

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

EFFET DE BANDES RIVERAINES DE PEUPLIERS HYBRIDES SUR LA
PRÉSENCE ET L'ABONDANCE DE MICROMAMMIFÈRES ET DE PICIDÉS EN
ZONE AGRICOLE DU SUD QUÉBEC

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

PAR
DENIS PAGEAULT

AVRIL 2013

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.01-2006). 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

Dans un premier temps, je tiens à remercier mon directeur de recherche, le Dr Daniel Gagnon, sans qui ce projet n'aurait pas pu aboutir. J'ai particulièrement apprécié son écoute, sa compréhension, sa flexibilité et sa sympathie. Il est rare d'être amené à travailler avec une personne telle que Daniel. Merci pour sa confiance.

Le Dr Benoit Truax, est un oiseau tout aussi rare, un codirecteur à l'énergie plus que renouvelable et avec beaucoup d'entregent. Merci à lui pour la réalisation de ce projet et son aide dans l'organisation des travaux de terrain. Également merci à France Lambert pour sa gentillesse et son aide dans les formalités liées au projet. Merci à eux pour leur confiance.

Je tiens également à remercier le Dr William Vickery et Daniel Rivest pour leur aide et le prêt du matériel de capture de micromammifères. Je remercie également les employés et les étudiants du CEF pour leur appui et leur aide. Merci à Jenna Jacobs et à Gerardo Reyes pour leur aide en statistiques.

Merci à tous les propriétaires, M. Marcel Beaugard, Mme Carole Vincent, M. Jacques Lamontagne et M. Maurice Richer, de m'avoir invité sur leurs propriétés et terres, et de m'avoir permis d'y revenir à souhait pour effectuer les échantillonnages sur l'ensemble de ma période de terrain.

Je souhaite également adresser un remerciement au Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec pour sa contribution financière au projet, et un autre remerciement à la Fiducie de recherche sur la forêt des Cantons-de-l'Est pour les bourses qui m'ont été accordées pour rendre ce projet de recherche possible.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	v
LISTE DES TABLEAUX.....	vi
RÉSUMÉ	vii
I. INTRODUCTION	1
1.1 Définition du sujet.....	1
1.2 Contexte agricole et impacts paysagers	2
1.3 Problématique et objectif	4
1.4 Question de recherche et hypothèses	6
2. MÉTHODES.....	7
2.1 Dispositif de recherche.....	7
2.2 Taxons étudiés.....	9
2.3 Description de la région d'étude	11
2.4 Description des sites d'étude.....	12
2.5 Échantillonnage des variables environnementales.....	17
2.5.1 Ouverture du couvert.....	17
2.5.2 Données des arbres	17
2.5.3 Pourcentage d'arbustes, d'herbacées, et de roches.....	17
2.5.4 Bois mort au sol.....	18
2.5.5. Hauteur de la rive.....	18
2.6 Échantillonnage des micromammifères	18
2.7 Indice d'activité des Pucidés.....	21
2.8 Analyse des données	21
3. RÉSULTATS.....	23
3.1 Analyse de variance des variables environnementales	23
3.2 Analyse de variance des variables fauniques	26
3.3 Ordination CMDN.....	30
3.4 Analyse en composantes principales (ACP)	33
4. DISCUSSION.....	36
4.1 Effet de l'habitat.....	36
4.1.1 Variables environnementales.....	36
4.1.2 Variables fauniques	39
4.2 Effet du site.....	47

4.2 Effet du site	47
4.3 La valeur des bandes riveraines pour la faune terrestre	47
5. CONCLUSION.....	50
6. BIBLIOGRAPHIE.....	52

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1 Répartition des 3 sites échantillonnés dans la région des Cantons-de-l'Est et de l'extrême Est de la Montérégie.....	8
2.2 Cartographie du site de Roxton-Falls.....	14
2.3 Cartographie du site de Bromptonville.....	15
2.4 Cartographie du site de Magog.....	16
2.5 Dispositif d'échantillonnage des micromammifères.....	20
3.1 Ordination des données d'espèces par cadrage multi-dimensionnel non-métrique (CMDN).....	31
3.2 Analyse en composantes principales (ACP) des variables environnementales montrant les corrélations des variables avec les axes.....	34

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
3.1	Analyse de variance comparant l'effet de l'habitat et du site sur les variables environnementales24
3.2	Moyennes et écarts-types des différentes variables environnementales en fonction des habitats et des sites d'étude.....25
3.3	Analyse de variance comparant l'effet de l'habitat et du site sur les variables fauniques (espèces de micromammifères (n individus capturés) et indice d'excavation par les Pucidés).....27
3.4	Moyennes de captures (3 sessions) des différentes espèces de micromammifères et de l'indice d'excavation des Pucidés en fonction des habitats et des sites d'étude.....28
3.5	Total des individus et des espèces de micromammifères capturés dans les trois habitats riverains et dans les trois sites.....29
3.6	Corrélations des variables fauniques et environnementales avec les axes de l'ordination CMDN.....32
3.7	Corrélations des variables environnementales avec les axes de l'ordination d'analyse en composantes principales (ACP).....35

RÉSUMÉ

Afin de déterminer l'importance et le rôle des bandes riveraines de peupliers hybrides en milieu agricole comme habitats fauniques, nous avons comparé la richesse et l'abondance des micromammifères, ainsi qu'un indice de l'abondance de Pucidés, dans trois types de milieux riverains : champ ouvert, bande de peupliers hybrides et forêt naturelle riveraine. Un total de 122 individus et de 14 espèces de micromammifères ont été capturés sur l'ensemble des sites au moyen de pièges à capture vivante. L'objectif de ce projet de recherche consistait à : 1) vérifier si la bande riveraine avait recréé un milieu dont les caractéristiques physiques ressemblaient plus à un milieu riverain forestier qu'à une rive en champ, et 2) évaluer si la bande riveraine plantée avait recréé un milieu dont les caractéristiques biologiques s'approchent plus du milieu forestier riverain qu'à une rive de champ. Cette étude fut réalisée dans la région de l'Estrie et dans le sud-est de la Montérégie en 2011. Dans cette étude, aucun effet site n'a été détecté pour aucune des variables mesurées, fauniques ou environnementales. Par contre, un fort effet habitat a été détecté autant pour les variables fauniques qu'environnementales. Les facteurs physiques décrivent une bande plantée plus similaire à l'habitat forestier qu'à l'habitat champ riverain. Cela s'explique par la présence dans les deux habitats d'un couvert arboré (fermeture de la canopée) et une densité élevée de tiges d'arbres à gros diamètres. L'unique similarité entre la bande plantée et l'habitat champ est le recouvrement élevé d'herbacées en sous couvert. Ceci s'explique par la faible largeur des bandes, laissant entrer une grande quantité de lumière latérale. Au niveau faunique, la richesse et l'abondance des micromammifères présents en bande plantée apparaissent comme un intermédiaire entre un habitat de champ et un habitat forestier riverain. Dans l'habitat champ, on retrouve majoritairement *Blarina brevicauda*, *Microtus pennsylvanicus* et *Zapus hudsonius*. La bande plantée renferme également *B. brevicauda*, mais aussi *Sorex cinereus*, *Peromyscus maniculatus* et *Napaeozapus insignis*. Quant à l'habitat forestier riverain on y retrouve *B. brevicauda*, *S. cinereus*, *Myodes gapperi*, *P. maniculatus*, *P. leucopus*, *N. insignis* et *Mustela erminea*. La bande plantée n'est pas différente de l'habitat forestier pour ce qui est de l'activité excavatrice élevée par les Pucidés. L'habitat que représente la bande plantée a recréé un milieu dont les caractéristiques physiques sont partagées entre celles d'un habitat de champ et d'un habitat forestier. Cependant, certains éléments structurels liés à de la forêt naturelle n'apparaissent pas dans les bandes, tels que les débris ligneux au sol (branches, tronc), les arbres morts sur pied ou sénescents, ou encore la forte abondance de roches au sol. Afin d'accroître l'abondance et la diversité d'espèces animales au sein des bandes plantées il est important que ces espèces y retrouvent un habitat adéquat, afin de l'emprunter lors de déplacements, ou comme milieu de vie. Pour favoriser cela, il serait donc important d'augmenter l'hétérogénéité spatiale horizontale et verticale de cet habitat planté. Malgré cela, et dans un laps de temps très court, les bandes plantées de peupliers hybrides ont tout de même montré une valeur importante et non négligeable pour la faune terrestre des habitats de champs et des habitats forestiers.

Mots clés : bande riveraine plantée, piège Sherman, piège Longworth, *Sorex cinereus*, *Peromyscus maniculatus*, corridors écologiques

1. INTRODUCTION

La santé des ruisseaux en zone agricole a été longtemps négligée et aggravée. Ces symptômes sont apparus avec la modernisation des méthodes employées dans le monde agricole. Elle touche aussi bien le monde de l'élevage que celui de la culture. En Estrie, comme dans le reste du Québec, l'agriculture a endommagé les ruisseaux et leurs berges tant par l'emploi excessif d'intrants (engrais, herbicides, insecticides, etc.) que par leurs transformations physiques (coupe de la végétation riveraine naturelle, redressement de ruisseaux, dragage, etc.) (Ruiz et Domon, 2005 ; Tessier *et al.*, 2009). Les ruisseaux et berges ne cessent d'être dégradés par un manque d'attention et de protection. Il est donc urgent d'établir nos connaissances sur ces milieux afin de reconstituer et de préserver ces biotopes et les biocénoses y étant associées.

Ce projet de recherche vise à montrer la pertinence des plantations de peupliers hybrides en bande riveraine afin de permettre le rétablissement des ruisseaux et des berges en milieux agricoles dégradés. Cette étude devrait permettre de valider si des bandes riveraines d'arbres peuvent être un habitat favorable pour les espèces de micromammifères en comparaison à deux autres habitats actuels, soit la forêt riparienne naturelle et les champs (ou pâturages) riverains.

1.1 Définition du sujet

La plantation d'arbres en bande riveraine le long de ruisseaux peut remplir différentes fonctions majeures et fournir divers avantages. D'un point de vue social elles offrent une qualité paysagère pouvant en plus accueillir des activités récréatives. Sur le plan économique, elles jouent un rôle dans la production de bois ou encore dans la protection des cultures et des animaux (rôle brise vent, barrière contre les ravageurs). De plus, ces bandes ont majoritairement des fonctions environnementales, avec notamment la régulation et l'épuration des eaux, comme écran solaire (apport d'ombrage contre le réchauffement), la conservation des sols (contre l'érosion hydrologique et éolienne), la séquestration du carbone atmosphérique sous forme de biomasse, ou encore la conservation de la faune (offre abris et nourriture) (CRPF, 2011 ; Fortier *et al.*, 2011 ; MDDEP, 2009). Dans le rôle de conservation pour la faune, relatif aux avantages

environnementaux apportés par les bandes, il semble primordial de comprendre les facteurs influençant la présence et l'abondance de la faune terrestre dans ces bandes riveraines, notamment en territoire agricole.

L'objectif de ce projet de recherche est de répondre à la question suivante : Peut-on détecter au sein de bandes riveraines de peupliers hybrides bien développées (âgées de neuf ans) une « signature » faunique de micromammifères semblable à celle d'une forêt riparienne naturelle, ou du moins différente de celle d'un champ ? La plantation de peupliers hybrides en bandes riveraines a permis d'obtenir en peu de temps une structure adéquate pour créer un îlot végétal dans le paysage agricole, afin d'y accueillir une éventuelle faune comparable aux autres habitats forestiers déjà présents. Ce projet vise donc à vérifier si l'îlot de végétation arborescent qui a été créé par ces bandes a également rétabli des conditions aptes à accueillir la faune qui y est normalement associée.

1.2 Contexte agricole et impacts paysagers

Depuis les cinq dernières décennies, l'écoumène agricole du Québec s'est vu transformé. Comme le soulignent (Ruiz et Domon, 2005), une unité de production s'est vue attribuée au fur et à mesure des années différents qualificatifs, en passant de « ferme » à « exploitation », à « entreprise » puis « industrie ». Les trois phénomènes à la base de cette évolution et des changements de l'écoumène agricole, sont la concentration, la spécialisation et l'intensification des pratiques agricoles. Cette mutation de l'écoumène agricole se caractérise notamment par l'augmentation des superficies des exploitations ou encore, par des politiques favorisant par exemple un emploi des technologies chimiques comme les pesticides et les engrais (Ruiz et Domon, 2005).

Lorsque deux de ces phénomènes entrent en combinaison, de nouvelles pratiques voient le jour, tel que l'élevage hors-sol. En exemple, Tessier *et al.* (2009) rappellent qu'au Québec la production porcine a vu ses superficies diminuer continuellement, avec pourtant un cheptel en augmentation constante. Cette évolution dans les pratiques de production (élevage et culture) a mis à rude épreuve l'écoumène agricole en rompant le lien traditionnel entre culture et élevage présent sur quasiment chaque exploitation.

Quant à l'intensification, elle se traduit dans l'écosystème agricole par une augmentation des superficies des exploitations, mais également une diminution de leur nombre. Cette modification des surfaces des unités de production engendre une transformation structurelle du paysage avec la modification et la disparition d'éléments le constituant (Ruiz et Domon, 2005 ; Tessier *et al.*, 2009). Ces transformations paysagères sont orchestrées dans l'unique but de s'agrandir et de faciliter l'accès aux parcelles (homogénéiser l'espace). En effet, nombre d'éléments demeurent encore perçus comme des obstacles aux pratiques et à la production, mais aussi comme des refuges pour des espèces nuisibles à l'agriculture (Maisonneuve et Rioux, 2001 ; Ruiz et Domon, 2005).

Parmi ces refuges à espèces nuisibles et obstacles, il est possible de compter les milieux humides et aquatiques (ruisseaux, marais, faussés), les haies, mais aussi les boisés et les bandes riveraines (COGIRMA, 2010). L'ensemble de ces habitats, ou micro-habitats, ont subi différentes modifications anthropiques pour faciliter la production sur ces espaces. Les milieux humides et aquatiques ont été drainés, redressés, ou encore comblés, changeant ainsi le régime hydrologique. Les haies, les bandes riveraines, les arbres isolés et les boisés ont été coupés ou arrachés (Domon et Ruiz, 2007 ; MRNF, 2007 ; Ruiz et Domon, 2005 ; Tessier *et al.*, 2009). Par exemple, Canard Illimité Canada (2004) a estimé que près de 70% des milieux humides en zone agricole ou urbaine au Canada ont déjà disparu.

Ces modifications et aménagements (perte d'habitat) exercent une pression et sont la principale cause d'érosion de la biodiversité. La dégradation, l'isolement ou encore la disparition d'habitats à l'échelle du paysage (paysage agricole) sont à la base du phénomène de fragmentation du paysage (Drapeau *et al.*, 2008 ; Fischer et Lindenmayer, 2007 ; Jobin *et al.*, 2007). La fragmentation engendre différents phénomènes, comme la création d'effets de lisières, la modification de la forme et de la composition des habitats, la création d'îlots, la modification de la taille de ces îlots, ou encore leur isolement (Bennett, 1990). Présentement, une extension des paysages agricoles intensifs vers l'est et une urbanisation générale croissante (Jobin *et al.*, 2007) accentue ces ruptures (arrachage, coupe, drainage, comblement, etc.) des corridors d'échange entre habitats et affecte négativement la biodiversité en causant des perturbations de plus en plus importantes, telles que celles liées au comportement des espèces animales touchées (Hewison *et al.*, 2001).

La disparition, la dégradation ou l'isolement de boisés ou de bandes riveraines liés aux aménagements, occasionnent une perte d'habitats et peut toucher des espèces animales convoitées dans des domaines tel que la chasse (espèces gibiers) (MRNF, 2007), mais aussi bénéfiques à l'agriculture. Les croyances agricoles considérant les haies et bandes riveraines comme des « obstacles aux pratiques » ou encore comme des refuges d'espèces nuisibles (Maisonneuve et Rioux, 2001) sont remises en question, puisque plus la complexité végétale en bande riveraine est élevée, moins les ravageurs de culture sont nombreux (Ruiz et Domon, 2005).

La continuité entre les habitats résiduels (réseau de corridors) est essentielle dans une stratégie de conservation (Bennett, 1990) pour maintenir « l'intégrité des habitats fauniques résiduels dans les paysages agricoles du sud du Québec » (Jobin *et al.*, 2007), mais également pour maintenir des activités économiques ou récréatives (chasse, pêche, randonnée, etc.).

1.3 Problématique et objectif

En 2000, un épisode de prolifération de cyanobactéries a soulevé une question de fond faisant référence aux rôles joués par la multitude de petits cours d'eau parcourant la zone agricole de l'est et du sud du Québec et notamment ceux en région d'Estrée (CTE, 2010 ; Robert *et al.*, 2005). Certaines pratiques agricoles, telles que le drainage souterrain des sols, la fertilisation, ou encore l'accès aux cours d'eau pour le bétail, ont eu des impacts importants dans la dégradation des écosystèmes aquatiques et riverains (Beaulieu, 1999). Un apport massif en éléments nutritifs, tels que le phosphore et l'azote, favorise la prolifération excessive des cyanobactéries activant le processus d'eutrophisation (CTE, 2010). À l'issue des constats concernant la dégradation des ruisseaux, différentes initiatives du Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP, 2009) avec le Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), le Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune (MRNF), les organismes de Bassins versants et les clubs agroenvironnementaux ont émergé, notamment le Programme Prime-Vert pour exclure les animaux des cours d'eau, afin de limiter l'impact de l'érosion ou encore pour favoriser la re-végétalisation des rives par la distribution de plants (MAAP, 2010).

Depuis 2003, des travaux de recherche effectués par B. Truax, D. Gagnon, J. Fortier et F. Lambert ont porté sur le reboisement de bandes riveraines en zones agricoles de l'Estrie avec des peupliers hybrides (*Populus* spp.). Ces plantations avaient pour objectif de jouer un rôle multifonctionnel, avec des avantages sociaux, économiques et surtout environnementaux. La réglementation imposant en zone riveraine agricole une bande herbacée d'un minimum de 3 m de largeur (qui ne doit pas être cultivée) peut être considérée comme une perte de surface cultivable, et donc un manque à gagner pour l'agriculteur. La plantation d'arbres sur cette superficie apportera des bénéfices économiques dans le but de compenser la perte de revenu agricole (Fortier *et al.*, 2009). Il est possible de produire une grande quantité de biomasse et de volume de bois dans une bande riveraine de peuplier hybride (Fortier *et al.*, 2010b). Les résultats montrent aussi qu'après seulement 6 saisons de croissance, les peupliers hybrides pouvaient jouer un rôle majeur dans la captation d'éléments nutritifs excédentaires en provenance du milieu agricole, comme l'azote et phosphore, en plus de séquestrer du carbone dans leur biomasse (Fortier *et al.*, 2010a). Ces bandes de peupliers hybrides ont également montré qu'elles sont avantageuses pour la diversité végétale du sous bois en permettant le maintien du recouvrement et du nombre d'espèces indigènes, tout en causant la réduction du recouvrement et du nombre d'espèces introduites (Fortier *et al.*, 2011).

