	TR	6	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	5	0	8
03/07/2020	S011TE	S01	TE	2	0	1	0	6	1	0	0	0	0	0	2	7	1	0	10
03/07/2020	S02TR	S02	TR	0	0	2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	2	0	4
03/07/2020	S02TE	S02	TE	7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	5	2	1	0	8
04/07/2020	S01TR	S01	TR	4	2	2	0	1	2	0	0	0	0	0	5	4	2	0	11
04/07/2020	S011TE	S01	TE	8	5	3	0	3	0	0	0	0	0	0	8	7	4	0	19
04/07/2020	S02TR	S02	TR	4	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0	3	1	3	1	8
04/07/2020	S02TE	S02	TE	4	10	1	0	2	2	0	0	0	0	0	10	6	3	0	19
07/07/2020	S05TR	S05	TR	41	94	10	6	1	3	1	0	0	0	0	72	54	25	5	156
07/07/2020	S05TE	S05	TE	40	155	26	9	8	1	0	1	0	0	0	48	159	31	2	240
07/07/2020	S06TR	S06	TR	1	1	6	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	5	2	9
07/07/2020	S06TE	S06	TE	22	171	12	13	9	3	0	0	0	1	0	81	130	18	2	231
08/07/2020	S05TR	S05	TR	9	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	9	0	13
08/07/2020	S05TE	S05	TE	23	10	10	1	1	3	0	0	0	1	0	8	22	15	4	49
08/07/2020	S06TR	S06	TR	20	4	1	0	0	1	0	0	0	0	1	22	4	1	0	27
08/07/2020	S06TE	S06	TE	14	18	3	2	2	0	0	0	0	0	0	11	25	2	1	39
09/07/2020	S05TR	S05	TR	19	15	10	2	1	5	0	1	0	0	0	18	15	19	1	53
09/07/2020	S05TE	S05	TE	25	81	32	8	4	1	0	0	0	1	0	23	89	31	9	152

09/07/2020	S06TR	S06	TR	18	13	4	0	0	1	0	0	0	0	0	23	7	4	2	36
09/07/2020	S06TE	S06	TE	8	76	16	8	2	2	0	1	0	0	0	41	53	19	0	113
12/07/2020	S07TR	S07	TR	22	20	4	16	1	2	0	0	0	0	0	20	26	18	1	65
12/07/2020	S07TE	S07	TE	11	2	1	2	5	2	0	0	0	0	0	5	8	10	0	23
12/07/2020	S08TR	S08	TR	21	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	5	18	0	24
12/07/2020	S08TE	S08	TE	27	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	27	2	35
13/07/2020	S07TR	S07	TR	41	40	6	21	5	2	0	0	0	2	0	37	42	34	4	117
13/07/2020	S07TE	S07	TE	32	6	9	5	4	5	0	0	0	0	0	15	14	30	2	61
13/07/2020	S08TR	S08	TR	27	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	5	10	16	0	31
13/07/2020	S08TE	S08	TE	56	3	8	0	0	1	0	0	0	0	0	3	6	57	2	68
14/07/2020	S07TR	S07	TR	63	15	5	27	3	2	0	0	0	0	1	16	36	63	1	116
14/07/2020	S07TE	S07	TE	49	6	1	2	0	0	0	0	1	0	0	3	10	46	0	59
14/07/2020	S08TR	S08	TR	30	6	1	20	0	1	1	0	0	0	0	10	17	31	1	59
14/07/2020	S08TE	S08	TE	94	3	15	1	0	1	0	0	0	0	0	3	13	94	4	114
19/07/2020	S12TR	S12	TR	6	5	1	5	1	1	0	0	0	1	0	6	7	7	0	20
19/07/2020	S12TR	S12	TE	2	22	23	21	7	1	16	3	0	0	1	9	60	26	1	96
19/07/2020	S13TR	S13	TR	8	3	15	0	1	1	0	0	0	0	0	6	11	10	1	28
19/07/2020	S13TE	S13	TE	8	38	4	7	0	0	0	0	0	0	0	9	42	6	0	57
20/07/2020	S12TR	S12	TR	0	5	3	0	0	1	0	0	0	0	0	4	1	3	1	9
20/07/2020	S12TR	S12	TE	5	23	42	0	12	2	0	0	0	0	1	9	45	29	2	85
20/07/2020	S13TR	S13	TR	2	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	7	1	10
20/07/2020	S13TE	S13	TE	2	5	8	0	2	1	0	0	0	0	0	3	7	8	0	18
21/07/2020	S12TR	S12	TR	2	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	4	1	8
21/07/2020	S12TR	S12	TE	0	0	11	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	12	0	13
21/07/2020	S13TR	S13	TR	1	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2	1	4
21/07/2020	S13TE	S13	TE	2	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	3	1	0	0	4
26/07/2020	S15TR	S15	TR	10	4	2	0	1	2	0	0	0	0	0	6	7	5	1	19
26/07/2020	S15TE	S15	TE	3	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2	3	0	0	5
26/07/2020	S16TR	S16	TR	3	0	4	0	4	1	0	1	0	0	0	1	7	4	1	13
26/07/2020	S16TE	S16	TE	22	13	4	0	5	1	0	0	1	0	0	32	11	2	1	46
27/07/2020	S15TR	S15	TR	14	1	2	0	0	1	0	1	1	0	0	5	4	11	0	20
27/07/2020	S15TE	S15	TE	25	3	6	0	1	2	0	0	0	0	1	8	10	18	2	38
27/07/2020	S16TR	S16	TR	7	0	2	0	0	5	0	0	1	0	0	2	1	6	6	15

27/07/2020	S16TE	S16	TE	35	3	7	0	5	13	0	0	0	0	0	25	6	19	13	63
28/07/2020	S15TR	S15	TR	17	2	0	1	0	2	0	0	1	0	0	10	7	6	0	23
28/07/2020	S15TE	S15	TE	4	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	4	3	10
28/07/2020	S16TR	S16	TR	6	1	5	0	1	6	0	0	1	0	0	7	3	5	5	20
28/07/2020	S16TE	S16	TE	25	16	3	1	17	22	0	1	1	1	0	30	27	11	19	87

DIP : Diptera ; COL : Coleoptera ; LEP : Lepidoptera ; TRI : Trichoptera ; HOM : Homoptera ; HYM : Hymenoptera ; EPH : Ephemeroptera ; HEM : Hemiptera ; THY : Thysanoptera ; NEU : Neuroptera ; PSO : Psocoptera.

