

NOÉMIE GAGNON LUPIEN

IMPACT DU ROSEAU COMMUN (*PHRAGMITES AUSTRALIS*) SUR LES ASSEMBLAGES ET LE COMPORTEMENT DES OISEAUX DANS DES MARAIS D'EAU DOUCE DU SUD DU QUÉBEC

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures et postdoctorales de l'Université Laval
dans le cadre du programme de maîtrise en biologie
pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE
FACULTÉ DES SCIENCES ET DE GÉNIE
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2013

Résumé

Le Roseau commun (*Phragmites australis*) est une espèce exotique envahissante dans les marais d'Amérique du Nord. Mon projet visait à évaluer l'effet de l'envahissement des marais d'eau douce du Québec par le roseau sur i) la composition et la diversité des assemblages d'oiseaux ainsi que leur abondance relative et ii) sur la répartition spatiale des oiseaux aquatiques en alimentation et l'abondance d'invertébrés aquatiques dont ils se nourrissent. Je n'ai pas observé d'impact significatif du roseau sur l'abondance, la richesse et la diversité globale d'oiseaux chanteurs et aquatiques à des niveaux d'envahissement pouvant atteindre 40%. Certains passereaux spécialistes ou généralistes présentaient des différences d'occupation et d'abondance entre les assemblages végétaux. Cependant, ils étaient davantage influencés par la présence ou la profondeur d'eau que par le roseau. Les invertébrés étaient aussi abondants dans les roselières qu'ailleurs, mais les oiseaux aquatiques évitaient les roselières et préféraient s'alimenter dans les autres formations végétales ou à proximité.

Abstract

The Common Reed (*Phragmites australis*) is one of the most invasive exotic plants of wetlands in North America. I evaluated the impact of reed invasion in Quebec freshwater marshes on i) the diversity and composition of bird assemblages as well as their abundance and ii) the spatial distribution of waterbirds during feeding activity and the abundance of aquatic invertebrates upon which they fed. Globally, I did not find a significant impact of reed on songbirds and waterbirds total abundance, richness and diversity at an invasion level up to 40%. For some marsh specialist and generalist passerine species, I found some differences in site occupancy and abundance between vegetation types. Nevertheless, presence of water and water depth had more influence on them than presence of reed. Invertebrate biomass was similar between reed beds and other vegetation types, but waterbirds avoided reed beds and preferred to feed in other types of vegetation or near them.

Avant-propos

Ce mémoire comporte deux chapitres rédigés en français selon le format approprié pour publication dans une revue scientifique, ainsi qu'une introduction et une conclusion générales. Mon directeur Gilles Gauthier et co-directeur Claude Lavoie ont contribué à l'élaboration de l'étude ainsi qu'à la rédaction et à la révision du manuscrit et des articles.

Le financement de cette étude provient des organismes suivant : le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), le Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies (FRQNT) et Canards Illimités Canada.

Je voudrais premièrement remercier mon directeur, Gilles Gauthier, pour son support tout au long de ce projet. Merci d'abord d'avoir accepté d'être partie prenante de cette aventure bien loin du Nord canadien. Merci pour la patience dont tu as fait preuve et pour la justesse de tes commentaires et corrections, et pour tout le sérieux et la rigueur que tu y mettais.

Merci également à mon co-directeur, Claude Lavoie, pour ton écoute, ta motivation et ta passion. Merci de m'avoir soutenue et encouragée du début à la fin. Merci aussi pour tous tes conseils et commentaires qui m'auront permis à juste titre de me faire voir les deux côtés de la médaille.

Merci à vous deux de cette confiance que vous m'avez accordée, et de m'avoir offert cette opportunité. Par vos conseils, vos commentaires et votre rigueur vous m'avez non seulement permis de devenir une meilleure biologiste, mais également une meilleure personne.

Merci aussi à mes assistants de terrain qui m'ont aidée à relever le défi et qui ont fait de ces deux étés des moments inoubliables. Audrey Delugré, Josianne Lalande, Rémi Magnan Gaudeau et Sara Marmen, merci de votre dévouement et votre générosité. Merci aussi à Sophie Rochon et Olivier Villemaire-Côté pour votre minutie et votre patience à trier et identifier des invertébrés.

Merci également à toute l'équipe de Canards Illimités que j'ai eu le bonheur de côtoyer pendant deux ans. Votre dynamisme est contagieux et j'ai vraiment adoré pouvoir travailler avec vous. Un merci spécial à André Michaud et Marcel Darveau qui m'ont tour à tour supervisée. Merci André pour le support logistique et toutes ces conversations de coin de bureau qui ont su m'enrichir. Ton point de vue «terrain» me permettait d'avoir une vision différente des choses et d'approfondir mes réflexions. Merci Marcel pour ton implication dans mon projet tant comme membre de mon comité d'évaluation que comme superviseur. Merci pour ton écoute et tes judicieux conseils. Ta grande expérience en ornithologie et ta passion pour les milieux humides m'ont grandement inspirée. Merci aussi à l'équipe Boréal qui me permettait de me sentir moins seule face aux défis des études graduées, et un grand merci à Amélie Perez et Christian Roy qui m'ont aidée dans mes analyses statistiques.

Merci à tous les membres du laboratoire Gauthier que j'ai eu le bonheur de côtoyer ces dernières années et qui ont su m'accepter malgré le fait que je ne travaillais pas dans le Nord: Frédéric Bilodeau, Marie-Christine Cadieux, Meggie Desnoyers, Madeleine Doiron, Dominique Fauteux, Jean-Rémi Julien, Pierre Legagneux, Audrey Robillard, Guillaume Souchay, et Jean-François Therrien.

Un gros merci aussi à tous les membres du laboratoire Lavoie et à tous mes collègues du laboratoire Boudreault et du «Phoqing»lab. Vous m'avez permis de garder un certain équilibre dans ma vie étudiante, de me sentir comprise et bien entourée.

Merci à André Desrochers d'avoir accepté de faire partie de mon comité de suivi.

Merci finalement à ma famille et mes amis qui ont su m'appuyer et m'encourager à persévérer tout au long de mon projet. Je remercie spécialement mes parents qui m'ont toujours fait sentir qu'ils étaient fiers de moi. Merci aussi à mon copain Francis de m'avoir soutenue malgré la distance qui nous séparait, d'avoir été présent dans les bons comme dans les moins bons moments. Merci pour ta confiance et surtout de me laisser vivre ma passion.

Table des matières

RÉSUMÉ.....	i
ABSTRACT	iii
AVANT-PROPOS	v
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTE DES FIGURES	x
LISTE DES ANNEXES	xi
CHAPITRE 1	1
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1. ESPÈCES EXOTIQUES ET ENVAHISSANTES	1
2. LA FAUNE AVIAIRE DES MARAIS.....	2
3. PLANTES ENVAHISSANTES ET AVIFAUNE	4
4. LE ROSEAU COMMUN ET L'AVIFAUNE	6
5. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES.....	9
CHAPITRE 2	11
IMPACT DU ROSEAU COMMUN (<i>PHRAGMITES AUSTRALIS</i>) ENVAHISSEUR SUR L'ABONDANCE, LA RICHESSE ET LA DIVERSITÉ D'OISEAUX DANS DES MARAIS D'EAU DOUCE DU SUD DU QUÉBEC	11
RÉSUMÉ.....	13
ABSTRACT	15
1. INTRODUCTION	17
2. MÉTHODOLOGIE	20
2.1 AIRE D'ÉTUDE.....	20
2.2 INVENTAIRES D'OISEAUX.....	22
2.2.1 POINTS D'ÉCOUTE	22
2.2.2 CARACTÉRISATION DES POINTS D'ÉCOUTE	23
2.2.3 DÉNOMBREMENTS VISUELS	24
2.3 ANALYSES STATISTIQUES	24
2.3.1 OCCUPATION DU TERRITOIRE.....	24
2.3.2 ABONDANCE, RICHESSE ET DIVERSITÉ.....	26
3. RÉSULTATS.....	28
3.1 STRUCTURE VÉGÉTALE DES POINTS D'ÉCOUTE	28
3.2 OISEAUX CHANTEURS.....	30
3.2.1 OCCUPATION DES SITES	30
3.2.2 ABONDANCE TOTALE	31
3.2.3 ABONDANCE PAR ESPÈCE	31
3.2.4 RICHESSE ET DIVERSITÉ.....	35
3.3 OISEAUX AQUATIQUES	35
3.3.1 ABONDANCE	35
3.3.2 RICHESSE ET DIVERSITÉ.....	38
4. DISCUSSION.....	38
4.1 OISEAUX CHANTEURS.....	38
4.1.1 PASSEREAUX GÉNÉRALISTES	39
4.1.2 PASSEREAUX SPÉCIALISTES	39
4.1.3 RALLIDÉS.....	41
4.2 OISEAUX AQUATIQUES	42
4.3 IMPLICATIONS POUR L'AMÉNAGEMENT	43

CHAPITRE 3	45
IMPACT DU ROSEAU COMMUN (<i>PHRAGMITES AUSTRALIS</i>) ENVAHISSEUR SUR LE COMPORTEMENT D'ALIMENTATION DES OISEAUX AQUATIQUES ET LA DISPONIBILITÉ D'INVERTÉBRÉS DANS DES MARAIS D'EAU DOUCE	45
RÉSUMÉ	47
ABSTRACT.....	49
1. INTRODUCTION.....	51
2. MÉTHODOLOGIE	53
2.1 AIRE D'ÉTUDE	53
2.2 OBSERVATIONS COMPORTEMENTALES	54
2.3 ÉCHANTILLONNAGE D'INVERTÉBRÉS.....	54
2.4 ANALYSES STATISTIQUES.....	55
3. RÉSULTATS	57
3.1 COMPORTEMENT D' ALIMENTATION.....	57
3.2 BIOMASSE D'INVERTÉBRÉS	59
4. DISCUSSION	61
4.1 OISEAUX AQUATIQUES EN ALIMENTATION.....	61
4.2 INVERTÉBRÉS	63
5. CONCLUSION	65
CHAPITRE 4	67
CONCLUSION GÉNÉRALE	67
BIBLIOGRAPHIE	73
ANNEXES	83

Liste des tableaux

Chapitre 2

Tableau 2.1 Résultats de l'inférence multimodèle pour les modèles d'occupation des sites par les oiseaux obtenus à partir des données d'inventaires par points d'écoute réalisés en 2009 et 2010 dans huit marais du sud du Québec. **31**

Tableau 2.2 Résultats de l'inférence multimodèle pour les modèles d'abondance totale d'oiseaux (ou par espèce), ainsi que de richesse et de diversité d'oiseaux (indice de Shannon) obtenus à partir des données d'inventaires par points d'écoute réalisés en 2009 et 2010 dans huit marais du sud du Québec. **34**

Chapitre 3

Tableau 3.1 Biomasse sèche d'invertébrés (mg / 48 h) capturés à l'été 2010 à l'aide de pièges à activité dans deux marais d'eau douce du sud du Québec. **60**

Tableau 3.2 Biomasse sèche d'insectes (mg / 48 h) capturés à l'été 2010 à l'aide de pièges à émergence dans deux marais d'eau douce du sud du Québec. **61**

Liste des figures

Chapitre 2

Figure 2.1. Localisation des huit marais d'eau douce échantillonnés en 2009 et 2010 dans le sud du Québec (Canada) pour déterminer l'impact du Roseau commun (*Phragmites australis*) envahisseur sur l'avifaune. **21**

Figure 2.2 Représentation graphique de la structure végétale des points d'écoute situés dans huit marais du sud du Québec, selon qu'ils se trouvaient dans une roselière, un massif de quenouilles ou dans de la végétation basse. **29**

Figure 2.3 Abondance, richesse et diversité moyennes d'oiseaux inventoriés dans des points d'écoute situés dans huit marais du sud du Québec selon la période d'inventaire du 22 mai et le 24 juillet en 2009 et du 5 mai et le 26 juillet en 2010 et le type de végétation dominante au point d'écoute. **33**

Figure 2.4 Abondance moyenne d'oiseaux aquatiques, et plus spécifiquement d'anatidés et d'ardéidés, ainsi que richesse et diversité moyennes d'oiseaux aquatiques dénombrés du 22 mai au 24 juillet en 2009 et du 5 mai au 26 juillet en 2010 lors de visites de trois marais envahis par le Roseau commun et trois autres marais non envahis (témoins), en fonction du type de marais et de la période d'inventaire. **37**

Chapitre 3

Figure 3.1 Nombre d'individus de cinq espèces d'anatidés et d'une espèce de podicipédidés observés en alimentation par rapport au type de végétation le plus près (roselière ou formation végétale dominée par les quenouilles, le butome à ombelles, le sagittaire à larges feuilles ou le rubanier à gros fruits) dans trois marais d'eau douce du sud du Québec à l'été 2010. **58**

Figure 3.2 Nombre d'individus de deux espèces d'ardéidés observés en alimentation par rapport au type de végétation le plus près (roselière ou formation végétale dominée par les quenouilles, le butome à ombelles, le sagittaire à larges feuilles ou le rubanier à gros fruits) dans trois marais d'eau douce du sud du Québec à l'été 2010. **59**

Liste des annexes

Annexe 1.1 Répartition des sites d'échantillonnage et nombre de visites effectuées pour les inventaires visuels et auditifs d'oiseaux dans des marais d'eau douce du sud du Québec en 2009 et 2010.....	85
Annexe 1.2 Sélection de modèles d'occupation de sites en terme de présence/absence pour les espèces d'oiseau inventoriées en 2009 et 2010 dans huit marais d'eau douce du sud du Québec en fonction de la végétation dominante, de la profondeur moyenne d'eau à chaque année, du pourcentage d'eau libre et de la présence d'eau au-dessus de la surface du sol, ainsi que des interactions entre ces variables et chacune des espèces recensées.....	86
Annexe 1.3 Sélection de modèles linéaires mixtes avec le point d'écoute et le marais en effet aléatoire pour l'abondance totale, la richesse et la diversité (indice de Shannon) d'oiseaux inventoriés en 2009 et 2010 dans huit marais d'eau douce du sud du Québec.	87
Annexe 1.4 Sélection de modèles linéaires mixtes généralisés sous une distribution de Poisson avec le point d'écoute et le marais en effet aléatoire, pour l'abondance d'espèces d'oiseaux chanteurs inventoriés en 2009 et 2010 dans huit marais d'eau douce du sud du Québec.	88
Annexe 1.5 Nombre d'individus observés pour chaque espèce ou groupe d'espèces lors des dénombrements visuels réalisés à partir de points fixes dans six marais du sud du Québec (trois envahis par le Roseau commun et trois non envahis) entre le 22 mai et le 24 juillet 2009 et entre le 5 mai et le 26 juillet 2010.	89
Annexe 1.6 Sélection de modèles linéaires mixtes avec le marais en effet aléatoire pour l'abondance totale des oiseaux aquatiques et celle des anatidés et des ardéidés, ainsi que pour la richesse et la diversité (indice de Shannon) de ces oiseaux dénombrés visuellement en 2009 et 2010 dans six marais d'eau douce du sud du Québec envahis ou pas par le Roseau commun selon la période d'inventaire.	90
Annexe 2.1 Listes des classes, ordres et familles d'invertébrés capturés à partir des pièges à activité déployés dans deux marais d'eau douce du sud du Québec et leur abondance lors de l'été 2010.	91
Annexe 2.2 Sélection de modèles linéaires mixtes pour l'effet de variables indépendantes sur la biomasse de différents groupes d'invertébrés capturés à l'été 2010 à l'aide de pièges à activité dans deux marais d'eau douce du sud du Québec avec la station d'échantillonnage en effet aléatoire.	92
Annexe 2.3 Listes des ordres et familles d'insectes capturés à partir des pièges à émergence déployés dans deux marais d'eau douce du sud du Québec lors de l'été 2010.	93
Annexe 2.4 Sélection de modèles linéaires mixtes pour l'effet de variables indépendantes sur la biomasse de différents groupes d'invertébrés capturés en 2010 à l'aide de piège à émergence, dans deux marais d'eau douce du sud du Québec avec la station d'échantillonnage en effet aléatoire.	94

Chapitre 1

Introduction générale

1. Espèces exotiques et envahissantes

En cette ère où les échanges internationaux sont de plus en plus fréquents et où les barrières naturelles à la dissémination des espèces sont facilement franchies, l'immigration des espèces d'un continent à l'autre est un phénomène de plus en plus important. Les espèces exotiques (ou "immigrantes") sont les espèces qui se propagent de façon naturelle ou qui sont transportées volontairement ou accidentellement par l'homme dans des régions où elles n'ont jamais été présentes et où elles se reproduisent avec succès (Mills et al. 1993). Elles deviennent envahissantes lorsqu'elles se disséminent et prolifèrent au détriment de l'environnement et des espèces indigènes (Elton 1958; Mack et al. 2000; Richardson et al. 2000). Elles peuvent alors contribuer à homogénéiser les habitats et être responsables d'extinction d'espèces (Wilkinson 2004). L'accroissement fulgurant du nombre de publications scientifiques sur le sujet au cours des dix dernières années montre toute l'importance que les chercheurs accordent, de nos jours, à ce phénomène (Richardson et Pysek 2008; Davis 2009).

Seul un faible pourcentage des espèces exotiques est en mesure de causer d'énormes changements dans la structure des communautés végétales et animales, ainsi que dans les processus fonctionnels des écosystèmes (Allan et Flecker 1993; Pimm et al. 1995). Toutefois, leur impact n'est pas négligeable, puisque certains chercheurs estiment que les espèces envahissantes figurent, avec les pertes d'habitat, parmi les principales causes de perte de biodiversité (Wilcove et al. 1998), particulièrement dans les milieux humides d'eau douce (Naiman et al. 1995; Dudgeon et al. 2006). Ces dernières peuvent agir non seulement à titre de nouveaux compétiteurs, mais aussi comme prédateurs ou parasites contre lesquels les espèces indigènes ont souvent peu de moyens de défense. Elles peuvent aussi modifier certaines caractéristiques écologiques fondamentales des écosystèmes qu'elles envahissent.

C'est particulièrement vrai pour certaines plantes qui sont en mesure d'altérer le régime hydrologique en place, d'enrichir en éléments nutritifs des écosystèmes qui en sont dépourvus ou d'accélérer la périodicité des feux (Mack et al. 2000).

Bien que l'on connaisse de plus en plus les principales caractéristiques des envahisseurs et des milieux envahis, l'impact écologique réel des espèces envahissantes, particulièrement sur la biodiversité, demeure assez peu connu (Parker et al. 1999). Des changements importants dans la composition en espèces des niveaux trophiques supérieurs sont pourtant à craindre à la suite de l'envahissement d'un écosystème par une plante exotique (Wilson et Belcher 1989; Scheiman et al. 2003).

2. La faune aviaire des marais

Les milieux humides sont utilisés par une faune aviaire abondante et diversifiée en période de reproduction. Plusieurs études ont tenté de déterminer les facteurs qui influencent la sélection des habitats par les oiseaux, et il est clair que la végétation occupe une place importante à cet égard. La structure (Weller 1994; Fleishman et al. 2003), la hauteur (Gjerdrum et al. 2005), la composition et la densité de la végétation (Shirley 2004; Gan et al. 2010) sont tous des facteurs qui influencent la répartition de plusieurs espèces d'oiseaux dans les milieux humides. Par exemple, les limicoles, les goélands et les échassiers choisissent comme sites d'alimentation des milieux où la végétation est basse et où l'eau libre de toute végétation émergente est abondante, diminuant ainsi l'obstruction visuelle, car la plupart de ces oiseaux chassent à vue (Darnell et Smith 2004). De plus, lors de la nidification, plusieurs oiseaux sélectionnent l'emplacement de leur nid davantage en fonction de la densité de la végétation qu'en fonction de la disponibilité de la nourriture au voisinage de leur nid (Orians et Wittenberger 1991). À ce titre, la végétation émergente est essentielle à la nidification de plusieurs espèces caractéristiques des marais. Certaines espèces nichant au sol recherchent une végétation émergente constituée de plantes denses et robustes comme les quenouilles (*Typha* spp.), car elles fournissent le matériel nécessaire à la construction du nid et permettent de se cacher des prédateurs. C'est notamment le cas pour le Râle de Virginie (*Rallus limicola*) et la Marouette de Caroline (*Porzana carolina*;

Johnson et Dinsmore 1986; Lor et Malecki 2006). Pour leur part, le Troglodyte des marais (*Cistothorus palustris*) et le Petit Blongios (*Ixobrychus exilis*) sont uniquement présents dans les marais où l'on trouve une végétation haute et assez rigide pour y installer un nid en hauteur, ce qui permet de réduire les risques d'inondation et de prédation (Leonard et Picman 1987; Jobin 2006).

L'hétérogénéité spatiale du milieu semble être un élément clé pour avoir une densité élevée et une forte richesse spécifique en oiseaux dans les marais (Roth 1976; Craig et Beal 1992). Une mosaïque de peuplements végétaux diversifiés associée à des parcelles d'eau libre favorise un plus grand nombre d'interfaces entre l'eau et la végétation, un milieu prisé par la faune aviaire (Rehm et Baldassarre 2007). Chez la sauvagine, le nombre d'oiseaux utilisant les marais est à son maximum quand la superficie occupée par le couvert végétal est équivalente à celle occupée par l'eau libre (Murkin et al. 1997; Webb et al. 2010). Le niveau d'eau est également un facteur déterminant dans la formation des assemblages d'oiseaux des marais (Brawley et al. 1998). L'assemblage des échassiers présents dans un marais est fortement influencé par cette variable, puisque seules les espèces possédant de longues pattes peuvent se nourrir dans les zones d'eau plus profondes (Bancroft et al. 2002). La profondeur d'eau peut aussi influencer l'utilisation d'habitat et l'abondance d'espèces qui se déplacent au sol et se nourrissent d'invertébrés aquatiques en période de reproduction comme le Râle de Virginie, la Marouette de Caroline et le Petit Blongios (Johnson et Dinsmore 1986; Tozer et al. 2010).

En période de reproduction, les invertébrés constituent la plus grande partie du régime alimentaire chez la majorité des oiseaux qui utilisent les marais (Murkin et al. 1982; Benoit et Askins 1999). Dans le cas particulier des oiseaux insectivores, le choix de l'habitat et d'un territoire de reproduction est influencé non seulement par le type de végétation en présence, mais aussi par l'abondance des sites d'alimentation et la densité des insectes. Certains types de végétation peuvent aussi être plus propices que d'autres pour y trouver et saisir les insectes (Cody 1981). Une végétation trop haute ou trop dense peut limiter l'accessibilité du marais aux oiseaux aquatiques (surtout ceux de grande taille); le marais peut alors ne pas constituer un lieu d'alimentation propice pour plusieurs espèces, peu

importe la nourriture qu'on y trouve (Fujioka et al. 2001; Bancroft et al. 2002). Pour leur part, la richesse et la densité d'invertébrés aquatiques dans un marais influencent non seulement la densité des canards, mais aussi leur comportement d'alimentation (Swanson et al. 1974; Murkin et al. 1982).

3. Plantes envahissantes et avifaune

Les milieux humides sont souvent victimes d'envahisseurs végétaux. Ainsi, bien que ces milieux ne couvrent qu'environ 6 % de la surface terrestre du globe, on considère que près du quart des plantes les plus envahissantes de la planète se trouvent en milieu humide (Zedler et Kercher 2004). Lorsque les principales caractéristiques d'un écosystème sont altérées par une ou plusieurs plantes envahissantes, cela peut avoir des conséquences sur les espèces aviaires qui effectuent une partie ou la totalité de leur cycle de vie dans les écosystèmes envahis. Par exemple, au Royaume-Uni, on a observé une diminution de l'abondance locale d'oiseaux marins qui nichent dans les milieux humides côtiers envahis par la Lavatère annuelle (*Lavatera arborea*; van der Wal et al. 2008). Les Macareux moines (*Fratercula arctica*), qui nichent en colonie, abandonnent les sites envahis par cette plante dense, haute et robuste, car elle entrave l'accès à leur terrier. La Spartine à fleurs alternes (*Spartina alterniflora*), introduite en Chine dans les années 1970, contribue pour sa part à réduire le nombre d'espèces et la densité des populations d'oiseaux présentes dans les milieux humides de l'île Chongming, car l'abondance des invertébrés consommés par plusieurs espèces de rivage est plus faible dans les zones colonisées par l'envahisseur (Gan et al. 2009). Cette spartine affecterait toutefois davantage les oiseaux spécialistes des marais salés que les oiseaux généralistes (Ma et al. 2009, 2011). Au Sri Lanka, la Jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) et la Salvinia géante (*Salvinia molesta*), deux plantes flottantes envahissantes, réduisent grandement la présence d'eau libre dans les milieux envahis. Ceci a pour conséquence de diminuer de manière significative l'abondance des canards, car ces plantes entravent leurs déplacements à la nage et réduisent la superficie des sites potentiels d'alimentation (Gunaratne et al. 2009).