Bien que l'effet bénéfique de ces bandes riveraines de peupliers hybrides sur la diversité végétale du sous bois a été montré (Fortier *et al.*, 2011), il est toutefois tout aussi important de savoir si son effet sur la faune terrestre sera également bénéfique. La plantation d'arbres vise l'amélioration de l'habitat riverain. Lors de leur croissance, les bandes de peupliers vont favoriser différentes strates végétales et créer un couvert, et donc, différentes niches écologiques potentiellement exploitables par la faune. En comparaison à une unique strate herbacée, une structure étagée devrait favoriser une plus grande diversité et abondance de la faune.

L'objectif de cette étude est l'obtention de données fauniques quantitatives dans trois types d'habitats riverains, en vue de déterminer si les bandes riveraines matures de peupliers hybrides ont restauré l'habitat et la faune associée à un milieu de ruisseaux forestier (état naturel).

1.4 Question de recherche et hypothèses

Au Québec, il n'existe pas d'information sur la présence et l'abondance de la faune terrestre en plantation riveraine de peupliers hybrides, ni sur leur comparaison à d'autres habitats déjà présents dans le paysage. On peut s'attendre à ce que la présence de la faune terrestre soit associée à certains facteurs (ou variables) écologiques comme la fermeture du couvert, le taux de recouvrement de strates végétales (herbacée, arbustive, arborée), ou encore le bois mort présent au sol, et qu'elle varie selon les habitats échantillonnés. La comparaison de la « signature faunique » de l'habitat de la bande riveraine plantée à celle des habitats témoins, que sont la forêt naturelle et le champ (milieux de champ), soulève deux hypothèses.

1) Premièrement, la bande riveraine a recréé un milieu dont les caractéristiques physiques et structurales ressemblent plus à un milieu riverain forestier qu'à une rive de champ en milieu agricole (lumière, température, fermeture du couvert, taux de recouvrement végétal).

2) Deuxièmement, la bande riveraine a recréé un milieu dont les caractéristiques biologiques (faune terrestre) ressemblent plus à un milieu riverain forestier qu'à une rive de champ en milieu agricole. Toutefois, il est fort possible que la richesse et l'abondance de la faune de la bande riveraine plantée ne soient pas uniquement représentatives du milieu riverain forestier ou riverain du champ. En effet, il est attendu que certaines espèces des bandes riveraines plantées soient typiques des milieux forestiers riverains, alors que d'autres seront typiques des milieux agricoles riverains (champs). Ainsi, l'hypothèse pourra être appuyée pour certaines espèces (ou cortèges d'espèces) mais invalidée pour d'autres. Il est possible, de manière générale, qu'un patron intermédiaire, en termes de ressemblances, émerge pour les bandes plantées. De plus, les dispositifs installés sur trois sites permettront de comparer les bandes entre elles vis-à-vis de leur état de développement (plus ou moins de couvert forestier selon la productivité des sites) ainsi que de leur éloignement des milieux forestiers environnants sur ces trois sites.

2. MÉTHODES

2.1 Dispositif de recherche

L'étude a été effectuée durant l'été et l'automne 2011 sur des terres privées en région agricole du sud du Québec. Sur les trois sites échantillonnés, deux se situaient au centre de la région administrative de l'Estrie (région des Cantons-de-l'Est) et le troisième à l'extrême Est de la région administrative de la Montérégie. Les trois sites d'étude se situent tous en moyenne à la hauteur du 45^{ème} parallèle et du 72^{ème} méridien (figure 2.1).

Sur chaque site, trois « habitats » riverains des ruisseaux ont été délimités, un habitat riverain dit « champ » devait être bordé de pâturage ou de champ (en culture ou non), un habitat riverain dit « forestier » (possédant un couvert forestier) bordant le même ruisseau et la bande plantée de peupliers hybrides riveraine du même ruisseau. La bande plantée de peupliers hybrides étant déjà définie, les habitats forestiers et de champs ne devaient pas être trop éloignés en amont ou en aval de la bande plantée. Dans ces deux habitats la surface échantillonnée fut la même que celle échantillonnée dans la bande riveraine, soit 90m de longueur riveraine et 5,5m de largeur sur chaque rive, imposant un standard de surface et ainsi rendre comparable les habitats. Toutefois, les habitats forestiers et champs étaient tous beaucoup plus vastes que les surfaces actuellement échantillonnées.

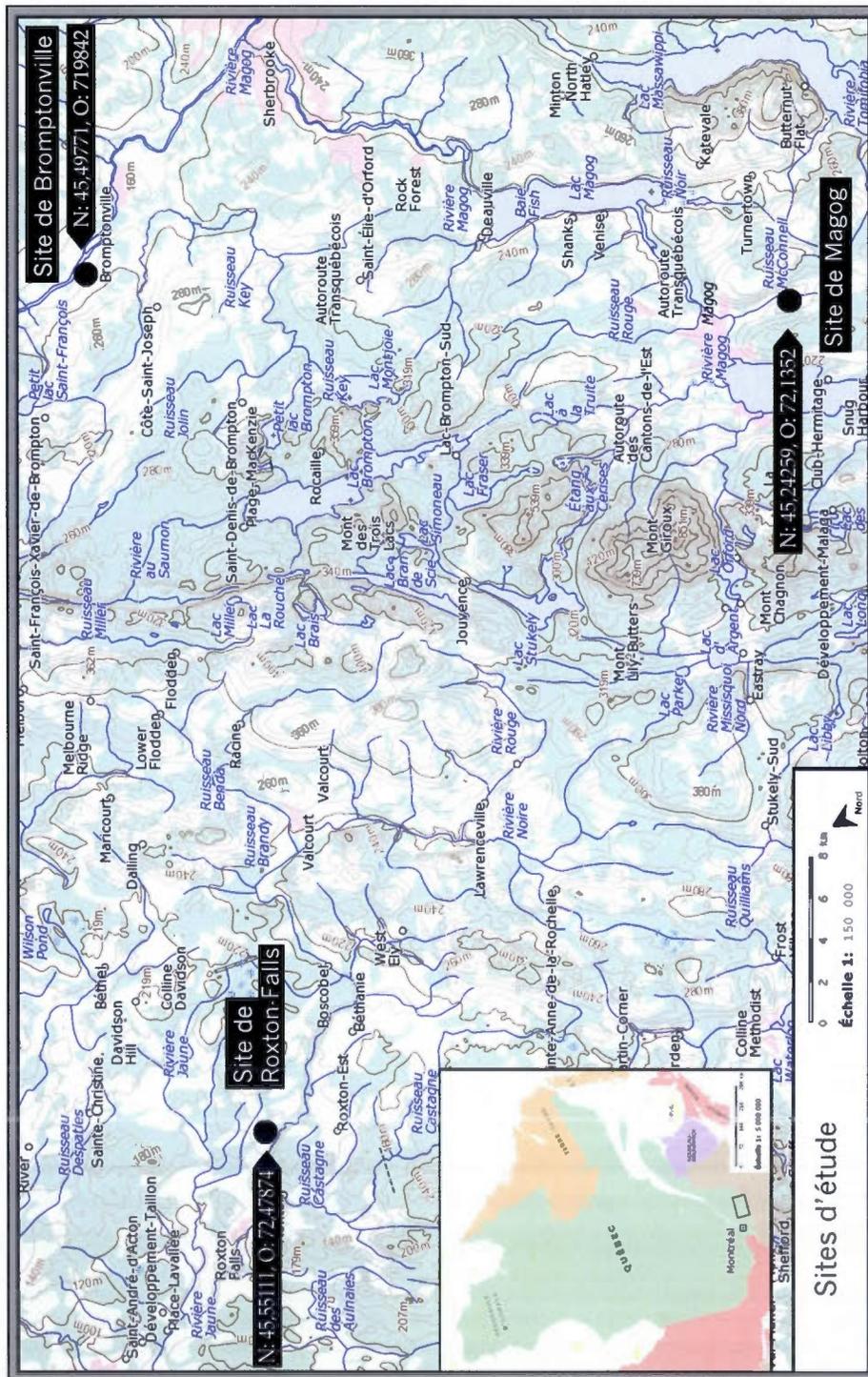


Figure 2.1 Répartition des 3 sites échantillonnés dans la région des Cantons-de-l'Est et de l'extrême Est de la Montérégie.

2.2 Taxons étudiés

Les micromammifères constituent un groupe régulièrement étudié et échantillonné. Au Québec, avec 23 espèces (essentiellement des campagnols, des souris, des musaraignes et des taupes) (Desrosiers *et al.*, 2002), ce groupe a l'avantage de couvrir l'ensemble du territoire de la province et tout type de milieu. En revanche, suivant les espèces, leur répartition connue peut être vaste ou très circonscrite (Desrosiers *et al.*, 2002), tout dépendra de leur valence écologique (espèce euryèce ou sténoèce).

De manière générale, les micromammifères sont des espèces à stratégie « r », elles sont donc pionnières, prolifiques, des consommatrices de premier ordre (excepté les Soricidés) et constituent également une base alimentaire pour un ensemble d'espèces consommatrices de niveaux trophiques supérieurs dans les chaînes alimentaires, tels les rapaces diurnes et nocturnes, ou encore les micro-carnivores (martre, hermine, vison, etc.). Les micromammifères ont donc un rôle primordial dans l'écologie de plusieurs espèces (Desrosiers *et al.*, 2002).

L'abondance relative des micromammifères peut varier de quelques individus à quelques milliers d'individus par hectare (Desrosiers *et al.*, 2002). Ces variations s'expliquent premièrement par la qualité et la capacité d'accueil du milieu, mais aussi par les fluctuations de leur environnement. Les micromammifères sont des espèces sensibles aux changements environnementaux, comme les variations climatiques (interannuelles) ou encore des modifications d'habitat affectant directement leur milieu de vie, leur alimentation, et donc leur survie. Dans leurs études, Cheveau *et al.* (2004) et Sullivan *et al.* (1999) rapportent bien l'existence de ces variations interannuelles dans les communautés de micromammifères, et Pearce et Venier (2005) rappellent que leur utilisation en tant que bioindicateurs pour des suivis (interannuels) est difficile. Ce projet ne visant pas un suivi, mais plutôt la mise en évidence d'une présence et abondance à un instant précis, la variation interannuelle dans les habitats étudiés n'a pas d'impact sur l'échantillonnage du taxon. Les micromammifères restent donc un bon indicateur pour trouver une similarité ou non entre les habitats échantillonnés en répondant à la deuxième hypothèse touchant l'aspect faunique.

À l'échelle du paysage, l'habitat forestier et principalement les forêts matures, sont caractérisés physiquement par une structure complexe. Elles sont régies par une hétérogénéité verticale et horizontale sous forme de trouées, chablis, bois mort au sol ou sur pied, ou encore par la présence d'arbres sénescents (Jetté *et al.*, 2008 ; Varady-Szabo *et al.*, 2008), mais également par un cortège aviaire y étant fortement lié (Drapeau *et al.*, 2000). L'une de ces caractéristiques physiques (arbres morts ou sénescents) est particulièrement intéressante pour certains taxons, comme les Pucidés, de même que les micromammifères (Vaillancourt *et al.*, 2008). La famille des Pucidés a donc été choisie pour faire une comparaison avec le milieu forestier naturel. On peut noter avec facilité les marques d'activité d'excavation par les Pucidés. Par sa simple présence, ce groupe taxonomique servira à aborder la deuxième hypothèse de cette étude en différenciant les différents habitats échantillonnés d'un point de vue faunique. Il aura également pour objectif de trouver ou non une similarité dans des caractéristiques physiques (couvert, bois mort, etc.) entre les habitats.

L'utilisation d'espèces dites bio-indicatrices est de plus en plus répandue dans le domaine de la conservation (Padoa-Schioppa *et al.*, 2006). Même si Pearce et Venier (2005) avouent que l'utilisation d'espèces bio-indicatrices chez les mammifères est difficile, compte tenu des fortes variations interannuelles (Cheveau *et al.*, 2004 ; Sullivan *et al.*, 1999), l'utilisation de leur abondance, en temps qu'indicateur, permet à l'échelle locale leur mise en lien avec des caractéristiques structurelles propres aux éléments paysagers. L'acquisition de ces données peut ainsi fournir de précieuses informations pour la mise en place de projets de restauration (Padoa-Schioppa *et al.*, 2006).

2.3 Description de la région d'étude

Malgré deux régions écologiques différentes, « 2c-Coteaux de l'Estrie » pour les sites de Bromptonville et de Magog, et « 2b-Plaine du Saint-Laurent » pour celui de Roxton-Falls, les trois sites font tous partie de la zone de végétation tempérée nordique, ainsi que de la sous-zone de la forêt décidue. Les trois sites font aussi partie du sous-domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul (Gosselin, 2005, 2007).

Le site de Roxton-Falls est situé à l'extrémité est de la Montérégie. La Montérégie possède 64 % de sa superficie en surface agricole contre 35,5% en forêt. Sur l'ensemble du territoire boisé, 98 % est en propriété privée contre 2 % en propriété publique (DAFMLM, 2002) avec un taux de déboisement de 2,7% entre 1999 et 2004 (DAFMLM, 2002). Le territoire Montérégien rassemble 3 bassins versants majeurs (Yamaska, Richelieu et Châteauguay), dont celui de la Yamaska qui couvre la plus grande superficie avec 4730 km² (DAFMLM, 2002). Au cours des 60 dernières années, l'évolution de l'agriculture dans la région a artificialisé près de 25000 km d'habitat aquatique. Entre 1981 et 1991, c'est 2400 km de cours d'eau qui ont été modifiés (DAFMLM, 2002). La MRC d'Acton, où se situe le site de Roxton-Falls, est l'une des 15 MRC en Montérégie. Entre 1999 et 2004 la MRC a perdu 800 ha de superficie forestière, dont 800 ha à l'intérieur du zonage agricole. Cette perte représente 3 % de la superficie de la MRC. En plus des pertes de surface forestière, la MRC d'Acton est passée de 501 exploitations agricoles en 1991 à 414 en 2001 (Morisset *et al.*, 2006). D'ordre général, la production animale représente 50% des surfaces contre 29 % pour les grandes cultures (Morisset *et al.*, 2006).

Quant à la région de l'Estrie, 70 % de son territoire est en surface boisée (Chalifour, 2010a) et 29 % du territoire est occupé par une activité agricole (SFPQ, 2002) dont 20,8 % est attribué à l'acériculture (Chalifour, 2010a). Le territoire de l'Estrie compte cinq bassins versant majeurs, dont celui de la rivière Saint-François qui couvre la plus grande partie du territoire estrien, soit 67 % (CRRNT, 2010).

La MRC de Sherbrooke où se trouve le site de Bromptonville, possédait en 2010 37 % de son territoire en surface agricole avec seulement 60 entreprises agricoles. Ce qui fait de la MRC de Sherbrooke celle avec le plus petit nombre d'exploitants en Estrie. Sur ces 37 %, 66,7 % concernent la production animale, contre 8,3 % pour les grandes

cultures. Entre 1997 et 2007, toutes les exploitations animales ont diminué en nombre, à l'exception des Ovins (+ 4,1%), soit une perte totale de 3,4 % du nombre d'exploitations. Durant la même période, la superficie des exploitations agricoles liée à la production végétale a diminué de 25 % dans la MRC (Chalifour, 2010c).

La MRC de Memphremagog, où se situe le site de Magog, possède une zone agricole permanente représentant 53% de son territoire, avec 66,6% de cette zone sous production animale, contre 11,5 % de grandes cultures. Entre les années 1997 et 2007, la superficie en culture dans la MRC a diminuée de 22,5 % (Chalifour, 2010b).

Compte tenu leur localisation méridionale, la Montérégie et l'Estrie possèdent une place privilégiée pour maintenir une forte diversité spécifique. Cet avantage géographique est plus important pour la Montérégie. Elle est bordée par le Saint-Laurent, qui est un axe migratoire important à l'échelle du Québec et qui favorise le passage d'un plus grand nombre d'espèces qu'en Estrie. Toutefois, on trouve autant de micromammifères dans les deux régions, à savoir, 5 espèces de Soricidés, 2 espèces de Talpidés, 7 espèces de Cricetidés, 2 espèces de Muridés et 2 espèces de Zapodidés (Desrosiers *et al.*, 2002).

2.4 Description des sites d'étude

Sur le territoire des Cantons-de-l'Est, on retrouve les sites de Magog (N : 45,2426, O : 72,2352) et de Bromptonville (N : 45,4977, O : 71,9842), qui sont deux fermes bovines à pâturage typiques en Estrie. Entre 2009 et 2010, des clôtures ont été installées le long des pâturages et le long de la bande riveraine de peupliers. Le site de Roxton-Falls, (N : 45,5511, O : 72,4787) correspond à un milieu agricole abandonné récemment, sur lequel n'est présent ni bétail ni clôture. C'est en 2003 qu'ont été plantées sur les trois sites les bandes de peupliers hybrides. Lors de l'été 2011 elles avaient atteint leur 9^{ème} saison de croissance.

Au site de Roxton-Falls, le ruisseau prend sa source dans la rivière Noire (majoritairement lors de crues) en amont de la bande plantée de peuplier (1 km au sud) et se jette de nouveau dans celle-ci 400 m en aval de la bande plantée. De sa source jusqu'à la bande de peuplier, le ruisseau est sous couvert forestier et n'est en champ qu'à sa sortie de la bande de peuplier sur une distance de 280 m avant sa rencontre avec la rivière Noire (figure 2.2). Pour le site de Bromptonville, le ruisseau prend naissance

1,2 km en amont à l'ouest de la bande de peupliers pour venir se jeter dans la rivière Saint-François 800m plus en aval de l'autre côté de l'Autoroute 55. Le ruisseau de Bromptonville, traverse depuis sa source 380 m de boisés. Il est ensuite couvert par une bande riveraine partielle de grands saules (*Salix* sp.) sur une distance de 330 m, avant son arrivée à la bande de peuplier. À sa sortie de la bande plantée, il traverse 585m de champ avant de retrouver un dernier 110 m de jeunes boisés à l'embouchure de la rivière Saint-François (figure 2.3). Quant au ruisseau du site de Magog, il prend sa source 2,5 km en amont au sud de la bande de peupliers pour aller se jeter dans la rivière Magog 1,5 km plus en aval (au nord). La rivière Magog est elle même une décharge du lac Memphremagog, 2 km en amont. De sa source à la bande plantée, le ruisseau passe successivement entre des boisés et des parties ouvertes (prairies, jardins). À sa sortie de la bande plantée, il coule dans habitat de champ (pâturages) jusqu'à sa rencontre avec la rivière Magog (figure 2.4).