APPENDICE C

DONNÉES SUR LE NOMBRE DE PASSAGES EFFECTUÉS PAR LES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC DURANT CHACUNE DES 180 NUITS D'ENREGISTREMENT AUX BONNES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES, DANS LES SITES TÉMOINS (N = 14) ET ENVAHIS PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14)

Nuit	Site	Paire	Roseau	EPFU/LANO	LACI	<i>Myotis</i> spp.	PESU	LABO	Spp.	Total
02/07/2020	S01TE	S01	TE	0	0	0	0	0	0	0
04/07/2020	S01TE	S01	TE	20	0	0	0	0	5	25
05/07/2020	S01TE	S01	TE	18	1	0	0	0	7	26
04/06/2020	S01TE	S01	TE	63	0	0	0	0	4	67
03/06/2020	S01TE	S01	TE	30	0	0	0	0	11	41
03/07/2020	S01TE	S01	TE	3	0	0	0	0	1	4
02/07/2020	S01TR	S01	TR	10	0	0	0	0	5	15
03/07/2020	S01TR	S01	TR	4	0	0	0	0	6	10
05/07/2020	S01TR	S01	TR	7	0	0	0	0	5	12
03/06/2020	S01TR	S01	TR	9	0	0	0	0	9	18
04/07/2020	S01TR	S01	TR	5	0	0	0	0	5	10
04/06/2020	S01TR	S01	TR	8	1	0	0	0	9	18
05/07/2020	S02TE	S02	TE	48	1	0	0	0	5	54
03/07/2020	S02TE	S02	TE	42	2	0	1	0	2	47
02/07/2020	S02TE	S02	TE	68	0	0	1	1	6	76
04/07/2020	S02TE	S02	TE	71	2	0	0	0	6	79
05/07/2020	S02TR	S02	TR	13	0	0	0	0	6	19
03/07/2020	S02TR	S02	TR	24	0	0	0	0	9	33
04/07/2020	S02TR	S02	TR	21	0	0	0	0	3	24
02/07/2020	S02TR	S02	TR	15	1	0	0	0	5	21
03/06/2020	S03TE	S03	TE	31	3	0	0	0	5	39
05/07/2020	S03TE	S03	TE	187	1	0	0	0	10	198
03/07/2020	S03TE	S03	TE	147	0	0	0	0	6	153
04/06/2020	S03TE	S03	TE	16	0	0	0	0	3	19

04/07/2020	S03TE	S03	TE	150	0	0	0	0	8	158
05/07/2020	S03TR	S03	TR	10	1	0	0	0	3	14
03/07/2020	S03TR	S03	TR	31	1	0	0	0	7	39
03/06/2020	S03TR	S03	TR	5	0	0	0	0	3	8
04/06/2020	S03TR	S03	TR	19	0	0	0	0	3	22
04/07/2020	S03TR	S03	TR	44	1	0	0	0	4	49
06/06/2020	S04TE	S04	TE	20	0	0	0	0	3	23
03/06/2020	S04TE	S04	TE	18	3	0	0	0	0	21
04/06/2020	S04TE	S04	TE	22	3	0	0	0	4	29
03/06/2020	S04TR	S04	TR	19	0	0	0	0	8	27
04/06/2020	S04TR	S04	TR	23	1	0	0	0	7	31
06/06/2020	S04TR	S04	TR	13	0	0	0	0	10	23
07/06/2020	S05TE	S05	TE	4	0	0	0	0	0	4
09/07/2020	S05TE	S05	TE	22	1	0	0	0	13	36
10/07/2020	S05TE	S05	TE	20	0	0	0	0	12	32
09/06/2020	S05TE	S05	TE	0	0	0	0	0	0	0
08/07/2020	S05TE	S05	TE	19	0	0	0	0	6	25
10/06/2020	S05TE	S05	TE	0	0	0	0	0	2	2
08/06/2020	S05TE	S05	TE	0	0	0	0	0	3	3
11/06/2020	S05TE	S05	TE	0	0	0	0	0	0	0
09/06/2020	S05TR	S05	TR	4	0	0	0	0	0	4
07/06/2020	S05TR	S05	TR	0	0	0	0	0	0	0
09/07/2020	S05TR	S05	TR	28	3	0	0	0	11	42
08/06/2020	S05TR	S05	TR	3	1	0	0	0	2	6
10/07/2020	S05TR	S05	TR	25	1	1	0	0	3	30
10/06/2020	S05TR	S05	TR	8	1	0	0	0	3	12
11/06/2020	S05TR	S05	TR	6	1	0	0	0	1	8
08/07/2020	S05TR	S05	TR	43	0	1	0	0	3	47
15/06/2020	S06TE	S06	TE	0	0	0	0	0	0	0
10/07/2020	S06TE	S06	TE	210	2	1	0	0	47	260
16/06/2020	S06TE	S06	TE	0	0	0	0	0	0	0
14/06/2020	S06TE	S06	TE	0	0	0	0	0	0	0
08/07/2020	S06TE	S06	TE	114	0	0	0	0	11	125

09/07/2020	S06TE	S06	TE	136	0	1	0	0	24	161
13/06/2020	S06TE	S06	TE	0	0	0	0	0	0	0
17/06/2020	S06TE	S06	TE	0	0	0	0	0	0	0
10/07/2020	S06TR	S06	TR	196	0	0	0	0	18	214
09/07/2020	S06TR	S06	TR	91	0	0	0	0	20	111
14/06/2020	S06TR	S06	TR	0	0	0	0	0	2	2
15/06/2020	S06TR	S06	TR	5	0	0	0	0	1	6
08/07/2020	S06TR	S06	TR	40	0	0	0	0	11	51
16/06/2020	S06TR	S06	TR	7	0	0	0	0	3	10
13/06/2020	S06TR	S06	TR	0	0	0	0	0	0	0
17/06/2020	S06TR	S06	TR	3	0	0	0	0	2	5
09/06/2020	S07TE	S07	TE	27	0	0	0	0	7	34
07/06/2020	S07TE	S07	TE	108	0	0	0	0	9	117
11/06/2020	S07TE	S07	TE	44	0	1	0	0	9	54
14/07/2020	S07TE	S07	TE	30	4	0	0	0	5	39
08/06/2020	S07TE	S07	TE	68	0	0	0	0	5	73
12/07/2020	S07TE	S07	TE	109	0	0	0	0	11	120
15/07/2020	S07TE	S07	TE	39	2	0	0	0	6	47
13/07/2020	S07TE	S07	TE	69	0	0	0	0	9	78
08/06/2020	S07TR	S07	TR	365	1	0	0	0	17	383
14/07/2020	S07TR	S07	TR	0	0	10	0	0	7	17
07/06/2020	S07TR	S07	TR	53	0	0	0	0	15	68
11/06/2020	S07TR	S07	TR	244	0	0	0	0	21	265
13/07/2020	S07TR	S07	TR	4	0	0	0	0	6	10
12/07/2020	S07TR	S07	TR	11	0	0	0	0	4	15
15/07/2020	S07TR	S07	TR	2	0	3	0	0	8	13
09/06/2020	S07TR	S07	TR	119	1	0	0	0	13	133
08/06/2020	S08TE	S08	TE	29	0	0	0	0	4	33
13/07/2020	S08TE	S08	TE	28	2	0	0	0	2	32
11/06/2020	S08TE	S08	TE	53	1	0	0	0	3	57
07/06/2020	S08TE	S08	TE	11	0	0	0	0	1	12
12/07/2020	S08TE	S08	TE	28	0	0	0	0	2	30
14/07/2020	S08TE	S08	TE	15	0	0	0	0	10	25