En Amérique du Nord, quelques études ont été faites sur l'impact des plantes envahissantes sur l'avifaune, particulièrement en lien avec l'invasion de la Salicaire pourpre (*Lythrum salicaria*). Reconnue pour envahir les milieux humides d'eau douce, elle y réduirait la superficie occupée par la végétation indigène par phénomène de compétition (Mal et al. 1997; Schooler et al. 2006) et diminuerait ainsi la disponibilité d'habitat pour certains oiseaux spécialistes des marais. Des études réalisées en Illinois et dans le Michigan ont permis de constater une absence ou une réduction de l'abondance du Troglodyte des marais dans les zones envahies par la salicaire (Whitt et al. 1999; Maddox et Wiedenmann 2005). Cela dit, l'étude de Whitt et collaborateurs (1999) a aussi permis de constater que plusieurs autres espèces aviaires spécialistes des marais ne sont pas affectées par la salicaire et que certaines d'entre elles, dont le Bruant des marais (*Melospiza georgiana*), profitent même de la présence de cet envahisseur. Dans le même ordre d'idée, dans certains lacs de la Floride, l'introduction de l'Hydrille verticillé (*Hydrilla verticillata*) ne semble pas avoir affecté de manière significative la richesse, la diversité et l'abondance des oiseaux, même si cette plante est particulièrement envahissante. L'hydrille semble plutôt occuper une niche écologique qui était libre auparavant, ce qui peut expliquer le peu d'effets observés sur les oiseaux (Hoyer et al. 2008). Enfin, une étude effectuée en Colombie-Britannique sur les canards migrateurs a montré qu'ils se nourrissaient principalement de Zostère du Japon (*Zostera japonica*), une plante exotique envahissante (Baldwin et Lovvorn 1994). Ainsi, dans certains cas, la présence de l'envahisseur peut même devenir bénéfique.

En somme, les impacts des envahisseurs varient grandement selon les caractéristiques et les besoins particuliers des espèces. Souvent, le principal impact sera une modification dans la composition en espèces plutôt qu'une diminution de la diversité ou de l'abondance des oiseaux (McGlynn 2006). Dans les cas où l'envahisseur forme des peuplements dont la structure est similaire à celle de la végétation indigène qu'elle remplace, le risque de prédation et la disponibilité de la nourriture peuvent rester les mêmes, permettant ainsi aux oiseaux de s'adapter plus facilement à la présence de l'espèce exotique (Kennedy et al. 2009).

4. Le Roseau commun et l'avifaune

En Amérique du Nord, le Roseau commun (*Phragmites australis*) est considéré depuis plusieurs années comme une espèce végétale envahissante très menaçante. Ce roseau est présent sur le continent depuis des centaines d'années (Orson et al. 1987), mais c'est seulement depuis le début du 20^e siècle qu'il se propage à grande vitesse, couvrant de plus en plus de territoire chaque année (Orson 1999). Cette expansion massive serait liée à l'introduction d'un nouvel haplotype (M) en provenance de l'Eurasie (Saltonstall 2002). Les marais d'eau douce sont de plus en plus touchés par la propagation massive de ce génotype exotique (Wilcox et al. 2003; Hudon et al. 2005; Tulbure et al. 2007; Whyte et al. 2008). Au Québec, les roselières sont encore jeunes, environ 20 à 30 ans (Hudon et al. 2005). Le roseau est donc pour l'instant encore peu répandu dans les marais d'eau douce. Le roseau a été observé uniquement dans deux de 29 marais inventoriés dans le Québec méridional lors d'une étude menée en 2009 (Courchesne 2012), mais la situation risque de changer. Dans les milieux humides envahis, il forme de grandes populations homogènes, donc avec une végétation peu diversifiée (Orson 1999). La propagation végétative par rhizomes et stolons peut se faire de façon très rapide, ce qui permet à cette plante de dominer en peu de temps le milieu colonisé (Lambert et al. 2010). Le roseau est également caractérisé par une tige haute (jusqu'à 6 m) et robuste, et il est responsable d'une accumulation de litière au sol beaucoup plus importante que celle formée par la majorité des espèces végétales indigènes des marais (Windham et Lathrop 1999; Meyerson et al. 2000). En raison de cette accumulation massive de litière et de l'importante accréation de sédiments et de matière organique qui s'en suit, le roseau favorise l'exondation et l'assèchement de la surface du sol (Osgood et al. 2003; Rooth et al. 2003; Zedler et Kercher 2004). Les marais envahis par le roseau présentent également moins de surfaces d'eau libre (Meyer 2003). En somme, la structure particulière des communautés végétales envahies par l'haplotype M du roseau transforme l'habitat de plusieurs espèces animales, ce qui n'est pas sans soulever de l'inquiétude chez les gestionnaires de milieux humides.

L'impact du roseau sur les oiseaux reste encore aujourd'hui peu étudié et les travaux qui traitent du sujet ont surtout été effectués dans des marais côtiers et en eau salée. Une des premières études s'étant directement intéressée à la question est celle de Benoit et Askins

(1999). Ces deux chercheurs ont effectué des inventaires dans des marais d'eau salée et saumâtre du Connecticut envahis par le roseau. Ils y ont observé une abondance similaire, mais une richesse spécifique d'oiseaux plus faible dans les zones envahies comparativement aux zones intactes. Certains passereaux, comme le Troglodyte des marais et le Bruant des marais, préféraient les roselières comme site de nidification. Par contre, les canards, les hérons et les aigrettes étaient absents des zones envahies, probablement à cause de la structure très dense et haute des roselières qui en fait un milieu impénétrable pour les oiseaux de grande taille. Dans une étude réalisée au Nebraska, on a également observé une diminution du nombre de Grues du Canada (*Grus canadensis*) dans les roselières d'eau douce, car cette espèce préfère nicher dans la végétation indigène plus basse où l'obstruction visuelle est réduite (Kessler et al. 2011). Dans certains marais d'eau saumâtre et d'eau douce de l'état de New York, on a dénombré plus de passereaux généralistes et moins d'oiseaux spécialistes des marais dans les zones envahies. Ainsi, on a observé une dominance de généralistes comme le Carouge à épauettes (*Agelaius phoeniceus*) et une quasi-absence de plusieurs spécialistes des marais comme le Troglodyte des marais, le Râle de Virginie et le Petit Blongios (Wells et al. 2008). Enfin, dans les marais d'eau douce envahis de l'état de New York et de l'Ontario, les espèces spécialistes semblaient plus affectées par la présence de l'envahisseur, quoique l'abondance et la richesse totales étaient similaires et même plus importantes dans les roselières (McGlynn 2006; Meyer et al. 2010).

On dispose de peu d'informations sur l'impact du roseau envahisseur sur les invertébrés, particulièrement dans les marais d'eau douce, et les conclusions des études n'abondent pas toutes dans le même sens. Dans certains cas, les marais d'eau saumâtre ou salée envahis ne semblent pas présenter le même assemblage, ni la même diversité et densité d'invertébrés que les marais dominés par des plantes indigènes (Angradi et al. 2001; Gratton et Denno 2005). Ailleurs, on a trouvé que les massifs de végétation dominés par le roseau abritent une densité et une composition en invertébrés aquatiques similaires aux autres types de végétation (Fell et al. 1998). C'est également ce qui a été observé en eau douce par McGlynn (2006). Or, les invertébrés représentent une source de nourriture importante pour la grande majorité des oiseaux qui fréquentent les marais pendant la période de reproduction (Murkin *et al.* 1982; Benoit et Askins 1999). Si les invertébrés sont affectés

par l'envahissement, l'impact du roseau pourrait alors être significatif pour tout le reste de la chaîne alimentaire.

Quels sont, au juste, les impacts de l'envahissement d'un marais par le roseau sur l'ensemble des oiseaux qu'on y trouve ? À ma connaissance, les études qui se sont penchées sur le sujet se sont principalement concentrées sur un certain nombre d'espèces détectables au chant (Benoit et Askins 1999; McGlynn 2006; Paxton 2007; Wells et al. 2008; Meyer et al. 2010). Peu d'informations sont à ce jour disponibles quant à l'impact du roseau envahisseur sur la sauvagine (Benoit et Askins 1999; Meyer et al. 2010; Kessler et al. 2011). De plus, elles ont surtout été réalisées dans des marais côtiers qui sont soumis à l'effet des marées. Seulement deux d'entre elles font état des conséquences de l'envahissement sur les oiseaux des marais d'eau douce (McGlynn 2006; Meyer et al. 2010). Toutes ces études rapportent que les assemblages d'espèces observés dans les roselières diffèrent de ceux observés dans les marais qui ne sont pas envahis par le roseau, mais il y a plusieurs divergences dans les conclusions quant à l'envergure de ces différences et l'impact du roseau sur certaines espèces particulières. Par exemple, au Connecticut, dans des marais d'eau saumâtre, on a constaté de plus fortes abondances de Troglodyte des marais et de Carouge à épaulettes dans les roselières qu'ailleurs dans le marais (Benoit et Askins 1999). Une surreprésentation du Carouge à épaulettes a également été observée dans certains marais d'eau saumâtre et d'eau douce de l'état de New York, mais on y a, au contraire, noté une quasi-absence du Troglodyte des marais (Wells et al. 2008). Dans le même ordre d'idées, lors d'une autre étude dans des marais d'eau douce de l'état de New York, on a observé cette fois-ci à la fois moins de Carouge à épaulettes et de Troglodyte des marais dans les roselières qu'ailleurs dans les autres types de végétation à l'étude (McGlynn 2006).

D'autre part, on ne connaît pas bien l'influence du roseau envahisseur sur les invertébrés aquatiques d'eau douce et encore moins sur le comportement alimentaire des oiseaux qui s'en nourrissent. Il est donc difficile, pour le gestionnaire de milieux humides, de décider sur la base des données disponibles si une intervention pour contrôler ou éradiquer le roseau d'un marais à l'avifaune particulièrement riche ou remarquable est justifiée.

5. Objectifs et hypothèses

Le premier objectif de mon mémoire est d'évaluer l'effet de l'invasion des marais d'eau douce du Québec par le roseau sur la composition, la richesse et la diversité des assemblages d'oiseaux ainsi que sur l'abondance relative des individus. L'étude ciblera quatre grands groupes d'oiseaux en particulier, soit les ardéidés, les rallidés, les passereaux et la sauvagine. Ces groupes correspondent à la majorité des oiseaux qui utilisent ces marais en période de reproduction. Le second objectif du mémoire est de déterminer comment le roseau influence l'abondance d'invertébrés aquatiques ainsi que le comportement et la répartition spatiale des oiseaux qui s'en nourrissent. J'émet l'hypothèse que dans l'ensemble, le roseau aura un impact négatif sur la richesse, la diversité et l'abondance des oiseaux. J'émet aussi l'hypothèse que les roselières seront peu utilisées par la sauvagine pour l'alimentation, à la fois en raison d'un manque de nourriture (invertébrés) et également à cause d'une faible accessibilité.

Chapitre 2

Impact du Roseau commun (*Phragmites australis*) envahisseur sur l'abondance, la richesse et la diversité d'oiseaux dans des marais d'eau douce du sud du Québec

Résumé

Le génotype eurasiatique du Roseau commun envahit rapidement les marais d'eau douce de l'Amérique du Nord. Il y modifie la structure et la composition des assemblages végétaux caractéristiques de ces milieux et également l'hydrologie de ceux-ci. Plusieurs espèces aviaires dépendent de ces marais en période de reproduction. L'objectif principal de ce projet est de déterminer l'impact du roseau envahisseur sur l'abondance et la probabilité d'occupation des sites par les espèces ainsi que sur la diversité et la richesse des assemblages d'oiseaux dans les marais d'eau douce du Québec. J'ai effectué des décomptes auditifs par point d'écoute dans différents types de végétation pour les rallidés et les passereaux et des dénombrements visuels pour les oiseaux aquatiques, principalement les anatidés et les ardéidés. J'ai d'abord pu constater des différences structurelles importantes entre les roselières et les formations végétales caractéristiques des marais. Le roseau modifie donc beaucoup l'habitat des oiseaux. Je n'ai toutefois pas observé de différence au niveau de la probabilité d'occupation des sites, ni en termes d'abondance, de richesse et de diversité d'oiseaux chanteurs dans les roselières comparativement aux autres formations végétales, ni de différence au niveau des oiseaux aquatiques dans les marais envahis comparativement à des marais qui ne le sont pas. Le Troglodyte des marais, une espèce spécialiste de cet habitat, est la seule espèce qui utilise davantage les massifs de quenouilles que les roselières, probablement parce que les roselières ont une faible diversité végétale et moins de matériel disponible pour la construction du nid. Pour la majorité des espèces ou groupes d'espèces étudiés, la profondeur d'eau et la présence d'eau libre au point d'écoute ressortent comme les variables qui ont influencé le plus l'occupation des sites ainsi que l'abondance d'individus. L'impact connu du roseau sur l'hydrologie de ces milieux pourrait indirectement avoir des conséquences plus sérieuses pour l'avifaune des marais à plus long terme.

Abstract

The Common Reed Eurasian genotype is rapidly invading freshwater marshes in North America. The invasive reed modifies the structure and composition of wetland vegetation as well as the local hydrology. Many avian species depend upon those marshes for reproduction. My objective was to evaluate the impact of invasive reeds on the abundance and site occupancy by species as well as on the richness and diversity of bird assemblages in Quebec freshwater marshes. To achieve this, I conducted fixed-distance point counts for songbirds (passerines and rallidae) and visual survey for waterbirds (anatidae and ardeidae). First of all, I saw important structural differences between reed beds and other vegetation assemblages characteristic of marshes. The invasive reed clearly modified bird habitats. However, there were no differences in site occupancy probability, abundance, richness and diversity of songbirds between reed beds and other vegetation assemblages and for waterbirds between invaded and non-invaded marshes. Marsh wren, a marsh specialist, was the only specie that used more cattails over reed beds, probably because reed beds had a reduced vegetal diversity and limited nesting material. For most of the species or groups of species studied, presence of water and water depth at the point count were the variables that influenced the most site occupancy and abundance of birds. The known impact of invasive reeds on marshes hydrology could indirectly have more serious consequences on the marsh avifauna in the long run.

1. Introduction

Les envahisseurs biologiques se définissent comme des espèces introduites de manière volontaire ou accidentelle et qui se disséminent, prolifèrent et entrent en compétition avec les espèces indigènes (Elton 1958). Les animaux qui fréquentent les milieux humides, comme les oiseaux, sont particulièrement exposés aux plantes envahissantes. Ces milieux sont en effet très touchés par les invasions biologiques, car, bien qu'ils ne couvrent qu'environ 6 % de la surface terrestre, on y trouverait 24 % des plantes les plus envahissantes de la planète (Zedler et Kercher 2004). Or, les oiseaux des milieux humides sont souvent très influencés par le type et la structure de végétation en présence lorsqu'ils sélectionnent un habitat de nidification ou d'alimentation (Weller 1994; Gjerdrum et al. 2005). Par exemple, le Petit Blongios (*Ixobrychus exilis*), le Râle de Virginie (*Rallus limicola*) et la Marouette de Caroline (*Porzana carolina*) recherchent tous une végétation constituée de plantes denses et robustes comme les quenouilles (*Typha* spp.) pour y construire leur nid et se camoufler des prédateurs (Johnson et Dinsmore 1986).

L'hétérogénéité spatiale des assemblages végétaux qui colonisent les milieux humides influence aussi l'avifaune des marais (Craig et Beal 1992). Une mosaïque d'assemblages diversifiés de plantes et de parcelles sans couvert végétal favorise la présence d'interfaces entre l'eau libre et la végétation, lesquelles sont appréciées par la faune aviaire parce qu'on y trouve une grande abondance de macroinvertébrés (Rehm et Baldassarre 2007). Chez la sauvagine, le nombre d'oiseaux utilisant les marais est maximal lorsque la superficie occupée par le couvert végétal est équivalente à celle occupée par l'eau libre (Murkin et al. 1997; Webb et al. 2010). Le niveau d'eau est également un facteur déterminant dans la formation des assemblages d'oiseaux qu'on trouve dans les marais (Brawley et al. 1998), car il influence directement l'accessibilité à la nourriture chez plusieurs espèces. Par exemple, les différences morphologiques et comportementales entre les canards barboteurs et les canards plongeurs incitent les plongeurs à utiliser des sites ayant un niveau d'eau supérieur à celui des sites fréquentés par les barboteurs (Ma et al. 2010).

On peut donc émettre l'hypothèse que si les assemblages végétaux des milieux humides subissent des transformations de composition et de structure à la suite d'une invasion biologique végétale, ou si un envahisseur homogénéise la mosaïque des assemblages végétaux ou contribue à assécher un marais, alors les oiseaux risquent d'en subir les conséquences. Les quelques études faites sur le sujet indiquent que seuls certains envahisseurs modifient le milieu au point de nuire à la faune aviaire. C'est le cas notamment de plantes envahissantes, comme la Jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) et la Spartine à fleurs alternes (*Spartina alterniflora*), qui ont une influence négative sur l'abondance des oiseaux des marais (Gan et al. 2009; Gunaratne et al. 2009). Par contre, d'autres espèces très envahissantes comme la Salicaire pourpre (*Lythrum salicaria*) et l'Hydrille verticillé (*Hydrilla verticillata*) semblent avoir peu d'impact sur les oiseaux (Hoyer et al. 2008; Lavoie 2010).

En Amérique du Nord, une des plantes les plus envahissantes en milieu humide est le Roseau commun d'origine eurasiatique (*Phragmites australis* subsp. *australis*). Ce roseau, introduit au 19^e siècle (Saltonstall 2002), se propage de plus en plus dans les marais d'eau saumâtre (Chambers et al. 1999; McCormick et al. 2010) et d'eau douce (Wilcox et al. 2003; Hudon et al. 2005) du continent. Une fois en place dans un marais, le roseau forme en peu de temps de grandes populations homogènes avec une faible diversité végétale (Ailstock et al. 2001; Lavoie et al. 2003). Le roseau est aussi responsable d'une accumulation de litière au sol beaucoup plus importante que celle formée par la majorité des espèces végétales des marais, ce qui favoriserait l'exondation progressive de leur lit (Windham et Lathrop 1999; Meyerson et al. 2000). En somme, une roselière peut avoir une structure et une composition très différentes des assemblages végétaux qu'elle remplace et est donc susceptible d'avoir un impact sur la faune.

En eau douce, les quelques études réalisées sur l'impact du roseau sur les poissons (Aday 2007; Kulesza et al. 2008; Larochelle 2011), les tortues (Bolton et Brooks 2010), les amphibiens (Meyer 2003; Perez 2011) et les petits mammifères (Meyer 2003; McGlynn 2006) montrent un effet modéré ou faible du roseau sur les populations en présence. Pour sa part, l'impact du roseau sur les oiseaux est peu connu. Dans les marais d'eau douce ou

d'eau saumâtre de l'état de New York (Wells et al. 2008), on a observé une perte de diversité aviaire proportionnelle au degré d'invasion par le roseau, ainsi qu'une plus grande abondance des passereaux généralistes, comme le Carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*), et une moins grande abondance des passereaux spécialistes, comme le Troglodyte des marais (*Cistothorus palustris*). À l'inverse, une étude effectuée au Connecticut (en marais d'eau saumâtre) a montré une association positive entre l'abondance de certains passereaux spécialistes des marais, comme le Troglodyte des marais et le Bruant des marais (*Melospiza georgiana*), et les sites dominés par le roseau envahisseur. Néanmoins, le Bruant maritime (*Ammodramus maritimus*) et le Bruant de Nelson (*Ammodramus caudacutus*), deux passereaux spécialistes des marais côtiers et adaptés à nicher dans une végétation basse, étaient beaucoup moins abondants dans les roselières (Benoit et Askins 1999). Le même phénomène a aussi été observé par Paxton (2007) en Virginie et Meyer et collaborateurs (2010) en Ontario. Benoit et Askins (1999) ont observé une diminution importante de la richesse spécifique d'oiseaux lorsque le roseau occupait plus de la moitié de la superficie du marais, mais aucune différence significative au niveau de leur abondance totale. En eau douce, d'autres études ont fait état d'une richesse et d'une abondance relative en oiseaux supérieures (Meyer et al. 2010) ou équivalentes (McGlynn 2006) dans les roselières comparativement aux autres types de végétation inventoriés.

Les études réalisées à ce jour sur l'impact du roseau envahisseur sur les oiseaux ont surtout été effectuées dans des marais soumis à l'influence des marées. Les effets en apparence mitigés du roseau dans ces milieux pourraient être liés en partie au support intéressant qu'offre cette plante haute et rigide pour certaines espèces d'oiseaux qui nichent dans des milieux où la possibilité d'inondation de leur nid par la marée est un facteur limitant (Gjerdrum et al. 2005; Greenberg et al. 2006; Meyer et al. 2010). Ces études se sont également concentrées sur les espèces d'oiseaux chanteurs et peu d'informations sont disponibles sur l'impact du roseau sur la sauvagine (Benoit et Askins 1999; Meyer et al. 2010), pourtant une composante très importante de l'avifaune des marais.

Le principal objectif de cette étude est donc d'évaluer l'effet de l'invasion par le roseau des marais d'eau douce du sud du Québec non soumis à l'influence de la marée, où la plante est en pleine expansion (Hudon et al. 2005; Lelong et al. 2007), sur les assemblages d'oiseaux. J'ai ciblé quatre grands groupes d'oiseaux qui représentent la majorité des espèces qui utilisent les marais en période estivale, soit les passériformes (passereaux), les rallidés (râles), les ardéidés (échassiers) et les anatidés (canards et oies). Je veux vérifier l'hypothèse selon laquelle l'invasion des marais d'eau douce par le roseau a un effet négatif sur l'abondance, la richesse spécifique et la diversité aviaire. Plus spécifiquement, je prédis que les passereaux qui dépendent exclusivement des marais pour leur reproduction (spécialistes) seront davantage affectés par l'invasif comparativement aux passereaux de type généraliste. Je prédis également que la présence et l'abondance des rallidés, des ardéidés et de la sauvagine seront négativement affectées par l'invasion des marais par le roseau, d'abord parce qu'on y trouve moins de parcelles d'eau libre, et donc de sites d'alimentation, et ensuite parce que le roseau nuit à leur mobilité.

2. Méthodologie

2.1 Aire d'étude

L'aire d'étude (Figure 2.1) se trouve dans le sud-ouest du Québec où est situé l'essentiel des populations de roseau de la province (Lelong et al. 2007). Huit marais d'eau douce (cinq envahis et trois non envahis, ou témoins) des régions de la Montérégie et de l'Outaouais ont été sélectionnés pour ce travail. Le paysage au voisinage de tous les marais étudiés est principalement constitué de champs agricoles et, dans tous les cas, un cours d'eau important (fleuve Saint-Laurent ou rivière des Outaouais) est situé à proximité (à moins de 1 km). Quatre des cinq marais envahis se situent près du canal de Beauharnois, soit trois au sud (numérotés 1, 2 et 3) et un au nord (numéroté 4) de celui-ci. Ces marais artificiels (28 à 85 ha chacun), aménagés par Canards Illimités Canada en 1979, sont couverts de roselières sur 10 à 35 % de leur superficie. Outre les roselières, on y trouve quelques îlots de Butome à ombelle (*Butomus umbellatus*) et de quenouilles (*Typha* spp.). Le cinquième marais envahi (86 ha) ceinture les îles du parc national des Îles-de-

Boucherville et celles des Grandes battures Tailhandier. Environ 40 % de la zone inventoriée est ici couverte par le roseau. On y trouve également quelques massifs de quenouilles et d'Alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*). C'est le seul des huit marais inventoriés qui n'est pas ceinturé d'une digue.

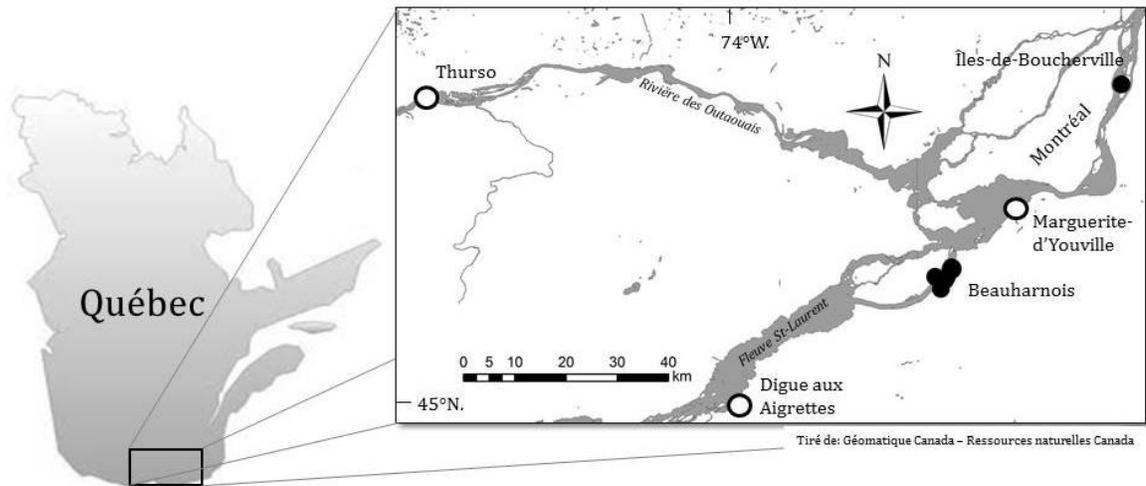


Figure 2.1. Localisation des huit marais d'eau douce échantillonnés en 2009 et 2010 dans le sud du Québec (Canada) pour déterminer l'impact du Roseau commun (*Phragmites australis*) envahisseur sur l'avifaune. Les points noirs désignent les sites envahis par le roseau, alors que les points blancs représentent les sites témoins non envahis.

Les trois marais non envahis (témoins) sont des marais artificiels aménagés et le roseau y est absent ou confiné aux digues qui les ceinturent. Le marais de la Digue aux Aigrettes (60 ha) se trouve dans la réserve nationale de faune du lac Saint-François et est dominé par le Riz sauvage (*Zizania aquatica*) et quelques espèces du genre *Carex*. Le marais du refuge faunique Marguerite-d'Youville (30 ha), situé sur l'île Saint-Bernard, est principalement couvert de quenouilles et de sagittaires (*Sagittaria* spp.). Le dernier marais, celui de Thurso (60 ha), est situé dans le parc national de Plaisance et est couvert d'une végétation émergente très diversifiée avec des quenouilles, des cypéracées et du Riz sauvage. Entre 20 et 60 % de la superficie de tous les marais est occupée, à la mi-juillet, par de l'eau libre (donc sans couvert végétal) et la profondeur d'eau maximale y varie de 30 à 250 cm environ.