Sur chacun des trois sites, trois habitats riverains de ruisseaux ont été étudiés : la bande riveraine plantée de peupliers en 2003, la forêt riveraine naturelle et le champ riverain. C'est sur le patron de la bande riveraine plantée (longueur x largeur par rive) qu'ont été définis la surface à échantillonné dans les deux autres habitats, soit 495 m² (90 m x 5,5 m) par rive par habitat, afin de standardiser les milieux à échantillonner. Chaque habitat échantillonné aura donc une surface totale standardisée de 990 m² (environ 0,1ha). Le milieu « forêt naturelle » n'est pas représenté au site de Bromptonville, car la forêt naturelle était beaucoup trop éloignée de la bande riveraine plantée.

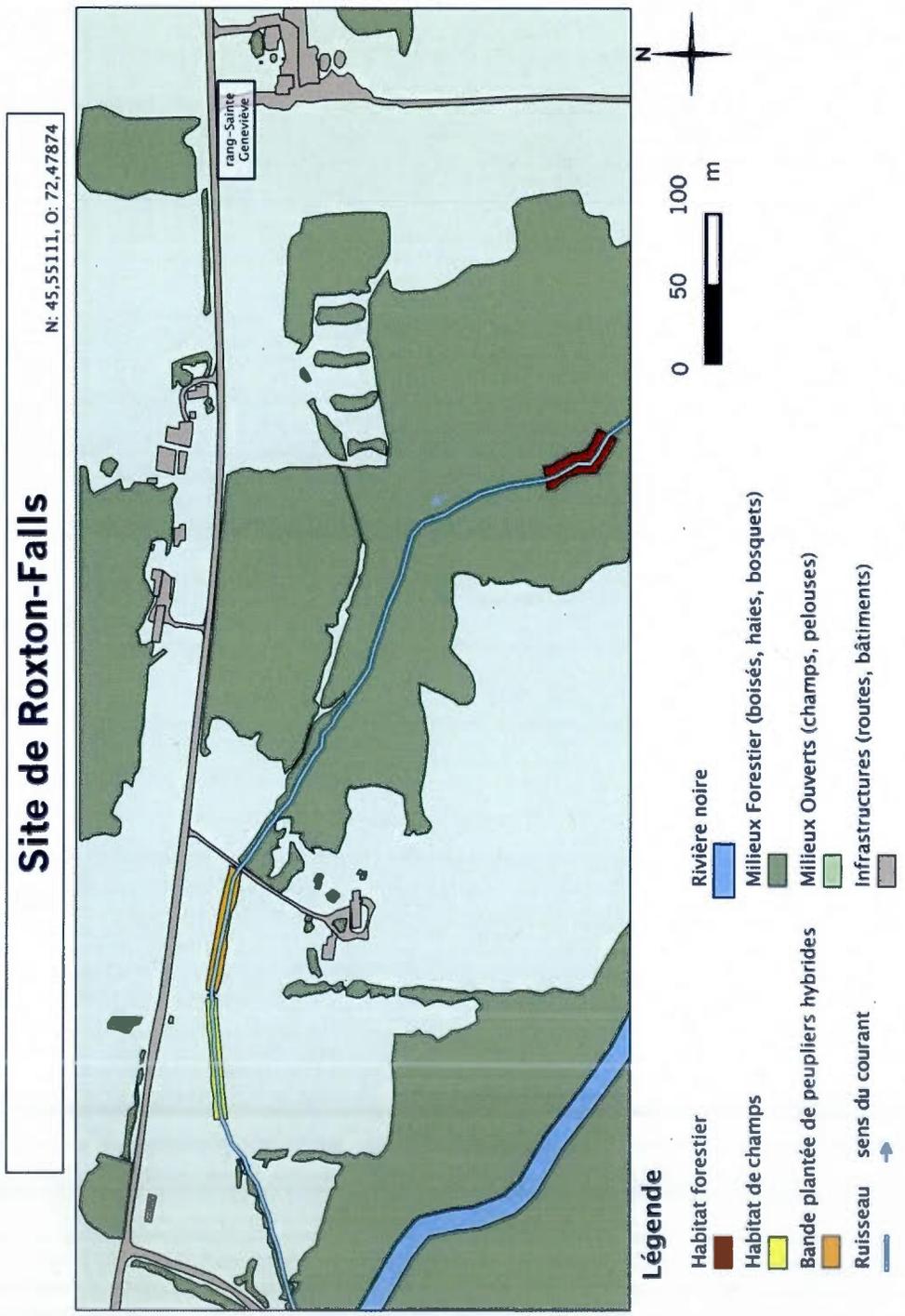


Figure 2.2 Cartographie du site de Roxton-Falls.

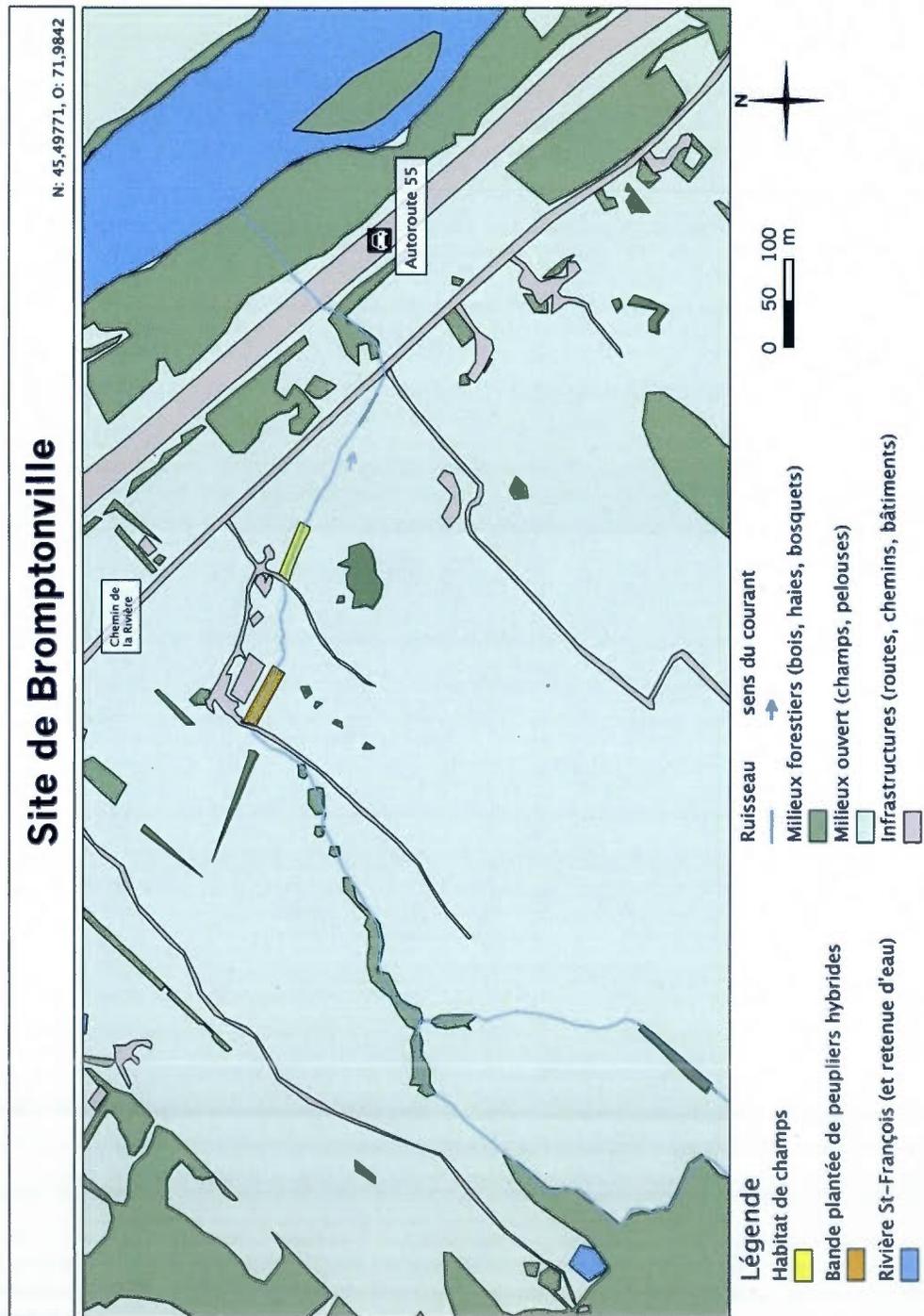


Figure 2.3 Cartographie du site de Bromptonville. (L'habitat « forêt naturelle » n'est pas présent au site de Bromptonville, car ce milieu naturel était trop éloigné de la bande riveraine plantée).

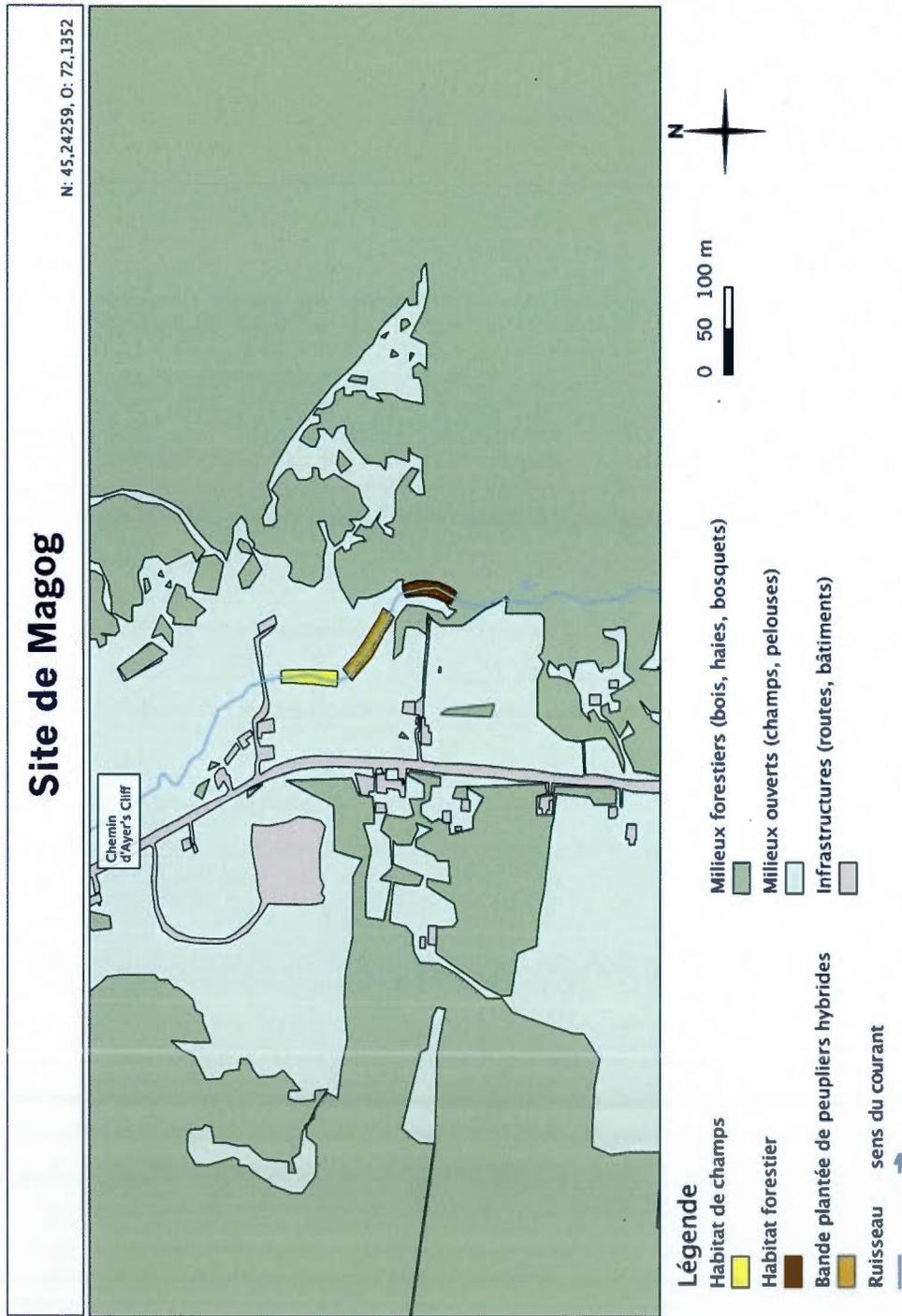


Figure 2.4 Cartographie du site de Magog.

2.5 Échantillonnage des variables environnementales

2.5.1 Ouverture du couvert

La mesure du recouvrement d'arbres et d'ouverture du ciel s'effectue à l'aide de photographies hémisphériques (Frazer *et al.*, 2001). Ces photos sont prises à l'aide d'un appareil photo fixé sur un trépied et muni d'une lentille hémisphérique (Nikon FC-E9). Cette méthode permet de caractériser le recouvrement d'une canopée d'arbres (Simioni, 2002), afin d'obtenir un pourcentage de fermeture ou d'ouverture du couvert, tout en fournissant de l'information sur le taux de lumière diffuse en sous couvert, ce qui aura une influence sur la croissance de la végétation au sol (Simioni, 2002). L'échantillonnage de cette variable a été effectué une seule fois à cinq endroits sur chaque rive de chaque habitat le long d'un transect passant au milieu de chaque rive. C'est donc cinq images hémisphériques par rive par habitat, soit un total de 10 images par habitat, qui ont été prises pour évaluer la fermeture ou l'ouverture du couvert de chacun des trois habitats échantillonnés. Le logiciel Gap Light Analyser (Frazer *et al.*, 2001) a été utilisée pour déterminer le pourcentage de ciel ouvert pour chaque photo. La moyenne des données de 10 photos a été utilisée pour la variable pourcentage de ciel ouvert.

2.5.2 Données des arbres

Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) a été mesuré pour chaque arbre situé à l'intérieur de la surface échantillonnée. La mesure du DHP des arbres permet l'obtention de la surface terrière totale des arbres par espèce, groupe d'espèces (ex : conifères) ou pour toutes les espèces réunies. La surface terrière renseigne sur les surfaces occupées par les espèces présentes par unité de surface. L'échantillonnage du DHP a été effectué à l'aide de deux quadrats par rive de 25 m par 5,5 m (largeur de la bande par rive), soit 137,5 m², choisis au hasard, l'un en amont et l'autre en aval sur chacune des rives des habitats. C'est donc un total de deux quadrats par rive, (275 m² par rive), soit quatre quadrats par habitat (550 m² par habitat). Dans chacun de ces quadrats le DHP de toutes les tiges ligneuses a été noté par espèce.

2.5.3 Pourcentage d'arbustes, d'herbacées, et de roches

Le pourcentage de recouvrement a été estimé pour les strates arbustives et herbacées dans chacun des habitats. De plus, le pourcentage de recouvrement de roches apparentes

a également été évalué. Le pourcentage de recouvrement a été obtenu par estimation visuelle effectuée par le même observateur (Denis Pageault) sur l'ensemble de chaque habitat, et sans distinction de rive. Il s'agit donc d'un pourcentage de recouvrement arbustif, herbacé et de roches apparentes par habitat, soit des pourcentages de recouvrement sur une surface de 990 m².

2.5.4 Bois mort au sol

Le bois mort au sol a été échantillonné quantitativement dans chaque habitat. Comme pour l'échantillonnage du DHP, deux quadrats par rive, soit quatre par habitat, chacun de 25 m par 5,5 m (largeur des bandes par rive) ont été échantillonnés. Sur chacune de ces surfaces, la longueur de tous les débris ligneux au sol a été mesurée et additionnée pour obtenir une longueur totale. Seuls les débris ligneux de plus de 5 cm de diamètre ont été mesurés. C'est donc une longueur totale de bois mort (en mètres) par unité de surface (137,5 m² par quadrat, soit 550 m² par habitat) qui a été mesurée.

2.5.5. Hauteur de la rive

L'échantillonnage de la hauteur de la rive s'est déroulé sur le même modèle que la méthode des photographies hémisphériques. Sur la base d'un transect, tous les 15 m sur chacune des rives de chaque habitat, ont été relevés cinq hauteurs de rive. À chaque point de relevé, la hauteur de la rive a été mesurée à 3 m du bord de l'eau, en mesurant la dénivellation entre le niveau de l'eau du ruisseau et le niveau de la berge. Tous les relevés ont été effectués durant la période d'étiage des ruisseaux échantillonnés (en août 2011). Un total de 10 mesures de hauteur de la rive, à 3 m du bord, ont été prises par habitat. Pour caractériser la hauteur des rives de chaque habitat, la hauteur moyenne de ses rives à 3 m a été utilisée.

2.6 Échantillonnage des micromammifères

Le dispositif de capture des micromammifères a consisté en la pose de pièges à prise vivante de type Sherman (9" x 3" x 3") et de type Longworth (5,4" x 2,5" x 3,4") (Blant *et al.*, 2007 ; Bourgault, 2008 ; Fortin et Ouellet, 2007 ; Manley *et al.*, 2005) avec l'emploi d'attractifs (Whisson *et al.*, 2005). L'attractif utilisé a été un mélange de beurre d'arachide et de gruau d'avoine, déposé sous forme de boulette au fond des pièges. En plus de l'attractif, chaque piège a été muni d'une boule de coton pour fournir un isolant

à l'animal capturé durant la nuit, et une rondelle de carotte (riche en eau) pour son hydratation.