15/07/2020	S08TE	S08	TE	18	3	0	0	0	5	26
09/06/2020	S08TE	S08	TE	15	0	0	0	0	5	20
07/06/2020	S08TR	S08	TR	10	0	0	0	0	4	14
12/07/2020	S08TR	S08	TR	65	0	0	0	0	37	102
11/06/2020	S08TR	S08	TR	6	0	0	0	0	9	15
09/06/2020	S08TR	S08	TR	4	0	0	0	0	5	9
14/07/2020	S08TR	S08	TR	29	1	0	0	0	13	43
08/06/2020	S08TR	S08	TR	10	0	0	0	0	8	18
15/07/2020	S08TR	S08	TR	63	0	0	0	0	23	86
13/07/2020	S08TR	S08	TR	59	0	0	0	0	35	94
15/06/2020	S11TE	S11	TE	0	0	0	0	0	0	0
21/07/2020	S11TE	S11	TE	6	0	0	0	0	2	8
16/06/2020	S11TE	S11	TE	0	0	0	0	0	0	0
13/06/2020	S11TE	S11	TE	0	0	0	0	0	0	0
17/06/2020	S11TE	S11	TE	0	0	0	0	0	0	0
14/06/2020	S11TE	S11	TE	0	0	0	0	0	0	0
20/07/2020	S11TE	S11	TE	0	0	0	0	0	0	0
23/07/2020	S11TE	S11	TE	5	0	0	0	0	3	8
19/07/2020	S11TE	S11	TE	0	0	0	0	0	0	0
16/06/2020	S11TR	S11	TR	2	1	0	0	0	1	4
17/06/2020	S11TR	S11	TR	11	0	0	0	0	8	19
15/06/2020	S11TR	S11	TR	4	0	0	0	0	3	7
14/06/2020	S11TR	S11	TR	4	0	0	0	0	0	4
23/07/2020	S11TR	S11	TR	9	0	0	0	0	18	27
13/06/2020	S11TR	S11	TR	0	0	0	0	0	0	0
21/07/2020	S11TR	S11	TR	14	0	0	0	0	4	18
19/07/2020	S11TR	S11	TR	10	0	0	0	0	13	23
20/07/2020	S11TR	S11	TR	20	0	0	0	0	14	34
19/06/2020	S12TE	S12	TE	0	0	0	0	0	0	0
20/06/2020	S12TE	S12	TE	0	0	0	0	0	0	0
23/07/2020	S12TE	S12	TE	64	0	0	2	0	15	81
22/06/2020	S12TE	S12	TE	0	0	0	0	0	0	0
22/07/2020	S12TE	S12	TE	38	0	0	0	0	12	50

21/06/2020	S12TE	S12	TE	0	0	0	0	0	0	0
20/07/2020	S12TE	S12	TE	86	1	0	1	0	21	109
21/07/2020	S12TE	S12	TE	105	0	0	0	0	18	123
23/07/2020	S12TR	S12	TR	13	0	1	1	0	5	20
19/06/2020	S12TR	S12	TR	1	0	0	0	0	2	3
20/06/2020	S12TR	S12	TR	1	0	0	0	0	0	1
22/07/2020	S12TR	S12	TR	13	2	0	0	0	1	16
21/06/2020	S12TR	S12	TR	3	1	0	0	0	3	7
20/07/2020	S12TR	S12	TR	28	0	0	0	0	3	31
21/07/2020	S12TR	S12	TR	25	0	0	0	1	3	29
22/06/2020	S12TR	S12	TR	2	0	0	0	0	2	4
20/07/2020	S13TE	S13	TE	33	0	0	1	1	5	40
22/06/2020	S13TE	S13	TE	41	1	0	0	0	16	58
22/07/2020	S13TE	S13	TE	53	1	0	0	0	3	57
23/07/2020	S13TE	S13	TE	30	0	0	0	0	2	32
21/07/2020	S13TE	S13	TE	34	1	0	0	0	3	38
20/06/2020	S13TE	S13	TE	31	0	0	0	0	6	37
21/06/2020	S13TE	S13	TE	60	0	0	1	0	12	73
19/06/2020	S13TE	S13	TE	31	0	0	0	0	5	36
22/07/2020	S13TR	S13	TR	57	0	1	2	0	17	77
20/06/2020	S13TR	S13	TR	42	0	0	1	0	12	55
20/07/2020	S13TR	S13	TR	103	0	1	3	0	19	126
21/07/2020	S13TR	S13	TR	121	0	0	0	1	19	141
21/06/2020	S13TR	S13	TR	36	3	0	1	0	15	55
23/07/2020	S13TR	S13	TR	51	1	0	2	0	7	61
22/06/2020	S13TR	S13	TR	56	1	0	0	0	9	66
19/06/2020	S13TR	S13	TR	38	2	0	0	0	10	50
20/06/2020	S14TE	S14	TE	77	0	0	0	0	10	87
21/06/2020	S14TE	S14	TE	124	0	0	0	0	14	138
31/07/2020	S14TE	S14	TE	0	0	0	0	0	0	0
22/06/2020	S14TE	S14	TE	149	0	0	1	0	19	169
19/06/2020	S14TE	S14	TE	67	0	1	1	0	13	82
21/06/2020	S14TR	S14	TR	23	0	0	0	0	12	35

31/07/2020	S14TR	S14	TR	16	0	0	0	1	9	26
20/06/2020	S14TR	S14	TR	28	0	0	0	0	7	35
22/06/2020	S14TR	S14	TR	31	0	0	0	0	5	36
19/06/2020	S14TR	S14	TR	15	1	0	0	0	1	17
24/06/2020	S15TE	S15	TE	0	0	0	0	0	0	0
25/06/2020	S15TE	S15	TE	0	0	0	0	0	2	2
24/06/2020	S15TR	S15	TR	5	6	0	0	0	18	29
25/06/2020	S15TR	S15	TR	4	24	0	0	0	38	66
30/07/2020	S16TE	S16	TE	13	0	1	0	0	11	25
31/07/2020	S16TE	S16	TE	21	0	0	0	0	17	38
26/06/2020	S16TE	S16	TE	98	1	0	0	0	20	119
28/06/2020	S16TE	S16	TE	212	0	0	0	0	41	253
24/06/2020	S16TE	S16	TE	30	0	0	0	0	10	40
25/06/2020	S16TE	S16	TE	22	0	1	0	0	7	30
28/07/2020	S16TE	S16	TE	23	0	1	0	1	9	34
27/07/2020	S16TE	S16	TE	13	0	0	0	0	10	23
24/06/2020	S16TR	S16	TR	16	0	0	0	0	6	22
28/06/2020	S16TR	S16	TR	14	0	0	0	0	8	22
25/06/2020	S16TR	S16	TR	6	0	0	0	0	6	12
30/07/2020	S16TR	S16	TR	40	1	0	0	0	9	50
26/06/2020	S16TR	S16	TR	27	0	0	0	0	8	35
28/07/2020	S16TR	S16	TR	55	1	0	0	0	15	71
27/07/2020	S16TR	S16	TR	59	0	1	0	0	19	79
31/07/2020	S16TR	S16	TR	33	1	0	1	0	13	48

EPFU/LANO : Complexe grande chauve-souris brune (*Eptesicus fuscus*) / chauve-souris argentée (*Lasionycteris noctivagans*) ; LACI : la chauve-souris argentée (*Lasiurus cinereus*) ; *Myotis* spp. : Complexe *Myotis*, composé de la chauve-souris nordique (*Myotis septentrionalis*), de la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*) et de la chauve-souris pygmée de l'Est (*Myotis leibii*) ; PESU : la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*) ; LABO : la chauve-souris rousse (*Lasiurus borealis*).