2.2 Inventaires d'oiseaux

Les inventaires d'oiseaux se sont étendus sur deux années (2009 et 2010), du début mai à la fin juillet pendant la période de nidification. La collecte des données a été réalisée le matin de 5h00 à 10h30 les journées où le vent était léger et qu'il ne pleuvait pas. La collecte a été réalisée par les trois mêmes personnes durant chaque été, afin de conserver une certaine constance dans la capacité de détection et d'identification des observateurs (Boulinier et al. 1998). Deux méthodes ont été utilisées, soit les points d'écoute pour les oiseaux chanteurs (principalement les passereaux et les rallidés) et les dénombrements visuels pour les oiseaux aquatiques (principalement les anatidés et les ardéidés). Afin d'augmenter la probabilité de détection des oiseaux (Colwell et Cooper 1993; Tozer et al. 2006), les marais ont été visités quatre ou cinq fois par été, sauf le marais Marguerite-d'Youville qui a été visité une seule fois en 2009 faute de temps (Annexe 1.1). La période estivale a été divisée en cinq périodes d'une durée d'environ 15 jours chacune et chaque marais a été inventorié une seule fois par période.

2.2.1 Points d'écoute

Une carte de végétation a d'abord été réalisée pour chaque marais à l'aide de photographies aériennes prises en 2003 afin de circonscrire les principaux assemblages végétaux présents, c'est-à-dire les roselières, les massifs de quenouilles et les autres types de plantes émergentes regroupés sous la catégorie "végétation basse". À partir de ces cartes de végétation, des points d'écoute d'un rayon de 50 m ont été disposés dans chacun de ces trois types de végétation émergente. Chaque point d'écoute devait être situé ≥ 50 m d'un autre type de végétation et distancé des autres de ≥ 250 m pour assurer leur indépendance (Bird Studies Canada 2008; Meyer et al. 2010). La coordonnée géographique de chacun des 36 points d'écoute sélectionnés a été retrouvée sur le terrain à l'aide d'un système de positionnement géographique. En 2009, nous avons inventorié 10 points d'écoute dans des roselières, 6 dans des massifs de quenouilles et 13 dans la végétation basse (Annexe 1.1) et en 2010, nous avons ajouté quelques points pour un total respectif de 15, 8 et 13 points d'écoute.

L'ordre de visite des points d'écoute a été changé d'une période à l'autre, car la probabilité de détection peut diminuer avec le temps écoulé depuis le lever du soleil (Lynch 1995). La durée d'écoute à chaque point a été de 12 minutes, une durée suffisante selon des études similaires (Ralph et al. 1995; Dettmers et al. 1999). Afin de maximiser la probabilité de détection d'espèces discrètes et donc difficiles à observer ou à entendre, certains chants d'oiseaux ont été diffusés lors des inventaires. Les espèces sélectionnées pour la diffusion de leur chant ont été les mêmes que celles de Meyer et collaborateurs (2010) en Ontario, soit la Gallinule d'Amérique (*Gallinula galeata*), le Grèbe à bec bigarré (*Podilymbus podiceps*), la Marouette de Caroline, le Petit Blongios et le Râle de Virginie. Les enregistrements ont été diffusés deux fois à deux minutes d'intervalle, pour une durée totale de quatre minutes, à l'intérieur de la période d'écoute de 12 minutes.

Chaque oiseau repéré visuellement ou entendu à l'intérieur du point d'écoute a été identifié à l'espèce. Deux observateurs étaient présents lors des dénombrements et un télémètre a été utilisé lorsque nécessaire afin de s'assurer de la distance à laquelle l'oiseau était observé. Pour les oiseaux en vol, seuls ceux qui passaient à moins de 100 m au-dessus du point et qui semblaient en comportement de chasse ont été considérés (Bird Studies Canada 2008; Meyer et al. 2010).

2.2.2 Caractérisation des points d'écoute

La végétation au sein de chaque point d'écoute a été échantillonnée en juillet 2010. J'ai échantillonné cinq sites par point d'écoute, soit un au centre et quatre autres à 20 m du centre en direction des quatre points cardinaux. J'ai utilisé deux baguettes, une d'une longueur de 2 m et l'autre de 4 m. Chaque baguette avait une largeur de 3 cm avec une séquence alternée de bandes rouges et blanches de 20 cm de longueur. Une fois la première baguette de 2 m déposée à la surface de l'eau ou du sol au site d'échantillonnage, j'ai inséré la deuxième baguette à la verticale à une extrémité de cette dernière. J'ai noté l'espèce de chaque plante touchant la baguette verticale, ainsi que la hauteur de chacun des touchés (par classes de 20 cm) et j'ai répété l'opération à tous les 20 cm le long de la baguette horizontale. Les espèces de plantes ont ensuite été regroupées dans les catégories

suivantes : 1) Roseau commun, 2) cypéracées ou joncacées, 3) autres plantes herbacées et 4) autres plantes (fougères, plantes ligneuses, etc.). J'ai ensuite fait la somme du nombre de touchés par groupe végétal et à chaque classe de hauteur pour les cinq stations d'échantillonnage. J'ai enfin calculé un nombre moyen de touchés par point d'écoute selon qu'il s'agissait de roselières, de points avec quenouilles ou de points avec végétation basse. J'ai aussi pu, grâce à cette méthode d'inventaire, estimer le pourcentage de la surface en eau libre à l'intérieur du point d'écoute. Enfin, la profondeur d'eau au point d'écoute a été mesurée en son centre lors de chaque inventaire d'oiseaux et j'ai noté la présence ou non d'eau libre.

2.2.3 Dénombrements visuels

Les dénombrements visuels ont été réalisés principalement à partir de tours d'observation d'une hauteur de 5 m. L'absence de telles structures au marais 3 à Beauharnois et aux Îles-de-Boucherville nous a empêchés de réaliser des dénombrements visuels à ces deux sites. Afin de couvrir les parties de marais invisibles à partir des tours, des observateurs au sol placés à des points stratégiques (sur les digues) ont simultanément procédé à des dénombrements d'oiseaux. Les observateurs communiquaient entre eux à l'aide de walkie-talkie pour s'assurer de ne pas compter les mêmes individus. Les dénombrements visuels ont été faits à la même fréquence que les points d'écoute et les oiseaux observés ont été identifiés à l'espèce. En 2009, 26 dénombrements visuels ont été effectués (du 22 mai au 24 juillet), alors qu'en 2010, l'effort d'échantillonnage a été augmenté à 29 visites (du 5 mai au 26 juillet). Grâce à des repères sur le terrain et à des photographies aériennes, j'ai estimé les superficies observables à partir des tours et des points d'observation au sol afin d'ajuster le nombre total d'individus dénombrés à la superficie observable de chaque marais.

2.3 Analyses statistiques

2.3.1 Occupation du territoire

Les points d'écoute ayant été visités à plus d'une occasion, j'ai utilisé des modèles d'occupation de site pour déterminer la probabilité d'occupation (MacKenzie et al. 2006). Ces modèles tiennent compte du fait que si on ne détecte aucun individu, il n'y a ni nécessairement absence, ni nécessairement présence d'individus sur le site d'étude. Ils permettent d'estimer séparément la probabilité d'occupation (ψ) et la probabilité de détection (p) des espèces qui peuvent varier selon le site (Mackenzie et al. 2006). Afin de réduire le nombre d'analyses, je me suis intéressée à la probabilité d'occupation et de détection de différents assemblages d'oiseaux, tout en considérant l'identité des espèces qui les composent.

Pour ces analyses, j'ai exclu les Carouges à épaulettes, les Étourneaux sansonnets (*Sturnus vulgaris*), les Quiscales bronzés (*Quiscalus quiscula*) et les Vachers à tête brune (*Molothrus ater*), car ces espèces étaient présentes dans presque tous les points d'écoute. Le premier assemblage d'oiseaux considéré était constitué de passereaux généralistes, c'est-à-dire d'oiseaux qui utilisent les marais au cours de leur cycle de vie, mais qui n'en dépendent pas de façon exclusive, nous avons utilisé les données publiées sur le site web du Service canadien de la faune, région de l'Ontario (2010) qui dresse une liste des espèces d'oiseaux nicheurs de l'Ontario et de leur habitat de nidification. Les oiseaux de ce groupe sont le Bruant chanteur (*Melospiza melodia*; espèce de référence), le Bruant familier (*Spizella passerina*), le Chardonneret jaune (*Spinus tristis*), le Moucherolle des saules (*Empidonax traillii*) et la Paruline jaune (*Setophaga petechia*). Le deuxième assemblage était celui des passereaux spécialistes, c'est-à-dire des oiseaux dont le principal habitat de nidification est le marais. Cet assemblage regroupe le Bruant des marais (espèce de référence), la Paruline masquée (*Geothlypis trichas*) et le Troglodyte des marais. Le dernier assemblage était celui des rallidés et comprend le Râle de Virginie (espèce de référence), la Gallinule d'Amérique et la Marouette de Caroline.

Pour chaque assemblage, j'ai examiné l'effet de plusieurs covariables d'habitat sur la probabilité d'occupation des sites, soit 1) la végétation dominante au point d'écoute (Roseau commun, soit le groupe de référence, végétation basse ou quenouilles), 2) la présence d'eau libre, 3) le pourcentage d'eau libre au point d'écoute et 4) la profondeur

d'eau moyenne pour chaque année. J'ai considéré des modèles où l'effet des covariables d'habitat était le même pour toutes les espèces ou différait entre les espèces (c'est-à-dire, avec interaction entre espèce et habitat). J'ai également considéré la possibilité que la probabilité de détection puisse varier entre les espèces. Chaque modèle n'incluait qu'une seule variable explicative à la fois (végétation ou une des trois variables reliées à l'eau) pour éviter les effets de colinéarité, car une analyse préliminaire a montré des différences significatives dans les variables relatives à l'eau entre les types de végétation. En définitive, 31 modèles pouvant expliquer les variations dans les probabilités d'occupation d'un site ont été testés pour chaque assemblage. Les variables continues ont été centrées et réduites afin de normaliser leur distribution.

Les analyses d'occupation de site ont été réalisées à l'aide du programme PRESENCE 3.1 (MacKenzie et al. 2003). À chaque fois, j'ai d'abord testé l'ajustement du modèle d'occupation le plus général par une procédure de ré-échantillonnage ("*bootstrapping*"; 10 000 itérations) afin d'obtenir une estimation du c-chapeau et ainsi corriger pour la surdispersion (MacKenzie et al. 2006). J'ai classé chaque modèle en fonction du critère d'information Akaike de second ordre corrigé pour la surdispersion (QAICc) et calculé le poids d'AICc afin de sélectionner le modèle qui s'ajuste le mieux aux données (Burnham et Anderson 2002). J'ai calculé la valeur des paramètres en tenant compte de l'incertitude dans la sélection de modèle (c'est-à-dire, de l'inférence multimodèle) à l'aide du module AICcmoavg (Mazerolle 2012) dans le logiciel R (R Development Core Team 2011). Les effets ont été considérés significatifs lorsque l'intervalle de confiance à 95 % des pentes (c'est-à-dire les $\hat{\beta}$) excluait 0.

2.3.2 *Abondance, richesse et diversité*

Les données d'abondance, de richesse et de diversité des oiseaux ont été analysées par des modèles mixtes de régression avec en effet aléatoire le marais pour les dénombrements visuels ou les points d'écoute nichés à l'intérieur des marais pour les points d'écoute. Les variables expliquées de ces modèles ont été 1) l'abondance totale (nombre d'individus par hectare dans le cas des dénombrements visuels), 2) l'abondance par espèce ou par assemblage d'espèces, 3) la richesse spécifique (nombre total d'espèces détectées) et 4)

l'indice de diversité de Shannon (Margalef 1958). Une transformation de type $\log(x + 1)$ a été effectuée sur l'ensemble des variables expliquées afin de normaliser la distribution des données, à l'exception des données d'abondance par espèce obtenues à partir des points d'écoute pour lesquelles un modèle mixte généralisé avec une distribution de Poisson a été utilisé.

Pour les dénombrements par points d'écoute, je me suis concentrée sur les espèces pour lesquelles il y avait au moins 50 observations chaque année, en excluant les hirondelles (*Tachycineta bicolor* et *Hirundo rustica*) en raison de leur variabilité extrême d'abondance d'une période d'échantillonnage à l'autre. Les cinq variables explicatives examinées dans les différents modèles ont été 1) la période d'inventaire, 2) le type de végétation dominante (Roseau commun, soit le groupe de référence, végétation basse, quenouilles) et trois variables hydrologiques, soit 3) la profondeur d'eau moyenne pour chaque année, 4) le pourcentage d'eau libre dans le point d'écoute et 5) la présence d'eau au-dessus à la surface du sol. Encore une fois, je n'ai pas inclus simultanément les variables relatives à l'eau et à la végétation dans un même modèle pour éviter les effets de colinéarité. En tout, 11 modèles ont été comparés.

Pour l'analyse des dénombrements visuels, les deux groupes dominants de ces dénombrements ont été les anatidés et les ardéidés. Deux variables explicatives ont été considérées dans ces analyses, soit la période du dénombrement et si le marais était envahi ou non par le roseau pour un total de cinq modèles testés. Tous les modèles linéaires ont été ajustés à l'aide du logiciel R (R Development Core Team 2011) et la sélection de modèles ainsi que l'estimation des paramètres ont été faites selon la même procédure que pour les modèles d'occupation.

3. Résultats

3.1 Structure végétale des points d'écoute

Il y avait des différences structurelles prononcées dans la végétation aux points d'écoute entre les trois types d'assemblage végétal (Figure 2.2). La hauteur maximale atteinte par la végétation dans les roselières (4 m) était, en moyenne, près de quatre fois supérieure à celle des points d'écoute situés dans la végétation basse (1,2 m) et près de deux fois supérieure à celle des points situés dans des massifs de quenouilles (2,2 m). Le nombre moyen de touchés pour chacune des catégories de plantes a aussi varié beaucoup selon l'assemblage végétal en présence. Entre 0 et 20 cm du sol ou de la surface de l'eau, le nombre moyen de touchés était environ trois fois moindre dans les roselières que dans les autres types d'assemblages végétaux alors que dans la zone située entre 1 et 3 m de hauteur, les touchés dans les roselières étaient au moins trois fois plus nombreux qu'ailleurs.

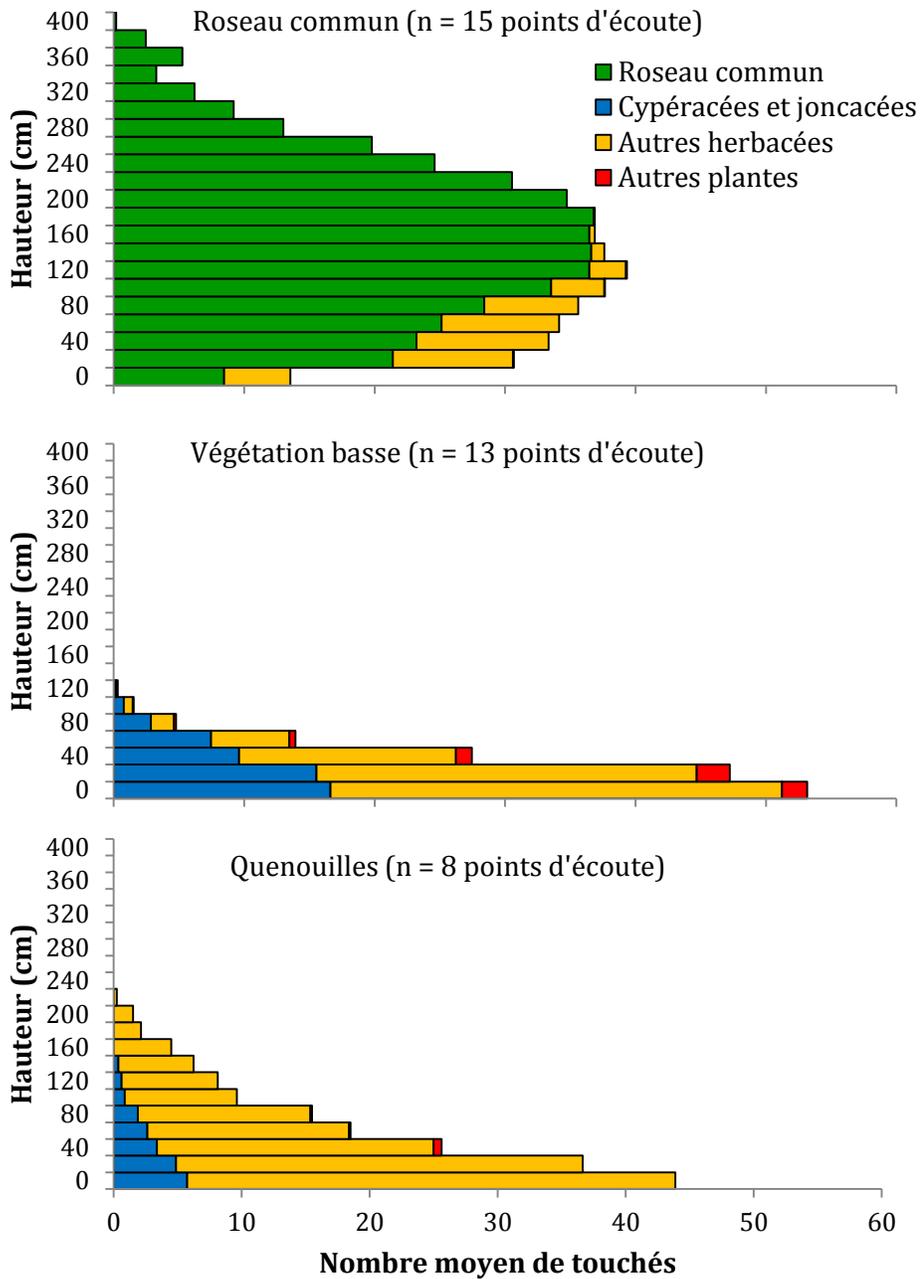


Figure 2.2 Représentation graphique de la structure végétale des points d'écoute situés dans huit marais du sud du Québec, selon qu'ils se trouvaient dans une roselière, un massif de quenouilles ou dans de la végétation basse. On y montre le nombre moyen de touchés de différents groupes de plantes sur une tige posée à la verticale par classes de 20 cm de hauteur à partir de la surface du sol ou de l'eau selon le cas.

3.2 Oiseaux chanteurs

En 2009, lors des 109 visites effectuées aux points d'écoute, 1 453 individus (excluant les hirondelles) de 48 espèces différentes d'oiseaux ont été inventoriés. En 2010, 168 visites ont été faites et 1 969 individus de 47 espèces différentes ont été recensés. Si l'on combine les deux années d'inventaire, on a observé en moyenne un nombre similaire d'individus dans les roselières (12,3 individus / visite), dans la végétation basse (13,0 individus / visite) et dans les massifs de quenouilles (11,3 individus / visite). On a répertorié 43 espèces dans les roselières au cours des deux années d'inventaire, 41 dans la végétation basse et seulement 32 espèces dans les massifs de quenouilles.

3.2.1 Occupation des sites

Chez les passereaux généralistes, la Paruline jaune a été l'espèce la plus fréquemment observée ou entendue lors des deux années d'inventaires par point d'écoute (107 observations), suivie du Bruant chanteur (52 observations). L'analyse a révélé que pour l'ensemble des passereaux généralistes, la profondeur d'eau était la seule variable expliquant l'occupation des sites (Annexe 1.2). Pour les deux années d'inventaires, la probabilité d'occupation des sites par les passereaux généralistes a diminué significativement avec l'augmentation de la profondeur d'eau (Tableau 2.1).

Du côté des passereaux spécialistes, le Troglodyte des marais (256 observations) et le Bruant des marais (211 observations) ont été les espèces les plus fréquemment observées lors des inventaires. Le pourcentage d'eau libre et, dans une moindre mesure, la profondeur d'eau ont été les variables qui ont eu le plus d'influence sur la probabilité d'occupation d'un site, mais cet effet a varié selon les espèces (Annexe 1.2). Globalement, la probabilité d'occupation des sites par les passereaux spécialistes a diminué significativement avec une augmentation du pourcentage d'eau libre les deux années. Cet effet a été plus prononcé chez la Paruline masquée, mais, inversement, le Troglodyte des marais a été davantage associé aux points d'écoute où l'on trouvait beaucoup d'eau libre (Tableau 2.1).

Pour les rallidés, le meilleur modèle en 2009 incluait la végétation, suivi de près par celui incluant la présence d'eau en surface (Annexe 1.2), mais aucune de ces deux variables n'a eu un effet significatif. En 2010, les deux meilleurs modèles incluaient soit la profondeur d'eau, soit la présence d'eau en surface (Annexe 1.2). Toutefois, seule la dernière variable a eu un effet significatif, les rallidés occupant davantage les sites où l'eau était présente à la surface du sol (Tableau 2.1).

Tableau 2.1 Résultats de l'inférence multimodèle pour les modèles d'occupation des sites par les oiseaux obtenus à partir des données d'inventaires par points d'écoute réalisés en 2009 et 2010 dans huit marais du sud du Québec. Les variables présentées sont la profondeur d'eau moyenne chaque année (Prof), le pourcentage d'eau libre (Peaul) et la présence d'eau au-dessus de la surface du sol (Surf), ainsi que les interactions entre ces variables (*) et certaines espèces d'oiseaux (variable*espèce). On présente l'estimation de paramètres de l'effet de chaque variable ($\hat{\beta}$) et l'erreur type associée ($S_{\hat{\beta}}$) pour celles dont l'intervalle de confiance à 95 % excluait 0.

Variables	$\hat{\beta}$ ($S_{\hat{\beta}}$)	
	2009	2010
Passereaux généralistes		
Prof	-2,523 (1,183)	-1,266 (0,345)
Passereaux spécialistes		
Peaul	-1,868 (0,773)	-1,822 (0,908)
Peaul*Paruline masquée	-1,581 (0,758)	-
Peaul*Troglodyte des marais	2,949 (1,116)	-
Rallidés		
Surf	-	2,326 (0,643)

3.2.2 Abondance totale

La période de l'été a été la variable qui a eu le plus d'influence sur l'abondance totale des oiseaux (basé sur les poids d'AIC; Annexe 1.3), laquelle a diminué tout au long de l'été durant les deux années (Tableau 2.2, Figure 2.3). On a également observé une plus grande abondance totale d'oiseaux dans les points où la profondeur d'eau était plus élevée et où il y avait présence d'eau libre les deux années (Tableau 2.2). Par contre, aucun effet significatif du type de végétation sur l'abondance totale n'a été détecté.

3.2.3 Abondance par espèce

Pour les passereaux généralistes, seuls la Paruline jaune en 2010 et le Quiscale bronzé et le Carouge à épaulettes en 2009 et 2010 avaient plus de 50 observations. La végétation et la

période d'inventaire sont les variables qui ont eu le plus d'influence sur l'abondance des deux premières espèces (Annexe 1.4). On a observé une abondance plus forte de la Paruline jaune dans les roselières que dans les deux autres types de végétation et plus faible où l'eau était plus profonde (Tableau 2.2). Chez le Quiscale bronzé, il y avait une tendance vers une plus faible abondance dans la végétation basse comparativement aux roselières. Enfin, on a observé pour les deux espèces une diminution de l'abondance durant l'été. Pour ce qui est du Carouge à épauettes, aucune des variables à l'étude n'a eu d'effet significatif sur son abondance, bien qu'on ait observé une tendance vers une plus forte abondance dans les points d'écoute où l'eau était plus profonde.

Chez les passereaux spécialistes, le Bruant des marais a été une des rares espèces dont l'abondance a augmenté durant l'été en 2009 (Tableau 2.2). Aussi, le pourcentage d'eau libre a eu une influence négative sur l'abondance de ce bruant lors des deux années, ainsi que la profondeur d'eau en 2009. La profondeur d'eau a également affecté négativement l'abondance de la Paruline masquée (Annexe 1.4, Tableau 2.2). Enfin, chez le Troglodyte des marais, l'abondance a été plus élevée dans les massifs de quenouilles que dans les roselières durant les deux années et, en 2010, plus élevée là où la profondeur d'eau était plus grande et en présence d'eau à la surface (Tableau 2.2).