La méthode de piégeage en ligne (Herrenschmid, 1984 ; Spitz *et al.*, 1974 ; Stahl, 1986) a été retenue pour un échantillonnage régulier. Selon McWilliam (2002) les pièges doivent être espacés de 15 à 20 m. Ils ont donc été disposés en ligne sur les rives à raison de 12 pièges par habitat (6/rive/habitat), soit 36 pièges par site. Sur une rive dans chaque habitat, le premier piège a été déposé au centre de celle-ci (environ 2,5 m de la rive) et à 7,5 m d'une extrémité (amont ou aval) de la zone riveraine, puis les pièges ont été disposés tout les 15m afin que le dernier piège de la rive arrive lui aussi à 7,5 m à l'autre extrémité de la zone riveraine (figure 2.5). Ce patron a été répété sur les deux rives.

Chaque séance d'échantillonnage comportait trois nuits consécutives de capture (Dupuy *et al.*, 2007 ; Fortin et Doucet, 2003), soit 9 nuits par session de trappe pour l'ensemble des trois sites, pour un total de 27 nuits de capture. L'échantillonnage a débuté au mois de juillet 2011 (première session de trappe débutée le 4 juillet), s'est poursuivi durant la première semaine d'août 2011 (deuxième session de trappe débutée le 4 août) et durant le mois de septembre (troisième session de trappe débutée le 1 septembre). Lors de chaque session de trappe, les pièges ont été posés au sol au crépuscule (McWilliam, 2002), avec leurs attractifs, puis visités toutes les 12h (McWilliam, 2002) soit deux fois par jour avec la première visite tôt le matin (6h00) et la seconde en début de soirée (18h00). La visite d'un piège, la manipulation (pour identification), puis la relâche d'un animal capturé ont été effectuées piège par piège, un à la suite de l'autre (36 par période de relevés).

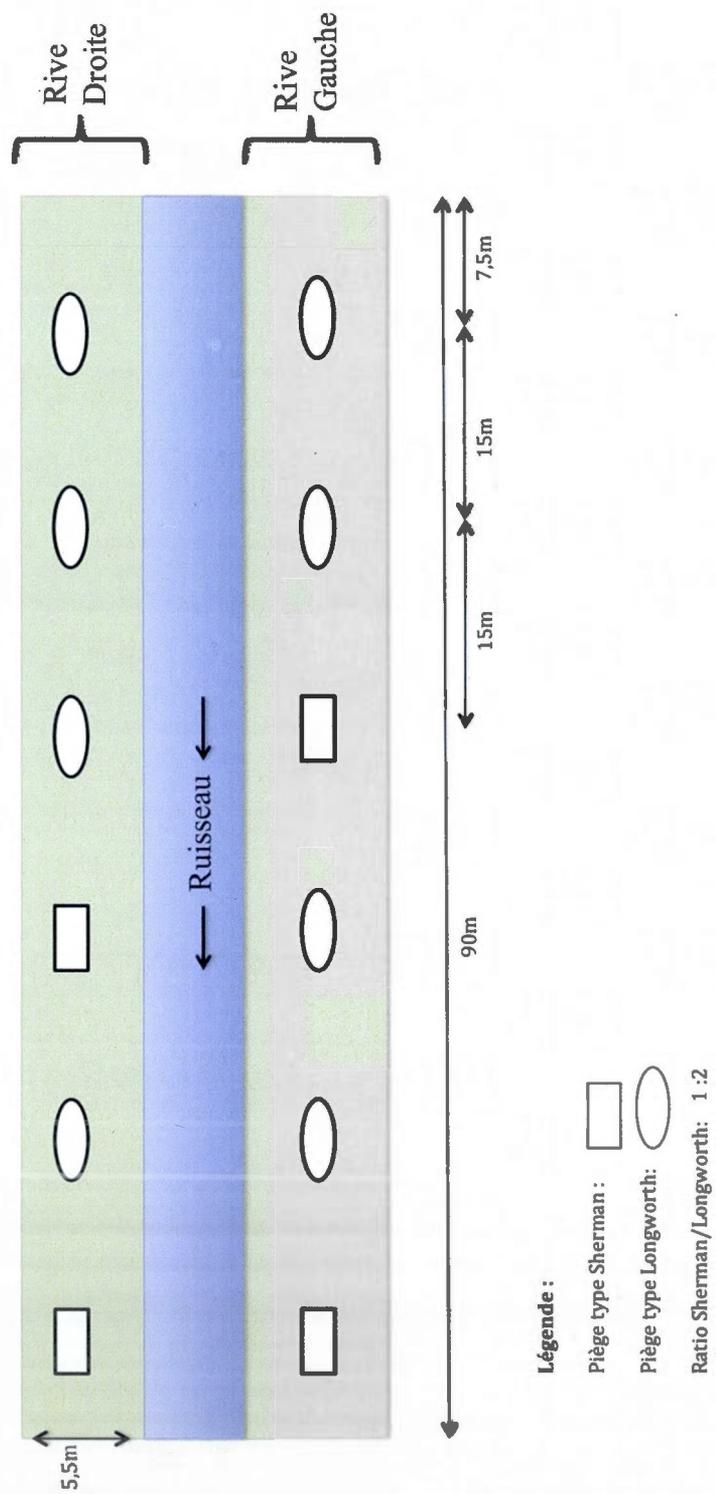


Figure 2.5 Dispositif d'échantillonnage des micromammifères.

2.7 Indice d'activité des Pucidés

Un indice d'activité a été utilisé afin d'évaluer la présence et l'abondance de l'utilisation des habitats par les pics. Dans des quadrats de dimensions égales à celles précédemment mentionnées (25 m x 5,5 m, soit 137,5 m² par quadrat, soit 550 m² par habitat), chaque arbre présent dans les quadrats a été examiné afin de déterminer la présence de marques d'alimentation ou de cavités de nidification indiquant une quelconque activité des pics. Lors de l'inventaire, un classement binaire a été attribué à chaque arbre (sans distinction d'essence) : 0 étant attribué à un arbre ne possédant aucune marque (trace), 1 pour un arbre ayant subi un léger début d'activité, une simple marque, ou la présence de marques d'alimentation ou de cavité de plus en plus importantes sur le tronc. L'indice d'activité des Pucidés (IAP) par habitat a été exprimé sous forme de pourcentage ($IAP = (nb \text{ arbres touchés} / nb \text{ arbres total}) \times 100$), IAP est donc un pourcentage d'arbres touchés de classe 1 versus ceux non touchés de classe 0.

2.8 Analyse des données

Les données récoltées ont été analysées à l'aide d'ordinations afin d'identifier les gradients environnementaux les plus importants et interprétables. Les méthodes d'ordination sont utilisées pour projeter les stations échantillonnées dans un nombre limité de dimensions, orthogonales les unes aux autres, et pour présenter les tendances majeures de variabilité de ces données. Le cadrage multidimensionnel non-métrique (CMDN) et l'analyse en composantes principales (ACP) ont été utilisés comme méthodes d'ordination (Legendre et Gallagher, 2001). Ces analyses serviront à vérifier ou à invalider les hypothèses sur l'effet bénéfique des bandes riveraines d'arbres sur l'abondance et la répartition de la faune terrestre. L'ordination CMDN a été construite à partir seulement des données d'abondance des micromammifères et de l'indice d'activité des Pucidés (avec double standardisation Wisconsin et transformation racine carrée des données). L'ordination comporte 8 objets, soit les 8 habitats échantillonnés. Les variables environnementales et les variables espèces significativement corrélées (à $p < 0.05$) avec les deux premiers axes de l'ordination CMDN ont été illustrées sur le plan d'ordination à l'aide de flèches (vecteurs). L'ordination ACP a été construite à partir seulement des variables environnementales. Cette ordination comporte elle aussi 8 objets et les variables environnementales significativement corrélées (à $p < 0.05$) aux deux premiers axes ont été illustrées sur le plan d'ACP à l'aide des flèches (vecteurs).

Enfin, les données des variables fauniques et environnementales ont été soumises à des analyses de variance (ANOVA, modèle linéaire à effets mixtes) pour déterminer les effets (habitat et site) qui influencent l'abondance de chaque espèce, ou l'importance de chaque facteur écologique. Les données des trois périodes de capture ont été combinées par addition des données pour créer les données des micromammifères. L'indice d'activité des Pucidés a été compilé à partir d'une seule série d'observations. Les données combinées des micromammifères et de l'indice d'activité de pics ont été utilisées pour créer la matrice de données de la faune terrestre.

3. RÉSULTATS

3.1 Analyse de variance des variables environnementales

Les données environnementales et fauniques ont fait l'objet d'une analyse de variance (ANOVA) sous forme de modèle linéaire à effets mixtes. L'analyse de variance portant sur les variables environnementales ne révèle pas d'effets significatifs pour les sites. En revanche, elle identifie six variables pour lesquelles un effet habitat significatif est trouvé. Les « roches au sol », et l'« ouverture du couvert » sont deux variables significatives pour l'effet habitat avec des valeurs-p <0.001 . Viennent ensuite le « recouvrement d'herbacées » et le « nombre d'espèces » pour une valeur-p <0.01 , et le « recouvrement d'arbustes » et le « pourcentage de surface terrière de conifères » avec des valeurs-p <0.05 (tableau 3.1). Sur l'ensemble des onze variables abiotiques, plus de la moitié (soit 6 variables) sont significatives pour l'effet habitat contre aucune pour l'effet du site.

Pour l'« ouverture du couvert », les moyennes montrent une équivalence entre les habitats forestiers (F) et la bande plantée (BR), avec respectivement 21,7% et 19,6% contre les 89,4% de l'habitat Champ (C) ($C > BR = F$) (tableaux 3.1 et 3.2). Pour ce qui est des « roches au sol », les habitats montrent quant à eux des ressemblances entre l'habitat de champ (0,16%) et la bande plantée (0,66%), qui diffèrent significativement de l'habitat forestier (27%) ($C = BR < F$) (tableaux 3.1 et 3.2). La variable « nombre d'espèce » montre également un ressemblance entre l'habitat de champ (1,3) et la bande plantée (2,3) et elle est significativement différente dans l'habitat forestier (5,5) ($C = BR < F$) (tableaux 3.1 et 3.2).

Le « recouvrement d'herbacées » ne montre pas de similarité entre les habitats échantillonnés, mais il montre un gradient. L'habitat de champ (100%) possède un recouvrement d'herbacées significativement supérieur à la bande plantée (76%), lui même est significativement supérieur à celui de l'habitat forestier (40%) ($C > BR > F$) (tableaux 3.1 et 3.2). Pour le « recouvrement d'arbustes » la moyenne de l'habitat de champ (2,5%), celle de la bande plantée (27,5%) et celle de l'habitat forestier (11,7%) montrent clairement que le recouvrement d'arbustes de la bande plantée est significativement supérieur aux deux autres habitats ($BR > F > C$). La dernière variable

Tableau 3.1. Analyse de variance (modèle linéaire à effets mixtes) comparant l'effet de l'habitat et du site sur les variables environnementales. Les valeurs-P pour l'habitat viennent du modèle (Var~habitat) avec le site comme variable aléatoire. Les valeurs-P pour le site viennent du modèle (Var~habitat+site) avec chaque combinaison site/habitat comme variable aléatoire. Les différences habitats et sites ont été obtenues par des analyses de contrastes (habitats : BR=bande riveraine, F=forêt, C=champ (sites : M=Magog, B=Bromptonville, R=Roxton-Falls). Les différences significatives sont en caractères gras.

Variables environnementales	P_{site}	P_{habitat}	
Hauteur de la berge	0,433	0,127	
Bois mort au sol	0,743	0,323	
Roches au sol	0,621	<0,001***	C=BR<F
Recouvrement d'herbacées	1,000	0,004**	C>BR>F
Recouvrement d'arbustes	0,871	0,036*	C<F<BR
% Ouverture (ciel, canopée)	0,730	<0,001***	C>BR=F
Nombre d'espèces	0,288	0,006**	C=BR<F
Surface terrière totale des arbres	0,857	0,161	
Densité totale des arbres	0,942	0,072*	C<BR=F
% de surface terrière de conifères	0,519	0,010*	C=BR<F
% de densité de conifères	0,521	0,304	

***p<0,001 ; **p<0,01 ; *p<0,05 ; *p<0,1

Tableau 3.2. Moyennes et écarts-types des différentes variables environnementales en fonction des habitats et des sites d'étude.

	Habitats					
	Champ		Bande		Forêt	
	M	ET	M	ET	M	ET
Hauteur de la berge à 3m (m)	0,8	0,1	1,2	0,3	1,2	0,1
Bois mort au sol (m)	1,1	0,8	35,5	24,8	123,7	98,3
Recouvrement roches au sol (%)	0,2	0,2	0,7	0,9	27	3
Recouvrement d'herbacés (%)	100	0	76,6	4,7	40	10
Recouvrement d'arbustes (%)	2,5	0,7	27,5	5,4	11,7	8,3
Ouverture du couvert (%)	89,5	3,31	19,6	2,4	21,7	6,7
Nombre d'espèces	1,3	0,5	2,3	0,5	5,5	0,5
Surface terrière totale des arbres (m ² /ha)	0,03	0,04	32,1	8,8	17,7	12
Densité totale de tiges (n/ha)	27	38,1	3380	652	3358	1782,8
% de surface terrière de conifères	0	0	0,1	0,11	30,4	8,6
% de densité de conifères	0	0	0,5	0,8	9,3	8

	Sites					
	Bromptonville		Magog		Roxton-Falls	
	M	ET	M	ET	M	ET
Hauteur de la berge à 3m (m)	1,1	0,4	1	0,1	1	0,2
Bois mort au sol (m)	36,2	34,4	14,6	9,9	80,3	100,5
Recouvrement roches au sol (%)	0,2	0,25	8,6	10,9	10	14,1
Recouvrement d'herbacés (%)	85	15	76,6	20,5	70	29,4
Recouvrement d'arbustes (%)	12,7	9,75	16	9,41	13,3	15,3
Ouverture du couvert (%)	50,5	34,3	47,4	31,9	42,4	15,3
Nombre d'espèces	2	0	2,6	1,7	3,3	34,6
Surface terrière totale des arbres (m ² /ha)	16,8	16,8	6,4	5,44	15,6	12,1
Densité totale de tiges (n/ha)	1353	1353,5	2797	2082,8	1946	1760
% de surface terrière de conifères	0	0	7,3	10,21	12,9	18,4
% de densité de conifères	0	0	0,9	0,70	5,7	8,2

Légende : M = moyenne, ET = écart-type.

environnementale significative est celle du « pourcentage de surface terrière de conifères ». Là encore, une similarité entre la bande plantée (0,07%) et l'habitat de champ (0%) est observée, et le pourcentage de surface terrière de conifères est significativement plus élevé (30,3%) en forêt ($C=BR<F$) (tableaux 3.1 et 3.2).

3.2 Analyse de variance des variables fauniques

L'analyse de variance des variables fauniques révèle que trois variables sur les dix montrent significativement un effet « habitat », soit deux espèces de micromammifères, *Peromyscus maniculatus* et *Peromyscus leucopus*, et l'« activité des Pucidés ». De la même manière que pour les l'ANOVA des variables environnementales, il n'y a aucune variable qui montre un effet « site » significatif (tableau 3.3).

Pour *Peromyscus leucopus*, la moyenne des captures dans les habitats de champs (0) et des bandes plantées (0) montre clairement la similarité entre ces deux habitats. Ces deux habitats se différencient significativement de l'habitat forestier (1) par la présence de *P. leucopus* dans cet habitat, ($C=BR<F$) (tableaux 3.3 et 3.4). Malgré une présence de l'espèce *Peromyscus maniculatus* dans les bandes plantées (0,3), l'habitat possède une moyenne de capture ayant plus de similarité avec l'habitat de champ (0) qu'avec l'habitat forestier (3), qui se différencie statistiquement des deux autres habitats ($C=BR<F$) (tableaux 3.3 et 3.4). La dernière variable faunique est l'« activité des Pucidés ». Entre les sites, il est encore notable qu'il n'y a aucune différence. Toutefois, une similarité entre l'habitat forestier (29,8%) et la bande plantée (40,1%) est remarquable pour l'activité des Pucidés. Ces deux habitats sont statistiquement différents de l'habitat de champ, où il n'y a peu ou pas d'arbres, et donc aucune activité des Pucidés (tableaux 3.3 et 3.4).

Le tableau 3.5 montre que le nombre total de captures augmente de 37 individus capturés en champs (C) riverains, à 41 dans les bandes plantées riveraines (BR) et à 44 dans les habitats forestiers riverains (F). Sur les neuf espèces capturées, sept se retrouvent dans les habitats forestiers, contre quatre en bandes plantées et trois en habitat de champ. La diversité spécifique est plus élevée dans les habitats forestiers, que dans les habitats de champs et dans les bandes plantées.

Tableau 3.3. Analyse de variance (modèle linéaire à effets mixtes) comparant l'effet de l'habitat et du site sur les variables fauniques (espèces de micromammifères (n individus capturés) et l'indice d'activité des Pucidés). Les valeurs-P pour l'habitat viennent du modèle (Var~habitat) avec le site comme variable aléatoire. Les valeurs-P pour le site viennent du modèle (Var~habitat+site) avec chaque combinaison site/habitat comme variable aléatoire. Les différences habitats et sites ont été obtenues par des analyses de contrastes (habitats : BR=bande riveraine, F=forêt, C=champ (sites : M=Magog, B=Bromptonville, R=Roxton-Falls).

Variables fauniques	P _{site}	P _{habitat}	
<i>Blarina brevicauda</i>	0,352	0,706	
<i>Sorex cinereus</i>	0,522	0,357	
<i>Myodes gapperi</i>	0,519	0,383	
<i>Microtus pennsylvanicus</i>	0,230	0,522	
<i>Peromyscus maniculatus</i>	1,000	0,003**	C=BR<F
<i>Peromyscus leucopus</i>	1,000	<0,001***	C=BR<F
<i>Napaeozapus insignis</i>	0,158	0,585	
<i>Zapus hudsonius</i>	0,230	0,383	
<i>Mustela erminea</i>	0,519	0,260	
Activité des Pucidés	0,287	0,021*	C<BR=F

***p<0,001 ; **p<0,01 ; *p<0,05 ; *p<0,1

Tableau 3.4. Moyennes de captures (3 sessions) des différentes espèces et de l'indice d'activité des Pucidés en fonction des habitats et des sites d'étude.