APPENDICE D

DONNÉES SUR LES MILIEUX HUMIDES AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS SUPERFICIES RELATIVES (EN %) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS

Site	Paire	Roseau	Milieux humides				
			r = 100 m	r = 200 m	r = 500 m	r = 1 000 m	r = 2 000 m
S01TR	S01	TR	100	88	53	24	8
S01TE	S01	TE	100	70	48	22	8
S02TR	S02	TR	40	34	16	12	11
S02TE	S02	TE	52	38	11	10	10
S03TR	S03	TR	92	95	50	33	16
S03TE	S03	TE	17	8	5	5	18
S04TR	S04	TR	0	4	15	19	16
S04TE	S04	TE	3	13	19	20	14
S05TR	S05	TR	9	8	2	7	7
S05TE	S05	TE	26	11	9	8	7
S06TR	S06	TR	37	40	26	11	8
S06TE	S06	TE	77	59	31	14	8
S07TR	S07	TR	100	90	58	32	14
S07TE	S07	TE	46	49	50	30	23
S08TR	S08	TR	97	90	59	47	34
S08TE	S08	TE	66	68	54	49	29
S11TR	S11	TR	77	60	46	30	14
S11TE	S11	TE	100	95	62	37	17
S12TR	S12	TR	26	16	8	3	9
S12TE	S12	TE	17	9	5	5	5
S13TR	S13	TR	0	4	2	3	4
S13TE	S13	TE	34	10	2	3	6
S14TR	S14	TR	17	15	9	6	6
S14TE	S14	TE	52	28	8	4	6
S15TR	S15	TR	0	0	1	7	6
S15TE	S15	TE	43	24	6	3	5
S16TR	S16	TR	17	24	41	37	26
S16TE	S16	TE	72	60	70	44	23

APPENDICE E

DONNÉES SUR LES MILIEUX AQUATIQUES AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS SUPERFICIES RELATIVES (EN %) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS ET LA DISTANCE (EN M) ENTRE LE MILIEU AQUATIQUE LE PLUS PROCHE ET CHACUN DES POINTS D'ENREGISTREMENT

Site	Paire	Roseau	Milieux aquatiques					Distance
			r = 100 m	r = 200 m	r = 500 m	r = 1 000 m	r = 2 000 m	
S01TR	S01	TR	0	0	3	15	25	225
S01TE	S01	TE	0	0	1	15	23	401
S02TR	S02	TR	3	3	12	26	23	55
S02TE	S02	TE	0	2	11	20	22	100
S03TR	S03	TR	0	2	0	0	1	91
S03TE	S03	TE	0	0	0	14	15	345
S04TR	S04	TR	49	45	34	30	32	2
S04TE	S04	TE	57	44	34	30	32	0
S05TR	S05	TR	6	10	5	2	25	78
S05TE	S05	TE	20	14	7	2	29	20
S06TR	S06	TR	0	0	3	17	31	340
S06TE	S06	TE	0	0	3	24	38	387
S07TR	S07	TR	0	0	0	21	35	467
S07TE	S07	TE	0	8	22	32	43	88
S08TR	S08	TR	0	0	7	6	14	300
S08TE	S08	TE	0	0	14	24	44	242
S11TR	S11	TR	0	0	0	0	1	709
S11TE	S11	TE	0	0	0	0	0	395
S12TR	S12	TR	0	2	1	0	10	112
S12TE	S12	TE	6	4	13	19	12	54
S13TR	S13	TR	0	5	2	14	10	133
S13TE	S13	TE	3	2	1	11	10	84
S14TR	S14	TR	0	0	1	17	14	253
S14TE	S14	TE	0	0	2	17	13	228
S15TR	S15	TR	11	14	6	2	1	65
S15TE	S15	TE	3	9	2	1	0	44
S16TR	S16	TR	0	3	1	3	13	108
S16TE	S16	TE	0	1	0	13	33	83

APPENDICE F

DONNÉES SUR LES MILIEUX FORESTIERS AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS SUPERFICIES RELATIVES (EN %) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS ET LA DISTANCE (EN M) ENTRE LE MILIEU FORESTIER LE PLUS PROCHE ET CHACUN DES POINTS D'ENREGISTREMENT

Site	Paire	Roseau	Milieux forestiers					Distance
			r = 100 m	r = 200 m	r = 500 m	r = 1 000 m	r = 2 000 m	
S01TR	S01	TR	6	12	30	32	15	77
S01TE	S01	TE	0	30	34	31	14	115
S02TR	S02	TR	0	5	20	16	22	114
S02TE	S02	TE	46	38	14	17	24	3
S03TR	S03	TR	0	6	40	31	23	124
S03TE	S03	TE	0	0	11	22	26	213
S04TR	S04	TR	0	0	0	0	0	1833
S04TE	S04	TE	0	0	0	0	0	1010
S05TR	S05	TR	0	1	5	11	8	114
S05TE	S05	TE	3	4	10	16	7	70
S06TR	S06	TR	0	0	5	6	4	191
S06TE	S06	TE	0	9	13	6	4	94
S07TR	S07	TR	0	0	22	27	18	275
S07TE	S07	TE	0	0	2	4	8	216
S08TR	S08	TR	0	0	1	14	16	390
S08TE	S08	TE	0	1	9	15	12	95
S11TR	S11	TR	3	8	15	23	12	74
S11TE	S11	TE	0	0	5	10	12	198
S12TR	S12	TR	0	10	15	21	14	83
S12TE	S12	TE	9	19	32	22	18	54
S13TR	S13	TR	63	67	30	17	16	0
S13TE	S13	TE	54	65	26	16	16	10
S14TR	S14	TR	52	37	20	16	19	0
S14TE	S14	TE	49	42	28	19	18	3
S15TR	S15	TR	0	11	37	37	34	122
S15TE	S15	TE	11	11	28	27	25	30
S16TR	S16	TR	23	49	45	31	24	62
S16TE	S16	TE	0	0	0	6	12	571

APPENDICE G

DONNÉES SUR LES MILIEUX AGRICOLES AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS SUPERFICIES RELATIVES (EN %) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS ET LA DISTANCE (EN M) ENTRE LE MILIEU AGRICOLE LE PLUS PROCHE ET CHACUN DES POINTS D'ENREGISTREMENT

Site	Paire	Roseau	Milieux agricoles					Distance
			r = 100 m	r = 200 m	r = 500 m	r = 1 000 m	r = 2 000 m	
S01TR	S01	TR	0	0	4	1	0	219
S01TE	S01	TE	0	0	4	1	0	206
S02TR	S02	TR	0	0	6	6	16	172
S02TE	S02	TE	0	3	8	9	16	89
S03TR	S03	TR	0	0	2	17	28	366
S03TE	S03	TE	77	82	68	36	15	0
S04TR	S04	TR	52	51	51	50	49	0
S04TE	S04	TE	46	44	47	49	50	10
S05TR	S05	TR	20	34	48	45	28	27
S05TE	S05	TE	0	3	29	37	25	177
S06TR	S06	TR	0	0	2	20	30	289
S06TE	S06	TE	0	0	2	11	27	304
S07TR	S07	TR	0	0	0	1	0	615
S07TE	S07	TE	26	12	4	4	2	0
S08TR	S08	TR	0	0	1	2	3	448
S08TE	S08	TE	0	0	0	1	2	545
S11TR	S11	TR	0	8	24	41	63	103
S11TE	S11	TE	0	4	27	47	62	177
S12TR	S12	TR	20	19	11	6	5	13
S12TE	S12	TE	23	27	17	15	17	43
S13TR	S13	TR	34	15	25	13	12	13
S13TE	S13	TE	0	0	21	13	11	181
S14TR	S14	TR	0	9	9	14	18	123
S14TE	S14	TE	0	0	14	14	18	181
S15TR	S15	TR	0	0	0	0	12	1236
S15TE	S15	TE	0	0	0	0	1	1403
S16TR	S16	TR	52	26	11	10	13	0
S16TE	S16	TE	0	0	0	2	6	478