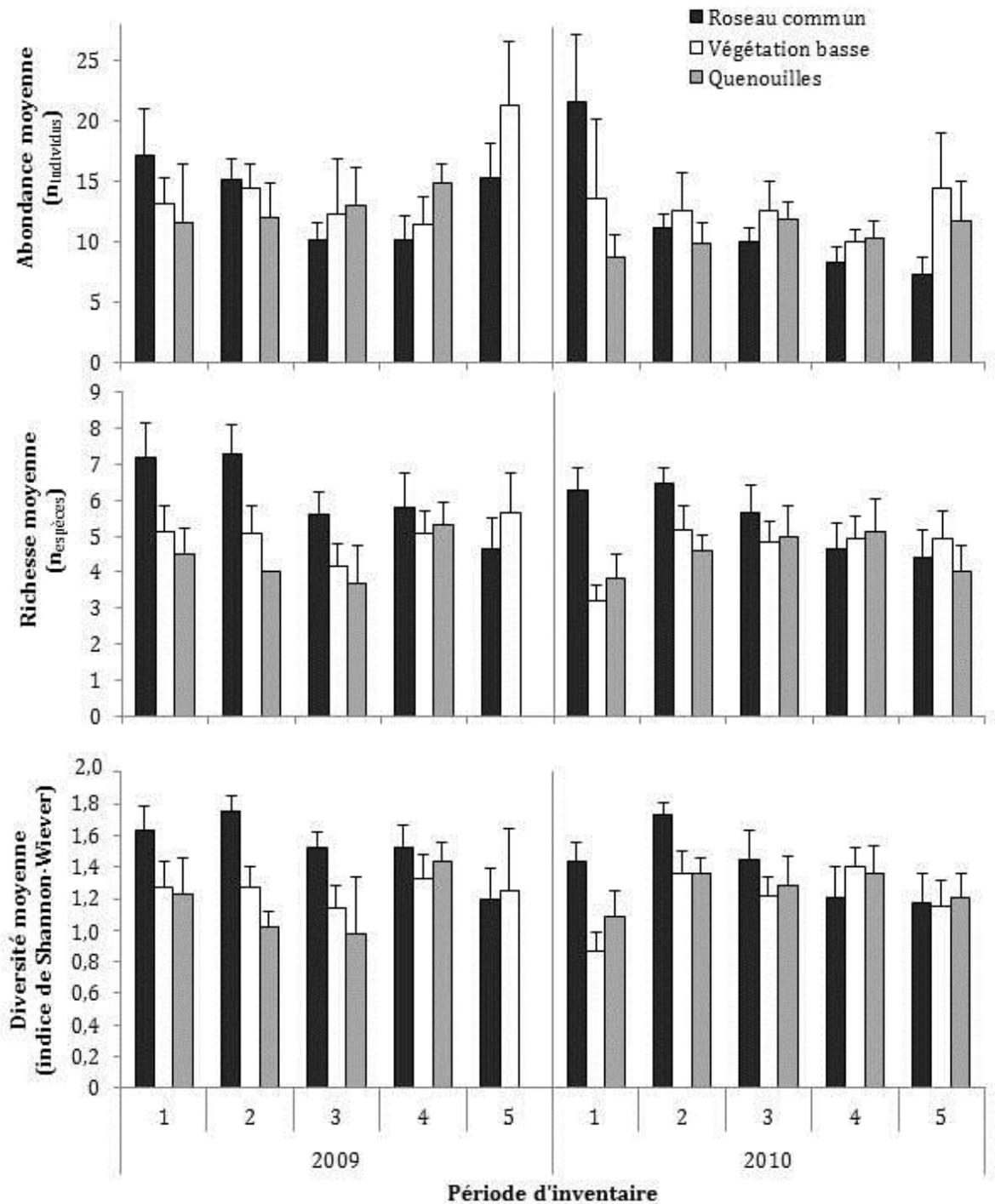


Figure 2.3 Abondance, richesse et diversité moyennes d'oiseaux inventoriés dans des points d'écoute situés dans huit marais du sud du Québec selon la période d'inventaire (entre le 22 mai et le 24 juillet en 2009 et entre le 5 mai et le 26 juillet en 2010) et le type de végétation dominante au point d'écoute. La barre d'erreur est l'erreur type associée à chaque mesure. Noter que lors de la cinquième période d'inventaire en juillet 2009, aucun site dominé par les quenouilles n'a été visité.

Tableau 2.2 Résultats de l'inférence multimodèle pour les modèles d'abondance totale d'oiseaux (ou par espèce), ainsi que de richesse et de diversité d'oiseaux (indice de Shannon) obtenus à partir des données d'inventaires par points d'écoute réalisés en 2009 et 2010 dans huit marais du sud du Québec. Les variables sont le type d'assemblage végétal (végétation basse [Bas] et quenouilles [Que], les roselières étant l'assemblage de référence), la profondeur d'eau moyenne à chaque année (Prof), le pourcentage d'eau libre (Peaul) et la présence d'eau au-dessus de la surface du sol (Surf), ainsi que la période d'inventaire (Periode). On présente l'estimation de paramètres de l'effet de chaque variable ($\hat{\beta}$) et l'erreur type associée ($S_{\hat{\beta}}$) pour celles dont l'intervalle de confiance à 95 % excluait 0, sauf indication contraire.

Variables	$\hat{\beta}$ ($S_{\hat{\beta}}$)	
	2009	2010
Abondance totale		
Periode	-0,053 (0,027)	-0,092 (0,028)
Prof	0,139 (0,064)	0,176 (0,056)
Surf	0,347 (0,161)	0,365 (0,112)
Bruant des marais (abondance)		
Periode	0,346 (0,099)	-
Peaul	-0,495 (0,175)	-0,820 (0,188)
Prof	-0,324 (0,126)	-
Carouge à épaulettes (abondance)		
Prof	-	0,141 (0,086)†
Paruline jaune (abondance)		
Periode	§	-0,202 (0,096)
Bas	§	-2,532 (0,763)
Que	§	-1,269 (0,600)
Prof	§	-0,926 (0,246)
Quiscale bronzé (abondance)		
Periode	-0,710 (0,107)	-0,249 (0,105)
Bas	-0,981 (0,593)†	-
Paruline masquée (abondance)		
Prof	§	-1,033 (0,187)
Troglodyte des marais (abondance)		
Periode	0,136 (0,082)†	0,156 (0,061)
Que	2,342 (0,709)	1,379 (0,469)
Prof	-	0,786 (0,224)
Surf	-	1,431 (0,466)
Rôle de Virginie (abondance)		
Peaul	-0,798 (0,327)	-
Prof	-	1,196 (0,374)
Surf	-	3,073 (1,119)
Richesse		
Periode	-0,076 (0,027)	-
Diversité		
Periode	-0,065 (0,029)	-
Bas	-	-0,226 (0,112)

†Seul l'intervalle à 90 % excluait 0 pour ces variables.

§Indique l'absence d'analyse pour ces espèces en 2009 en raison d'un nombre d'observations inférieur à 50 cette année-là.

Du côté des rallidés, le Râle de Virginie est la seule espèce pour laquelle nous avons eu un nombre d'observations suffisant pour effectuer les analyses. Durant les deux années, les variables liées à l'eau ont eu le plus d'influence sur son abondance (Annexe 1.4). En 2009, l'abondance du râle a été plus faible là où le pourcentage d'eau libre était plus élevé. En 2010, une année où les niveaux d'eau étaient plus faibles qu'en 2009, l'abondance du râle a été plus forte là où la profondeur d'eau était la plus grande et où il y avait présence d'eau libre au point d'écoute (Tableau 2.2).

3.2.4 Richesse et diversité

Pour les deux années d'inventaire, la variable qui a le plus influencé la richesse en espèces d'oiseaux a été la période de l'été (Annexe 1.3). En 2009, on a constaté une diminution significative de la richesse observée durant l'été (Tableau 2.2, Figure 2.3). Aucune autre variable n'a influencé significativement la richesse. La période d'inventaire a été la variable qui a eu le plus d'influence sur la diversité en 2009 (Annexe 1.3) et on a noté une diminution de la diversité au cours de la saison (Tableau 2.2; Figure 2.3). Pour 2010, la sélection de modèles ne permettait pas de faire ressortir clairement l'effet d'une variable en particulier sur la diversité (Annexe 1.3). L'inférence multimodèle suggérait toutefois une diversité plus faible dans la végétation basse comparativement aux roselières (Tableau 2.2).

3.3 Oiseaux aquatiques

Les oiseaux aquatiques regroupent 33 espèces, principalement des anatidés (77 %) et des ardéidés (6 %), ayant été répertoriées dans les marais lors de 26 dénombrements visuels en 2009 et de 29 dénombrements en 2010 (Annexe 1.5).

3.3.1 Abondance

Il n'y a eu aucune différence dans l'abondance totale d'oiseaux aquatiques par hectare entre les marais envahis et non envahis pour les deux années d'inventaire (Annexe 1.6, Figure 2.4). En 2010, l'analyse montrait un déclin de l'abondance avec la période d'inventaire (Annexe 1.6; $\hat{\beta} = -0,370$, $s_{\hat{\beta}} = 0,099$). Toutefois, cet effet était entièrement redevable à une

abondance très élevée tôt au printemps de Bernaches du Canada (*Branta canadensis*) en migration, les dénombrements ayant débuté plus hâtivement cette année-là.

L'analyse de l'abondance des deux principaux groupes d'oiseaux aquatiques, les anatidés et les ardéidés, a également montré une absence de différence entre les marais envahis et non envahis (Annexe 1.6, Figure 2.4). Chez les anatidés, le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*) a été l'espèce la plus abondante (sauf tôt au printemps en 2010 où ce fut plutôt la Bernache du Canada), alors que pour les ardéidés, la Grande Aigrette (*Ardea alba*) et le Grand Héron (*Ardea herodias*) ont été les deux espèces qui ont dominé les dénombrements visuels (Annexe 1.5).

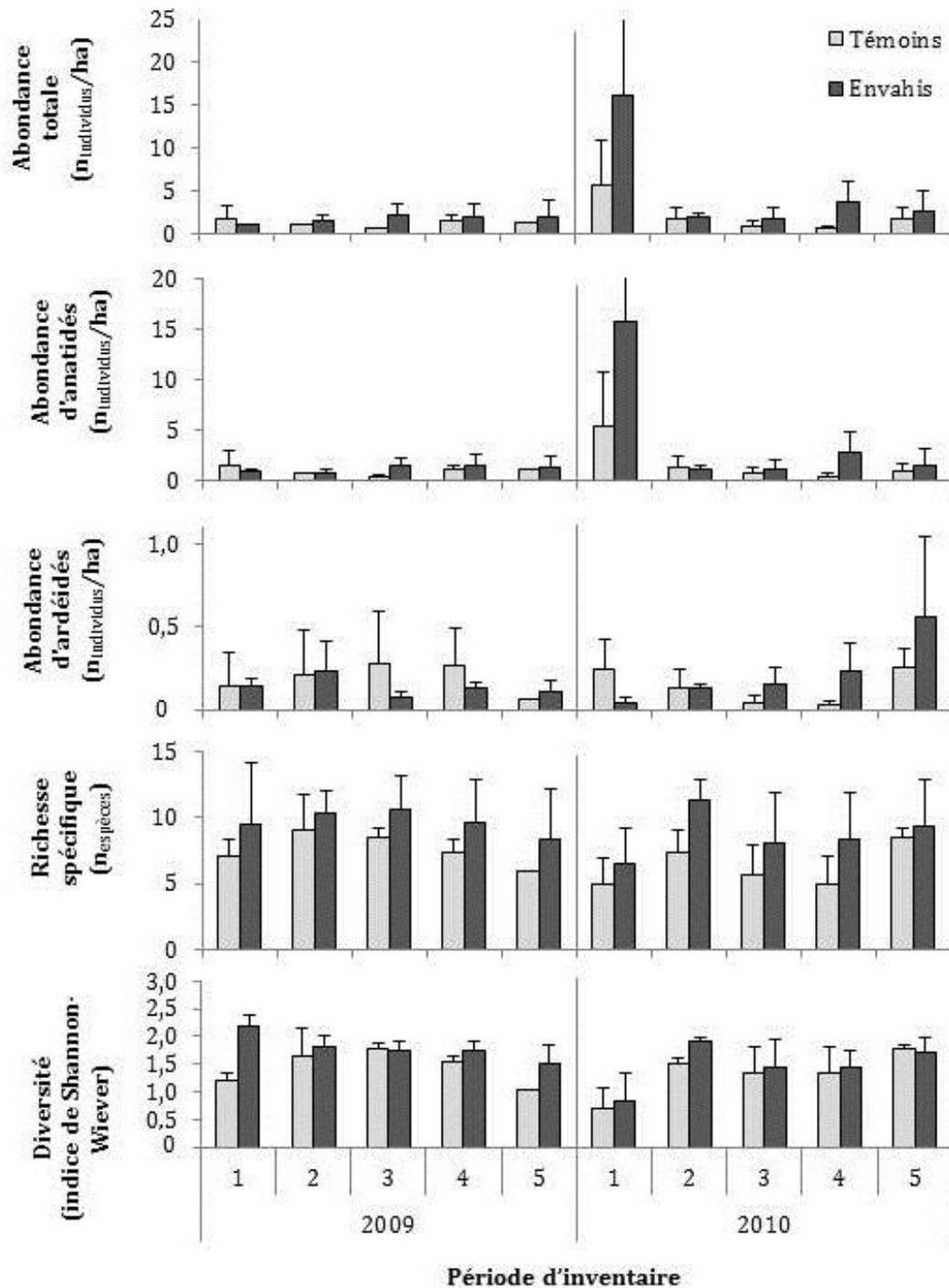


Figure 2.4 Abondance moyenne d'oiseaux aquatiques, et plus spécifiquement d'anatidés et d'ardéidés, ainsi que richesse et diversité moyennes d'oiseaux aquatiques dénombrés du 22 mai au 24 juillet en 2009 et du 5 mai au 26 juillet en 2010 lors de visites de trois marais envahis par le Roseau commun et trois autres marais non envahis (témoins), en fonction du type de marais et de la période d'inventaire. La barre d'erreur est l'erreur type associée à chaque mesure.

3.3.2 Richesse et diversité

Un total de 29 espèces d'oiseaux aquatiques ont été observées dans les marais en 2009 et 28 en 2010. Aucune variable n'a influencé la richesse en espèces (modèle nul retenu; Annexe 1.6). En 2009, la végétation et la période d'inventaire ont affecté la diversité des oiseaux aquatiques, mais seulement la période a eu un effet en 2010 (Annexe 1.6). Les marais envahis abritaient une plus grande diversité d'espèces que ceux non envahis en 2009 (Figure 2.4; $\hat{\beta} = 0,116$, $s_x = 0,054$). On a observé une légère diminution de la diversité aviaire durant l'été en 2009 ($\hat{\beta} = -0,032$, $s_x = 0,016$), mais un effet opposé en 2010 (Figure 2.4, $\hat{\beta} = 0,081$, $s_x = 0,032$), probablement à cause de la présence massive de bernaches tôt au printemps.

4. Discussion

4.1 Oiseaux chanteurs

Près de 50 espèces d'oiseaux, majoritairement des oiseaux chanteurs, utiliseraient les roselières en Amérique du Nord en période de reproduction (Meyerson et al. 2000). J'ai moi-même observé dans les roselières des marais d'eau douce du sud du Québec plus d'une quarantaine d'espèces d'oiseaux chanteurs, principalement des passereaux généralistes. De manière générale, je n'ai pas trouvé de différence entre les roselières et les autres assemblages végétaux pour l'abondance totale, la richesse spécifique et la diversité. C'est à peu près le même constat qui a été fait dans d'autres marais d'eau douce de l'état de New York et de l'Ontario (McGlynn 2006; Meyer et al. 2010). À un niveau d'analyse plus fin, c'est-à-dire selon qu'il s'agissait d'oiseaux spécialistes des marais ou d'oiseaux généralistes, ou encore au niveau spécifique, j'ai observé certaines différences entre les assemblages végétaux, mais c'est davantage la présence d'eau ou sa profondeur qui ont eu une influence sur l'avifaune que le type de végétation.

4.1.1 Passereaux généralistes

De manière générale, le roseau a peu ou pas d'effet sur la présence de passereaux généralistes. Cela confirme la prédiction de départ ainsi que ce qui a été observé ailleurs dans des milieux similaires (Wells et al. 2008; Meyer et al. 2010). Ces espèces ont généralement préféré les sites un peu plus secs. C'était particulièrement le cas du Quiscalc bronzé et de la Paruline jaune, des oiseaux qui utilisent des habitats très diversifiés en période de reproduction et qui ne sont pas forcément situés en milieu humide (Erskine 1971; Knopf et Sedgwick 1992). La Paruline jaune était néanmoins plus abondante dans les roselières comparativement aux deux autres types de végétation étudiés. Cette espèce niche principalement dans les buissons en bordure de cours d'eau et sélectionne les massifs de plus grandes superficies lui permettant de se cacher des prédateurs (Knopf et Sedgwick 1992). Dans le paysage agricole de l'aire d'étude, les roselières constituent une des seules formations végétales sauvages et denses à proximité de l'eau, pouvant fournir des supports rigides pour les nids et couvrant de vastes superficies. Elles pourraient donc représenter des formations végétales appropriées pour y construire et camoufler des nids, du moins pour la Paruline jaune.

4.1.2 Passereaux spécialistes

La prédiction de départ en ce qui concerne les passereaux spécialistes des marais était que le roseau allait avoir un impact négatif sur la présence et l'abondance de ces oiseaux. Cette hypothèse n'a pas été confirmée, sauf en ce qui concerne le Troglodyte des marais qui était nettement moins abondant dans les roselières que dans les massifs de quenouilles. Le Troglodyte des marais est très sélectif et niche dans des marais où la végétation est diversifiée et assez haute et robuste pour y installer son nid (Verner et Engelsen 1970; Leonard et Picman 1987; Tozer et al. 2010). Il peut s'accommoder des roselières, mais surtout lorsque ces dernières contiennent aussi d'autres espèces végétales, dont les quenouilles (Leonard et Picman 1987). L'association entre le Troglodyte des marais et les quenouilles qui a été trouvée dans ce mémoire a aussi été rapportée dans d'autres marais d'eau douce du Nord-Est américain (McGlynn 2006; Wells et al. 2008; Meyer et al. 2010). Grâce à ses longues feuilles et ses fleurs en épis duveteuses, la quenouille est d'ailleurs

souvent préférée par les troglodytes aux autres plantes disponibles pour la construction des nids (Verner 1965). Néanmoins, dans les marais côtiers d'eau saumâtre où la quenouille est peu abondante, le Troglodyte des marais utilise davantage les roselières, peut-être parce que le roseau est une des rares plantes dans ce type de marais qui permet la construction d'un nid au-dessus de la zone inondée à répétition par la marée (Benoit et Askins 1999).

Le Troglodyte des marais a également été le seul passereau qui a montré une préférence pour les endroits les plus humides du marais et où l'eau était la plus profonde, à la fois en termes d'occupation et d'abondance. Cette préférence pour les endroits où l'eau est la plus profonde pourrait être une stratégie pour minimiser le risque de prédation sur les nids par des prédateurs terrestres (Leonard et Picman 1987; Picman 1988; Jobin et Picman 1997). De surcroît, les sites où l'eau est profonde présentent aussi généralement une plus forte abondance d'invertébrés préférés par le Troglodyte des marais (Tarr et al. 2005; Tozer et al. 2010). À l'inverse, des espèces comme la Paruline masquée et le Bruant des marais ont plutôt montré une préférence pour les endroits moins humides des marais. Ces différences interspécifiques étaient peut-être dues au fait que le Troglodyte des marais est la seule des trois espèces à nicher en hauteur (à environ 1 m du sol), alors que le Bruant des marais et la Paruline masquée nichent souvent beaucoup plus près du sol (Stewart 1953, Verner et Engelsen 1970). Les bruants et parulines pourraient sélectionner des endroits plus secs afin de réduire les risques d'inondation de leur nid. La ségrégation d'habitat observée entre ces espèces en lien avec la végétation et l'eau libre était peut-être aussi renforcée par les comportements territoriaux. Le Troglodyte des marais est une espèce très agressive et compétitive. Elle détruit parfois le nid d'autres espèces pour s'assurer l'exclusivité d'usage d'un territoire (Picman 1984). D'ailleurs, des cas d'agression entre le Troglodyte des marais et le Bruant des marais ont déjà été rapportés (Willson 1967).

Si on compare les observations qui ont été faites dans le sud du Québec avec celles d'études précédentes, on remarque que l'impact négatif du roseau sur les passereaux spécialistes est surtout constaté dans les marais côtiers soumis à l'influence des marées. Ainsi, des espèces spécialistes exclusives aux marais côtiers comme le Bruant maritime (*Ammodramus maritimus*) ont des exigences en termes d'habitat de nidification beaucoup

plus étroite que celles du Bruant des marais et de la Paruline masquée. Le Bruant maritime niche préférentiellement dans les herbes relativement basses (< 1 m) et peu denses et son aversion pour une végétation haute et rigide est bien connue (Nott et al. 1998). Au contraire, le Bruant des marais et la Paruline masquée utilisent eux une plus grande variété d'habitats de nidification (prairies humides, marécages ouverts, tourbières minérotrophes, etc.; Stewart 1953, Greenberg 1988), des milieux souvent composés de plusieurs espèces végétales hautes et robustes, comparables au roseau. Leur capacité d'adaptation est donc probablement beaucoup plus grande face à un envahisseur végétal comme le roseau que celle du Bruant maritime.

4.1.3 Rallidés

Le type de végétation ne semble pas être un facteur qui influence directement la répartition des rallidés dans les marais à l'étude. Des études ont montré que le Râle de Virginie, l'espèce de râle la plus abondante dans tous mes groupements végétaux, n'a pas de préférence particulière au niveau de la composition de la végétation des sites qu'il utilise en période de reproduction (Johnson et Dinsmore 1986; Lor et Malecki 2006). Benoit et Askins (1999) ont cependant observé un effet négatif du roseau sur l'abondance du Râle de Virginie dans les marais côtiers du Connecticut. Il est possible que la densité des tiges de roseau soit plus élevée dans les roselières des marais salés côtiers que dans les marais d'eau douce (Meyerson et al. 2000), ce qui constituerait un obstacle pour des oiseaux qui se déplacent au sol comme les râles. Dans les roselières à l'étude, j'ai trouvé que la végétation était moins dense près de la surface du sol ou de l'eau que dans les autres formations végétales étudiées. En eau douce, le roseau ne constitue peut-être donc pas un obstacle majeur aux déplacements de ces oiseaux, comme on le suspectait au départ. Cela suggère qu'une analyse plus fine de la structure de la végétation, autre qu'une seule analyse de densité de tiges, pourrait être nécessaire pour expliquer la présence ou l'abondance des oiseaux. L'eau semble par contre avoir une grande influence sur l'abondance de cette espèce, quoique son effet n'ait pas été constant d'une année à l'autre dans mon étude. En 2010, une année sèche où le niveau d'eau des marais était très bas, on a observé une nette préférence du râle pour les endroits les plus humides, alors que la tendance était inversée en 2009, une année plus humide où le niveau d'eau des marais était plus élevé. Il semble donc

que le Râle de Virginie n'aime ni les endroits très secs, ni les endroits très humides en période de reproduction (Lor et Malecki 2006).

4.2 Oiseaux aquatiques

À première vue, mes données ne supportent pas l'hypothèse d'un impact négatif du roseau sur des oiseaux aquatiques tels que la sauvagine ou les échassiers, du moins lorsque le degré d'envahissement d'un marais reste inférieur à 50 % de sa superficie. Il faut toutefois rester prudent, car ces données se limitent à la partie observable des marais. Comme il m'était impossible de voir à l'intérieur d'une bonne partie des massifs de roseau à partir des tours d'observation, ces portions n'ont pas pu être considérées. Toutefois, en parcourant les marais, j'ai été à même de constater une quasi-absence de canards et d'échassiers à l'intérieur des massifs de roseau. On rapporte dans la littérature une diminution, voire une absence de sauvagine et d'ardéidés dans les roselières d'Amérique du Nord. Benoit et Askins (1999) suggèrent que les roselières sont difficiles ou même impossibles à pénétrer pour des oiseaux d'aussi grande taille. Meyer et collaborateurs (2010) sont plus nuancés sur le sujet, mais ils ont quand même observé beaucoup moins de sauvagines dans les roselières que dans les marais avec végétation plus basse. Selon eux, la différence s'explique par un manque de matériel dans les roselières pour la fabrication des nids, un critère de sélection important pour des oiseaux qui nichent au sol comme certains canards (Caldwell et Cornwell 1975). Une étude récente montre, pour sa part, qu'une expansion des roselières réduit d'autant l'habitat de nidification de la Grue du Canada (*Grus canadensis*), parce que cette espèce niche préférentiellement dans une végétation inférieure à 1m de hauteur qui n'occasionne pas d'obstruction visuelle (Kessler et al. 2011). Dans la présente étude, j'ai fait des inventaires visuels spécifiques pour les oiseaux aquatiques, une technique mieux adaptée que les points d'écoute pour recenser ces espèces, ce qui m'a permis d'observer plus de 33 espèces d'oiseaux aquatiques, principalement des anatidés. Les portions observables des marais envahis par le roseau avaient une abondance et une richesse en espèces équivalentes à celles des marais non envahis. En 2009, la diversité d'oiseaux aquatiques était même plus élevée dans les marais envahis. En somme, on peut penser que l'envahisseur ajoute, pour le moment, à la diversité structurelle du milieu et

qu'il n'est pas présent au point de réduire la richesse, la diversité ou même l'abondance d'oiseaux aquatiques.

Néanmoins, la structure plus haute, dense et rigide des roselières comparativement aux autres assemblages végétaux présents dans les marais semble constituer un obstacle au déplacement des oiseaux de grande taille. J'ai observé que la sauvagine ou les échassiers utilisent les roselières de temps à autre pour s'y réfugier ou prendre du repos, mais ces oiseaux ne semblent pas pénétrer au-delà des quelques mètres qui les séparent de la zone d'eau libre (voir Chapitre 3). On peut supposer que, à un niveau d'envahissement plus important par le roseau, les oiseaux aquatiques seraient de plus en plus confinés à de petits îlots de végétation basse ou sans couvert végétal, ce qui aurait un impact négatif sur l'abondance totale de ces espèces à l'échelle du marais dans son ensemble. Il est aussi possible que l'effet du roseau sur ces espèces aquatiques ne soit pas linéaire, mais qu'il se manifeste de façon abrupte au-delà d'un certain seuil d'envahissement par le roseau.