	Habitats					
	Champ		Bande		Forêt	
	M	ET	M	ET	M	ET
<i>Blarina brevicauda</i>	10,6	9,2	11,6	7,8	6,5	4,5
<i>Sorex cinereus</i>	0	0,0	1,3	0,9	10	9,0
<i>Myodes gapperi</i>	0	0,0	0	0,0	0,5	0,5
<i>Mycrotus pennsylvanicus</i>	1,5	1,4	0	0,0	0	0,0
<i>Peromyscus maniculatus</i>	0	0,0	0,3	0,5	3	0,0
<i>Peromyscus leucopus</i>	0	0,0	0	0,5	1	1,0
<i>Napoeozapus insignis</i>	0	0,0	0,3	0,5	0,5	0,5
<i>Zapus hidsonius</i>	0,6	0,9	0	0,0	0	0,0
<i>Mustela ermina</i>	0	0,0	0	0,0	0,5	0,5
Excavation des Pucidés (%)	0	0,0	40	13,9	30	1,3

	Sites					
	Bromptonville		Magog		Roxton-Falls	
	M	ET	M	ET	M	ET
<i>Blarina brevicauda</i>	1,5	0,5	15,3	5,4	10,3	7,9
<i>Sorex cinereus</i>	1	1,0	0,3	0,5	7	8,5
<i>Myodes gapperi</i>	0	0,0	0	0,0	0,3	0,5
<i>Mycrotus pennsylvanicus</i>	1,5	1,5	0	0,0	0	0,0
<i>Peromyscus maniculatus</i>	0	0,0	1,3	1,3	1	1,4
<i>Peromyscus leucopus</i>	0	0,0	0,3	0,5	0,3	0,5
<i>Napoeozapus insignis</i>	0	0,0	0	0,0	0,6	0,5
<i>Zapus hidsonius</i>	0	0,0	0	0,0	0,6	0,9
<i>Mustela ermina</i>	0	0,0	0,3	0,5	0	0,0
Excavation des Pucidés (%)	16	15,8	20	14,2	29	24,4

Légende : M = moyenne, ET = écart-type.

Tableau 3.5. Total des individus et des espèces de micromammifères capturés dans les trois habitats riverains et dans les trois sites.

	Habitats			Sites		
	Champ	Bande	Forêt	Bromptonville	Magog	Roxton-Falls
<i>Blarina brevicauda</i>	32	35	13	3	40	31
<i>Sorex cinereus</i>	0	4	20	2	1	21
<i>Myodes gapperi</i>	0	0	1	0	0	1
<i>Microtus pennsylvanicus</i>	3	0	0	3	0	0
<i>Peromyscus maniculatus</i>	0	1	6	0	4	3
<i>Peromyscus leucopus</i>	0	0	2	0	1	1
<i>Napaeozapus insignis</i>	0	1	1	0	0	2
<i>Zapus hudsonius</i>	2	0	0	0	0	2
<i>Mustela erminea</i>	0	0	1	0	1	0
Total d'individus	37	41	44	8	53	59
Total d'espèces	3	4	7	3	5	7

3.3 Ordination CMDN

Une ordination par cadrage multi-dimensionnel non métrique (CMDN) a été construite à partir des données d'espèces. Elle est présentée sous forme de deux graphiques identiques, excepté pour les vecteurs de variables corrélées aux axes, pour éviter une surcharge et en faciliter la lecture. L'ordination montre une forte ressemblance entre les bandes, une différence entre les habitats forestiers et une très forte différence entre les habitats de champs du point de vue de leur composition en espèces et leur abondance. Toujours en termes de composition d'espèces, l'ordination montre une forte ressemblance entre la bande plantée et l'habitat de champ au site de Magog. Cette ordination confirme les résultats de l'analyse de variance en montrant que c'est l'habitat, et non l'effet site, qui guide la présence et l'abondance des espèces (figure 3.1).

Dans le cortège d'espèces capturées, *Microtus pennsylvanicus* (-0,90) est la seule variable faunique fortement et négativement corrélée à l'axe principal de variation (CMDN, axe 1) (tableau 3.6). Cette espèce est normalement associée aux habitats de champs, et dans ce cas particulier, uniquement trouvée dans l'habitat de champ du site de Bromptonville. Trois autres espèces de micromammifères, *Peromyscus maniculatus* (0,95), *Peromyscus leucopus* (0,97) et *Sorex cinereus* (0,84) sont fortement et positivement corrélées à l'axe de variation secondaire (CMDN, axe 2) (tableau 3.6). Ces trois espèces sont essentiellement forestières et associées aux deux habitats forestiers échantillonnés (Magog et Roxton-Falls).

Dans l'ensemble des variables environnementales, seule l'« ouverture du couvert » (-0,84) est fortement et négativement corrélée à l'axe 1 de l'ordination, et seul le « recouvrement d'herbacées » (-0,83) est fortement et négativement corrélée à l'axe 2 (tableau 3.6). Les variables « bois mort au sol » (0,78), « roches au sol » (0,95), le « nombre d'espèces » (0,86), le « pourcentage de surface terrière de conifères » (0,94) et le « pourcentage de densité de conifères » (0,86) sont fortement et positivement corrélées à l'axe 2 de l'ordination (tableau 3.6). On voit que les valeurs élevées des variables « bois mort au sol », « roches au sol », « surface terrière » et « densité de conifères » sont positivement associées aux milieux forestiers (figure 3.1). L'« ouverture de la canopée » et le « recouvrement d'herbacées » élevés caractérisent les milieux de champs (figure 3.1).

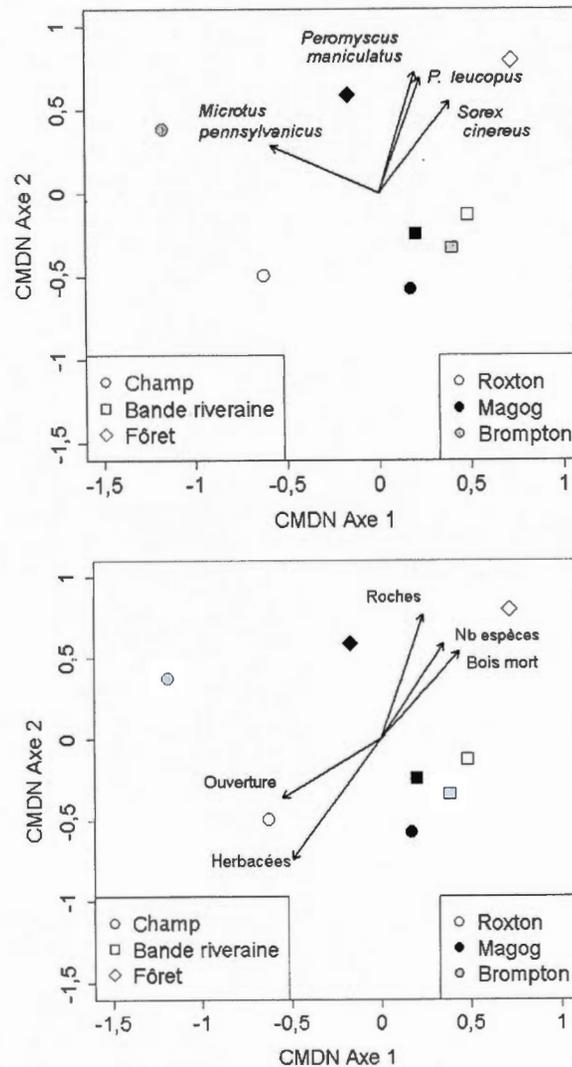


Figure 3.1. Ordination des données d'espèces par cadrage multi-dimensionnel non-métrique (CMDN avec double standardisation Wisconsin et transformation racine carrée). Les flèches représentent les variables fauniques (diagramme du haut) et les variables environnementales (diagramme du bas) significativement corrélées avec les axes ($p < 0,01$). Les flèches des corrélations pour « % de surface terrière de conifères » et « % de densité de conifères » ne sont pas indiquées mais elles se dirigent vers les habitats « forêt ». Légende : Roches = roches au sol ; Nb espèces = nombre d'espèces de micromammifères ; Bois mort = longueur de bois mort au sol ; Herbacées = recouvrement des herbacées ; Ouverture = ouverture du couvert.

Tableau 3.6. Corrélations des variables fauniques et environnementales avec les axes de l'ordination CMDN.

Variables fauniques et environnementales	CMDN1	CMDN2	r ²	Pr(>r)
<i>Blarina brevicauda</i>	0,44	-0,90	0,32	0,399
<i>Sorex cinereus</i>	0,57	0,82	0,67	0,044*
<i>Myodes gapperi</i>	0,52	0,85	0,60	0,152
<i>Microtus pennsylvanicus</i>	-0,90	0,43	0,66	0,001***
<i>Peromyscus maniculatus</i>	0,31	0,95	0,73	0,055'
<i>Peromyscus leucopus</i>	0,26	0,97	0,75	0,079'
<i>Napaeozapus insignis</i>	0,77	0,63	0,51	0,153
<i>Zapus hudsonius</i>	-0,65	-0,76	0,31	0,260
<i>Mustela erminea</i>	-0,19	0,98	0,22	0,360
Activité des Pucidés	0,93	0,36	0,49	0,193
Hauteur de la berge à 3m	0,97	0,24	0,55	0,138
Longueur de bois mort au sol	0,63	0,78	0,70	0,059'
Recouvrement de roches au sol	0,3	0,95	0,80	0,042*
Recouvrement d'herbacées	-0,56	-0,83	0,89	0,006**
Recouvrement d'arbustes	0,97	-0,25	0,22	0,519
Ouverture du couvert	-0,84	-0,55	0,66	0,053'
Nombre d'espèces de micromamm.	0,51	0,86	0,69	0,060'
Surface terrière totale des arbres	0,94	0,33	0,61	0,105
Densité totale de tiges d'arbres	0,80	0,60	0,28	0,441
% de surf. terrière de conifères	0,35	0,94	0,81	0,051'
% de densité de conifères	0,51	0,86	0,65	0,095'

*** p<0,001 ; ** p<0,01 ; * p<0,05 ; ' p<0,1

3.4 Analyse en composantes principales (ACP)

Contrairement à l'ordination CMDN, l'analyse en composantes principales (ACP) a été construite à partir des variables environnementales. L'ACP révèle des habitats très différents en termes d'environnement. Les habitats de champs se ressemblent très fortement entre eux, les bandes sont similaires entre elles également, mais les habitats forestiers sont les habitats les plus variés d'un site à l'autre (figure 3.2). Cette ACP montre un gradient fort sur l'axe 1 de couvert fermé (à gauche) à couvert ouvert (à droite). Sur le même axe et dans la même direction, un gradient apparaît pour le recouvrement d'herbacées (0,81). À l'opposé, et toujours sur l'axe 1, le nombre d'espèce (-0,89) et la densité totale d'arbres (-0,72) montrent un fort gradient d'une densité importante (à gauche) à une densité faible (à droite). Sur l'axe 2, les bandes plantées montrent un plus fort recouvrement d'arbustes (0,93) et les habitats forestiers montrent plus de bois mort au sol (-0,83), de roches au sol (-0,86), de pourcentage de surface terrière de conifères (-0,89) et de pourcentage de densité de conifères (-0,91) (figure 3.2 et tableau 3.7).

De manière plus simple, l'ACP montre que les bandes de peupliers hybrides et les habitats forestiers sont du même côté (côté négatif) de l'axe 1, à l'opposé des habitats de champs. Sur l'axe 2, les bandes (côté positif) se retrouvent à l'opposé des habitats forestiers (côté négatif) sur l'axe 2 (figure 3.2).

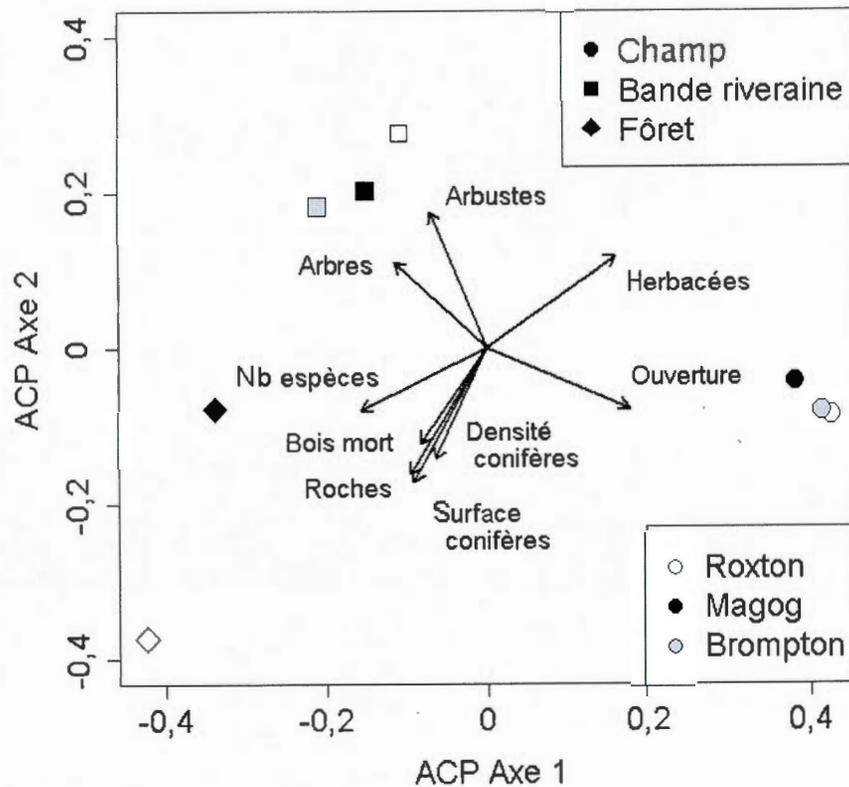


Figure 3.2. Analyse en composantes principales (ACP) des variables environnementales montrant les corrélations des variables avec les axes. Légende : Arbuste = recouvrement des arbustes ; Herbacées = recouvrement des herbacées ; Ouverture = ouverture du couvert ; Densité conifères = pourcentage de densité de conifères ; Surface conifères = pourcentage de surface terrière de conifères ; Roches = roches au sol ; Bois mort = longueur de bois mort au sol ; Nb espèces = nombre d'espèces de micromammifères ; Arbres = densité totale des arbres.

Tableau 3.7. Corrélations des variables environnementales avec les axes de l'ordination d'analyse en composantes principales (ACP).

Variables environnementales	ACP1	ACP2	r ²	Pr(>r)
Hauteur de la berge à 3m	-0,98	0,21	0,64	0,082'
Longueur de bois mort au sol	-0,56	-0,83	0,75	0,024*
Recouvrement de roches au sol	-0,50	-0,86	0,94	0,007**
Recouvrement d'herbacées	0,81	0,59	0,99	0,001***
Recouvrement d'arbustes	-0,37	0,93	0,94	0,001***
Ouverture du couvert	0,92	-0,40	0,97	0,011*
Nombre d'espèces de micromammifères	-0,89	-0,46	0,88	0,004**
Surface terrière totale des arbres	-0,97	0,23	0,59	0,133
Densité totale de tiges d'arbres	-0,72	0,69	0,79	0,019*
% de surface terrière de conifères	-0,46	-0,89	0,98	0,006**
% de densité de conifères	-0,42	-0,91	0,79	0,026*

*** p<0,001 ; ** p<0,01 ; * p<0,05 ; ' p<0,1

4. DISCUSSION

4.1 Effet de l'habitat

4.1.1 Variables environnementales

De manière générale, les bandes de peupliers hybrides sont un intermédiaire entre l'habitat de champs et l'habitat forestier. Cet habitat qu'est la bande reboisée emprunte certains éléments constitutifs aux deux habitats existant dans le paysage agricole du sud du Québec. Les bandes arborent un couvert forestier semblable à celui présent dans les habitats forestiers. Toutefois, un couvert légèrement supérieur s'explique dans la structure horizontale. Étant structurées comme des plantations, les bandes possèdent un couvert uniforme et continu puisque les arbres sont de même cohorte (arbres du même âge). Qui plus est, la petite différence dans le couvert forestier (inférieur aux bandes) peut être expliquée par la présence d'éléments naturellement présents en forêt, comme les trouées causées par des chablis, des arbres sénescents ou mort que l'on ne retrouve pas dans les plantations. En soutien à cette hypothèse, plusieurs auteurs mentionnent que les forêts matures sont régies par une hétérogénéité verticale et horizontale sous forme de trouées, chablis, bois mort au sol ou sur pied, ou encore par la présence d'arbres sénescents (Jetté *et al.*, 2008 ; Vaillancourt *et al.*, 2008 ; Varady-Szabo *et al.*, 2008).

Les bandes de peupliers hybrides ont un recouvrement d'herbacées important tout comme les habitats champs. Ce fort recouvrement herbacé est rendu possible grâce à la faible largeur des bandes (5,5 m par rive). Cette faible largeur permet à une importante quantité de lumière de pénétrer en sous couvert des bandes, favorisant le couvert herbacé.

Tout comme le recouvrement d'herbacées, les bandes abritent également un recouvrement arbustif important. Ce recouvrement arbustif en bandes de peuplier est le plus important présent dans les trois habitats échantillonnés. Il pourrait être expliqué en partie par la protection de la bande elle-même, qui protège les arbustes d'une pression exercée par un entretien agricole avec la coupe ou le fauchage des berges. La seconde explication d'une forte présence d'arbustes en bande plantée pourrait être tout comme celle des herbacées, la faible largeur des bandes permettant le passage de lumière en quantité importante en sous couvert.

Les roches au sol sont faiblement présentes dans les bandes comme dans les habitats de champs (cultures, pâturages) et montrent la similarité entre les deux habitats à l'inverse des habitats forestiers. Cette faible présence de roches au sol dans les bandes plantées, tout comme dans les habitats de champs, peut être expliquée par l'utilisation de ces terres encore récemment comme surfaces de production agricole (culture, élevage). Ces terres ont durant longtemps ont été soumises au retrait des roches (épierrage) en vue de faciliter l'exploitation des terres pour la culture ou le pâturage (Mailloux, Dubé et Tardif, 1954). Par rapport au classement des sols de Mailloux *et al.* (1954), les habitats forestiers correspondent quant à eux à une classe de « terrains non agricoles ». Ils sont définis par des sols trop pierreux ou accidentés et n'ayant jamais subi d'améliorations ou modifications physiques (épierrage) dues à une présence trop élevée de roches dans ces sols. Ces sols sont en revanche aptes à accueillir de la sylviculture, zone de chasse, etc. (Mailloux *et al.*, 1954). Au Québec, on peut aussi y retrouver de l'acériculture.