APPENDICE H

DONNÉES SUR LES MILIEUX ANTHROPIQUES AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS SUPERFICIES RELATIVES (EN %) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS ET LA DISTANCE (EN M) ENTRE LE MILIEU ANTRHOPIQUE LE PLUS PROCHE ET CHACUN DES POINTS D'ENREGISTREMENT

Site	Paire	Roseau	Milieux anthropiques					
			r = 100 m	r = 200 m	r = 500 m	r = 1 000 m	r = 2 000 m	Distance
S01TR	S01	TR	0	0	10	28	53	270
S01TE	S01	TE	0	0	12	30	54	304
S02TR	S02	TR	57	57	46	39	28	21
S02TE	S02	TE	0	19	56	44	28	113
S03TR	S03	TR	0	0	7	19	32	337
S03TE	S03	TE	6	11	16	24	26	73
S04TR	S04	TR	0	0	0	1	2	747
S04TE	S04	TE	0	1	0	1	4	110
S05TR	S05	TR	72	47	40	34	31	0
S05TE	S05	TE	52	69	45	36	31	0
S06TR	S06	TR	63	59	63	47	27	0
S06TE	S06	TE	23	32	51	45	23	0
S07TR	S07	TR	0	9	20	20	32	145
S07TE	S07	TE	29	30	22	30	24	9
S08TR	S08	TR	0	8	32	31	34	90
S08TE	S08	TE	37	29	22	11	12	3
S11TR	S11	TR	26	24	15	7	11	21
S11TE	S11	TE	0	0	6	5	8	279
S12TR	S12	TR	60	53	60	67	60	0
S12TE	S12	TE	43	40	32	39	48	0
S13TR	S13	TR	3	7	42	52	57	76
S13TE	S13	TE	14	23	49	57	56	59
S14TR	S14	TR	23	42	61	47	43	41
S14TE	S14	TE	3	29	48	45	45	87
S15TR	S15	TR	92	73	56	53	47	0
S15TE	S15	TE	40	56	64	70	68	23
S16TR	S16	TR	0	0	2	19	24	357
S16TE	S16	TE	29	39	30	34	25	40

APPENDICE I

**DONNÉES SUR LES ROUTES MAJEURES AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE
L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET
ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS LONGUEURS (EN M) DANS DES CERCLES
CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS ET LA DISTANCE (EN M) ENTRE LA ROUTE MAJEURE
LA PLUS PROCHE ET CHACUN DES POINTS D'ENREGISTREMENT**

Site	Paire	Roseau	Routes majeures					Distance
			r = 100 m	r = 200 m	r = 500 m	r = 1000 m	r = 2000 m	
S01TR	S01	TR	0	0	0	0	0	2741
S01TE	S01	TE	0	0	0	0	0	2799
S02TR	S02	TR	0	0	0	0	0	4504
S02TE	S02	TE	0	0	0	0	0	4759
S03TR	S03	TR	0	0	0	0	7036	1405
S03TE	S03	TE	0	0	0	0	0	2546
S04TR	S04	TR	0	0	0	0	0	3276
S04TE	S04	TE	0	0	0	0	0	2811
S05TR	S05	TR	306	758	1981	4784	16229	53
S05TE	S05	TE	0	396	1876	4321	15926	163
S06TR	S06	TR	0	166	909	4528	15179	175
S06TE	S06	TE	0	0	0	2003	12087	566
S07TR	S07	TR	0	0	0	0	3311	1202
S07TE	S07	TE	0	0	0	0	0	2831
S08TR	S08	TR	0	0	0	0	0	3196
S08TE	S08	TE	0	0	0	0	0	3838
S11TR	S11	TR	0	0	0	0	3037	1586
S11TE	S11	TE	0	0	0	0	580	1979
S12TR	S12	TR	0	0	0	1182	16431	768
S12TE	S12	TE	128	373	1003	2236	4311	75
S13TR	S13	TR	0	0	677	1786	9752	300
S13TE	S13	TE	0	0	272	1570	10990	461
S14TR	S14	TR	0	359	1119	2170	4304	135
S14TE	S14	TE	0	233	1149	2189	4291	185
S15TR	S15	TR	0	0	0	0	166	1926
S15TE	S15	TE	159	720	1970	4032	17485	60
S16TR	S16	TR	0	0	0	2056	6782	817
S16TE	S16	TE	0	0	0	0	4958	1224

APPENDICE J

DONNÉES SUR LES ROUTES MAJEURES ET SECONDAIRES AUTOUR DES POINTS D'ENREGISTREMENT DE L'ACTIVITÉ DES CHAUVES-SOURIS DU QUÉBEC, POUR CHAQUE SITE TÉMOIN (N = 14) ET ENVAHI PAR LE ROSEAU COMMUN (N = 14) : LEURS LONGUEURS (EN M) DANS DES CERCLES CONCENTRIQUES DE DIFFÉRENTS RAYONS

Site	Paire	Roseau	Routes majeures et secondaires				
			r = 100 m	r = 200 m	r = 500 m	r = 1 000 m	r = 2 000 m
S01TR	S01	TR	0	0	457	5276	55078
S01TE	S01	TE	0	0	831	7477	56648
S02TR	S02	TR	0	318	1271	5098	23549
S02TE	S02	TE	0	0	1440	5597	21286
S03TR	S03	TR	0	0	981	7805	48867
S03TE	S03	TE	0	0	427	7682	41896
S04TR	S04	TR	170	386	995	1998	4070
S04TE	S04	TE	140	371	985	1990	6810
S05TR	S05	TR	306	758	2481	9408	41025
S05TE	S05	TE	0	396	2723	6581	38720
S06TR	S06	TR	261	1123	7390	20610	43207
S06TE	S06	TE	199	874	6885	18273	35863
S07TR	S07	TR	0	160	1127	6247	53831
S07TE	S07	TE	117	341	2558	12319	43026
S08TR	S08	TR	94	456	3632	11556	56834
S08TE	S08	TE	98	372	2059	4501	16872
S11TR	S11	TR	0	0	62	665	8853
S11TE	S11	TE	0	0	0	340	5137
S12TR	S12	TR	198	1034	7016	26189	82333
S12TE	S12	TE	128	627	2147	8910	30674
S13TR	S13	TR	178	560	3102	10508	47972
S13TE	S13	TE	0	288	2614	11170	50558
S14TR	S14	TR	0	492	3472	7733	23505
S14TE	S14	TE	0	407	3259	7870	25331
S15TR	S15	TR	0	0	1799	12686	39399
S15TE	S15	TE	159	991	3893	16288	89353
S16TR	S16	TR	0	0	480	8644	43479
S16TE	S16	TE	0	502	3464	16901	44703