4.3 Implications pour l'aménagement

Mon étude montre que la présence d'eau libre et la profondeur d'eau dans un marais constituent des facteurs déterminants pour certaines espèces de passereaux et de râles qui nichent dans ces milieux. La composition des assemblages d'oiseaux chanteurs présents dans les marais semble donc influencée davantage par l'eau libre que par la composition végétale, un phénomène aussi observé ailleurs (Benoit et Askins 1999; Holt et Buchsbaum 2000). Toutefois, la composition végétale et la présence ou la profondeur d'eau ne sont pas des variables indépendantes l'une de l'autre, mais peuvent en fait s'influencer mutuellement, surtout en présence du roseau. En effet, le roseau est une plante très productive et l'abondante litière qu'il produit chaque année favorise l'exondation progressive du lit d'un marais et donc son assèchement (Windham et Lathrop 1999; Meyerson et al. 2000). Au Québec, les roselières sont encore jeunes (20 à 30 ans; Hudon et al. 2005), et le phénomène d'exondation n'est probablement pas encore complété, mais cela pourrait changer à l'avenir, surtout dans un contexte de changements climatiques où les niveaux d'eau iront, notamment dans le bassin du fleuve Saint-Laurent, en décroissance

(Mortsch et al. 2000). Ces modifications de l'hydrologie des marais par le roseau pourraient donc à terme favoriser certaines espèces généralistes au détriment d'espèces spécialistes des marais comme certains passereaux, les rallidés ou les anatidés.

En Europe, les roselières sont reconnues comme un lieu de nidification d'importance pour plusieurs passereaux (Poulin et al. 2002; Beemster et al. 2010). La structure haute et rigide du roseau en fait une végétation idéale pour supporter le nid volumineux de certaines espèces. L'exondation progressive de la surface du sol dans les roselières diminue aussi les risques d'inondation des nids en milieu côtier. Plusieurs passereaux et certains hérons utilisent des roselières en période de nidification (Graveland 1999; Benassi et al. 2009). Cependant, même en Europe, d'où le roseau envahisseur provient probablement, l'aménagement (coupe, augmentation du niveau d'eau, excavation, etc.) est nécessaire afin de faire des roselières des sites propices à la nidification des oiseaux de grande taille (Gilbert et al. 2005; Poulin et al. 2005). Dans le contexte nord-américain, les roselières offrent un habitat d'intérêt pour plusieurs passereaux généralistes, mais à l'évidence elles pourraient représenter une menace pour l'habitat de la sauvagine, des échassiers et de certains passereaux spécialistes des marais, comme le Troglodyte des marais. Le roseau entraîne une modification importante de la structure végétale du marais. Beaucoup plus hautes, denses et rigides que la végétation indigène, les roselières créent vraisemblablement une barrière pour les oiseaux de grande taille qui ne peuvent y pénétrer. Ses effets indirects sur la présence et la profondeur d'eau libre réduiraient également la qualité du milieu pour plusieurs espèces spécialistes des marais. Mon étude suggère donc que contrôler l'expansion du roseau dans les marais d'eau douce du sud du Québec pourrait être nécessaire afin d'y maintenir une diversité floristique et structurelle et pour soutenir une grande diversité et abondance d'oiseaux.

Chapitre 3

Impact du Roseau commun (*Phragmites australis*) envahisseur sur le comportement d'alimentation des oiseaux aquatiques et la disponibilité d'invertébrés dans des marais d'eau douce

Résumé

Les plantes envahissantes peuvent affecter la chaîne alimentaire de différentes façons, que ce soit en diminuant la quantité et la qualité de la nourriture disponible ou encore en réduisant l'accessibilité à celle-ci pour les consommateurs. Plusieurs oiseaux aquatiques utilisent les marais comme sites d'alimentation, particulièrement en période de reproduction, durant laquelle les invertébrés sont très prisés. Le Roseau commun est une espèce exotique envahissante qui se répand à grande vitesse dans les marais de l'Amérique du Nord. Les roselières, avec leurs tiges hautes et rigides et leur structure très dense, ne semblent pas un habitat propice pour les oiseaux de grande taille. Mon objectif était donc de déterminer l'impact du roseau envahisseur sur le comportement d'alimentation des oiseaux aquatiques et sur l'abondance d'invertébrés dont ils se nourrissent dans les marais d'eau douce. Pour ce faire, j'ai effectué des balayages visuels dans trois marais envahis pendant toute la saison de reproduction en identifiant chaque oiseau et en notant son comportement ainsi que la distance et le type de végétation le plus près. J'ai aussi échantillonné les invertébrés aquatiques à l'aide de pièges à émergence et de pièges à activité dans différents types de formation végétale durant l'été. Les résultats montrent que les canards, les grèbes et les échassiers évitaient les roselières comme site d'alimentation et qu'ils s'alimentaient davantage dans les autres types de végétation émergente ou en bordure de ceux-ci. Les biomasses totales d'invertébrés capturés dans les roselières étaient équivalentes à celles des autres formations végétales. Néanmoins, l'impact du roseau sur les invertébrés semblait varier selon les taxons d'invertébrés. Il est possible que le roseau rende la nourriture moins accessible pour les oiseaux aquatiques que les autres plantes des marais. Le contrôle de la propagation du roseau dans les marais d'eau douce ou la création d'ouvertures dans les roselières denses pourrait être souhaitable afin de favoriser des sites d'alimentation de qualité pour les oiseaux aquatiques.

Abstract

Invasive plants can affect food webs in several ways, including through a decrease in food quality and quantity or a reduction of food accessibility for consumers. Many waterbirds use marshes as feeding grounds, particularly during the reproductive period when they mostly feed upon invertebrates. Common reed, an exotic invasive species, has quickly spread in marshes over North America. Reed beds have high, rigid and dense stem structure, characteristics that may render this habitat inauspicious for large birds. My objective was to evaluate the impact of invasive reed on waterbird feeding behavior and on the abundance of invertebrates that they consume in freshwater marshes. To achieve this objective, I conducted visual scans in three invaded marshes throughout the breeding season; each individual bird encountered was identified and its behaviour, distance to and type of the nearest vegetation were noted. I also sampled aquatic invertebrates with emergence and activity traps in different type of vegetation during the summer. Results show that ducks, grebes and wading birds avoided reed beds as feeding grounds and preferred to feed in or near other types of emergent vegetation. The total biomass of invertebrates captured within reed beds was similar to other types of vegetation. However, the impact of invasive reed seemed to differ among invertebrates taxa. It is possible that reed could reduce accessibility to food for waterbirds compared to other marshes plants. Controlling reed expansion in freshwater marshes or creating openings and ponds in dense reed beds could improve waterbirds feeding grounds.

1. Introduction

L'impact des plantes envahissantes sur la disponibilité d'habitat de nidification des oiseaux a suscité l'intérêt des biologistes dans les dernières années (Scheiman et al. 2003; Maddox et Wiedenmann 2005; Nordby et al. 2009; Schlossberg et King 2010), mais leurs effets indirects n'ont pas fait l'objet de beaucoup d'attention. Pourtant, les plantes envahissantes peuvent affecter la chaîne alimentaire de différentes façons, par exemple en diminuant la quantité et la qualité de la nourriture disponible ou encore en réduisant l'accessibilité à celle-ci pour les consommateurs (Zedler et Kercher 2004). En période de reproduction, les marais d'eau douce sont des sites d'alimentation très prisés par la sauvagine, car les invertébrés, qui constituent alors la plus grande partie de leur régime alimentaire, y abondent (Murkin et al. 1982; Benoit et Askins 1999). Or, le choix d'un territoire de reproduction chez les oiseaux est influencé non seulement par le type de végétation en présence, mais aussi par l'abondance des sites d'alimentation et par la densité des proies qu'on y trouve (Cody 1981). Ainsi, une étude réalisée dans des marais envahis par la Spartine à fleurs alternes (*Spartina alterniflora*) en Chine a montré que l'invasion a eu pour conséquence une réduction de l'abondance et de la diversité des arthropodes, ce qui aurait entraîné une baisse de l'abondance et de la richesse spécifique des oiseaux (Gan et al. 2010). Certains types de végétation peuvent également être plus propices que d'autres pour y trouver et capturer les insectes (Cody 1981). Par exemple, une végétation trop haute ou trop dense peut limiter l'accessibilité d'un marais à la sauvagine et aux échassiers, le rendant ainsi peu propice à l'alimentation pour plusieurs espèces, peu importe la nourriture qu'on y trouve (Fujioka et al. 2001; Bancroft et al. 2002).

Le Roseau commun (*Phragmites australis* subsp. *australis*) est une graminée exotique d'origine eurasiatique et dont les tiges hautes et denses forment des peuplements monospécifiques dans les marais d'Amérique du Nord (Ailstock et al. 2001; Lavoie et al. 2003). On peut donc s'attendre à ce que sa présence ne soit pas favorable aux oiseaux de grande taille. Cependant, l'impact de cet envahisseur sur la sauvagine et les échassiers qui utilisent les marais en période de reproduction est peu étudié (Benoit et Askins 1999; Parsons 2003; Meyer et al. 2010). Une étude menée en eau salée au Rhode Island, où

plusieurs colonies de Grande Aigrette (*Ardea alba*) et d'Aigrette neigeuse (*Egretta thula*) nichent en bordure des roselières, rapporte l'absence d'échassier en alimentation dans le roseau. L'impénétrabilité des roselières amène probablement ces oiseaux à préférer l'eau libre et les marais à graminées basses comme site d'alimentation (Trocki et Paton 2006).

La présence du roseau dans les marais entraîne une importante accumulation de litière et de sédiments au sol comparativement à la végétation indigène (Talley et Levin 2001; Rooth et al. 2003), ce qui pourrait avoir un impact notable sur les invertébrés. Les conclusions des études sur l'impact du roseau sur les invertébrés dans les marais côtiers nord-américains envahis n'abondent cependant pas toutes dans le même sens. Dans les marais saumâtres du New Jersey, on a observé une plus faible diversité et densité d'invertébrés dans les marais envahis comparativement aux marais dominés par des plantes indigènes, ainsi qu'une modification de la composition des assemblages d'invertébrés présents (Angradi et al. 2001; Gratton et Denno 2005). Certains chercheurs ont observé que le roseau crée un obstacle physique à la pénétration de l'onde de marée dans des parties du marais normalement inondées, diminuant ainsi l'abondance d'invertébrés aquatiques (Able et al. 2003; Gratton et Denno 2005). Cependant, dans les marais salés et saumâtres du Connecticut, les roselières abritent une abondance d'invertébrés similaire à celle de la végétation indigène (Fell et al. 1998). Une densité équivalente d'invertébrés dans les roselières comparativement aux autres groupements végétaux a également été observée dans les marais d'eau douce des états de New York et de l'Ohio (McGlynn 2006; Kulesza et al. 2008; Holomuzki et Klarer 2010). Les effets de l'envahissement sur l'abondance et la composition des assemblages d'invertébrés pourraient varier selon l'âge des roselières et la salinité de l'eau (Talley et Levin 2001). Toutefois, dans les marais d'eau douce où il n'y a pas d'effet des marées, peu d'informations sont, à ce jour, disponibles sur le sujet.

Mon objectif dans ce travail est de déterminer l'impact du Roseau commun envahisseur sur le comportement d'alimentation des oiseaux aquatiques et sur l'abondance d'invertébrés dont ils se nourrissent dans les marais d'eau douce. J'ai émis l'hypothèse que la présence du roseau influencera la répartition spatiale des oiseaux aquatiques (canards, grèbes et échassiers) qui éviteront les roselières comme site d'alimentation à cause d'une plus faible

abondance d'invertébrés ou d'une plus grande difficulté à y avoir accès comparativement aux sites colonisés par la végétation indigène. Je suppose également que la biomasse d'invertébrés aquatiques présente dans les roselières sera plus faible que dans les autres types de végétation à cause de l'importante accumulation de litière qui les caractérise.

2. Méthodologie

2.1 Aire d'étude

Trois marais d'eau douce créés dans les années 1960 sur les rives nord et sud du canal de Beauharnois et situés dans la ville du même nom au sud-ouest de Montréal (45°35'N, 73°78'O; Québec, Canada) ont été sélectionnés pour ce travail. Ces marais aménagés par Canards Illimités Canada en 1979, sont bordés par des digues et sont aujourd'hui envahis par le roseau exotique sur 25 à 35 % de leur superficie. Le marais 1 est situé au sud du canal et couvre 28 ha, dont 7 ha de roselières. La végétation indigène émergente est constituée de Sagittaire à larges feuilles (*Sagittaria latifolia*), de Butome à ombelle (*Butomus umbellatus*) et de quelques îlots de quenouilles (*Typha* spp.); l'eau libre de toute végétation émergente occupe environ 50 % du marais au milieu de l'été. Le marais 2, également au sud du canal, s'étend sur 49 ha et on y trouve plus de 17 ha de roselières. La végétation indigène est constituée de quelques massifs de Sagittaire à larges feuilles, de Rubanier à gros fruits (*Sparganium eurycarpum*) et de Butome à ombelle, et l'eau libre occupe environ 60 % du marais. Enfin, le marais 4 est situé sur la rive nord du canal et s'étend sur 85 ha avec 30 ha de roselières. Butome à ombelle, quenouilles et Rubanier à gros fruits dominent les autres secteurs du marais, et l'eau libre occupe environ 40 % de sa superficie.

2.2 Observations comportementales

Avec l'aide d'une équipe de deux personnes, j'ai effectué 21 séances d'observation entre le 7 mai et le 11 juillet 2010. À partir de tours d'observation situées à au moins sept mètres au-dessus du niveau de l'eau des marais, nous avons fait un balayage visuel complet du marais chaque heure entre 5h00 et 10h30, pour un total de cinq balayages par séance d'observation (Sutherland et al. 2004). Cette méthode consistait à balayer du regard le marais au complet et à identifier à l'espèce tous les oiseaux aquatiques observés en notant leur comportement (alimentation, interaction sociale, marche ou nage, repos, toilettage, vigilance ou vol) au moment où ils étaient aperçus, la distance qui les séparait de la végétation la plus près, ainsi que le type de végétation en question. Quatre catégories de distance ont été considérées et évaluées à l'aide de repères physiques naturels : 1) à l'intérieur de la végétation, 2) en bordure de la végétation (< 2 m), 3) près de la végétation (2 à 10 m) et 4) loin de la végétation (> 10 m).

2.3 Échantillonnage d'invertébrés

Les invertébrés aquatiques ont été échantillonnés à l'aide de deux techniques : des pièges à activité (une fois le 24 mai, puis tous les sept jours du 10 juin au 12 juillet 2010) et avec des pièges à émergence (tous les sept jours entre le 10 juin et le 12 juillet). Les pièges à activité ont permis de capturer les invertébrés qui se déplaçaient dans la colonne d'eau. Ce piège était constitué d'un pot en verre transparent de 20 cm de diamètre avec un entonnoir fixé à son goulot. Un grillage avec une maille de 1,5 cm a été installé devant l'entonnoir afin de laisser passer uniquement les invertébrés inférieurs à cette taille, soit ceux principalement consommés par la majorité des oiseaux à l'étude. De plus, ceci a empêché la capture des poissons qui auraient pu consommer les invertébrés. Ces pièges ont été placés à l'horizontale sur un piquet à environ 10 cm sous la surface de l'eau (Merritt et Cummins 1996). Les pièges à émergence ont permis de capturer les insectes lorsqu'ils émergeaient de l'eau. Ces pièges, en forme de pyramide à base carrée de 70 cm de côté, étaient couverts d'une moustiquaire sur les côtés et surmontés d'un pot en plastique transparent dans lequel était fixé un entonnoir inversé. Ce type de piège flotte à la surface de l'eau (Merritt et

Cummins 1996). Les insectes qui passaient par l'entonnoir étaient piégés dans le récipient rempli avec de l'éthanol à 70 % de concentration.

Les pièges ont été placés dans les marais 1 et 2, mais pas dans le marais 4 pour une question de logistique, ce marais n'étant pas accessible en véhicule. Ils étaient installés à des stations fixes réparties à travers les différentes formations végétales en fonction de l'accessibilité des lieux. Les stations d'échantillonnage ont été au départ réparties également dans trois types d'habitats, soit 1) les roselières, 2) les autres formations végétales en présence et 3) l'eau libre, à raison de quatre stations par habitat dans chaque marais, soit 24 stations au total. Chaque station avait un piège de chaque type et ceux-ci ont été déployés à chaque fois pour une période de 48 h. Pour les stations situées dans la végétation, les pièges ont été déployés à l'intérieur de celle-ci, mais en bordure (< 1 m) de l'eau libre, car ce sont les sites généralement privilégiés par les oiseaux pour s'alimenter (Rehm et Baldassarre 2007). Cependant, à cause des niveaux d'eau très bas de l'été 2010, le nombre de stations d'échantillonnage a dû être réduit progressivement au fur et à mesure que s'écoulait la saison estivale. Au final, j'ai obtenu 11 échantillons d'invertébrés dans les roselières, 18 dans les autres formations végétales et 9 dans l'eau libre pour les pièges à activités, et respectivement 10, 20 et 9 échantillons avec les pièges à émergence. Les invertébrés capturés ont été conservés dans l'éthanol à 70 % de concentration. Au laboratoire, les échantillons ont été triés et identifiés à la famille, séchés puis pesés afin de calculer la biomasse sèche de chaque taxon (Cressa 1999).

2.4 Analyses statistiques

Pour les données d'observation comportementale, je me suis concentrée sur les espèces d'oiseaux aquatiques observées en alimentation (49 % des individus observés étaient en alimentation) et pour lesquelles au moins 40 observations ont été réalisées. Afin d'examiner l'effet du roseau sur la répartition spatiale des oiseaux en alimentation, j'ai fait la sommation des observations réalisées pour chaque catégorie de distance en séparant les observations où la végétation la plus proche était le roseau de celles où la végétation était d'un autre type. J'ai comparé ces deux distributions à l'aide du test de Kolmogorov-

Smirnov (D) pour chacune des huit espèces inventoriées. Le test étant répété huit fois, j'ai appliqué la correction de Bonferroni (Millot 2009) en divisant le seuil de signification de 0,05 par huit pour obtenir un seuil de signification corrigé de 0,0063.

Pour les invertébrés, les variables expliquées considérées ont été 1) la biomasse totale d'invertébrés pour chaque type de piège, 2) la biomasse des familles d'invertébrés avec au moins 150 captures pour les pièges à activité et 3) la biomasse des ordres d'insectes avec au moins 40 captures pour les pièges à émergence. Le nombre de captures étant beaucoup plus faible pour les pièges à émergence, je les ai regroupées à l'ordre pour faire les analyses et non à la famille comme c'était le cas pour les pièges à activité. Pour les pièges à activité, je me suis également limitée à des analyses plus fines uniquement pour les familles d'insectes les plus communes et ingérées par les espèces de canards à l'étude (Bartonek 1972; Drobney et Fredrickson 1979; Swanson et al. 1985). J'ai utilisé des modèles mixtes de régression avec en effet aléatoire la station d'échantillonnage. Les données provenant de chaque méthode d'échantillonnage (piège d'activité et à émergence) ont été analysées séparément. Une transformation de type $\log(x+1)$ a été effectuée afin de normaliser la distribution des données. Les variables explicatives testées étaient : 1) le marais échantillonné (marais 1 ou 2), 2) le jour julien et 3) l'habitat (avec les roselières comme habitat de référence). En tout, dix modèles ont été soumis à la sélection de modèles. J'ai classé chaque modèle en fonction du critère d'information Akaike de second ordre corrigé pour les échantillons de petites tailles (AICc) et j'ai calculé le poids d'AICc afin de sélectionner le modèle qui s'ajuste le mieux aux données (Burnham et Anderson 2002). J'ai calculé la valeur des paramètres en tenant compte de l'incertitude dans la sélection de modèles (c'est-à-dire, de l'inférence multimodèle) à l'aide du module *AICcmodavg* (Mazerolle 2012) dans le logiciel R (R Development Core Team 2011). Les effets ont été considérés comme significatifs lorsque l'intervalle de confiance à 95 % des estimations de paramètres ($\hat{\beta}$) excluait 0.

3. Résultats

3.1 Comportement d'alimentation

Cinq espèces d'anatidés ont eu suffisamment d'observations pour permettre des analyses ($n > 40$). Pour toutes ces espèces, la répartition spatiale des individus en alimentation a différencié significativement selon que la végétation la plus proche était une roselière ou un autre type de plantes (Figure 3.1). En présence de végétation émergente autre que le roseau, la majorité des individus de Bernache du Canada (*Branta canadensis*), de Canard branchu (*Aix sponsa*) et de Canard colvert (*Anas platyrhynchos*) ont été observés en alimentation à l'intérieur de la végétation, ce qui n'a pratiquement jamais été le cas dans les roselières, malgré le fait qu'il était bel et bien possible de voir ces oiseaux au sein des roselières (près de leurs bordures) du haut des tours d'observation. De plus, j'ai observé une augmentation du nombre d'individus en alimentation avec un accroissement de la distance séparant les oiseaux des roselières, alors que la tendance inverse a été observée près des autres types de végétation (Figure 3.1). De leur côté, le Canard d'Amérique (*Anas americana*) et la Sarcelle d'hiver (*Anas crecca*) ont été absents des roselières, mais ont été observés en alimentation plus fréquemment entre 2 et 10 m des roselières qu'ailleurs dans le marais (Figure 3.1).

La répartition spatiale du Grèbe à bec bigarré (*Podilymbus podiceps*) a aussi été influencée par la présence du roseau (Figure 3.1). Les individus se sont alimentés surtout à l'intérieur ou près des formations végétales autres que les roselières. Du côté des d'ardéidés, deux espèces ont dominé les observations, soit la Grande Aigrette et le Grand Héron (*Ardea herodias*). Le type de végétation a affecté significativement la répartition spatiale de la Grande Aigrette en alimentation dans les marais et dans une moindre mesure celle du Grand Héron (Figure 3.2). Dans les deux cas, la majorité des individus en alimentation ont été vus dans ou en bordure de formations végétales qui n'étaient pas constituées de roseau. À l'inverse, très peu d'individus ont été observés dans les roselières ou à leur bordure.

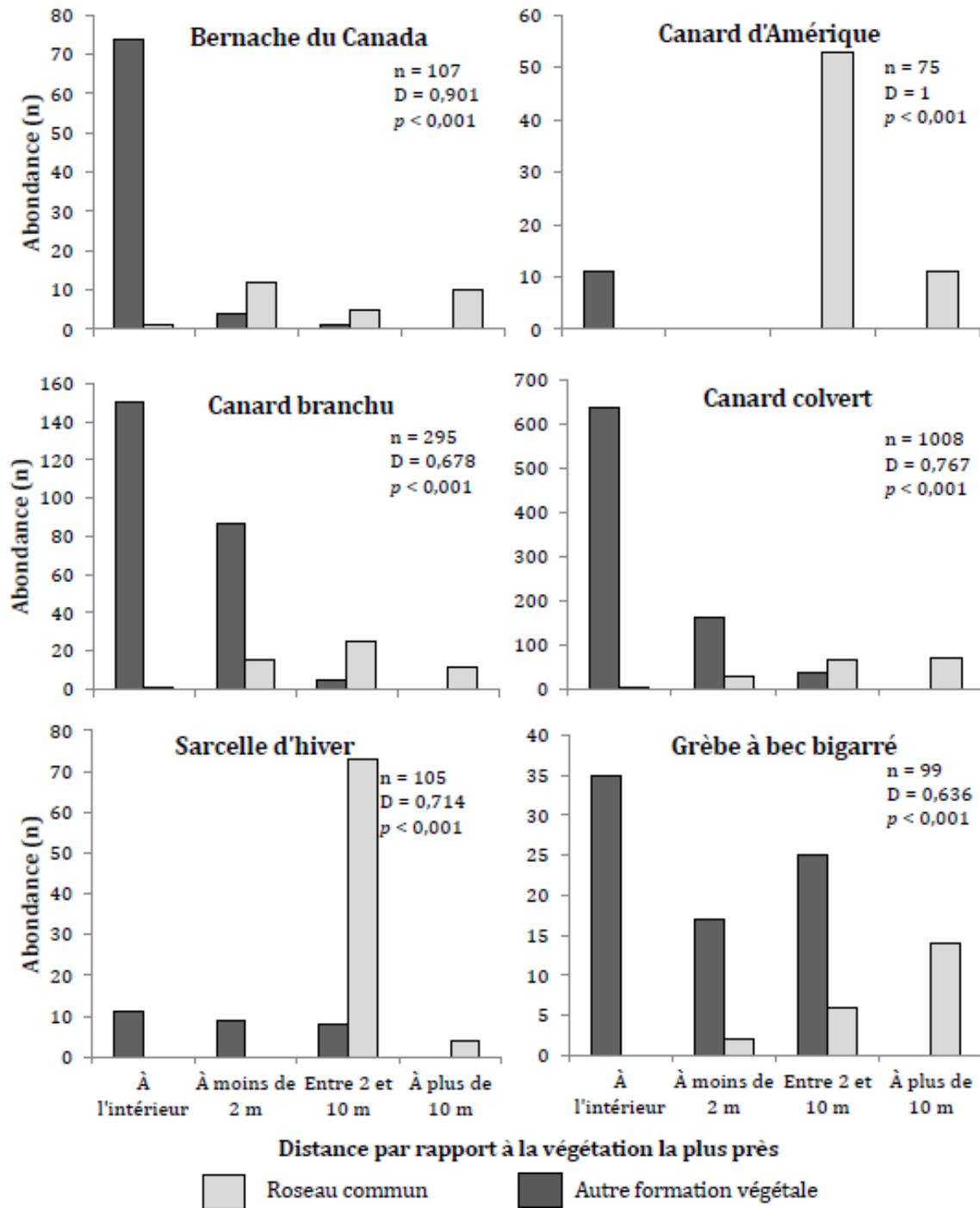


Figure 3.1 Nombre d'individus de cinq espèces d'anatidés et d'une espèce de podicipédidés observées en alimentation par rapport au type de végétation le plus près (roselière ou formation végétale dominée par les quenouilles, le Butome à ombelles, le Sagittaire à larges feuilles ou le Rubanier à gros fruits) dans trois marais d'eau douce du sud du Québec à l'été 2010. Sur chaque graphique, on trouve le nombre d'observations (n), la valeur du test de Kolmogorov-Smirnov (D) et la probabilité que la différence observée soit due au hasard (p). Le seuil de signification avec la correction de Bonferroni étant de 0,0063.