Une autre variable environnementale de la caractérisation des habitats est celle de la hauteur de la rive. Cette variable ne semble pas avoir un impact direct sur l'habitat. Cependant, Andersen *et al.* (2000) met en relation dans son étude les déplacements de micromammifères riverains durant la période d'inondation (crue printanière) avec la microtopographie. De plus, selon Geier et Best (1980) les micromammifères ont des seuils de tolérance différents en fonction des espèces, expliquant ainsi leur présence et abondance dans certains habitats riverains. À plus ou moins dix centimètres, l'ensemble des sites possèdent une hauteur moyenne de la berge à 1 m. En revanche, l'habitat champ possède une hauteur moyenne (0,8 m) de la berge plus faible que celles des deux autres habitats (bande et habitat forestier, moyenne de 1,2 m (tableau 3.2)). La microtopographie des habitats peut donc avoir un impact sur les espèces trouvées au sein des différents habitats

Les forêts matures sont structurellement caractérisées par différents éléments, notamment la présence de bois mort au sol (Jetté *et al.*, 2008 ; Varady-Szabo *et al.*, 2008). Ce bois mort est utile pour près d'un cinquième de la faune forestière en offrant abri, protection, lieu de repos, lieu de ponte ou encore d'hivernage pour de nombreuses espèces (Sciegg *et al.*, 2000) telles que la salamandre cendrée (*Plethodon cinereus*). Le bois mort représente un élément important des forêts (Bowman *et al.*, 1999). La faible

présence de bois mort au sol dans les bandes rend sa ressemblance avec les habitats de champs plus importante qu'avec les habitats forestiers. Comme le décrivent Christian *et al.* (1997), la seule présence de bois mort au sol en plantation est due à la mort d'arbres plantés.

Les analyses ont montré une légère différence entre les habitats sur le plan du nombre d'espèces de micromammifères qu'ils abritent. Les habitats de champs riverains possèdent le nombre d'espèces le plus faible des trois habitats avec 3 espèces. Viennent ensuite les bandes avec 4 espèces, et enfin les habitats forestiers avec la richesse spécifique la plus élevée, avec 7 espèces de micromammifères. Malgré une similarité en termes de richesse spécifique plus importante avec les habitats de champs qu'avec les habitats forestiers, les bandes plantées représentent tout de même un intermédiaire vis-à-vis des deux autres habitats. Dans leur étude sur les plantations de peupliers hybrides en zone agricole, Christian *et al.* (1997) montrent que des plantations de peupliers hybrides possèdent une abondance et une richesse en micromammifères plus faible que les habitats boisés, non boisés (friches) et même que les pâturages. Les bandes plantées âgées de 9 années ne sont pas des plantations (au sens général du terme) et n'ont probablement pas encore assez de similarités avec les habitats forestiers sur le plan structurel. Contrairement aux « plantations » typiques comme celles décrites et étudiées par Christian *et al.* (1997), les bandes plantées possèdent un nombre d'espèces supérieur à l'habitat de champ comme les pâturages (BR=4, C=3). Les bandes riveraines sont érigées sur un modèle linéaire mais n'ont pas les mêmes interactions et processus que des plantations. Comme décrit précédemment, elles arborent des variables abiotiques proches de celles trouvées en milieux forestiers, comme le couvert ou la densité d'arbres, mais disposent également de variables semblables aux habitats de champs tels que l'absence de roches au sol, l'absence de surface terrière de conifères, etc. Cependant, les bandes semblent également se différencier des deux habitats témoins (ouvert et forestier) avec d'autres variables, à savoir : le recouvrement d'herbacées (C>BR>F) et d'arbustes (C
F) (tableau 3.1). A l'exception de la richesse spécifique, chacune des variables est un élément constitutif structurel d'habitat. Ces mêmes éléments structurels sont décrits dans la littérature comme des vecteurs de richesse spécifique, voir même d'abondance pour certaines espèces et taxons. En milieu forestier, le mélange de ces éléments crée une hétérogénéité aussi bien verticale qu'horizontale. Cette hétérogénéité recherchée par un cortège d'espèces peut-être

formée lors de processus naturels (chablis, trouées, maladies) assurant ainsi des processus de régénération ou décomposition (Drapeau *et al.*, 2000 ; Jetté *et al.*, 2008 ; Vaillancourt *et al.*, 2008 ; Varady-Szabo *et al.*, 2008). Ces phénomènes multiplient les niches écologiques en bio-complexifiant l'habitat (Carey et Wilson, 2001).

En ce qui concerne l'habitat des bandes, le nombre d'espèces peut également être influencé par la topographie des sites d'études. Uezu *et al.*, (2004) décrivent parfaitement la connectivité entre les corridors, les îlots et les fragments forestiers. La connectivité fonctionnelle engage les aptitudes des espèces. Elle souligne leur capacité de déplacement sur une certaine distance. Cette connectivité implique la morphologie des espèces et leur taille. Le second type de connectivité est appelé connectivité structurale. Elle mise sur une connexion entre fragments et massifs forestiers par la présence d'éléments structurels paysagers comme des îlots ou des corridors. Lors de leurs déplacements en milieu ouvert, les micromammifères prennent davantage de risques liés à la prédation (Merriam et Lanoue, 1990 ; Uezu *et al.*, 2004). Ce manque de connexion entre les bandes et les autres habitats, notamment les habitats forestiers, peut expliquer l'absence de certaines espèces, et donc la faible richesse spécifique retrouvée dans les bandes de peupliers hybrides. La microfaune représente un taxon qui, malgré un pouvoir de dispersion important, nécessite des connexions structurales entre les habitats qu'elle explore.

Les trois habitats de champs présentent une similarité très forte entre eux. Les trois bandes sont également très similaires entre elles. Bien que les deux habitats forestiers étudiés soient sensiblement différents entre eux, ils restent tout de même très différents des deux autres habitats (bande et habitat de champ). D'un point de vue environnemental, les bandes sont plus proches des habitats forestiers que des habitats de champs. Cependant, les bandes demeurent un habitat intermédiaire entre les habitats forestiers riverains et les habitats champs riverains.

4.1.2 Variables fauniques

Malgré des connexions pratiquement inexistantes, certaines espèces de micromammifères se sont retrouvées en bandes de peupliers hybrides. Qu'elles viennent des habitats champs ou des habitats forestiers, la bande de peupliers hybrides, comme

habitat temporaire (pour les déplacements), ou comme habitat de vie, semble avoir un intérêt pour un cortège d'espèces.

Dans la famille des Soricidés, *Blarina brevicauda* et *Sorex cinereus*, ne sont pas des espèces significativement associées à aucun des habitats étudiés. Ces deux espèces pourraient être qualifiées d'espèces euryèces. Dans notre étude, tout comme mentionné dans la littérature (Bussièrès, 2007 ; Maisonneuve et Rioux, 2001), ces deux espèces sont celles qui ont été le plus souvent capturées. Alors qu'elles représentent 64% des captures dans l'étude de Maisonneuve et Rioux (1998), ou encore 45% dans celle de Bussièrès (2007), elles représentent 85% des captures dans notre étude. *Blarina brevicauda* est une espèce qui a été capturée sur tous les sites et dans tous les habitats. *Sorex cinereus*, est également une espèce fréquente pour chacun des sites, mais qui n'a été capturée que dans les habitats forestiers et les bandes. *B. brevicauda* et *S. cinereus*, sont ubiquistes et tolérantes à un large spectre d'habitats (George, *et al.*, 1986 ; Getz, 1961a ; Yahner, 1982). La température, le type de couvert et la compétition interspécifique ne sont pas des facteurs limitants pour ces deux espèces (Getz, 1961a).

Les résultats obtenus au cours de notre étude sont en accord avec les mentions relevées dans la littérature. Tout comme Getz (1961a) le décrit dans son étude, *B. brevicauda* est moins présente dans les habitats forestiers que *S. cinereus*. La nourriture est le principal facteur limitant de la famille des Soricidés. En effet, *B. brevicauda* ne trouve pas de proies de taille adéquate dans les habitats forestiers, à la différence de *S. cinereus* qui est apte à se nourrir de proies de plus petite taille présentes dans la litière (collemboles, fourmis) (Getz, 1961a). De plus, selon une affirmation par Miller et Getz (1977), il est possible de remarquer que *B. brevicauda* est plus abondante dans des habitats où le recouvrement d'herbacés est supérieur à 50%, soit des habitats forestiers avec la plus faible abondance (13 individus), des habitats de champs comme intermédiaires (32 ind.) et des bandes plantées avec la plus forte abondance (35 ind.). Cette forte abondance en bande suggère une présence de proies plus abondante que dans les autres habitats riverains. Malgré ce que Getz (1961a) décrit dans son étude, les résultats obtenus montrent par l'absence de *S. cinereus* dans les habitats champs qu'elle préfère les habitats ayant une végétation plus diversifiée (arbres, arbustes, herbacées). Miller et Getz (1977) avaient mis à jour une corrélation entre stratification végétale, présence de nourriture et diversité biologique. La forte présence de *S. cinereus* dans les habitats

forestiers (20 ind.) suggère une bonne capacité de l'espèce à trouver sa nourriture dans la litière (Getz, 1961a).

La présence de 4 individus de *S. cinereus* dans les bandes plantées suggère que l'espèce y trouve aussi un habitat adéquat, sans être un habitat optimum comme l'habitat forestier. La litière présente en bande semble donc suffisamment riche en proies pour y attirer l'espèce. En ce qui concerne *B. brevicauda*, le fort recouvrement d'herbacées et la présence d'autres strates (arbustive et arborée) en sous couvert permettent d'accueillir la plus forte abondance des trois habitats échantillonnés. Les Soricidés étant un taxon insectivore, cela sous-entend la présence de proies et donc d'invertébrés dans l'habitat où il est retrouvé. La bande semble de ce fait être un habitat propice pour les Soricidés, car ils peuvent y trouver une nourriture suffisamment abondante pour survivre.

Microtus pennsylvanicus est une espèce considérée comme typique des habitats de champs (prairie, clairière, friche) où la végétation est suffisante pour lui offrir protection (Desrosiers *et al.*, 2002 ; Grant, 1971 ; Iverson *et al.*, 1967 ; Yahner, 1983). De plus, l'espèce est principalement trouvée à proximité de points d'eau (cours d'eau, marais, lac) (Desrosiers *et al.*, 2002 ; Snyder et Best, 1988). Nos résultats sont donc en accord avec la littérature. L'espèce n'a été trouvée que dans les habitats de champs riverains, avec l'unique présence de strate herbacée. Cependant, plusieurs auteurs (Bussièrès, 2007 ; Maisonneuve et Rioux, 1998) mentionnent qu'il est possible de retrouver l'espèce en bande riveraine arbustive et boisée, ou dans des haies brise vent. Dowler *et al.* (1985) mentionnent également la présence de l'espèce en milieu forestier, mais cette présence pourrait être due à des épisodes d'augmentation de densité de l'espèce (Grant, 1971), liées aux variations interannuelles dans les communautés de micromammifères (Cheveau *et al.*, 2004 ; Sullivan *et al.*, 1999). Si sa présence en bande riveraine (arbustive et arborée) est relevée (Bussièrès, 2007 ; Maisonneuve et Rioux, 1998), l'espèce n'est trouvée dans ces bandes qu'aux endroits où la végétation ligneuse est absente, tel que des trouées dans les haies (Maisonneuve et Rioux, 2001 ; Yahner, 1983). De plus, si *M. pennsylvanicus* est considérée être une espèce nuisible pour les dommages causés aux cultures (Banfield, 1974), et que la proportion de micromammifères augmente avec la complexité de la structure végétale (Bussièrès, 2007 ; Carey et Wilson, 2001 ; Maisonneuve et Rioux, 2001 ; Yahner, 1983), Maisonneuve et Rioux, (2001) montrent que la proportion d'espèces nuisibles diminue

également avec l'augmentation de cette complexité. *M. pennsylvanicus* évite donc les zones couvertes (arborées) et préfère les zones ouvertes (Maisonneuve et Rioux, 2001 ; Yahner, 1983). Les bandes que nous avons étudié sont continues (ne possèdent pas de trouées) et possèdent une complexité structurale de la végétation (strate herbacée, arbustive, arborée) qui pourraient expliquer l'absence de l'espèce au sein de cet habitat. Les bandes de peupliers hybrides ne semblent pas être un refuge pour des espèces de micromammifères nuisibles.

Napaeozapus insignis est un micromammifère fréquentant les habitats mésiques, et en particulier proches de l'eau (Brannon, 2005 ; Brower et Cade, 1966 ; Desrosiers, Morin et Jutras, 2002). Cette espèce spécialiste (Brannon, 2005), possède une distribution fortement liée à la présence de litière au sol et à un fort recouvrement d'herbacées. Sa présence est également plus fréquente lorsque le couvert (arboré) et l'humidité de l'habitat est important (Brannon, 2005 ; Whitaker, 1963 ; Wrigley, 1969). Lorsque ces conditions abiotiques sont réunies au sein d'habitats forestiers, l'espèce trouve sa nourriture en abondance, essentiellement composée de larves (dans le sol), de champignons souterrains, de fruits, de graines et de végétation diverse (Brannon, 2005 ; Brower et Cade, 1966 ; Whitaker, 1963). La littérature confirme nos résultats quant à la présence de deux individus capturés dans les habitats forestiers. Cependant, et si l'on écarte l'hypothèse d'un simple déplacement au sein des bandes, la présence d'une capture à l'intérieur de cet habitat soulève l'hypothèse d'un possible habitat adéquat pour l'espèce. La présence de litière au sol, d'humidité (apportée par le cours d'eau), la présence d'un couvert végétal (arboré) et d'un recouvrement herbacés important, peut offrir des ressources alimentaires à l'espèce. Geier et Best (1980) mentionnent également qu'un couvert arbustif favorise la présence de l'espèce. Les bandes de peupliers hybrides ne semblent donc pas être un frein pour cette espèce. De plus, le faible nombre de captures, tant en forêt qu'en bande, semble être commun. *N. insignis* est relativement rare au sein de son aire de répartition (Hamilton, 1935 ; Sheldon, 1934 ; Wrigley, 1969)

Dans la littérature, *Zapus hudsonius* est caractérisé au même titre que d'autres espèces (exemple de *B. brevicauda*) de généraliste dans son choix d'habitat (Iverson *et al.*, 1967 ; Maisonneuve et Rioux, 2001). Nos résultats de capture ne sont toutefois pas en accord avec ceux trouvés dans la littérature (Iverson *et al.*, 1967 ; Maisonneuve et Rioux,

2001). *Zapus hudsonius* n'est pas une espèce communément capturée dans nos habitats. Alors que Maisonneuve et Rioux (1998) rapportaient 35% de leurs captures pour cette espèce, et que celles de Bussières (2007) étaient de 16,5%, nos captures pour cette esp ec e sont 1,6% du total. Comme pour *B. brevicauda* ou *S. cinereus*, *Z. hudsonius* ne possède pas de facteur limitant (relation interspécifique, nourriture, température, etc.) (Getz, 1961b). De manière générale, l'esp ec e affectionne les milieux ouverts avec un recouvrement d'herbacées  elev e (prairie humide, berge herbeuse près de cours d'eau, marais, etc.) (Desrosiers *et al.*, 2002 ; Getz, 1961b ; Iverson *et al.*, 1967 ; Macdonald *et al.*, 2006). Cependant, Getz (1961a, 1961b) affirme que l'humidité joue un rôle important dans la sélection de son habitat. *Z. hudsonius* utilise les milieux ouverts (et leurs clôtures) pour ses déplacements et n'utilise qu'en de rares occasions des zones boisées (Wegner et Merriam, 1979). Hormis le nombre de captures de *Z. hudsonius* qui n'est pas semblable à ceux trouv es dans la littérature, les captures effectuées durant notre étude restent tout de même en accord l'écologie connue de l'esp ec e. En effet, les deux uniques captures ont été faites dans l'habitat de champ et non pas dans les bandes ou dans les habitats forestiers.

Mustela erminea est une esp ec e assez plastique et qui est retrouvée dans un large spectre d'habitats, tels que les terres agricoles et les forêts (Ingles, 1965 ; Svendsen, 1982). L'abondance de ce micromammif ere, aussi un micro-carnivore, peut être plus fortement liée à la présence de proies qu'au type de végétation environnant (Svendsen, 1982). Cependant, Doyle (1990) mentionne que l'esp ec e est très majoritairement retrouvée dans des habitats riverains. En plus des habitats riverains, Alterio *et al.* (1998) précisent la préférence de l'esp ec e pour des habitats couverts (arbustes, roches, haies). Notre unique capture en habitat riverain forestier semble donc être en accord avec ce qui est mentionn e dans la littérature. Les habitats forestiers possèdent une abondance de proies pour *M. erminea*, plus importante que dans les bandes plantées et encore plus que dans les habitats de champs. Alterio *et al.* (1998) précisent également que la présence de l'esp ec e en milieux ouverts (champs, pâturages) est deux fois moindre qu'en habitat couvert. L'absence de l'esp ec e dans nos habitats de champs ne semble donc pas surprenante. Cependant, il semble que la présence de roches au sol joue un rôle important pour l'esp ec e dans sa recherche de proies (D. Pageault, observation pers.).

Myodes gapperi est une espèce considérée comme spécialiste des milieux boisés (conifères, feuillus) (Iverson *et al.*, 1967 ; Miller et Getz, 1977 ; Yahner, 1982, 1983) et souvent associée aux peuplements matures (Bowman *et al.*, 1999 ; Christian *et al.*, 1997 ; Pearce et Venier, 2005) avec des conditions d'humidité du sol élevées (Miller et Getz, 1977). Cependant, l'espèce fréquente également les habitats forestiers riverains, mais avec une abondance moindre (Iverson *et al.*, 1967 ; Maisonneuve et Rioux, 1998, 2001). Le régime alimentaire de l'espèce (graines, végétation, champignons) reflète directement les conditions d'humidité du sol des habitats fréquentés (Miller et Getz, 1977). Tout comme le mentionnaient Andersen *et al.* (2000), les inondations périodiques peuvent influencer les déplacements et comportements de micromammifères. Il semble donc possible que la proximité directe d'eau (inondations périodiques) soit un facteur limitant de l'espèce (Iverson *et al.*, 1967). Malgré une prédilection pour les habitats boisés, il semble possible (plus rarement) de retrouver *M. gapperi* dans des zones riveraines non boisées (Macdonald *et al.*, 2006). Sa préférence pour des habitats densément boisés avec un faible recouvrement d'herbacées (Yahner, 1982), pourrait expliquer l'absence de l'espèce au sein de nos bandes plantées, qui possédaient un pourcentage de recouvrement d'herbacées très élevé (76%). Malgré une connexion structurale qui puisse jouer un rôle important entre la bande et l'habitat forestier, le site de Roxton-Falls (site de capture de *M. gapperi*) n'a pas permis à l'espèce de se retrouver au sein de la bande.