BIBLIOGRAPHIE

- Abbott, I. M., Berthinussen, A., Stone, E., Boonman, M., Melber, M., et Altringham, J. (2015). Bats and roads. Dans van der Ree, R., Smith, D. J. et Grilo, C. (eds.), *Handbook of road ecology*, John Wiley & Sons.
- Adresses Québec. (2021). *Guide de l'utilisateur version 2.60*. Gouvernement du Québec.
- Agosta, S. J. (2002). Habitat use, diet and roost selection by the Big brown bat (*Eptesicus fuscus*) in North America: a case for conserving an abundant species. *Mammal Review*, 32(3), 179-198.
- Agosta, S. J., Morton, D. et Kuhn, K. M. (2003). Feeding ecology of the bat *Eptesicus fuscus*: 'preferred' prey abundance as one factor influencing prey selection and diet breadth. *Journal of Zoology*, 260(2), 169-177.
- Allen, W. J., Wainer, R., Tylianakis, J. M., Barratt, B. I. P., Shadbolt, M.-R., Waller, L. P. et Dickie, I. A. (2019). Community-level direct and indirect impacts of an invasive plant favour exotic over native species. *Journal of Ecology*, 108(6), 2499-2510.
- Allen, W. J., Young, R. E., Bhattarai, G. P., Croy, J. R., Lambert, A. M., Meyerson, L. A. et Cronin, J. T. (2015). Multitrophic enemy escape of invasive *Phragmites australis* and its introduced herbivores in North America. *Biological Invasions*, 17, 3419-3432.
- Altringham, J. et Kerth, G. (2016). Bats and roads. Dans Voigt, C. C. et Kingston, T. (eds.), *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world*. Springer.
- Angradi, T. R., Hagan, S. M. et Able, K. W. (2001). Vegetation type and the intertidal macroinvertebrate fauna of a brackish marsh: *Phragmites* vs. *Spartina*. *Wetlands*, 21(1), 75-92.
- Barclay, R. M. R. (1985). Long-versus short-range foraging strategies of hoary (*Lasiurus cinereus*) and silver-haired (*Lasionycteris noctivagans*) bats and the consequences for prey selection. *Canadian Journal of Zoology*, 63(11), 2507-2515.
- Barclay, R. M. R. (1986). The echolocation calls of hoary (*Lasiurus cinereus*) and silver-haired (*Lasionycteris noctivagans*) bats as adaptations for long-versus short-range foraging strategies and the consequences for prey selection. *Canadian Journal of Zoology*, 64(12), 2700-2705.
- Barclay, R. M. R. et Brigham, R. M. (1991). Prey detection, dietary niche breadth, and body size in bats: why are aerial insectivorous bats so small? *The American Naturalist*, 137(5), 693-703.
- Beaulieu, J., Daigle, G., Gervais, F., Murray, S. et Villeneuve, C. (2010). *Cartographie détaillée des milieux humides du territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal* [Rapport de synthèse]. Canards illimités - Gouvernement du Québec.
- Beaury, E. M., Fusco, E. J., Jackson, M. R., Laginhas, B. B., Morelli, T. L., Allen, J. M., Pasquarella, V. J. et Bradley, B. A. (2020). Incorporating climate change into invasive species management : insights from managers. *Biological Invasions*, 22, 233-252.

- Bennett, V. J. et Zurcher, A. A. (2013). When corridors collide: road-related disturbance in commuting bats. *The Journal of Wildlife Management*, 77(1), 93-101.
- Berthinussen, A. et Altringham, J. (2012). The effect of a major road on bat activity and diversity. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 82-89.
- Beukeboom, L. W. (2018). Size matters in insects—an introduction. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 166(1), 2-3.
- Black, H. L. (1974). A north temperate bat community: structure and prey populations. *Journal of Mammalogy*, 55(1), 138-157.
- Bolliger, J., Henet, T., Wermelinger, B., Blum, S., Haller, J. et Obrist, M. K. (2020). Low impact of two LED colors on nocturnal insect abundance and bat activity in a peri-urban environment. *Journal of Insect Conservation*, 24, 625-635.
- Bouchard, R. W. (2004). *Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest*. Université du Minnesota.
- Brigham, R. M., Kalko, E. K. V., Jones, G., Parsons, S. et Limpens, H. J. G. A. (2004). *Bat echolocation research: tools, techniques and analysis*. Bat Conservation International.
- Broders, H. G., Findlay, C. S. et Zheng, L. (2004). Effects of clutter on echolocation call structure of *Myotis septentrionalis* and *M. lucifugus*. *Journal of Mammalogy*, 85(2), 273-281.
- Buchler, E. R. (1976). Prey selection by *Myotis lucifugus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *The American Naturalist*, 110(974), 619-628.
- Carter, T. C., Menzel, M. A., Owen, S. F., Edwards, J. W., Menzel, J. M. et Ford, W. M. (2003). Food habits of seven species of bats in the Allegheny Plateau and Ridge and Valley of West Virginia. *Northeastern Naturalist*, 10(1), 83-88.
- Choate, P. M. (2010). *Introduction to the identification of adult insects and related arthropods*.
- Claireau, F., Bas, Y., Pauwels, J., Barré, K., Machon, N., Allegrini, B., Puechmaille, S. J. et Kerbiriou, C. (2019). Major roads have important negative effects on insectivorous bat activity. *Biological Conservation*, 235, 53-62.
- Clare, E. L., Symondson, W. O. C. et Fenton, M. B. (2014). An inordinate fondness for beetles? Variation in seasonal dietary preferences of night-roosting big brown bats (*Eptesicus fuscus*). *Molecular Ecology*, 23(15), 3633-3647.
- Coulson, R. N. et Witter, J. A. (1984). *Forest entomology: ecology and management*. John Wiley & Sons.
- Cravens, Z. M., Brown, V. A., Divoll, T. J. et Boyles, J. G. (2018). Illuminating prey selection in an insectivorous bat community exposed to artificial light at night. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 705- 713.
- Dibble, K. L., Pooler, P. S. et Meyerson, L. A. (2013). Impacts of plant invasions can be reversed through restoration: a regional meta-analysis of faunal communities. *Biological Invasions*, 15, 1725-1737.