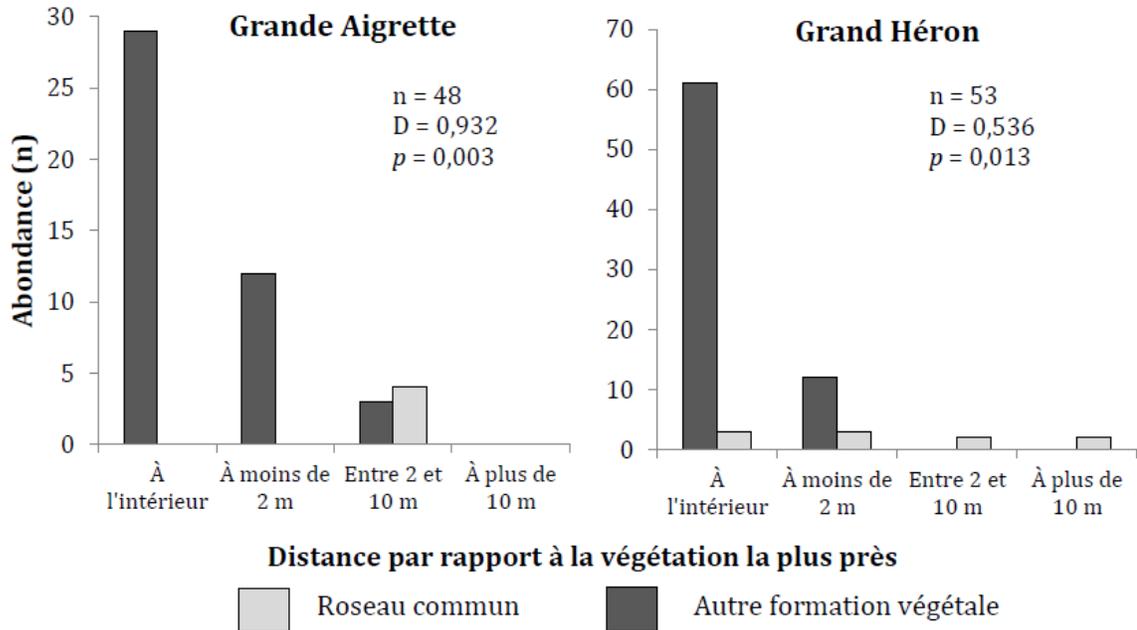


Figure 3.2 Nombre d'individus de deux espèces d'ardéidés observés en alimentation par rapport au type de végétation le plus près (roselière ou formation végétale dominée par les quenouilles, le Butome à ombelles, le Sagittaire à larges feuilles ou le Rubanier à gros fruits) dans trois marais d'eau douce du sud du Québec à l'été 2010. Sur chaque graphique on trouve le nombre d'observations (n), la valeur du test de Kolmogorov-Smirnov (D) et la probabilité que la différence observée soit due au hasard (p). Le seuil de signification avec la correction de Bonferroni étant de 0,0063, le test avec le Grand Héron n'est pas significatif.

3.2 Biomasse d'invertébrés

Les pièges à activité ont permis de capturer près de 9 000 invertébrés au total, répartis dans 15 ordres et 48 familles différentes (Annexe 2.1). Les cinq familles d'invertébrés de grande taille capturées le plus souvent dans les pièges et qui font habituellement partie de l'alimentation des canards ont été (par ordre décroissant d'importance de la biomasse) les dytiscidés, les pléidés, les gammaridés, les corixidés et les chironomidés (Tableau 3.1). À elles seules, ces familles représentaient environ 13 % de la biomasse des invertébrés capturés. Une grande partie de la biomasse totale était constituée de gastéropodes et de sangsues, mais il faut savoir que ces proies de grande taille étaient relativement peu abondantes dans les pièges (93 gastéropodes et 25 sangsues au total). L'habitat et le jour julien sont les deux variables qui ont eu le plus d'influence sur la biomasse totale d'invertébrés dans la colonne d'eau (Annexe 2.2). On a observé une biomasse totale d'invertébrés aquatiques plus faible dans l'eau libre comparativement aux roselières ($\hat{\beta} = -$

1,092, $s_x = 0,401$), mais similaire entre les autres formations végétales et les roselières ($\hat{\beta} = -0,499$, $s_x = 0,354$; Tableau 3.1). L'habitat a eu une influence sur la biomasse de trois familles d'invertébrés, mais cette influence a été variable. Pour les pléidés et les corixidés, il y a eu une plus grande biomasse dans les autres formations végétales comparativement aux roselières ($\hat{\beta} = 1,140$, $s_x = 0,095$; $\hat{\beta} = 2,687$, $s_x = 0,007$, respectivement; Tableau 3.1). Par contre, on a capturé une biomasse plus faible de dytiscidés dans l'eau libre comparativement aux roselières ($\hat{\beta} = -3,959$, $s_x = 1,006$) et on a observé une tendance similaire pour les autres formations végétales ($\hat{\beta} = -1,735$, $s_x = 0,911$; Tableau 3.1). L'habitat n'a toutefois pas eu d'influence sur la biomasse des chironomidés et des gammaridés.

Tableau 3.1 Biomasse sèche d'invertébrés (mg / 48 h) capturés à l'été 2010 à l'aide de pièges à activité dans deux marais d'eau douce du sud du Québec. La biomasse moyenne, l'erreur type qui lui est associée et le pourcentage de la biomasse totale sont présentés pour les cinq familles les plus abondantes et qui sont préférées par les canards, ainsi que pour tous les invertébrés capturés dans chacun des types d'habitat. La taille de l'échantillon (n) correspond au nombre de pièges déployés pendant 48 heures dans chacun des types d'habitat.

Famille	Roseau commun (n = 11)		Eau libre (n = 9)		Autre formation végétale (n = 18)	
	mg	%	mg	%	mg	%
	Dytiscidés	8,9±3,5	9,7	0,1±0,0	0,1	3,4±1,1
Pleidés	0,6±0,3	0,6	0,3±0,1	0,7	2,4±0,8	4,5
Gammaridés	1,0±0,4	1,1	0,3±0,1	0,6	1,8±0,7	3,4
Corixidés	0,1±0,1	0,1	0,7±0,4	1,4	2,0±1,5	3,9
Chironomidés	0,4±0,2	0,4	0,1±0,0	0,2	0,6±0,3	1,1
Toutes les familles	92,3±33,4	100	16,1±5,3	100	70,4±25,9	100

Pour les pièges à émergence, 355 insectes ont été capturés, représentant six ordres et 20 familles différentes (Annexe 2.3). Deux ordres ont constitué la majorité des insectes capturés, soit les diptères (68 % de la biomasse totale et majoritairement des chironomidés (88% du nombre total captures; Annexe 2.3) et les trichoptères (18 % de la biomasse totale; Tableau 3.2). Le jour julien a été la variable qui a eu le plus d'influence sur la biomasse totale d'insectes émergents (Annexe 2.4). On a ainsi capturé une biomasse de plus en plus

importante au fur et à mesure que progressait la saison estivale ($\hat{\beta} = 0,012$, $s_x = 0,006$). Il n'y avait aucun indice que la biomasse totale d'invertébrés variait de façon significative entre les types d'habitat (Tableau 3.2, Annexe 2.4). Du côté des trichoptères, aucune des variables à l'étude n'a eu d'influence sur la biomasse. Pour les diptères, seul le jour julien a une influence sur leur abondance (Annexe 2.4).

Tableau 3.2 Biomasse sèche d'insectes (mg / 48 h) capturés à l'été 2010 à l'aide de pièges à émergence dans deux marais d'eau douce du sud du Québec. La biomasse moyenne, l'erreur type qui lui est associée et le pourcentage de la biomasse totale sont présentés pour les deux ordres d'insectes les plus communs et pour tous les insectes capturés dans chacun des types d'habitat. La taille de l'échantillon (n) correspond au nombre de pièges déployés pendant 48 heures dans chacun des types d'habitat.

Ordre	Roseau commun (n = 10)		Eau (n = 8)		Autre formation végétale (n = 20)	
	mg	%	mg	%	mg	%
	Biomasse (mg / 48 h)					
Diptères	1,3±0,5	49,5	4,5±2,9	64,1	5,4±2,1	83,8
Trichoptères	0,3±0,2	11,4	2,3±1,6	32,8	0,4±0,1	5,2
Tous les ordres	2,6±0,8	100,0	7,0±2,9	100,0	6,8±2,2	100,0

4. Discussion

4.1 Oiseaux aquatiques en alimentation

Les données montrent que les canards, les oies, les grèbes et les échassiers évitent les roselières comme site d'alimentation et qu'ils préfèrent s'alimenter directement dans les autres formations végétales ou à proximité de celles-ci. Les études traitant de la sauvagine et des échassiers dans les marais nord-américains envahis par le roseau font également état d'une quasi-absence de ces espèces dans les roselières (Benoit et Askins 1999; Parsons 2003; Meyer et al. 2010). Comme je n'ai pas détecté de différence importante et constante au niveau de la disponibilité des proies (invertébrés) préférées par les canards entre les roselières et les autres formations végétales, cela suggère qu'un problème d'accessibilité à la ressource dans les roselières plutôt que de quantité de ressources présentes serait en cause pour ces oiseaux.

Parmi les espèces à l'étude, la Bernache du Canada est le seul herbivore exclusif. Au printemps, les bernaches qui se nourrissent dans les marais broutent la végétation aquatique (jeunes pousses, rhizomes, etc.; Buchsbaum et Valiela 1987; Zacheis et al. 2001). À Beauharnois, elles ont surtout été présentes au début de la saison d'échantillonnage (mai), car à cet endroit, les marais constituent une halte migratoire. Au cours de la halte, les jeunes pousses de roseau ne sont pas très abondantes et la présence du chaume de l'année précédente, qui est dense et de grande taille, limite l'accessibilité à l'intérieur des roselières. Pour les quelques bernaches résidentes qui passent tout l'été, le roseau en croissance devient rapidement trop haut et rigide pour être consommé. D'ailleurs, aucun oiseau aquatique n'a été observé s'alimentant directement de roseau. En Europe, le roseau est parfois consommé par les oies, mais surtout dans des roselières qui sont utilisées par ces dernières pour s'alimenter depuis plus de 15 ans et qui présentent une faible densité de tiges et où il y a peu de sédiments et de litière. Ces roselières sont donc inondées tout au long de l'été et plus faciles d'accès pour les oies (van den Wyngaert et al. 2003).

Les canards barboteurs observés étaient majoritairement en période de reproduction, une période où ils consomment principalement des invertébrés aquatiques (Bartonek 1972; Drobney et Fredrickson 1979; Guillemain et al. 2000). La zone de contact entre l'eau libre et la végétation est habituellement riche en invertébrés et les oiseaux aquatiques s'alimentent souvent dans ces zones (Kaminski et Prince 1981; Rehm et Baldassarre 2007). Or, le roseau favorise l'exondation progressive de la surface du sol parce qu'il produit beaucoup plus de litière que les autres plantes des marais (Rooth et al. 2003). Cela a pour effet de réduire le nombre ou la superficie des parcelles d'eau libre disponibles. De plus, beaucoup de débris végétaux créés par la litière de roseau flottent et s'accumulent autour des roselières, ce qui limite peut-être l'accessibilité pour les oiseaux insectivores à leurs proies sous l'eau au voisinage du roseau. Il n'est donc pas surprenant de voir si peu de canards à l'intérieur des roselières, mais également en bordure de celles-ci. Contrairement aux canards barboteurs, les oiseaux aquatiques qui plongent pour saisir leur proie comme le Grèbe à bec bigarré, préfèrent s'alimenter dans les zones où la profondeur d'eau est supérieure à 25 cm (Ma et al. 2010). Le grèbe repère également ses proies à la vue avant de

plonger (Forbes et Ankney 1987). Il n'est donc pas étonnant que cette espèce évite les roselières où le sol est souvent exondé et où les tiges nuisent à la plongée et à la détection des proies. Enfin, les roselières pourraient faciliter l'accès aux prédateurs, comme les mammifères. Par exemple, les travaux de Jobin et Picman (1997), réalisés dans le sud du Québec et de l'Ontario, suggèrent que les oiseaux aquatiques utilisent, en période de reproduction, surtout les zones d'un marais où l'eau libre est assez vaste et profonde pour limiter l'accès aux prédateurs terrestres. Cela pourrait expliquer en partie pourquoi les oiseaux aquatiques évitent les roselières.

Les échassiers sont connus pour s'alimenter davantage dans les zones d'eau libre ou encore dans les parties de marais où la végétation est basse et éparse (Darnell et Smith 2004). Trocki et Paton (2006), qui ont étudié le comportement de la Grande Aigrette dans les marais salés du Rhode Island, n'ont jamais observé d'aigrette en alimentation dans les roselières. Ce fut la même chose aux marais de Beauharnois. Quelques Grands Hérons ont par contre été observés en train de s'alimenter à l'intérieur des roselières. Cette espèce est connue pour utiliser une grande variété d'habitats pour chasser (Butler 1997) et cette versatilité lui permet probablement de s'adapter plus facilement au contexte particulier des roselières, bien qu'elle préfère nettement les zones avec végétation basse comme lieu d'alimentation. Opportunistes, ces deux espèces d'échassiers se nourrissent à la fois de poissons, de reptiles, d'amphibiens et d'invertébrés, et détectent leurs proies à la vue, soit en attendant immobile ou encore en se déplaçant lentement (Rodgers 1983). Or, Larochelle (2011) et Perez (2011) n'ont pas rapporté d'effets négatifs du roseau sur l'abondance de poissons (notamment les jeunes du Grand Brochet, *Esox lucius*) et d'amphibiens dans les marais d'eau douce du sud du Québec. Cela dit, même si ces proies sont abondantes dans les roselières, la densité et la hauteur des tiges de roseau constituent fort probablement des entraves au déplacement de ces oiseaux et à leur capacité de détection des proies.

4.2 *Invertébrés*

Quelques travaux ont montré que le roseau modifie les assemblages d'invertébrés présents dans les marais d'eau douce. Par contre, il ne semble pas avoir une influence sur

l'abondance totale de ceux-ci (McGlynn 2006; Kulesza et al. 2008; Holomuzki et Klarer 2010). Cela dit, les canards pourraient être davantage influencés par la taille et l'abondance de leurs proies que par la composition taxonomique des invertébrés disponibles (Nudds et Bowlby 1984). Quoi qu'il en soit, dans les marais de Beauharnois, la biomasse totale d'invertébrés présents dans la colonne d'eau a été plus élevée dans les sites avec végétation émergente, incluant les roselières, que dans l'eau libre, probablement parce que plusieurs groupes d'invertébrés comme les coléoptères aquatiques, les hémiptères et plusieurs larves d'éphéméroptères et de diptères ont besoin d'un support végétal à différents stades de leur cycle de vie. La végétation émergente des marais sert d'ailleurs davantage de support et d'abri aux invertébrés que de nourriture (Campeau et al. 1994). L'absence de différence entre la biomasse des invertébrés capturés dans les roselières et celle des invertébrés capturés dans les autres formations végétales suggère que les tiges rigides des roselières inondées offrent aux invertébrés aquatiques un support ou un abri de bonne qualité.

À une échelle plus fine, on a toutefois observé que les dytiscidés étaient plus abondants dans les roselières comparativement à l'eau libre, peut-être parce que les espèces qui composent cette famille sont adaptées à la fois à la vie terrestre et à la vie aquatique. Pouvant grimper et voler, elles se servent de la végétation pour émerger de l'eau (Larson et al. 2000). Au début de la saison de croissance, les dytiscidés de grande taille pourraient préférer les tiges plus hautes et surtout plus denses des roselières, entre autres parce que le chaume de l'année précédente est toujours présent en plus des nouvelles tiges qui émergent, et aussi parce que les tiges sont plus rigides que celles des autres assemblages végétaux. Les pléidés et les corixidés sont eux aussi dépendants de la végétation à laquelle ils s'agrippent pour rester stables dans la colonne d'eau. Étant donné leur petite taille, ils semblent préférer les plantes ayant des tiges de petit diamètre, leur permettant ainsi de s'y agripper plus facilement (Gittelman 1974; de Szalay et Resh 2000). Il n'est donc pas étonnant qu'ils préfèrent les autres formations végétales aux roselières où les tiges sont souvent beaucoup plus grosses. Les corixidés sont aussi plus nombreux dans des sites où la végétation est relativement basse et peu abondante. Ceci peut s'expliquer par le fait qu'ils colonisent de nouveaux sites par les airs et qu'une végétation trop haute leur est défavorable, car elle crée une barrière physique. De plus, ces insectes ayant la particularité

de pouvoir rester longtemps sous l'eau, ils sont donc moins exposés à la prédation à la surface de l'eau et ont moins besoin d'un couvert végétal important pour se camoufler, contrairement à d'autres espèces (de Szalay et Resh 2000). L'effet des roselières sur des groupes particuliers d'invertébrés pourrait donc varier selon leur écologie.

5. Conclusion

En somme, les résultats de cette étude suggèrent que la structure haute et dense des roselières en fait des sites peu propices à l'alimentation des oiseaux aquatiques comme les canards, les oies, les grèbes et les échassiers. Les invertébrés, bien qu'ils soient présents en grand nombre en bordure des roselières, y sont peut-être moins faciles à capturer pour les oiseaux qui s'en nourrissent que dans la végétation moins rigide et plus basse où l'eau est plus abondante. Une accessibilité limitée aux ressources alimentaires pourrait donc expliquer l'évitement du roseau par les oiseaux aquatiques. Le contrôle de la propagation du roseau dans les marais d'eau douce pourrait être souhaitable afin que ces milieux continuent d'être des sites d'alimentation prisés par les oiseaux en période de reproduction. L'aménagement des roselières, en y créant des ouvertures, serait également une avenue à envisager pour favoriser les sites d'alimentation des canards, grèbes et échassiers (Schummer et al. 2012).

Chapitre 4.

Conclusion générale

Face à l'incroyable expansion du Roseau commun sur le continent nord-américain depuis le début du 20^e siècle (Orson 1999), les gestionnaires de milieux humides sont de plus en plus préoccupés par l'impact potentiel de cette plante sur la biodiversité. Sa présence dans les milieux humides fait craindre non seulement une homogénéisation du paysage, mais également une diminution de la biodiversité faunique dans les milieux envahis. De nombreuses espèces d'oiseaux utilisent les marais en période de reproduction et voient donc leur habitat grandement modifié par la présence de cet envahisseur. Par sa structure très différente de celle de la végétation indigène et également à cause de son impact sur l'hydrologie du marais, les roselières ne semblent pas propices à l'établissement de plusieurs espèces aviaires dépendantes de ces milieux dans une période aussi critique que celle de la reproduction. Les quelques études réalisées sur l'impact du roseau envahisseur sur l'avifaune dans des marais ont toutes rapporté une modification des assemblages d'oiseaux présents dans les milieux envahis comparativement aux zones intactes. Bien que la diversité et l'abondance totales d'oiseaux ne soient pas nécessairement réduites dans les zones envahies par le roseau, on y trouve globalement plus d'espèces généralistes et moins de spécialistes des marais.

À la lecture de ce mémoire, on peut constater que, de façon générale, les marais d'eau douce du sud du Québec qui sont envahis par le Roseau commun (*Phragmites australis*) ont une faune aviaire diversifiée et abondante en période de reproduction. Par contre, les roselières sont peu utilisées par certains passereaux spécialistes des marais pour l'établissement de leur territoire de reproduction et par la sauvagine et les échassiers comme sites d'alimentation. On fait souvent mauvaise presse aux roselières qui sont perçues comme des déserts biologiques et des milieux impénétrables pour les oiseaux. Pourtant, quelques études réalisées dans des marais d'eau douce avaient déjà fait état d'une diversité, d'une richesse et d'une abondance totale d'oiseaux similaires, voire même plus importantes dans les zones envahies par le roseau comparativement aux zones intactes

(McGlynn 2006; Meyer et al. 2010). Mon étude appuie généralement cette hypothèse, mais rappelle toutefois l'importance de considérer l'échelle spatiale pour porter un jugement en la matière. En effet, pris dans leur ensemble, les marais dans le sud du Québec envahis par le roseau sont aussi riches et diversifiés en oiseaux que les marais sans roseau. Par contre, à une échelle plus fine (au sein d'un marais), la présence d'une vaste roselière a une influence sur l'utilisation de l'habitat et le comportement des oiseaux. La richesse spécifique ou l'abondance totale d'un marais ne sont pas nécessairement les meilleurs indicateurs dans une optique de gestion faunique, puisqu'elles incluent des espèces aviaires largement répandues, envahissantes et même nuisibles, comme l'Étourneau sansonnet par exemple. Les espèces n'ont pas toutes la même valeur pour les gestionnaires, et il est donc essentiel d'analyser plus en détail ces assemblages d'oiseaux. L'impact du roseau semble varier d'une espèce à l'autre, ce qui doit être pris en considération lorsque vient le moment de prendre une décision quant à l'aménagement d'un marais envahi.

Mon étude a permis de décrire la structure végétale des roselières et de constater que le roseau est responsable d'une importante modification de l'habitat dans les marais d'eau douce du sud du Québec. Les roselières sont plus hautes que les autres formations végétales présentes en eau douce. Elles forment aussi des structures plus denses, sauf dans les strates inférieures à 20 cm de hauteur. On sait qu'une végétation basse et très dense limite les mouvements des oiseaux qui se déplacent au sol comme le Râle de Virginie. Ces espèces préfèrent plutôt une végétation haute, mais de faible densité près du sol, car cela offre une meilleure protection contre les prédateurs aériens et terrestres tout en permettant les déplacements (Vitz et Rodewald 2007). En somme, les roselières à l'étude représentent des habitats adéquats pour certains groupes comme les râles qui se meuvent à la surface du sol. Toutefois, ces roselières sont encore jeunes et l'assèchement progressif du marais qui caractérise ce type de végétation pourrait avoir un impact néfaste à long terme sur ces espèces qui recherchent la présence d'eau libre dans leur site de nidification et d'alimentation.

Les roselières abritent un nombre équivalent de passereaux généralistes comparativement aux autres formations végétales. La Paruline jaune, une espèce généraliste, a d'ailleurs été

plus souvent observée dans les roselières comparativement aux autres types de végétation. D'autres études ont également montré une tendance vers une plus grande abondance d'espèces généralistes dans les zones envahies par le roseau tant en eau douce et qu'en eau saumâtre (McGlynn 2006; Wells et al. 2008; Meyer et al. 2010). Les roselières, qui peuvent être responsables d'une importante exondation de la surface du sol (Rooth et al. 2003), sont également des milieux plus secs que les autres formations végétales et présentent donc beaucoup plus de caractéristiques communes avec les milieux terrestres dont s'accommodent plusieurs passereaux généralistes.

Les zones envahies abritent également certains passereaux spécialistes. Cela dit, leur répartition dans les marais semble davantage influencée par la profondeur et l'abondance d'eau libre que par le type de végétation en présence. Bien qu'elles recherchent un couvert végétal pour camoufler leur nid, des espèces qui nichent au sol comme la Paruline masquée et le Bruant des marais semblent également sélectionner des sites de nidification plus secs, possiblement pour éviter l'inondation de leur nid. On les trouve donc souvent dans les roselières. Toutefois, les espèces spécialistes qui recherchent un habitat de nidification avec une végétation diversifiée ou une structure végétale différente de celle des roselières risquent de voir leur habitat de nidification grandement réduit à la suite d'une invasion de roseau (McGlynn 2006; Paxton 2007; Wells et al. 2008; Meyer et al. 2010). Dans les marais du sud du Québec, le Troglodyte des marais est un exemple de ce cas de figure : il préfère de loin les massifs de quenouilles aux roselières et la présence d'eau est également un critère important dans son choix d'un habitat de nidification (Verner 1965).

Les oiseaux aquatiques, principalement les anatidés et les ardéidés, semblent particulièrement touchés par l'envahissement des marais par le roseau. Bien qu'à l'échelle du marais, on ait observé une abondance et une richesse spécifique de ces oiseaux équivalentes dans les marais envahis comparativement aux marais sans roseau, la sauvagine et les échassiers ont tendance à éviter les roselières, du moins pour s'alimenter. Comme on trouve beaucoup d'invertébrés dans les roselières, c'est moins l'absence de nourriture qu'un problème d'accessibilité à celle-ci qui serait en cause. La structure dense, haute et rigide des roselières rend le milieu impénétrable pour des espèces d'oiseaux de grande taille. Ces

dernières évitent également de s'alimenter en bordure des roselières, probablement parce que ces formations végétales obstruent leur champ de vision et les empêchent de voir venir les prédateurs ou détecter visuellement leurs proies. L'envahissement des marais par le roseau pourrait donc représenter une perte nette d'habitat pour la sauvagine et les échassiers.