En plus de la forte présence d'herbacées, un autre paramètre important pour *M. gapperi* n'est pas présent dans les bandes. *M. gapperi* est souvent associé à la présence de débris ligneux (Pearce et Venier, 2005), propre des forêts matures (Jetté *et al.*, 2008 ; Vaillancourt *et al.*, 2008 ; Varady-Szabo *et al.*, 2008). Geier et Best (1980) et Miller et Getz (1977) montrent une corrélation positive entre l'abondance de *M. gapperi* et la présence de débris ligneux au sol dans les habitats. En effet, l'espèce est particulièrement liée au bois mort, et en particulier aux troncs pourris où elle effectue une partie de son cycle reproductif (nidification) (Bowman *et al.*, 1999). De manière générale, les troncs morts et les souches sont aussi utilisés pour son déplacement (Bowman *et al.*, 1999 ; Miller et Getz, 1977). Les forêts aménagées ont moins de débris ligneux au sol que les forêts naturelles (vieilles forêts) (Carey et Wilson, 2001 ; Christian *et al.*, 1997). Ceci pourrait expliquer pourquoi aucun individu de *Myodes*

gapperi n'a été capturé ailleurs qu'en forêt. L'utilité de débris ligneux au sol est valable pour de nombreuses autres espèces qui y sont aussi fortement liées.

Les résultats de certaines études concernant *Peromyscus maniculatus* divergent et semblent se contredire quant à la sélection de l'habitat par l'espèce. Dans son étude, Hooper (1942) met en avant une différence géographique marquée entre deux sous-espèces, *P.m. bairdii*, fréquentant les milieux ouverts (champs cultivés, prairies), et la sous-espèce *gracilis* qui est essentiellement forestière (forêts denses, mixtes). Compte tenu de la situation géographique de notre région d'étude, la sous-espèce capturée lors de notre échantillonnage serait très probablement *gracilis*. Iverson *et al.* (1967) observent que l'espèce n'a pas été capturée dans les habitats forestiers riverains. Cependant, tout comme les résultats de Macdonald *et al.* (2006), notre étude montre que *P. m. gracilis* est une espèce présente dans des habitats forestiers riverains (6 individus), et même en bandes (1 ind.). La présence d'individus dans nos bandes de peupliers hybrides indique que l'espèce ne semble pas affectée dans son choix des essences d'arbres (peuplement), d'autant plus que Christian *et al.* (1997) retrouvaient l'espèce en plantation de peupliers hybrides lors de son étude. Il s'avère également que l'espèce a été décrite comme apte à grimper dans les arbres (peupliers) pour s'y réfugier en cas de montée des eaux (Andersen *et al.*, 2000). Selon la littérature (Iverson *et al.*, 1967; Maisonneuve et Rioux, 1998), l'espèce est considérée comme sélective par son unique présence en habitat forestier. Malgré des analyses de variance montrant une différence entre l'habitat forestier et la bande (C=BR<F), les captures de *P. m. gracilis* effectuées dans notre étude ont montré que l'espèce peut être tolérante dans ses choix d'habitat en étant présente au sein des bandes de peupliers hybrides.

Peromyscus leucopus partage de nombreux traits communs avec *P. m. gracilis*. *P. leucopus* fréquente une variété d'habitats forestiers (Miller et Getz, 1977 ; Yahner, 1982), tout comme *P. m. gracilis*, et utilise également les arbres au sol et les souches pour ses déplacements, sa quête de nourriture, et sa reproduction (Miller et Getz, 1977). En plus de l'importance des débris ligneux au sol (Carey et Johnson, 1995), Snyder et Best (1988) ajoutent les roches au sol (roches exposées) comme un élément structurel important pour les deux espèces. De plus, *P. m. gracilis* et *P. leucopus* montrent toutes deux une réponse positive aux habitats possédant un sous-étagement végétal développé (arbustes) (Carey et Johnson, 1995; Iverson *et al.*, 1967). Ces deux espèces sont liées

aux habitats possédant une structure verticale complexe, mais avec un recouvrement d'herbacées peu important (Miller et Getz, 1977 ; Yahner, 1982). À la différence de *P. m. gracilis*, *P. leucopus* n'a pas été capturé dans nos bandes. Il semble fort probable que l'espèce ne retrouve pas dans cet habitat certains éléments lui étant essentiels. Il peut rapidement être fait le même constat que pour d'autres espèces forestières exigeantes (*M. gapperi*). L'absence de débris ligneux au sol dans les bandes pourrait être un élément majeur, car l'espèce y trouve sa nourriture (Miller, 1977). Comme *P. m. gracilis*, Christian *et al.* (1997) retrouvaient *P. leucopus* en plantation de peuplier hybride. Il semble donc possible que les bandes plantées puissent accueillir l'espèce moyennant la présence de certains éléments structurels.

L'indice d'activité des Pucidés touche un tout autre taxon. Les espèces d'oiseaux sont des indicateurs importants dans l'évaluation de la qualité de l'environnement dans une région (Padoa-Schioppa *et al.*, 2006). Les Pucidés sont reconnus dans la littérature comme étant un groupe clé pour d'autres espèces n'ayant pas les capacités de creuser le bois afin d'y trouver un abris ou un site de nidification (Daily *et al.*, 1993 ; Raphael et White, 1984). Dans leur étude, Bergeron *et al.* (1997) mettaient en avant que les relevés des traces d'alimentation, et donc d'activité, permettent de déterminer une proportion d'arbres utiles ou non pour l'alimentation des Pucidés.

Dans les habitats échantillonnés, la majorité des marques provenaient de l'espèce *Sphyrapicus varius* (pic maculé). Cette espèce est considérée comme une excavatrice primaire, et ses cavités sont principalement utilisées par les Sciuridés (exemple : écureuil roux) (Ouellet-Lapointe, 2010). L'espèce est associée aux forêts décidues et aux forêts mixtes, et s'attaque particulièrement aux bouleaux, érables et peupliers (Eberhardt, 2000). Dans notre étude, l'indice d'activité n'est pas significativement différent entre l'habitat forestier et la bande plantée. Cette similarité (C<BR=F) entre les deux habitats reflète des bandes plantées de peupliers hybrides capables d'accueillir des espèces excavatrices (*S. varius* en majorité). L'indice d'activité dans les bandes (40%) était même supérieur à celui retrouvé dans les habitats forestiers (29%), ce qui montre que le peuplier hybride en bande plantée est particulièrement intéressant pour les pics. On a même observé un grand pic (*Dryocopus pileatus*) s'alimentant dans la bande riveraine de Bromptonville (J. Fortier, observation pers.) Eberhardt (2000) rappelle que le pic maculé repasse de manière régulière pour agrandir les trous qu'il a excavés. Les bandes

ayant un fort indice d'activité des pics favorisent donc une importante activité de l'espèce *S. varius*. D'ailleurs, la littérature mentionne le peuplier faux tremble (*Populus tremuloides*) comme l'essence préférée des Pucidés et de la faune cavicole (Drapeau *et al.*, 2008 ; Martin et Eadie, 1999 ; Nappi, 2009), notamment parce que les peupliers (*Populus spp.*) possèdent un bois très tendre.

D'un point de vue faunique, un important effet habitat se fait encore ressentir. Les habitats de champs sont tous semblables dans leur composition en espèces. Quant aux habitats plus fermés (couvert arboré) ils sont plus semblables entre eux dans la composition de leurs espèces. Les résultats montrent encore que les bandes sont un intermédiaire entre habitat de champ et habitat forestier, mais avec une plus forte ressemblance pour l'habitat forestier que pour l'habitat de champ.

4.2 Effet du site.

Aucun effet significatif relatif aux sites n'est apparu lors de l'analyse des données. Ni les analyses de variance, ni les ordinations n'ont permis de mettre en évidence un effet « site » parmi toutes les variables étudiées. Les analyses n'ont montré que des effets habitats. Les sites d'études sont situés dans la même région et dans un contexte agricole similaire. C'est probablement pourquoi aucune différence majeure entre les sites n'a été détectée avec les variables terrestres (faune et habitat) analysées.

4.3 La valeur des bandes riveraines pour la faune terrestre

Différentes études ont montré que la présence de micromammifères est plus forte dans des bandes riveraines ligneuses à strates arborées que dans les bandes arbustives, ou dans de simples bandes herbacées (Maisonneuve et Rioux, 1998). Cependant, pour d'autres espèces, telle que le rat musqué, les habitats préférés sont de petits cours d'eaux avec des bandes riveraines herbacées plutôt que ceux bordés d'arbres. (Bourget et Verreault, 2008). Ceci dit, la présence du rat musqué en bande est confirmée par des observations (D. Pageault, observation pers.). Le recouvrement élevé d'herbacées en sous couvert des bandes plantées semble convenir à cette espèce, malgré un couvert arboré.

Nos résultats ont montré que les bandes riveraines de peupliers hybrides ressemblent plus à l'habitat riverain forestier qu'à l'habitat de champs riverain. En effet, d'un point de vue physique, ou structurel, les bandes présentent nettement plus de ressemblances avec l'habitat forestier riverain. Cependant, les bandes riveraines plantées partagent aussi un attribut structurel majeur aux habitats de champs, soit la forte présence d'herbacées au sol. Ce recouvrement élevé d'herbacées est lié à l'abondance de lumière en sous couvert, liée à la faible largeur des bandes plantées.

Les bandes ont également recréé un milieu dont les caractéristiques biologiques (faune terrestre) ressemblent plus aux habitats riverains forestiers. Les bandes sont donc également capables de favoriser la présence des espèces essentiellement forestières. Ces espèces, avec une abondance plus faible qu'en forêt riveraine, doivent trouver au sein des bandes un habitat adéquat pour l'emprunter lors de déplacements, ou comme milieu de vie. En effet, les corridors (haies, bandes riveraines) servent au déplacement, à la dispersion et à l'échange de gènes entre les populations (Andersen *et al.*, 2000 ; Anderson *et al.*, 2004 ; Bennett, 1990 ; Bussièrès, 2007 ; Christian *et al.*, 1997 ; Gregory *et al.*, 1991 ; Rosenberg *et al.*, 1997 ; Uezu *et al.*, 2004) et sont donc des outils précieux de conservation (Beier et Noss, 2008 ; Bennett, 1990). De plus, la faune présente dans les habitats de champs est également retrouvée dans les bandes.

Toutefois, la diversité spécifique de la faune en bande de peupliers hybrides n'est pas uniquement représentative d'un seul des deux habitats témoins. En effet, les bandes sont un habitat intermédiaire d'un point de vue faunique. On y retrouve des espèces typiquement forestières, tandis que d'autres sont surtout présentes en milieux ouverts. Les rives des bandes plantées de peupliers hybrides ont donc un fort potentiel pour accueillir des espèces terrestres, tant aviaires que mammifères. De par leur construction avec une faible largeur, elles permettent une entrée importante de lumière en sous couvert, favorisant la multiplication des strates végétales de sous bois (herbacée, arbustive) en plus de la strate arborescente créée par les peupliers hybrides. Cet environnement multi-strate est en soit un avantage pour la faune terrestre, car la multitude de strates offertes procure encore plus de niches écologiques propices à l'établissement de différents taxons.

Même si les bandes riveraines sont des sources d'espèces (Doyle, 1990), les bandes plantées pourraient accueillir encore une plus grande diversité d'espèces forestières. En effet, certains éléments structurels comme les débris ligneux sont probablement le facteur limitant des bandes de peuplier hybrides quant à leur capacité d'accueillir un plus grand nombre d'espèces, notamment *M. gapperi* qui requiert des troncs au sol pour effectuer une partie de son cycle (reproduction). De plus, ces débris ligneux sont une ressource précieuse pour l'alimentation des micromammifères (Bowman *et al.*, 1999 ; Carey et Johnson, 1995 ; Steel *et al.*, 1999). Les bandes étudiées ont en sous couvert très peu de débris ligneux. Les seuls débris ligneux présents résultent de quelques branches mortes, ou encore des débris amenés par les crues et déposés sur les rives. En forêt et en forêt riveraine naturelle, ces débris ligneux sont apportés par une hétérogénéité horizontale, mais aussi verticale. Cette hétérogénéité doit être considérée en priorité (Burbrink *et al.*, 1998), car elle est en lien direct avec les espèces et la diversité spécifique (Burbrink *et al.*, 1998 ; Carey et Wilson, 2001 ; Hanowski *et al.*, 1997).

Les bandes de peupliers hybrides possèdent une forme d'hétérogénéité verticale par la présence de différentes strates végétales et de leur organisation dans l'espace. En revanche, l'hétérogénéité horizontale n'est pas encore observable. En effet, sur le schéma d'une plantation, et surtout d'un point de vue spatio-temporel, les bandes plantées ne sont pas assez âgées (9^{ème} année de croissance) pour fournir des éléments structurels similaires à une forêt riveraine, tel que des arbres morts, sur pied ou au sol, des chablis (trouées dans le couvert), ou encore un amoncellement de débris ligneux. Dans un laps de temps très court, les bandes de peupliers hybrides ont tout de même montré une valeur pour la faune terrestre des habitats de champs, mais aussi des habitats forestiers.

5. CONCLUSION

La présence de micromammifères en bande de peupliers hybrides était attendue. Nous avons mesuré une plus forte abondance et une plus forte diversité spécifique en forêt riveraine, et les plus faibles dans les habitats de champs. Quant aux bandes, il est apparu qu'elles se plaçaient comme un habitat intermédiaire en termes d'abondance, mais aussi en termes de diversité spécifique. Cette abondance et cette diversité de micromammifères sont dues à la présence de différentes strates végétales et au couvert arborescent procuré par les peupliers en recréant un habitat forestier (d'un point de vue physique), tout en conservant des attributs d'habitat de champ. La présence d'un fort indice d'activité des Pucidés était également attendue. Les bandes plantées sont apparues comme un habitat fortement apprécié par les pics. L'habitat forestier possédait un indice d'activité plus faible que les bandes. Ceci s'explique facilement par le fait que toutes les tiges d'arbres des bandes sont des peupliers, un genre d'arbre au bois très tendre, particulièrement recherché par les Pucidés. Les tiges de peupliers étaient peu fréquentes dans les deux forêts ripariennes naturelles étudiées.

Au delà des échantillonnages réalisés, de nombreuses autres observations concernant l'herpétofaune (salamandres, couleuvres), l'avifaune (dindon sauvage, butor d'Amérique, bécassine), la méso-faune et la macro-faune (cerf de virginie, raton laveur, vison) ont été effectuées dans les bandes. Il serait donc intéressant de pousser la recherche concernant la biodiversité animale dans son ensemble, et son utilisation des bandes de peupliers hybrides.

Bien que les bandes soient un aménagement linéaire, elles ne semblent pas constituer, selon nos travaux sur trois sites agricoles du sud du Québec, un frein à la biodiversité riveraine terrestre. Nous pensons que les bandes sont une solution rapide et utile pour la conservation de la biodiversité terrestre en milieux agricole, notamment pour la microfaune et l'avifaune, car elles constituent des abris, des sources de nourriture, des milieux de vie, et surtout des corridors de déplacement. Avec des données obtenues par un suivi pluriannuel (de 2 ou 3 ans), des résultats plus précis auraient probablement été obtenus, incluant aussi probablement plus de différences significatives pour les préférences d'habitat par les micromammifères.

Nous pensons que des études plus poussées sur la complexification des bandes devraient également être réalisées afin d'explorer et de comparer cet habitat aménagé aux autres habitats riverains. Ces études pourraient aider à comprendre et à mettre en lumière les facteurs essentiels à certaines espèces dans leur utilisation de corridors plantés.

6. BIBLIOGRAPHIE

- Alterio, N., H. Moller et H. Ratz. 1998. «Movements and habitat use of feral house cats (*Felis catus*), stoats (*Mustela erminea*) and ferrets (*Mustela furo*), in grassland surrounding Yellow-eyed penguin (*Megadyptes antipodes*) breeding areas in spring». *Biological Conservation*, vol. 83, no 2, p. 187-194.
- Andersen, D.C., K.R. Wilson, M.S. Miller et M. Falck. 2000. «Movement patterns of riparian small mammals during predictable floodplain inundation». *Journal of Mammalogy*, vol. 81, no 4, p. 1087-1099.
- Anderson, J.T., J.D. Osbourne et R.L. Ward. 2004. *Integrating riparian restoration to promote wildlife habitat with natural stream channel design on mine land habitats: Proceedings of the Twenty-first Annual American Society of Mining and Reclamation Meeting*. 47-73 p.
- Banfield, A.W.F. 1974. *The mammals of Canada*. Toronto: University of Toronto Press. 438 p.
- Beaulieu, R. 1999. Historique des travaux de drainage au Québec et état du réseau hydrographique. Colloque régional sur les cours d'eau. Sainte-Martine, Gouvernement du Québec Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'alimentation: 12 p.
- Beier, P., et R.F. Noss. 2008. «Do habitat corridors provide connectivity?». *Conservation Biology*, vol. 12, no 6, p. 1241-1252.
- Bennett, A. F. 1990. «Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment». *Landscape Ecology*, vol. 4, no 2/3, p. 109-122.
- Bergeron, Y., M. Darveau et A. Desrochers 1997. Impact de l'abondance des chivots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conifériennes et feuillues du Québec méridional. Série de rapports techniques Numéro 271. Direction de la conservation de l'environnement Service canadien de la faune, Environnement Canada.
- Blant, M., P. Marchesi, T. Maddalena et K. Märki. 2007. «Note sur la présence de quelques petits mammifères dans le Jura vaudois». *Société vaudoise des Sciences naturelles*, vol. 91, no 1, p. 33-46.
- Bourgault, P. 2008. Techniques de capture et de marquage des micromammifères. Université de Sherbrooke. T.P. d'écologie (ECL 307): volet écologie animale. Sherbrooke: 10 p.
- Bourget, G., et G. Verreault. 2008. «L'établissement de bandes riveraines arborées: un outil pour réduire la déprédation du rat musqué en milieu agricole». *Le Naturaliste canadien*, vol. 132, no 1, p. 41-45.