- Duke, S. T., Francoeur, S. N. et Judd, K. E. (2015). Effects of *Phragmites australis* invasion on carbon dynamics in a freshwater marsh. *Wetlands*, 35, 311-321.
- Dukes, J. S. et Mooney, H. A. (2004). Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(3), 411-437.
- Eidels, R. R., Sparks, D. W., Whitaker Jr, J. O. et Sprague, C. A. (2016). Sub-lethal effects of chlorpyrifos on Big brown bats (*Eptesicus fuscus*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 71, 322-335.
- Erickson, J. L. et West, S. D. (2003). Associations of bats with local structure and landscape features of forested stands in western Oregon and Washington. *Biological Conservation*, 109(1), 95-102.
- Fabianek, F., Gagnon, D. et Delorme, M. (2011). Bat distribution and activity in Montréal Island Green spaces: responses to multi-scale habitat effects in a densely urbanized area. *Ecoscience*, 18(1), 9-17.
- Feldhamer, G. A., Carter, T. C. et Whitaker, J. O. (2009). Prey consumed by eight species of insectivorous bats from southern Illinois. *The American Midland Naturalist*, 162(1), 43-51.
- Fensome, A. G. et Mathews, F. (2016). Roads and bats: a meta - analysis and review of the evidence on vehicle collisions and barrier effects. *Mammal Review*, 46(4), 311-323.
- Frick, W. F., Kingston, T., et Flanders, J. (2020). A review of the major threats and challenges to global bat conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1469(1), 5-25.
- Gagnon Lupien, N., Gauthier, G. et Lavoie, C. (2015). Effect of the invasive common reed on the abundance, richness and diversity of birds in freshwater marshes. *Animal Conservation*, 18(1), 32-43.
- Gratton, C. et Denno, R. F. (2005). Restoration of arthropod assemblages in a *Spartina* salt marsh following the removal of the invasive plant *Phragmites australis*. *Restoration Ecology*, 13(2), 358-372.
- Griffin, D. R. (2001). Return to the magic well: echolocation behavior of bats and responses of insect prey. *BioScience*, 51(7), 555-556.
- Hagan, S. M., Brown, S. A. et Able, K. W. (2007). Production of mummichog (*Fundulus heteroclitus*): response in marshes treated for common reed (*Phragmites australis*) removal. *Wetlands*, 27, 54-67.
- Hammerson, G. A., Kling, M., Harkness, M., Ormes, M. et Young, B. E. (2017). Strong geographic and temporal patterns in conservation status of North American bats. *Biological Conservation*, 212, 144-152.
- Harrison, X. A. (2014). Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in ecology and evolution. *PeerJ*, 2, e616.

- Hébert, C. et Jobin, L. J. (1995). Le piège Luminoc® : un outil polyvalent pour l'étude de la biodiversité des insectes. *Nature Canada*, 119, 57-60.
- Hickey, M. B. C. et Fenton, M. B. (1990). Foraging by red bats (*Lasiurus borealis*): do intraspecific chases mean territoriality? *Canadian Journal of Zoology*, 68(12), 2477–2482.
- Holzenthal, R. W., Thomson, R. E. et Rios-Touma, B. (2015). Chapter 38 – order Trichoptera. Dans Thorp, J. H et Rogers D. C, *Thorp and Covich's freshwater invertebrates*. Elsevier.
- IPBES. (2019). *Le rapport de l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques : résumé à l'intention des décideurs*. Carneiro da Cunha, M., Mace, G. M. et Mooney, H.
- Kalcounis-Rueppell, M. C., Payne, V. H., Huff, S. R. et Boyko, A. L. (2007). Effects of wastewater treatment plant effluent on bat foraging ecology in an urban stream system. *Biological Conservation*, 138(1-2), 120-130.
- Kasso, M. et Balakrishnan, M. (2013). Ecological and economic importance of bats (order Chiroptera). *International Scholarly Research Notices*, 2013, Article ID 187415.
- Keane, R. M. et Crawley, M. J. (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), 164-170.
- Keller, B. E. M. (2000). Plant diversity in *Lythrum*, *Phragmites*, and *Typha marshes*, Massachusetts, U.S.A. *Wetlands Ecology and Management*, 8, 391-401.
- Kitzes, J. et Merenlender, A. (2014). Large roads reduce bat activity across multiple species. *PLoS one*, 9(5), e96341.
- Kiviat, E. (2013). Ecosystem services of *Phragmites* in North America with emphasis on habitat functions. *AoB PLANTS*, 5, Article plt008.
- Krause, L. H., Rietsma, C. et Kiviat, E. (1997). Terrestrial insects associated with *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, and *Lythrum salicaria* in a Hudson River tidal marsh. Dans Nieder, W. C., Waldman, J. R. (dir.), *Final reports of the tiber T. polgar fellowship program*. Hudson River Foundation.
- Kunz, T. H., Braun de Torrez, E., Bauer, D., Lobova, T. et Fleming, T. H. (2011). Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1), 1-38.
- Lachance, D., Fortin, G. et Dufour Tremblay, G. (2021). *Identification et délimitation des milieux 50 humides du Québec méridional*. Gouvernement du Québec.
- Larochelle, M. (2011). *Effets de l'envahissement de deux milieux humides d'eau douce du fleuve Saint Laurent par le roseau commun sur la reproduction et la croissance du grand brochet* [Mémoire de maîtrise, Université Laval].
- Le groupe Phragmites. (2012). Le roseau envahisseur : la dynamique, l'impact et le contrôle d'une invasion d'envergure. *Le Naturaliste canadien*, 136(3), 33-39.

- Leblanc, M-C. (2008). *Quels sont les facteurs qui expliquent l'invasion des berges du Grand lac Saint François par le roseau commun (Phragmites australis) ?* [Mémoire de maîtrise, Université Laval].
- Leboeuf, M. (2019). *Faits saillants inventaire des insectes nocturnes*. Fiducie de conservation des écosystèmes de Lanaudière.
- Lelong, B. et Lavoie, C. (2014). Est-ce que le roseau commun exotique envahit les marais adjacents aux routes ? *Le Naturaliste canadien*, 138(1), 13-19.
- Litt, A. R., Cord, E. E., Fulbright, T. E. et Schuster, G. L. (2014). Effects of invasive plants on arthropods. *Conservation Biology*, 28(6), 1532-1549.
- Mal, T. K. et Narine, L. (2004). The biology of canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, 84(1), 365-396.
- Martin, A. E., Graham, S. L., Henry, M., Pervin, E. et Fahrig, L. (2018). Flying insect abundance declines with increasing road traffic. *Insect Conservation and Diversity*, 11(6), 608-613.
- Mas, M., Flaquer, C., Rebelo, H. et López-Baucells, A. (2021). Bats and wetlands: synthesising gaps in current knowledge and future opportunities for conservation. *Mammal Review*, 51(3), 369-384.
- Mazerolle, M. J., Perez, A. et Brisson, J. (2014). Common reed (*Phragmites australis*) invasion and amphibian distribution in freshwater wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 22, 325-340.
- MDDELCC. (2015). *Utilisation du territoire, méthodologie et description de la couche d'information géographique Version 1.2*. Gouvernement du Québec.
- Meyer, S. W. (2003). *Comparative use of Phragmites australis and other habitats by birds, amphibians, and small mammals at Long Point, Ontario* [Mémoire de maîtrise, Université Western Ontario].
- Meyerson, L. A., Saltonstall, K., Windham, L., Kiviat, E. et Findlay, S. (2000). A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*, 8, 89-103.
- MFFP. (2020a). *Guide d'utilisation des produits dérivés du LiDAR*. Gouvernement du Québec.
- MFFP. (2020b). *Protocole standardisé – Réseau québécois d'inventaires acoustiques de chauves-souris*. Gouvernement du Québec.
- Molnar, J. L., Gamboa, R. L., Revenga, C. et Spalding, M. D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9), 485- 492.
- Montgomery, G. A., Belitz, M. W., Guralnick, R. P. et Tingley, M. W. (2021). Standards and best practices for monitoring and benchmarking insects. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, Article 579193.
- Moore, L. H. et Best, T. L. (2018). Impact of vegetation on activity of bats over wetlands in coastal South Carolina. *Journal of Mammalogy*, 99(5), 1082-1092.