Les conditions hydrologiques ont une importance fondamentale pour les oiseaux des marais. Or, le roseau peut modifier les conditions de niveau d'eau. Au Québec, les roselières ont tout au plus une trentaine d'années (Hudon et al. 2005); elles sont donc encore jeunes, et il est possible que leur impact sur les conditions hydrologiques des marais s'accroisse dans les prochaines années. Au fur et à mesure que le roseau remplace la végétation indigène des marais, l'eau libre disponible tend ainsi à diminuer en superficie. Pour leur part, les roselières déjà établies accumulent de plus en plus de litière, ce qui favorise l'exondation. Les oiseaux qui entretiennent une relation étroite avec la présence d'eau risquent de subir de manière toute particulière les conséquences d'une expansion des roselières (pertes d'habitat d'alimentation et de nidification). Il faut aussi savoir que les effets d'une plante envahissante peuvent dépendre du degré d'envahissement du milieu. Il est en effet possible que les impacts ne se matérialisent qu'à partir d'un certain seuil d'envahissement. Ce seuil reste toutefois à définir pour le roseau. Dans le cas de cette plante, peu de moyens d'éradication et de contrôle s'avèrent efficaces pour le moment. Différentes techniques comme le fauchage, les inondations et le brûlage donnent à elles seules peu de résultats (Lavoie 2008). L'utilisation d'herbicides à base de glyphosate, seule ou combinée à d'autres techniques, est efficace (Warren et al. 2001; Turner et Warren 2003; Teal et Peterson 2005; Derr 2008), mais discutable d'un point de vue environnemental et pour l'instant interdite au Québec en milieu humide.

L'aménagement des roselières de façon à créer des ouvertures dans celles-ci et d'augmenter ainsi le nombre d'interfaces eau libre – végétation pourraient être une avenue prometteuse pour favoriser l'avifaune des marais. Utilisé en Europe où le roseau (l'haplotype M) est indigène, ce type d'aménagement favorise particulièrement la présence d'oiseaux aquatiques de grande taille (Gilbert et al. 2005; Poulin et al. 2005). Sur le continent nord-

américain, la réponse des oiseaux à cette technique d'aménagement des roselières est également positive. Des inventaires réalisés dans des marais d'eau douce à Long Point, en Ontario, montrent une plus forte abondance et richesse d'oiseaux dans les roselières aménagées, comparativement aux zones envahies qui ne le sont pas. Les invertébrés sont également plus abondants dans les parties aménagées comparativement aux zones sans aménagement (Schummer et al. 2012). Toutefois, cette étude est récente et il est difficile de prévoir les répercussions à long terme de ce type d'aménagement. Il n'est pas non plus possible de réaliser ce genre d'aménagement dans tous les types de marais pour des raisons logistiques principalement. Les probabilités que le roseau reprenne rapidement du terrain dans les trouées restent aussi assez importantes. Cette plante est très compétitive dans les marais et il pourrait être plus néfaste de devoir entretenir ces ouvertures sur une base régulière que de ne pas aménager les roselières. Il faut bien comprendre que cette technique entraîne malgré tout une perturbation importante dans un milieu déjà fragile. En somme, il serait pertinent de tester de manière rigoureuse l'efficacité de cette mesure (la création d'ouvertures) à long terme pour maintenir dans les marais une avifaune riche et diversifiée.

Mon étude met en lumière l'importance de l'échelle considérée lors d'étude d'impact de ce genre. Il reste que l'on sait encore peu de choses sur l'utilisation fine de l'intérieur des roselières par les oiseaux. Il serait par exemple intéressant de voir plus finement comment les roselières influencent le comportement des passereaux et des rallidés qui utilisent les marais dans une période aussi critique que la reproduction. Pour les oiseaux aquatiques, on sait maintenant qu'ils évitent les roselières comme site d'alimentation, mais mes observations ne nous permettent pas de conclure quant à l'abondance et la diversité réelles de ces espèces dans les portions envahies uniquement. Il serait donc intéressant de creuser davantage la question et de faire des inventaires visuels dans des milieux plus fortement envahis par le roseau ou des inventaires plus détaillés dans les roselières.

Bibliographie

- Able, K.W., Hagan, S.M. et S.A. Brown. (2003). Mechanisms of marsh habitat alteration due to *Phragmites*: Response of young-of-the-year mummichog (*Fundulus heteroclitus*) to treatment for *Phragmites* removal. *Estuaries*. 26: 484-494.
- Aday, D. (2007). The presence of an invasive macrophyte (*Phragmites australis*) does not influence juvenile fish habitat use in a freshwater estuary. *Journal of Freshwater Ecology*. 22: 535-537.
- Ailstock, M.S., Norman, C.M. et P.J. Bushmann. (2001). Common reed *Phragmites australis*: Control and effects upon biodiversity in freshwater nontidal wetlands. *Restoration Ecology*. 9: 49-59.
- Allan, J.D. et A.S. Flecker. (1993). Biodiversity conservation in running waters. *BioScience*. 43: 32-43.
- Angradi, T.R., Hagan, S.M. et K.W. Able. (2001). Vegetation type and the intertidal macroinvertebrate fauna of a brackish marsh: *Phragmites* vs. *Spartina*. *Wetlands*. 21: 75-92.
- Baldwin, J.R. et J.R. Lovvorn. (1994). Expansion of seagrass habitat by the exotic *Zostera japonica*, and its use by dabbling ducks and brant in Boundary Bay, British Columbia. *Marine Ecology Progress Series*. 103: 119-127.
- Bancroft, G.T., Gawlik, D.E. et K. Rutchey. (2002). Distribution of wading birds relative to vegetation and water depths in the northern Everglades of Florida, USA. *Waterbirds*. 25: 265-277.
- Bartonek, J.C. (1972). Summer foods of American widgeon mallards and a green-winged teal near Great Slave Lake Northwest Territories. *Canadian Field-Naturalist*. 86: 373-376.
- Beemster, N., Troost, E. et M. Platteeuw. (2010). Early successional stages of reed *Phragmites australis* vegetations and its importance for the bearded reedling *Panurus biarmicus* in Oostvaardersplassen, The Netherlands. *Ardea*. 98: 339-354.
- Benassi, G., Battisti, C. et L. Luiselli. (2009). Area-sensitivity of three reed bed bird species breeding in Mediterranean marshland fragments. *Wetlands Ecology and Management*. 17: 555-564.
- Benoit, L.K. et R.A. Askins. (1999). Impact of the spread of *Phragmites* on the distribution of birds in Connecticut tidal marshes. *Wetlands*. 19: 194-208.
- Bird Studies Canada. (2008). *Québec Marsh Monitoring Program: Training kit and instructions for surveying marsh birds and their habitats*. Bird Studies Canada et Environnement Canada. Port Rowan, Ontario, Canada. 29 pages.
- Bolton, R.M. et R.J. Brooks. (2010). Impact of the seasonal invasion of *Phragmites australis* (common reed) on turtle reproductive success. *Chelonian Conservation and Biology*. 9: 238-243.
- Boulinier, T., Nichols, J.D., Sauer, J.R., Hines, J.E. et K.H. Pollock. (1998). Estimating species richness: The importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology*. 79: 1018-1028.
- Brawley, A.H., Warren, R.S. et R.A. Askins. (1998). Bird use of restoration and reference marshes within the Barn Island Wildlife Management Area, Stonington, Connecticut, USA. *Environmental Management*. 22: 625-633.

- Buchsbaum, R. et I. Valiela. (1987). Variability in the chemistry of estuarine plants and its effect on feeding by Canada geese. *Oecologia*. 73: 146-153.
- Burnham, K.P. et D.R. Anderson. (2002). *Model selection and multi-model inference - A practical information - theoretic approach*. 2^e édition. Springer, Fort Collins, Colorado, États-Unis. 488 pages.
- Butler, R.W. (1997). *The great blue heron: A natural history and ecology of a seashore sentinel*. University of British Columbia Press. Vancouver, Colombie-Britannique, Canada. 167 pages.
- Caldwell, P.J. et G.W. Cornwell. (1975). Incubation behavior and temperatures of the mallard duck. *Auk*. 92: 706-731.
- Campeau, S., Murkin, H.R. et R.D. Titman. (1994). Relative importance of algae and emergent plant litter to fresh water marsh invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 51: 681-692.
- Chambers, R.M., Meyerson, L.A. et K. Saltonstall. (1999). Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany*. 64: 261-273.
- Cody, M.L. (1981). Habitat selection in birds: The roles of vegetation structure, competitors, and productivity. *BioScience*. 31: 107-113.
- Colwell, M.A. et R.J. Cooper. (1993). Estimates of coastal shorebird abundance: The importance of multiple counts. *Journal of Field Ornithology*. 64: 293-301.
- Courchesne, G. (2012). *Déterminants de la végétation des milieux humides aménagés pour la sauvagine dans le Québec méridional*. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Québec, Québec, Canada. 86 pages.
- Craig, R.J. et K.G. Beal. (1992). The influence of habitat variables on marsh bird communities of the Connecticut River estuary. *Wilson Bulletin*. 104: 295-311.
- Cressa, C. (1999). Dry mass estimates of some tropical aquatic insects. *Revista de Biología Tropical*. 47: 133-141.
- Darnell, T.M. et E.H. Smith. (2004). Avian use of natural and created salt marsh in Texas, USA. *Waterbirds*. 27: 355-361.
- Davis, M.A. (2009). *Invasion biology*. Oxford University Press. Toronto, Ontario, Canada. 244 pages.
- Derr, J.F. (2008). Common reed (*Phragmites australis*) response to postemergence herbicides. *Invasive Plant Science and Management*. 1: 153-157.
- de Szalay, F.A. et V.H. Resh. (2000). Factors influencing macroinvertebrate colonization of seasonal wetlands: Responses to emergent plant cover. *Freshwater Biology*. 45: 295-308.
- Dettmers, R., Buehler, D.A., Bartlett, J.G. et N.A. Klaus. (1999). Influence of point count length and repeated visits on habitat model performance. *Journal of Wildlife Management*. 63: 815-823.
- Drobney, R.D. et L.H. Fredrickson. (1979). Food selection by wood ducks in relation to breeding status. *Journal of Wildlife Management*. 43: 109-120.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. et C.A. Sullivan. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*. 81: 163-182.
- Elton, C. S. (1958). *The ecology of invasion by animals and plants*. Methuen. Londres, Royaume-Uni. 181 pages.

- Erskine, A.J. (1971). Some new perspectives on the breeding ecology of Common grackles. *Wilson Bulletin*. 83: 352-370.
- Fell, P.E., Weissbach, S.P., Jones, D.A., Fallon, M.A., Zeppieri, J.A., Faison, E.K., Lennon, K.A., Newberry, K.J. et L.K. Reddington. (1998). Does invasion of oligohaline tidal marshes by reed grass, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud; affect the availability of prey resources for the mummichog, *Fundulus heteroclitus* L.? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 222: 59-77.
- Fleishman, E., McDonal, N., Mac Nally, R., Murphy, D.D., Walters, J. et T. Floyd. (2003). Effects of floristics, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave Desert watershed. *Journal of Animal Ecology*. 72: 484-490.
- Forbes, M.R.L. et C.D. Ankney. (1987). Hatching asynchrony and food allocation within broods of Pied-billed Grebes, *Podilymbus podiceps*. *Canadian Journal of Zoology*. 65: 2872-2877.
- Fujioka, M., Armacost, J.W., Yoshida, H. et T. Maeda. (2001). Value of fallow farmlands as summer habitats for waterbirds in a Japanese rural area. *Ecological Research*. 16: 555-567.
- Gan, X., Cai, Y., Choi, C., Ma, Z., Chen, J. et B. Li. (2009). Potential impacts of invasive *Spartina alterniflora* on spring bird communities at Chongming Dongtan, a Chinese wetland of international importance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 83: 211-218.
- Gan, X., Choi, C., Wang, Y., Ma, Z., Chen, J. et B. Li. (2010). Alteration of habitat structure and food resources by invasive smooth cordgrass affects habitat use by wintering saltmarsh birds at Chongming Dongtan, East China. *Auk*. 127: 317-327.
- Gilbert, G., Tyler, G.A., Dunn, C.J. et Smith K.W. (2005). Nesting habitat selection by bitterns *Botaurus stellaris* in Britain and the implications for wetland management. *Biological Conservation*. 124: 547-553.
- Gittelman, S.H. (1974). The habitat preference and immature stages of *Neoplea striola* (Hemiptera: Pleidae). *Journal of the Kansas Entomological Society*. 47: 491-503.
- Gjerdrum, C., Elphick, C.S. et M. Rubega. (2005). Nest site selection and nesting success in saltmarsh breeding sparrows: The importance of nest habitat, timing, and study site differences. *Condor*. 107: 849-862.
- Gratton, C. et R.F. Denno. (2005). Restoration of arthropod assemblages in a *Spartina* salt marsh following removal of the invasive plant *Phragmites australis*. *Restoration Ecology*. 13: 358-372.
- Graveland, J. (1999). Effects of reed cutting on density and breeding success of reed warbler *Acrocephalus scirpaceus* and sedge warbler *A. schoenobaenus*. *Journal of Avian Biology*. 30: 469-482.
- Greenberg, R. (1988). Water as a habitat cue for breeding swamp and song sparrows. *Condor*. 90: 420-427.
- Greenberg, R., Maldonado, J.E., Droege, S. et M.V., McDonald. (2006). Tidal marshes: A global perspective on the evolution and conservation of their terrestrial vertebrates. *BioScience*. 56: 675-685.
- Guillemain, M., Fritz, H. et S. Blais. (2000). Foraging methods can affect patch choice: An experimental study in Mallard (*Anas platyrhynchos*). *Behavioural Processes*. 50: 123-129.

- Gunaratne, A.M., Jayakody, S. et C.N.B. Bambaradeniya. (2009). Spatial distribution of aquatic birds in Anavilundawa Ramsar wetland sanctuary in Sri Lanka. *Biological Invasions*. 11: 951-958.
- Holomuzki, J.R. et D.M. Klarer. (2010). Invasive reed effects on benthic community structure in Lake Erie coastal marshes. *Wetlands Ecology and Management*. 18: 219-231.
- Holt, E.R. et R. Buchsbaum. (2000). Bird use of *Phragmites australis* in coastal marshes of northern Massachusetts. Extrait de : Pederson, J. (2000). Marine bioinvasions: Proceedings of the First National conference January 24-27, 1999. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts, États-Unis. pages 232-240.
- Hoyer, M.V., Jackson, M.W., Allen, M.S. et D.E. Canfield, Jr. (2008). Lack of exotic hydrilla infestation effects on plant, fish and aquatic bird community measures. *Lake and Reservoir Management*. 24: 331-338.
- Hudon, C., Gagnon, P. et M. Jean. (2005). Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Écoscience*. 12: 347-357.
- Jobin, B. (2006). Inventaire du Petit Blongios dans le parc national de Plaisance, été 2005. Rapport technique 457. Service canadien de la faune, Direction de la conservation de l'environnement, Québec, Québec, Canada. 40 pages.
- Jobin, B. et J. Picman. (1997). Factors affecting predation on artificial nests in marshes. *Journal of Wildlife Management*. 61: 792-800.
- Johnson, R.R. et J.J. Dinsmore. (1986). Habitat use by breeding Virginia rails and soras. *Journal of Wildlife Management*. 50: 387-392.
- Kaminski, R.M. et H.H. Prince. (1981). Dabbling duck and aquatic macroinvertebrate responses to manipulated wetland habitat. *Journal Wildlife Management*. 45: 1-15.
- Kennedy, P.L., DeBano, S.J., Bartuszevige, A.M. et A.S. Lueders. (2009). Effects of native and non-native grassland plant communities on breeding passerine birds: Implications for restoration of northwest bunchgrass prairie. *Restoration Ecology*. 17: 515-525.
- Kessler, A.C., Merchant, J.W., Craig, R.A. et S.D. Shultz. (2011). Impacts of invasive plants on sandhill crane (*Grus canadensis*) roosting habitat. *Invasive Plant Science and Management*. 4: 369-377.
- Knopf, F.L. et J.A. Sedgwick. (1992). An experimental study of nest-site selection by yellow warblers. *Condor*. 94: 734-742.
- Kulesza, A.E., Holomuzki, J.R. et D.M. Klarer. (2008). Benthic community structure in stands of *Typha angustifolia* and herbicide-treated and untreated *Phragmites australis*. *Wetlands*. 28: 40-56.
- Lambert, A.M., Dudley, T.L. et K. Saltonstall. (2010). Ecology and impacts of the large-statured invasive grasses *Arundo donax* and *Phragmites australis* in North America. *Invasive Plant Science and Management*. 3: 489-494.
- Larochelle, M. (2011). *L'envahissement de deux milieux humides d'eau douce du fleuve Saint-Laurent par le roseau commun: effets sur la reproduction et la croissance du grand brochet*. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Québec, Québec, Canada. 59 pages.
- Larson, D.J., Alarie, Y., Roughley, R.E. (2000). *Predaceous diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae) of the Nearctic region, with emphasis on the fauna of Canada and*

- Alaska*. National Research Council Research Press, Ottawa, Ontario, Canada. 982 pages.
- Lavoie, C. (2008). Envahissement du roseau commun le long des corridors autoroutiers: état de situation, causes et gestion. Rapport final réalisé pour le compte du ministère des Transports du Québec. Collection Études et recherches en transport. Québec, Québec, Canada. 95 pages.
- Lavoie, C. (2010). Should we care about purple loosestrife? The history of an invasive plant in North America. *Biological Invasions*. 12: 1967-1999.
- Lavoie, C., Jean, M., Delisle, F. et G. Letourneau. (2003). Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: A spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*. 30: 537-549.
- Lelong, B., Lavoie, C., Jodoin, Y. et F. Belzile. (2007). Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*): A historical and genetic analysis. *Diversity and Distributions*. 13: 430-437.
- Leonard, M.L. et J. Picman. (1987). Nesting mortality and habitat selection by marsh wrens. *Auk*. 104: 491-495.
- Lor, S. et R.A. Malecki. (2006). Breeding ecology and nesting habitat associations of five marsh bird species in western New York. *Waterbirds*. 29: 427-436.
- Lynch, J.F. (1995). Effects of point count duration, time-of-day, and aural stimuli on detectability of migratory and resident bird species in Quintana Roo, Mexico. USDA Forest Service General Technical Report. Pacific Southwest Research Station, Albany, Californie, États-Unis.
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B. et J. Chen. (2010). Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*. 30: 15-27.
- Ma, Z., Gan, X., Cai, Y., Chen, J. et B. Li. (2011). Effects of exotic *Spartina alterniflora* on the habitat patch associations of breeding saltmarsh birds at Chongming Dongtan in the Yangtze River estuary, China. *Biological Invasions*. 13: 1673-1686.
- Ma, Z., Wang, Y., Gan, X., Li, B., Cai, Y. et J. Chen. (2009). Waterbird population changes in the wetlands at Chongming Dongtan in the Yangtze River estuary, China. *Environmental Management*. 43: 1187-1200.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. et F.A. Bazzaz. (2000). Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*. 10: 689-710.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Hines, J.E., Knutson, M.G. et A.B. Franklin. (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*. 84: 2200-2207.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. et J.E. Hines. (2006). *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press. Burlington, Massachusetts, États-Unis. 324 pages.
- Maddox, J.D. et R.N. Wiedenmann. (2005). Nesting of birds in wetlands containing purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) and cattail (*Typha* spp.). *Natural Areas Journal*. 25: 369-373.
- Mal, T.K., Lovett-Doust, J. et L. Lovett-Doust. (1997). Time-dependent competitive displacement of *Typha angustifolia* by *Lythrum salicaria*. *Oikos*. 79: 26-33.
- Margalef, D.R. (1958). Information theory in ecology. *General Systems*. 3: 36-71.

- Mazerolle, M.J. (2012). AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c) (Version 1.24). *R Foundation for Statistical Computing*, <http://www.cran.r-project.org/package=AICcmodavg> (consulté le 10 octobre 2012).
- McCormick, M.K., Kettenring, K.M., Baron, H.M. et D.F. Whigham. (2010). Extent and reproductive mechanisms of *Phragmites australis* spread in brackish wetlands in Chesapeake Bay, Maryland (USA). *Wetlands*. 30: 67-74.
- McGlynn, C.A. (2006). *The effects of two invasive plants on native communities in Hudson River freshwater tidal wetlands*. Thèse de doctorat. Stony Brook University, Stony Brook, New York, États-Unis. 218 pages.
- Merritt, R.W. et K.W. Cummins, coordonnateurs. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3^e édition. Kendall/Hunt Publishing Company, Berkeley, Californie, États-Unis. 867 pages.
- Meyer, S.W. (2003). *Comparative use of Phragmites australis and other habitats by birds, amphibians, and small mammals at Long Point, Ontario*. Mémoire de maîtrise. University of Western Ontario, London, Ontario, Canada. 127 pages.
- Meyer, S.W., Badzinski, S.S., Petrie, S.A. et C.D. Ankney. (2010). Seasonal abundance and species richness of birds in common reed habitats in Lake Erie. *Journal of Wildlife Management*. 74: 1559-1567.
- Meyerson, L.A., Saltonstall, K., Windham, L., Kiviat, E. et S. Findlay. (2000). A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*. 8: 89-103.
- Millot, G. (2009). *Comprendre et réaliser les tests statistiques avec R: manuel de biostatistique*. 2^e édition. Éditions De Boeck, Bruxelles, Belgique. 767 pages.
- Mills, E.L., Leach, J.H., Carlton, J.T. et C.L. Secor. (1993). Exotic species in the Great Lakes: A history of biotic crises and anthropogenic introductions. *Journal of Great Lakes Research*. 19: 1-54.
- Mortsch, L., Hengeveld, H., Lister, M., Lofgren, B., Quinn, F., Slivitzky, M. et L. Wenger. (2000). Climate change impacts on the hydrology of the Great Lakes - St. Lawrence system. *Canadian Water Resources Journal*. 25: 153-179.
- Murkin, H.R., Kaminski, R.M. et R.D. Titman. (1982). Responses by dabbling ducks and aquatic invertebrates to an experimentally manipulated cattail marsh. *Canadian Journal of Zoology*. 60: 2324-2332.
- Murkin, H.R., Murkin, E.J. et J.P. Ball. (1997). Avian habitat selection and prairie wetland dynamics: A 10-year experiment. *Ecological Applications*. 7: 1144-1159.
- Naiman, R.J., Magnuson, J.J., McKnight, D.M., Stanford, J.A. et J.R. Karr. (1995). Freshwater ecosystems and their management: A national initiative. *Science*. 270: 584-585.
- Nordby, J.C., Cohen, A.N. et S.R. Beissinger. (2009). Effects of a habitat-altering invader on nesting sparrows: An ecological trap? *Biological Invasions*. 11: 565-575.
- Nott, M.P., Bass, O.L.J., Jr., Fleming, D.M., Killeffer, S.E., Fraley, N., Manne, L., Curnutt, J.L., Brooks, T.M., Powell, R. et S.L. Pimm. (1998). Water levels, rapid vegetational changes, and the endangered Cape Sable seaside-sparrow. *Animal Conservation*. 1: 23-32.
- Nudds, T.D. et J.N. Bowlby. (1984). Predator - prey size relationships in North American dabbling ducks. *Canadian Journal of Zoology*. 62: 2002-2008.
- Orians, G.H. et J.F. Wittenberger. (1991). Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist*. 137: S29-S49.

- Orson, R.A. (1999). A paleoecological assessment of *Phragmites australis* in New England tidal marshes: changes in plant community structure during the last few millennia. *Biological Invasions*. 1: 149-158.
- Orson, R.A., Warren, R.S. et W.A. Niering. (1987). Development of a tidal marsh in a New England river valley. *Estuaries*. 10: 20-27.
- Osgood, D.T., Yozzo, D.J., Chambers, R.M., Jacobson, D., Hoffman, T. et J. Wnek. (2003). Tidal hydrology and habitat utilization by resident nekton in *Phragmites* and non-*Phragmites* marshes. *Estuaries*. 26: 522-533.
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E. et L. Goldwasser. (1999). Impact: Toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*. 1: 3-19.
- Parsons, K.C. (2003). Reproductive success of wading birds using *Phragmites* marsh and upland nesting habitats. *Estuaries*. 26: 596-601.
- Paxton, B.J. (2007). Potential impact of common reed expansion on threatened high-marsh bird communities on the seaside: Breeding bird surveys of selected high-marsh patches. Center for Conservation Biology Technical Report Series. College of William and Mary, Williamsburg, Virginie, États-Unis. 19 pages.
- Perez, A. (2011). *Le roseau commun (Phragmites australis) influence-t-il la composition spécifique et le développement larvaire d'amphibiens?*. Mémoire de maîtrise. Université de Montréal, Montréal, Québec, Canada. 108 pages.
- Picman, J. (1984). Experimental study on the role of intra- and inter-specific competition in the evolution of nest-destroying behavior in marsh wrens. *Canadian Journal of Zoology*. 62: 2353-2356.
- Picman, J. (1988). Experimental study of predation on eggs of ground-nesting birds: Effects of habitat and nest distribution. *Condor*. 90: 124-131.
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L. et T.M. Brooks. (1995). The future of biodiversity. *Science*. 269: 347-350.
- Poulin, B., Lefebvre, G. et R. Mathevet. (2005). Habitat selection by booming bitterns *Botaurus stellaris* in French Mediterranean reed-beds. *Oryx*. 39: 265-274.
- Poulin, B., Lefebvre, G. et A. Mauchamp. (2002). Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation*. 107: 315-325.
- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing (Version 2.12.2). *R Foundation for Statistical Computing*, <http://www.cran.r-project.org/> (consulté le 20 octobre 2012).
- Ralph, C.J., Droege, S. et J.R. Sauer. (1995). Managing and monitoring birds using point counts: Standards and applications. USDA Forest Service General Technical Report. Pacific Southwest Research Station, Albany, Californie, États-Unis.
- Rehm, E.M. et G.A. Baldassarre. (2007). The influence of interspersions on marsh bird abundance in New York. *Wilson Journal of Ornithology*. 119: 648-654.
- Richardson, D.M. et P. Pyšek. (2008). Fifty years of invasion ecology: The legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions*. 14: 161-168.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. et C.J. West. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions*. 6: 93-107.
- Rodgers, J.A., Jr. (1983). Foraging behavior of seven species of herons in Tampa Bay, Florida. *Colonial Waterbirds*. 6: 11-23.