- Bowman, J.C., D. Sleep, G.J. Forbes et M. Edwards. 1999. «The association of small mammals with coarse woody debris at log and stand scales». *Forest Ecology and Management*, vol. 129, p. 119-124.
- Brannon, M.P. 2005. «Distribution and Microhabitat of the Woodland Jumping Mouse, *Napaeozapus insignis*, and the White-Footed Mouse, *Peromyscus leucopus*, in the Southern Appalachians». *Southeastern Naturalist*, vol. 4, no 3, p. 479-486.
- Brower, J.E., et T.J. Cade. 1966. «Ecology and Physiology of *Napaeozapus insignis* (Miller) and Other Woodland Mice». *Ecology*, vol. 47, no 1, p. 46-63.
- Burbrink, F.T., C.A. Phillips et E.J. Heske. 1998. «A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians». *Biological Conservation*, vol. 86, p. 107-115.
- Bussières, D. 2007. «Influence de l'intégration de produit forestiers non ligneux sur l'abondance et la richesse des micromammifères dans les haies brise-vent et les bandes riveraines». Université Laval, Ste-Foy.
- Canard Illimit e Canada. 2004. *L'importance des milieux humides dans le développement d'une communauté viable*. Québec, 7 p.
- Carey, A. B., et M. L. Johnson. 1995. «Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests». *Ecological applications*, vol. 5, no 2, p. 336-352.
- Carey, A.B., et S.M. Wilson. 2001. «Induced Spatial Heterogeneity in Forest Canopies: Responses of Small Mammals». *The Journal of Wildlife Management*, vol. 65, no 4, p. 1014-1027.
- Chalifour, P. 2010a. *Agriculture et agroalimentaire en Estrie*: «Direction régionale de l'Estrie», 15 p.
- 2010b. *Agriculture et agroalimentaire, MRC de Memphr magog*. Coll. «Direction r gionale de l'Estrie», 9 p.
- 2010c. *Agriculture et agroalimentaire, Ville de Sherbrooke*. Coll. «Direction r gionale de l'Estrie», 8 p.
- Cheveau, M., P. Drapeau, L. Imbeau et Y. Bergeron. 2004. «Owl winter irruptions as an indicator of small mammal population cycles in the boreal forest of eastern North America». *Oikos*, vol. 107, no 1, p. 190-198.
- Christian, D.P., P.T. Collins, J.M. Hanowski et G.J. Niemi. 1997. «Bird and small mammal use of short-rotation hybrid Poplar plantations». *The Journal of Wildlife Management*, vol. 61, no 1, p. 171-182.
- COGIRMA, Comité sur la Gestion int gr e des Ressources en Milieu Agricole. 2010. *La biodiversité en milieu agricole au Québec :  tat des connaissances et approches de conservation*: Faune Québec, 152 p.

- CRPF, Centre Régional de la Propriété Forestière (2011). Qu'est ce que la ripisylve? Rorêt Privée Française, Région PACA. Fiche n°234001
- CRRNT, (Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire). 2010. *Plan de développement intégré des ressources naturelles et du territoire (PRDIRT) de l'Estrie, Portrait et enjeux biophysiques de l'Estrie*, 45 p.
- CTE, (Commission des transports et de l'environnement). 2010. *Les cyanobactéries dans les lacs et les cours d'eau du Québec*. Rapport décembre 2010. Québec, 14 p.
- DAFMLM, (Direction de l'Aménagement de la Faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie). 2002. *Plan de développement régional associé aux ressources fauniques de la Montérégie*, 127 p.
- Daily, G.C., P.R. Ehrlich et N.M. Haddad. 1993. «Double Keystone Bird in a keystone Species Complex». *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, vol. 90, no 2, p. 592-594.
- Desrosiers, N., R. Morin et J. Jutras. 2002. *Atlas des micromammifères du Québec*. Direction du développement de la faune. Québec, 92 p.
- Domon, G., et J. Ruiz. 2007. *Paysage, et multifonctionnalité des territoires: enjeux et atouts pour l'agriculture de demain*. Chaire en paysage et environnement, 50 p.
- Dowler, R.C., H.M. Katz et A.H. Katz. 1985. «Comparison of live trapping methods for surveying small mammal populations». *Northeast. Environ. Sci.*, vol. 4, p. 165-171.
- Doyle, A.T. 1990. «Use of riparian and upland habitats by small mammals». *Journal of Mammalogy*, vol. 71, no 1, p. 14-23.
- Drapeau, P., A. Leduc et Y. Bergeron. 2008. «Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes». In *Setting conservation targets for managed forest landscapes*, Cambridge University Press, M.-A. Villard et B.G. Jonsson (éditeurs), p. 129-160.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.F. Giroux, J.P. Savard, Y. Bergeron et W.L. Vickery. 2000. «Landscape-Scale Disturbances and Changes in Bird Communities of Boreal Mixed-Wood Forests». *Ecological Monographs*, vol. 70, no 3, p. 423-444.
- Drapeau, P., A. Leduc, D. Kneeshaw et S. Gauthier. 2008. «Paramètres à considérer pour le suivi de l'approche écosystémique dans une perspective d'aménagement adaptatif en pessières à mousses». In: *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, p. 361-392. Québec: Presses de l'Université du Québec.
- Dupuy, G., B. Grosbety et P.-A. Dejaifve. 2007. *Suivi par piégeages de 6 espèces de micromammifères dans la Réserve Naturelle Nationale du Val d'Allier*: DIREN (Direction Régionale de l'Environnement)-Auvergne., 26 p.

- Eberhardt, L.S. 2000. «Use and Selection of sap trees by Yellow-bellied sapsuckers». *The Auk*, vol. 117, no 1, p. 41-51.
- Fischer, J., et D.B. Lindenmayer. 2007. «Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis». *Global Ecology and Biogeography*, vol. 16, p. 265-280.
- Fortier, J, D. Gagnon, B. Truax et F Lambert.. 2009, «La production de bois de biomasse dans les systèmes riverains avec le peuplier hybride». *Progrès Forestier*, été, 2009, p. 10-15.
- , 2010a. «Nutrient accumulation and carbon sequestration in 6 year-old hybrid poplars in multiclonal agricultural riparian buffer strips». *Agriculture Ecosystems & Environment*, vol. 137, p. 276-287.
- , 2010b. «Biomass and volume yield after 6 years in multiclonal hybrid poplar riparian buffer strips». *Biomass & Bioenergy*, vol. 34, p. 1028-1040.
- , 2011. «Understory plant diversity and biomass in hybrid poplar riparian buffer strips in pastures». *New Forests*, vol. 42, p. 241-265.
- Fortin, C., et G.J. Doucet. 2003. «Communautés de micromammifères le long d'une emprise de lignes de transport d'énergie électrique, située en forêt boréale». *Le Naturaliste canadien*, vol. 127, no 2, p. 47-53.
- Fortin, C., et M. Ouellet. 2007. «Bilan des connaissances sur les micromammifères terrestres et l'herpétofaune de l'île aux Basques». *Le Naturaliste canadien*, vol. 131, no 2, p. 61-69.
- Geier, A.R., et L.B Best. 1980. «Habitat selection by small mammals of riparian communities: Evaluating effects of habitat alterations». *The Journal of Wildlife Management*, vol. 44, no 1, p. 16-24.
- George, S. B., J. R. Choate et H. H. Genoways. 1986. «*Blarina brevicauda*». *Mammalian Species*, vol. 261, p. 1-9.
- Getz, L. L. 1961a. «Factors Influencing the Local Distribution of Shrews». *American Midland Naturalist*, vol. 65, no 1, p. 67-88.
- , 1961b. «Notes on the distribution of *Peromyscus leucopus* and *Zapus hudsonius*». *American Midland Naturalist*, vol. 65, no 2, p. 486-500.
- Gosselin, J. 2005. *Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 2b - Plaine du Saint-Laurent*. Coll. «Direction des inventaires forestiers, Division de la Classification écologique et productivité des stations». Québec, 186 p.
- , 2007. *Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 2c - Coteaux de l'Estrie*. Coll. «Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations». Québec, 184 p.

- Grant, P.R. 1971. «The habitat preference of *Microtus pennsylvanicus*, and its relevance to the distribution of this species on islands». *Journal of Mammalogy*, vol. 52, no 2, p. 351-361.
- Gregory, S.V., F.J. Swanson, W.A. McKee et K.W. Cummins. 1991. «An ecosystem perspective of riparian zones». *BioScience*, vol. 41, no 8, p. 540-551.
- Hamilton, W.J. 1935. «Habits of jumping mice». *American Midland Naturalist*, vol. 16, no 2, p. 187-200.
- Hanowski, J.M., G.J. Niemi et D.C. Christian. 1997. «Influence of within-plantation heterogeneity and surrounding landscape composition on avian communities in hybrid poplar plantations». *Conservation Biology*, vol. 11, no 4, p. 936-944.
- Herrenschmid, V. 1984. «Aspect de la dynamique spatio-temporelle des relations prédateurs - proies en milieu forestier». Paris, Thèse. Université de Paris VI, 155 p.
- Hewison, A.J.M., J.P. Vincent, J. Joachim, J.M. Angibault, B. Cargnelutti et C. Cibien. 2001. «The effects of woodland fragmentation and human activity on roe deer distribution in agricultural landscapes». *Canadian Journal of Zoology*, vol. 79, p. 679-689.
- Hooper, E. T. 1942. «An effect on the *Peromyscus maniculatus* Rassenkreis of land utilisation in Michigan». *Journal of Mammalogy*, vol. 23, no 2, p. 193-196.
- Ingles, L.G. 1965. *Mammals of the Pacific States: California, Oregon, and Washington*: Stanford University Press Stanford, California, 520 p.
- Iverson, S.L., R.W. Seabloom et J.M. Hnatiuk. 1967. «Small-mammal distribution across the prairie-forest transition Minnesota and North Dakota». *American Midland Naturalist*, vol. 78, no 1, p. 188-197.
- Jetté, J. P., M. A. Vaillancourt, A. Leduc et S. Gauthier. 2008. «Les enjeux écologiques de l'aménagement forestier». In *In: Aménagement écosystémique en forêt boréale*, p. 1-10: Presses de l'Université du Québec.
- Jobin, B., C. Latendresse, C. Maisonneuve, A. Sebbane et M. Grenier. 2007. *Changements de l'occupation du sol dans le sud du Québec pour la période 1993- 2001*. Série de rapports techniques no 483: Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, Sainte-Foy, Québec, 112 p.
- Legendre, P., et E.D. Gallagher. 2001. «Ecologically meaningful transformations for ordination of species data». *Oecologia*, vol. 129, p. 271-280.
- MAAP, (Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Pêcheries). 2010. *Bilan des réalisations 2009-2010*. Direction régionale de l'Estrie, 10 p.

- Macdonald, S.E., B. Eaton, C.S. Machtans, C. Paszkowski, S. Hannon et S. Boutin. 2006. «Is forest close to lakes ecologically unique? Analysis of vegetation, small mammals, amphibians, and songbirds». *Forest Ecology and Management*, vol. 223, p. 1-17.
- Mailloux, A., A. Dubé et L. Tardif. 1954. «Classement des sols selon leurs possibilités d'utilisation agricole». *Cahiers de géographie du Québec*, vol. 8, no 16, p. 231-249.
- Maisonneuve, C., et S. Rioux. 1998. *Influence de l'étagement de la végétation dans les bandes riveraines en milieu agricole sur leur utilisation par les micromammifères et l'herpétofaune*. Québec: Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 57 p.
- , 2001. «Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec». *Agriculture Ecosystems & Environment*, vol. 83, p. 165-175.
- Manley, P.N., B. Van Horne, J.K. Roth, W.J. Zielinski, M.M. McKenzie, T.J. Weller, F.W. Weckerly et C. Vojta. 2005. *Multiple species inventory and monitoring technical guide*. Washington, 181 p.
- Martin, K., et J.M. Eadie. 1999. «Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds». *Forest Ecology and Management*, vol. 115, p. 243-257.
- McWilliam, A.N. 2002. «Petits mammifères et chauves-souris 13». In: *Méthodes de suivi écologique pour évaluer les effets des pesticides dans les tropiques*, University of Greenwich Natural Resources Institute, p. 143-254. Medway: The University of Greenwich.
- MDDEP, (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs). 2009. *Végétation de la bande riveraine. Guide d'analyse des projets d'intervention dans les écosystèmes aquatiques, humides et riverains assujettis à l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement*. Ministère du Développement durable MDDEP, de l'Environnement et des Parcs: 9 p.
- Merriam, G., et A. Lanoue. 1990. «Corridor use by small mammals: field measurement for three experimental types of *Peromyscus leucopus*». *Landscape Ecology*, vol. 4, no 2/3, p. 123-131.
- Miller, D.H., et L. L. Getz. 1977. «Factors influencing local distribution and species diversity of forest small mammals in New England». *Canadian Journal of Zoology*, vol. 55, p. 806-814.
- Morisset, M., I. Charron, V. Lamarche, S. Dostie et V. Benson. 2006. *Profil bioalimentaire de la Montérégie*. Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, 92 p.

- MRNF, (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune). 2007. *Démarche vers une gestion intégrée des ressources en milieu agricole, Portrait et enjeux!* Secteur Faune Québec, 84 p.
- Nappi, A. 2009. «Sélection d'habitat et démographie du pic à dos noir dans les forêts brûlées de la forêt boréale». Thèse de doctorat, UQAM.
- Ouellet-Lapointe, U. 2010. «Le maintien des espèces cavicoles dans les paysages aménagés en forêts boréale mixte de l'Est du Canada». Mémoire de maîtrise, UQAM, 79 p.
- Padoa-Schioppa, E., M. Baietto, R. Massa et L. Bottoni. 2006. «Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes». *Ecological Indicators*, vol. 6, p. 83-93.
- Pearce, J., et L. Venier. 2005. «Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management». *Forest Ecology and Management*, vol. 208, p. 105-175.
- Raphael, M.G., et M. White. 1984. «Use of snags by cavity-nesting birds in the Sierra Nevada». *Wildlife Monographs*, vol. 86, p. 3-66.
- Robert, R., H. Tremblay et C. DeBlois. 2005. *Cyanobactéries et cyanotoxines au Québec : suivi à six stations de production d'eau potable (2001-2003)*: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.
- Rosenberg, D.K. B.R. Noon et E.C. Meslow. 1997. «Biological corridors: form, function, and efficacy». *BioScience*, vol. 47, no 10, p. 677-687.
- Ruiz, J., et G. Domon. 2005. «Les paysages de l'agriculture en mutation». *Presses de l'Université de Montréal, série « Paysages »*, p. 47-97.
- Sciegg Pasinelli, K., et W. Suter. 2000. «Le bois mort». In: *Notice pour le praticien*, WSL Birmensdorf, p. 6. Birmensdorf: Institut fédéral de recherches WSL.
- SFPQ, (Société de la faune et des Parcs du Québec). 2002. *Plan de développement régional associé aux ressources fauniques de l'Estrie*. Sherbrooke, xiii + 83 p.
- Sheldon, C. 1934. «Studies on the life histories of *Zapus* and *Napaeozapus* in Nova Scotia». *Journal of Mammalogy*, vol. 15, no 4, p. 290-300.
- Simioni, G. 2002. «Importance de la structure spatiale de la strate arborée sur les fonctionnements carboné et hydrique des écosystèmes herbe-arbre. Exemple d'une savane d'Afrique de l'Ouest». Thèse, Université Paris 6, 181 p.
- Snyder, E.J., et L.B Best. 1988. «Dynamics of habitat use by small mammals in prairie communities». *American Midland Naturalist*, vol. 119, no 1, p. 128-136.
- Spitz, F., H. Le Louarn, A. Poulet et B. Dassonville. 1974. «Standardisation des piégeages en ligne pour quelques espèces de rongeurs». *Revue d'Écologie. (Terre Vie)*, vol. 24, p. 564-578.

- Stahl, P. 1986. «Le chat forestier d'Europe (*Felis sylvestris*, Schreber 1777) : exploitation des ressources et organisation spatiale». Thèse, Université de Nancy I.
- Steel, E.A., R. J. Naiman et S. D. West. 1999. «Use of woody debris piles by birds and small mammals in riparian Corridors». *NorthWest Science*, vol. 73, no 1, p. 19-24.
- Sullivan, T.P., R.A. Lautenschlager et R.G. Wanger. 1999. «Clearcutting and burning of northern spruce-fir forests: implications for small mammal communities». *Journal of Applied Ecology*, vol. 36, no 3, p. 1367-1383.
- Svendsen, G.E. 1982. «Weasels». In: *Wild Mammals of North America*, G.A. Feldhamer, B.C. Thompson et Chapman. J.A., p. 613-628, Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Tessier, A., F. St-Onge et S. Gariépy. 2009. *Le paysage rural au Québec : Enjeux agricoles et solution agroforestières*. Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, 126 p.
- Uezu, A., J.P. Metzger et J.M.E. Vielliard. 2004. «Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species». *Biological Conservation*, vol. 123, p. 507-519.
- Vaillancourt, M. A., M Bouchard, S. Gauthier, L. Bélanger, A. Leduc, F. Raulier, D. Pothier, C. Messier, P. Drapeau, J. C. Ruel, D. Kneeshaw, D. Gagnon, L. De Grandpré, L. Imbeau et L. Bernier. 2008. *Avis scientifique portant sur l'article 92.0.3.2 de la loi sur les forêts, Présenté à M. Pierre Levac, Forestier en chef Bureau du forestier en chef, Roberval*. 42 p.
- Varady-Szabo, H., M. Côté, Y. Boucher, G. Brunet et J. P Jetté. 2008. *Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire, Document d'aide à la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique*: Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 61 p.
- Wegner, J.F., et G. Merriam. 1979. «Movements by small mammals between a wood and adjoining farmland habitats». *Journal of Applied Ecology*, vol. 16, no 2, p. 349-357.
- Whisson, D.A., R.M Engeman et K. Collins. 2005. «Developing relative abundance techniques (RATs) for monitoring rodent populations». *Wildlife Research*, vol. 32, p. 239-244.
- Whitaker, Jr, J.O. 1963. «Food, Habitat and Parasites of the Woodland Jumping Mouse in Central New York». *Journal of Mammalogy*, vol. 44, no 3, p. 316-321.
- Wrigley, RE. 1969. «Ecological notes on the mammals of southern Quebec». *Canadian Field-Naturalist*, vol. 83, p. 201-211.

Yahner, R. H. 1982. «Microhabitat use by small mammals in farmstead shelterbelts». *Journal of Mammalogy*, vol. 63, no 3, p. 440-445.

-----, 1983. «Small Mammals in farmstead Shelterbelts: Habitat Correlates of Seasonal Abundance and Community Structure». *The Journal of Wildlife Management*, vol. 47, no 1, p. 74-84.