- Moosman, P. R., Thomas, H. H. et Veilleux, J. P. (2007). Food habits of eastern small-footed bats (*Myotis leibii*) in New Hampshire. *The American Midland Naturalist*, 158(2), 354-360.
- Moosman, P. R., Thomas, H. H. et Veilleux, J. P. (2012). Diet of the widespread insectivorous bats *Eptesicus fuscus* and *Myotis lucifugus* relative to climate and richness of bat communities. *Journal of Mammalogy*, 93(2), 491-496.
- Moretto, L. et Francis, C. M. (2017). What factors limit bat abundance and diversity in temperate, North American urban environments? *Journal of Urban Ecology*, 3(1), Article jux016.
- Nijhout, H. F., Riddiford, L. M., Mirth, C., Shingleton, A. W., Suzuki, Y., et Callier, V. (2014). The developmental control of size in insects. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Developmental Biology*, 3(1), 113-134.
- Oliveira, J. M., Destro, A. L. F., Freitas, M. B. et Oliveira, L. L. (2021). How do pesticides affect bats?—A brief review of recent publications. *Brazilian Journal of Biology*, 81(2), 499-507.
- Paini, D. R., Sheppard, A. W., Cook, D. C., De Barro, P. J., Worner, S. P. et Thomas, M. B. (2016). Global threat to agriculture from invasive species. *PNAS*, 113(27), 7575-7579.
- Pereyra, P. J. (2016). Revisiting the use of the invasive species concept: an empirical approach. *Austral Ecology*, 41(5), 519-528.
- Powell, J. A. (2009). Chapter 151 – Lepidoptera: moths, butterflies. Dans Resh, V. H. et Cardé, R. T. (eds.), *Encyclopedia of Insects*. Academic press.
- Raichel, D. L., Able, K. W. et Hartman, J. M. (2003). The influence of *Phragmites* (common reed) on the distribution, abundance, and potential prey of a resident marsh fish in the Hackensack Meadowlands, New Jersey. *Estuaries*, 26(2), 511-521.
- Ramalho, D. F. et Aguiar, L. (2020). Bats on the road - A review of the impacts of roads and highways on bats. *Acta Chiropterologica*, 22(2), 417-433.
- Rawat, U. S. et Agarwal, N. K. (2015). Biodiversity: concept, threats and conservation. *Environment Conservation Journal*, 16(3), 19-28.
- Reimer, J. P., Baerwald, E. F. et Barclay, R. M. R. (2010). Diet of hoary (*Lasiurus cinereus*) and silver-haired (*Lasionycteris noctivagans*) bats while migrating through southwestern Alberta in late summer and autumn. *The American Midland Naturalist*, 164(2), 230-237.
- Robertson, T. L. et Weis, J. S. (2005). A comparison of epifaunal communities associated with the stems of salt marsh grasses *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora*. *Wetlands*, 25(1), 1-7.
- Robichaud, C. D. et Rooney, R. C. (2017). Long-term effects of a *Phragmites australis* invasion on birds in a Lake Erie coastal marsh. *Journal of Great Lakes Research*, 43(3), 141-149.
- Robichaud, C. D. et Rooney, R. C. (2021). Effective suppression of established invasive *Phragmites australis* leads to secondary invasion in a coastal marsh. *Invasive Plant Science and Management*, 14(1), 9-19.

- Rowse, E. G., Lewanzik, D., Stone, E. L., Harris, S. et Jones, G. (2016). Dark matters: the effects of artificial lighting on bats. Dans Voigt, C. C. et Kingston, T. (eds.), *Bats in the Anthropocene: Conservation of bats in a changing World*. Springer.
- Russo, D., et Ancillotto, L. (2015). Sensitivity of bats to urbanization: a review. *Mammalian Biology*, 80(3), 205-212.
- Saltonstall, K. (2002). Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *PNAS*, 99(4), 2445-2449.
- Salvarina, I., Gravier, D. et Rothhaupt, K.-O. (2018). Seasonal bat activity related to insect emergence at three temperate lakes. *Ecology and evolution*, 8(7), 3738-3750.
- Schnitzler, H.-U. et Kalko, E. K. V. (2001). Echolocation by insect-eating bats: we define four distinct functional groups of bats and find differences in signal structure that correlate with the typical echolocation tasks faced by each group. *Bioscience*, 51(7), 557-569.
- Straka, T. M., Lentini, P. E., Lumsden, L. F., Wintle, B. A. et Van der Ree, R. (2016). Urban bat communities are affected by wetland size, quality, and pollution levels. *Ecology and Evolution*, 6(14), 4761-4774.
- Tewksbury, L., Casagrande, R., Blossey, B., Häfliger, P. et Schwarzländer, M. (2002). Potential for biological control of *Phragmites australis* in North America. *Biological control*, 23(2), 191-212.
- Titley Scientific. (2020). *Anabat swift bat detector user manual Titley Scientific version 1.7*. Titley Scientific.
- Titley Scientific. (2021). *FAQ'S*. Titley Scientific.
- Tougas-Tellier, M.-A., Morin, J., Hatin, D. et Lavoie, C. (2015). Freshwater wetlands: fertile grounds for the invasive *Phragmites australis* in a climate change context. *Ecology and Evolution*, 5(16), 3421- 3435.
- Tremblay, J. A. et Jutras, J. (2010). Les chauves-souris arboricoles en situation précaire au Québec : synthèse et perspectives. *Le Naturaliste canadien*, 134(1), 29-40.
- Valdez, E. W. et Cryan, P. M. (2013). Insect prey eaten by hoary bats (*Lasiurus cinereus*) prior to fatal collisions with wind turbines. *Western North American Naturalist*, 73(4), 516-524.
- Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarosik, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y. et Pysek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystem. *Ecology Letters*, 14, 702-708.
- Vilas, R. A. (2016). Ecological and economical impact of bats on ecosystem. *International Journal of Life Sciences*, 4(3), 432-440.
- Von Hirschheydt, G., Kindvall, O. et de Jong, J. (2020). Testing bat abundance and diversity predictions by PREBAT, a connectivity-based habitat suitability model for insectivorous bats. *European Journal of Wildlife Research*, 66(2), 1-14.

- Welch, J. N. et Leppanen, C. (2017). The threat of invasive species to bats: a review. *Mammal Review*, 47(4), 277-290.
- Welch, J. N., Fordyce, J. A. et Simberloff, D. S. (2016). Indirect impacts of invaders: a case study of the pacific sheath-tailed bat (*Emballonura semicaudata rotensis*). *Biological Conservation*, 201, 146-151.
- Whitaker Jr, J. O. (1995). Food of the big brown bat *Eptesicus fuscus* from maternity colonies in Indiana and Illinois. *American Midland Naturalist*, 134(2), 346-360.
- Whitaker Jr, J. O., Maser, C. et Keller, L. E. (1977). Food habits of bats of western Oregon. *Northwest Science*, 51(1), 46-59.
- Williams, J. A., O'Farrell, M. J. et Riddle, B. R. (2006). Habitat use by bats in a riparian corridor of the Mojave Desert in southern Nevada. *Journal of Mammalogy*, 87(6), 1145-1153.
- Windham, L. et Lathrop, R. G. (1999). Effects of *Phragmites australis* (common reed) invasion on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh of the Mullica River, New Jersey. *Estuaries*, 22, 927-935.
- Yuckin, S. et Rooney, R. (2019). Significant increase in nutrient stocks following *Phragmites australis* invasion of freshwater meadow marsh but not of cattail marsh. *Frontiers in Environmental Science*, 7, Article 112.