- Rooth, J.E., Stevenson, J.C. et J.C. Cornwell. (2003). Increased sediment accretion rates following invasion by *Phragmites australis*: The role of litter. *Estuaries*. 26: 475-483.
- Roth, R.R. (1976). Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology*. 57: 773-782.
- Saltonstall, K. (2002). Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 99: 2445-2449.
- Scheiman, D.M., Bollinger, E.K. et D.H. Johnson. (2003). Effects of leafy spurge infestation on grassland birds. *Journal of Wildlife Management*. 67: 115-121.
- Schlossberg, S. et D.I. King. (2010). Effects of invasive woody plants on avian nest site selection and nesting success in shrublands. *Animal Conservation*. 13: 286-293.
- Schooler, S.S., McEvoy, P.B. et E.M. Coombs. (2006). Negative per capita effects of purple loosestrife and reed canary grass on plant diversity of wetland communities. *Diversity and Distributions*. 12: 351-363.
- Schummer, M.L., Palframan, J. et E. McNaughton. (2012). Comparisons of bird, aquatic macroinvertebrate, and plant communities among dredged ponds and natural wetland habitats at Long Point, Lake Erie, Ontario. *Wetlands*. 32: 945-953.
- Service canadien de la faune. (2010). Projet Wildspace. Région de l'Ontario, Service canadien de la faune, Environnement Canada. <http://wildspace.ec.gc.ca/> (consulté le 15 mai 2010).
- Shirley, S. (2004). The influence of habitat diversity and structure on bird use of riparian buffer strips in coastal forests of British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*. 34: 1499-1510.
- Stewart, R.E. (1953). A life history study of the yellow-throat. *Wilson Bulletin*. 65: 99-115.
- Sutherland, W.J., Newton, I. et R.E. Green, coordonnateurs (2004). *Bird ecology and conservation: A handbook of techniques*. Oxford University Press. New York, New York, États-Unis. 386 pages.
- Swanson, G.A., Meyer, M.I. et V.A. Adomaitis. (1985). Foods consumed by breeding mallards on wetlands of south-central North Dakota. *Journal of Wildlife Management*. 49: 197-203.
- Swanson, G.A., Meyer, M.I. et J.R. Serie. (1974). Feeding ecology of breeding blue-winged teals. *Journal of Wildlife Management*. 38: 396-407.
- Talley, T.S. et L.A. Levin. (2001). Modification of sediments and macrofauna by an invasive marsh plant. *Biological Invasions*. 3: 51-68.
- Tarr, T.L., Baber, M.J. et K.J. Babbitt. (2005). Macroinvertebrate community structure across a wetland hydroperiod gradient in southern New Hampshire, USA. *Wetlands Ecology and Management*. 13: 321-334.
- Teal, J.M. et S. Peterson. (2005). The interaction between science and policy in the control of *Phragmites* in oligohaline marshes of Delaware Bay. *Restoration Ecology*. 13: 223-227.
- Tozer, D.C., Abraham, K.F. et E. Nol. (2006). Improving the accuracy of counts of wetland breeding birds at the point scale. *Wetlands*. 26: 518-527.
- Tozer, D.C., Nol, E. et K.F. Abraham. (2010). Effects of local and landscape-scale habitat variables on abundance and reproductive success of wetland birds. *Wetlands Ecology and Management*. 18: 679-693.
- Trocki, C.L. et P.W.C. Paton. (2006). Assessing habitat selection by foraging egrets in salt marshes at multiple spatial scales. *Wetlands*. 26: 307-312.

- Tulbure, M.G., Johnston, C.A. et D.L. Auger. (2007). Rapide invasion of a Great Lakes coastal wetland by non-native *Phragmites australis* and *Typha*. *Journal of Great Lakes Research*. 33 (S3): 269-279.
- Turner, R.E. et R.S. Warren. (2003). Valuation of continuous and intermittent *Phragmites* control. *Estuaries*. 26 (2b): 618-623.
- van den Wyngaert, I.J.J., Wienk, L.D., Sollie, S., Bobbink, R. et J.T.A. Verhoeven. (2003). Long-term effects of yearly grazing by moulting Greylag geese (*Anser anser*) on reed (*Phragmites australis*) growth and nutrient dynamics. *Aquatic Botany*. 75: 229-248.
- van der Wal, R., Truscott, A.-M., Pearce, I.S.K., Cole, L., Harris, M.P. et S. Wanless. (2008). Multiple anthropogenic changes cause biodiversity loss through plant invasion. *Global Change Biology*. 14: 1428-1436.
- Verner, J. (1965). Breeding biology of the long-billed marsh wren. *Condor*. 67: 6-30.
- Verner, J. et G.H. Engelsen. (1970). Territories, multiple nest building, and polygyny in the Long-billed Marsh Wren. *Auk*. 87: 557-567.
- Vitz, A.C. et A.D. Rodewald. (2007). Vegetative and fruit resources as determinants of habitat use by mature-forest birds during the postbreeding period. *Auk*. 124: 494-507.
- Warren, R.S., Fell, P.E., Grimsby, J.L., Buck, E.L., Rilling, G.C. et R.A. Fertik. (2001). Rates, patterns, and impacts of *Phragmites australis* expansion and effects of experimental *Phragmites* control on vegetation, macroinvertebrates, and fish within tidelands of the lower Connecticut River. *Estuaries*. 24: 90-107.
- Webb, E.B., Smith, L.M., Vrtiska, M.P. et T.G. Lagrange. (2010). Effects of local and landscape variables on wetland bird habitat use during migration through the rainwater basin. *Journal of Wildlife Management*. 74: 109-119.
- Weller, M.W. (1994). Bird-habitat relationships in a Texas estuarine marsh during summer. *Wetlands*. 14: 293-300.
- Wells, A.W., Nieder, W.C., Swift, B.L., O'Connor, K.A. et C.A. Weiss. (2008). Temporal changes in the breeding bird community at four Hudson River tidal marshes. *Journal of Coastal Research*. 55: 221-235.
- Whitt, M.B., Prince, H.H. et R.R. Cox, Jr. (1999). Avian use of purple loosestrife dominated habitat relative to other vegetation types in a Lake Huron wetland complex. *Wilson Bulletin*. 111: 105-114.
- Whyte, R.S., Trexel-Kroll, D., Klarer, D.M., Shields, R. et D.A. Francko. (2008). The invasion and spread of *Phragmites australis* during a period of low water in a Lake Erie coastal wetland. *Journal of Coastal Research*. 55: 111-120.
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A. et E. Losos. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*. 48: 607-615.
- Wilcox, K.L., Petrie, S.A., Maynard, L.A. et S.W. Meyer. (2003). Historical distribution and abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*. 29: 664-680.
- Wilkinson, D.M. (2004). The long history of the biotic homogenization concept. *Trends in Ecology and Evolution*. 19: 282-283.
- Willson, M.F. (1967). Notes on the interspecific behavioral relationships of marsh-nesting passerines. *Auk*. 84: 118-120.

- Wilson, S.D. et J.W. Belcher. (1989). Plant and bird communities of native prairie and introduced Eurasian vegetation in Manitoba, Canada. *Conservation Biology*. 3: 39-44.
- Windham, L. et R.G. Lathrop, Jr. (1999). Effects of *Phragmites australis* (common reed) invasion on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh of the Mullica River, New Jersey. *Estuaries*. 22: 927-935.
- Zacheis, A., Hupp, J.W. et R.W. Ruess. (2001). Effects of migratory geese on plant communities of an Alaskan salt marsh. *Journal of Ecology*. 89: 57-71.
- Zedler, J.B. et S. Kercher. (2004). Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 23: 431-452.

Annexes

Annexe 1.1 Répartition des sites d'échantillonnage et nombre de visites effectuées pour les inventaires visuels et auditifs d'oiseaux dans des marais d'eau douce du sud du Québec en 2009 et 2010.

Marais	Inventaires visuels			Inventaires par point d'écoute				
	Superficie visible (ha)	Visites (n)		Points d'écoute (numéro)	Coordonnées géographiques	Végétation	Visites (n)	
		2009	2010				2009	2010
Digue aux Aigrettes	42	4	5	AA-1	N45°02'44.8" W075°26'52.5"	Basse	3	5
				AA-2	N45°02'51.9" W075°27'02.9"	Basse	4	5
				AA-3	N45°02'47.1" W075°26'14.4"	Basse	4	4
				AA-4	N45°02'25.5" W075°27'01.9"	Basse	4	5
Beauharnois 1	26	5	5	A1-1	N45°16'08.3" W073°55'43.0"	Roseau	5	5
				A1-2	N45°16'02.1" W073°55'36.7"	Roseau	5	5
				AH1-1	N45°16'08.7" W073°55'31.7"	Basse	3	2
				AH1-2	N45°16'13.5" W073°55'23.8"	Basse	3	2
Beauharnois 2	41	5	5	A2-1	N45°15'42.7" W073°56'06.2"	Roseau	5	5
				A2-2	N45°15'51.4" W073°55'59.2"	Roseau	5	5
				A2-3	N45°15'53.0" W073°55'42.8"	Roseau	5	5
				A2-4	N45°15'46.1" W073°55'49.3"	Roseau	5	5
				AH2-1	N45°15'59.0" W073°55'47.1"	Basse	5	5
Beauharnois 3	-	-	-	A3-1	N45°14'57.3" W075°56'37.4"	Roseau	-	5
				AH3-1	N45°15'04.7" W075°56'30.8"	Quenouilles	-	5
Beauharnois 4	44	5	5	A6-1	N45°16'44.9" W073°57'50.3"	Roseau	4	5
				A6-2	N45°16'13.4" W073°57'25.8"	Roseau	4	5
				A6-3	N45°16'26.2" W073°57'14.4"	Roseau	4	5
				A6-4	N45°16'21.9" W073°57'22.6"	Roseau	4	5
				AH6-1	N45°16'30.9" W073°57'27.1"	Basse	4	5
				AH6-2	N45°16'25.7" W073°57'35.0"	Quenouilles	2	4
Îles de Boucherville	-	-	-	AB-1	N45°35'41.2" W073°29'17.7"	Roseau	-	5
				AB-2	N45°35'48.7" W073°29'14.7"	Roseau	-	5
				AB-3	N45°35'57.7" W073°29'07.4"	Roseau	-	5
				AB-4	N45°36'07.5" W073°29'05.4"	Roseau	-	5
				ABH-1	N45°36'21.6" W073°29'04.7"	Quenouilles	-	4
Thurso	45	5	5	AT-1	N45°35'33.2" W075°13'59.8"	Quenouilles	4	4
				AT-3	N45°35'28.3" W075°13'46.8"	Basse	4	4
				AT-4	N45°35'40.2" W075°13'45.4"	Basse	4	5
				AT-5	N45°35'42.4" W075°13'34.0"	Quenouilles	4	5
				AT-6	N45°35'31.2" W075°13'32.7"	Basse	4	5
				AT-7	N45°35'30.2" W075°13'21.2"	Basse	4	4
				AT-8	N45°35'33.4" W075°13'09.7"	Basse	4	5
				AY-1	N45°23'19.1" W073°45'11.4"	Quenouilles	1	5
Marguerite-d'Youville	16	1	5	AY-2	N45°23'18.4" W073°45'20.6"	Quenouilles	1	5
				AY-3	N45°23'07.7" W075°45'10.1"	Quenouilles	1	5

Annexe 1.2 Sélection de modèles d’occupation de sites en terme de présence / absence pour les espèces d’oiseau inventoriées en 2009 et 2010 dans huit marais d’eau douce du sud du Québec en fonction de la végétation dominante (Vege), de la profondeur moyenne d’eau à chaque année (Prof), du pourcentage d’eau libre (Peaul) et de la présence d’eau au-dessus de la surface du sol (Surf), ainsi que des interactions (*) entre ces variables et chacune des espèces recensées (Variable*Sp). La variable «.» réfère à l’ordonnée à l’origine. Le c-chapeau est fixé à 1 et on présente pour chaque modèle les variables retenues pour les probabilités d’occupation (ψ) et de détection (p), le nombre de paramètres dans le modèle (k), la variation d’AIC_c par rapport au meilleur modèle (Δ AIC_c) et le poids du modèle (ω AIC_c). On présente uniquement les meilleurs modèles (ceux présentant un Δ AIC_c < 4). Les points d’écoute ont été visités au maximum 5 fois par année pour un total de 109 visites en 2009 et 168 visites en 2010.

Oiseaux	Année	Variables indépendantes		k	Δ AIC _c	ω AIC _c
		ψ	p			
Passereaux généralistes	2009	Prof	Sp	11	0,00	0,99
	2010	Prof	.	7	0,00	0,98
Passereaux spécialistes†	2009	Peaul*Sp	.	7	0,00	0,89
	2010	Peaul*Sp	.	7	0,00	0,36
		Prof*Sp	.	7	0,02	0,35
		Peaul*Sp	Sp	9	0,43	0,29
Rallidés	2009	Vege	Sp	8	0,00	0,50
		Surf	Sp	7	0,40	0,41
		Peaul*Sp	Sp	9	3,34	0,09
	2010	Prof	Sp	7	0,00	0,55
		Surf	Sp	7	0,55	0,42

†Pour l’année 2010, l’analyse est basée sur le QAICc pour les passereaux spécialistes avec un c-chapeau de 2,080.

Annexe 1.3 Sélection de modèles linéaires mixtes avec le point d'écoute et le marais en effet aléatoire pour l'abondance totale (transformation $\log(x+1)$), la richesse et la diversité (indice de Shannon) d'oiseaux inventoriés en 2009 et 2010 dans huit marais d'eau douce du sud du Québec. Les variables explicatives sont : la végétation dominante (Vege), la profondeur moyenne d'eau à chaque année (Prof), le pourcentage d'eau libre (Peaul) et la présence d'eau au-dessus de la surface du sol (Surf), et la période du dénombrement (Periode). La variable «Nul» réfère au modèle nul, soit seulement l'ordonnée à l'origine avec l'effet aléatoire. Pour chaque modèle, on présente les variables explicatives retenues, le nombre de paramètres dans le modèle (k), la variation d'AIC_c par rapport au meilleur modèle (ΔAIC_c) et le poids du modèle (ωAIC_c). On présente uniquement les meilleurs modèles (ceux présentant un $\Delta AIC_c < 4$). Les degrés de liberté étant déterminés à partir de la méthode de Kenward-Roger.

Variabes expliquées	Année	N	Variabes explicatives	k	ΔAIC_c	ωAIC_c
Abondance totale	2009	109	Vege*Periode	7	0,00	0,20
			Periode+Surf	6	0,27	0,18
			Periode+Prof	6	0,39	0,17
			Periode+Peaul	6	1,48	0,10
			Surf	5	1,68	0,09
			Prof	5	1,73	0,09
			Periode	5	2,15	0,07
			Peaul	5	3,10	0,04
			Nul	4	3,31	0,04
				2010	168	Periode+Surf
Periode+Prof	6	0,53				0,41
Richesse	2009	109	Periode	5	0,00	0,34
			Periode+Surf	6	1,23	0,18
			Periode+Prof	6	1,47	0,16
			Periode+Peaul	6	1,90	0,13
			Vege*Periode	7	2,90	0,08
	2010	168	Periode	5	0,00	0,23
			Periode+Peaul	6	0,84	0,15
			Nul	4	1,46	0,11
			Periode+Prof	6	1,81	0,09
			Peaul	5	1,91	0,09
			Periode+Surf	6	1,96	0,09
			Vege+Periode	7	2,25	0,07
			Prof	5	3,20	0,05
Diversité	2009	109	Periode	5	0,00	0,32
			Periode+Surf	6	1,62	0,14
			Periode+Prof	6	1,68	0,14
			Periode+Peaul	6	2,03	0,11
			Nul	4	2,75	0,08
			Vege+Periode	7	3,56	0,05
			Vege*Periode	7	3,71	0,05
	2010	168	Prof	5	0,00	0,17
			Surf	5	0,46	0,14
			Peaul	5	0,59	0,13
			Nul	4	1,11	0,10
			Periode+Prof	6	1,15	0,10
			Vege	6	1,18	0,10
			Periode+Surf	6	1,56	0,08
			Periode+Peaul	6	1,89	0,07
			Periode	5	2,12	0,06
			Vege+Periode	7	2,48	0,05

Annexe 1.4 Sélection de modèles linéaires mixtes généralisés sous une distribution de Poisson avec le point d'écoute et le marais en effet aléatoire, pour l'abondance d'espèces d'oiseaux chanteurs inventoriés en 2009 et 2010 dans huit marais d'eau douce du sud du Québec. Les variables explicatives sont : la végétation dominante (Vege), la profondeur moyenne d'eau à chaque année (Prof), le pourcentage d'eau libre (Peaul) et la présence d'eau au-dessus de la surface du sol (Surf), et la période d'inventaire (Periode). La variable «Nul» réfère au modèle nul, soit seulement l'ordonnée à l'origine avec l'effet aléatoire. Pour chaque modèle, on présente les variables explicatives retenues, le nombre de paramètres dans le modèle (k), la variation d'AIC_c par rapport au meilleur modèle (ΔAIC_c) et le poids du modèle (ωAIC_c). On présente uniquement les meilleurs modèles (soit ceux présentant un $\Delta AIC_c < 4$).

Espèce	Année	n	Variables explicatives	k	ΔAIC_c	ωAIC_c
Carouge à épaulettes (<i>Agelaius phoeniceus</i>)	2009	537	Nul	4	0,00	0,19
			Peaul	5	0,41	0,16
			Prof	5	0,41	0,16
			Surf	5	1,00	0,12
			Periode	5	1,79	0,08
			Periode+Peaul	6	2,03	0,07
			Vege	6	2,09	0,07
			Periode+Prof	6	2,18	0,06
			Periode+Surf	6	2,75	0,05
			2010	536	Periode+Prof	6
Periode+Surf	6	0,19			0,24	
Periode	5	0,60			0,20	
Periode+Peaul	6	1,83			0,11	
Vege+Periode	7	3,36			0,05	
Paruline jaune (<i>Dendroica petechia</i>)	2010	60	Vege+Periode	6	0,00	0,31
			Periode+Prof	5	0,29	0,26
			Vege* Periode	6	0,60	0,23
			Vege	5	2,49	0,09
			Prof	4	3,01	0,07
Quiscale bronzé (<i>Quiscalus quiscula</i>)	2009	86	Periode	4	0,00	0,36
			Vege+Periode	6	1,59	0,16
			Periode+Peaul	5	1,79	0,15
			Periode+Prof	5	1,80	0,15
			Periode+Surf	5	2,08	0,13
	2010	52	Periode	4	0,00	0,29
			Periode+Peaul	5	0,47	0,23
			Periode+Surf	5	1,64	0,13
			Periode+Prof	5	2,05	0,10
			Vege+Periode	6	2,20	0,10
Bruant des marais (<i>Melospiza georgiana</i>)	2009	82	Periode+Peaul	5	0,00	0,74
			Periode+Prof	5	3,66	0,12
	2010	129	Peaul	4	0,00	0,54
			Periode+Peaul	5	0,34	0,46
Paruline masquée (<i>Geothlypis trichas</i>)	2010	64	Prof	4	0,00	0,69
			Periode+Prof	5	2,05	0,25
Troglydote des marais (<i>Cistothorus palustris</i>)	2009	105	Vege*Periode	6	0,00	0,99
	2010	151	Periode+Prof	5	0,00	0,52
			Vege*Periode	6	1,29	0,28
Râle de Virginie (<i>Rallus limicola</i>)	2009	60	Peaul	4	0,00	0,56
			Periode+Peaul	5	2,14	0,19
	2010	55	Surf	4	0,00	0,42
			Prof	4	0,66	0,30
			Periode+Surf	5	1,98	0,16
			Periode+Prof	5	2,64	0,11

Annexe 1.5 Nombre d'individus observés pour chaque espèce ou groupe d'espèces lors des dénombrements visuels réalisés à partir de points fixes dans six marais du sud du Québec (trois envahis par le Roseau commun et trois non envahis) entre le 22 mai et le 24 juillet 2009 et entre le 5 mai et le 26 juillet 2010. Un marais a été visité d'une à cinq reprises au cours d'une année d'échantillonnage. Les oiseaux aquatiques incluent les dix familles suivantes : alcédinidés, anatidés, ardéidés, charadriidés, gaviidés, gruidés, laridés, phalacrocoracidés, podicipédidés, rallidés et scolopacidés.

Oiseaux		Marais envahis		Marais non envahis		Total	
		2009	2010	2009	2010	2009	2010
<i>Nombre de visites</i>		16	15	10	14	26	29
<i>Oiseaux aquatiques</i>		1 039	2 718	496	1 282	1 535	4 000
<i>Alcédinidés</i>		0	0	5	4	5	4
Martin-Pêcheur	<i>Megaceryle alcyon</i>	0	0	5	4	5	4
<i>Anatidés</i>		619	2 276	326	1 076	945	3 352
Bernache du Canada	<i>Branta canadensis</i>	76	1 569	85	712	161	2 281
Canard d'Amérique	<i>Anas americana</i>	16	3	0	0	16	3
Canard branchu	<i>Aix sponsa</i>	195	180	63	185	258	365
Canard chipeau	<i>Anas strepera</i>	17	11	1	0	18	11
Canard colvert	<i>Anas platyrhynchos</i>	264	393	174	176	438	569
Canard souchet	<i>Anas clypeata</i>	4	2	0	0	4	2
Fuligule à collier	<i>Aythya collaris</i>	40	37	0	3	40	40
Fuligule à tête rouge	<i>Aythya americana</i>	0	10	0	0	0	10
Oie des neiges	<i>Chen caerulescens</i>	2	26	0	0	2	26
Sarcelle à ailes bleues	<i>Anas discors</i>	5	0	3	0	8	0
Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i>	0	45	0	0	0	45
<i>Ardéidés</i>		70	133	75	59	145	192
Bihoreau gris	<i>Nycticorax nycticorax</i>	11	13	3	5	14	18
Butor d'Amérique	<i>Botaurus lentiginosus</i>	5	6	6	9	11	15
Grand Héron	<i>Ardea herodias</i>	41	69	26	27	67	96
Grande Aigrette	<i>Ardea alba</i>	12	45	36	16	48	61
Héron vert	<i>Butorides virescens</i>	0	0	4	2	4	2
Petit blongios	<i>Ixobrychus exilis</i>	1	0	0	0	1	0
<i>Charadriidés</i>		0	0	7	0	7	0
Pluvier kildir	<i>Charadrius vociferus</i>	0	0	7	0	7	0
<i>Gaviidés</i>		0	0	0	4	0	4
Plongeon huard	<i>Gavia immer</i>	0	0	0	4	0	4
<i>Gruidés</i>		0	1	8	12	8	13
Grue du Canada	<i>Grus canadensis</i>	0	1	8	12	8	13
<i>Laridés</i>		180	140	39	63	219	203
Goéland à bec cerclé	<i>Larus delawarensis</i>	3	16	5	6	8	22
Guifette noire	<i>Chlidonias niger</i>	53	63	33	52	86	115
Sterne pierregarin	<i>Sterna hirundo</i>	124	61	1	5	125	66
<i>Phalacrocoracidés</i>		3	1	2	0	5	1
Cormoran à aigrettes	<i>Phalacrocorax auritus</i>	3	1	2	0	5	1
<i>Podicipédidés</i>		135	120	14	30	149	150
Grèbe à bec bigarré	<i>Podilymbus podiceps</i>	135	120	14	30	149	150
<i>Rallidés</i>		26	37	6	7	32	44
Foulque d'Amérique	<i>Fulica americana</i>	2	0	0	0	2	0
Gallinule d'Amérique	<i>Gallinula galeata</i>	23	37	6	7	29	44
Râle de Virginie	<i>Rallus limicola</i>	1	0	0	0	1	0
<i>Scolopacidés</i>		6	10	14	27	20	37
Bécasseau minuscule	<i>Calidris minutilla</i>	2	8	8	18	10	26
Bécasseau variable	<i>Calidris alpina</i>	0	1	0	0	0	1
Bécassine de Wilson	<i>Gallinago delicata</i>	0	0	3	9	3	9
Chevalier grivelé	<i>Actitis macularius</i>	4	1	3	0	7	1

Annexe 1.6 Sélection de modèles linéaires mixtes avec le marais en effet aléatoire pour l'abondance totale des oiseaux aquatiques et celle des anatidés et des ardéidés (avec transformation $\log(x+1)$), ainsi que pour la richesse et la diversité (indice de Shannon) de ces oiseaux dénombrés visuellement en 2009 et 2010 dans six marais d'eau douce du sud du Québec envahis ou pas par le Roseau commun (Ros) selon la période d'inventaire (Periode). La variable «Nul» réfère au modèle nul, soit seulement l'ordonnée à l'origine avec l'effet aléatoire. Pour chaque modèle, on présente les variables explicatives retenues, le nombre de paramètres dans le modèle (k), la variation d'AIC_c par rapport au meilleur modèle (ΔAIC_c) et le poids du modèle (ωAIC_c). On présente uniquement les meilleurs modèles (ceux présentant un $\Delta AIC_c < 4$). Les degrés de liberté étant déterminés à partir de la méthode de Kenward-Roger.

Variabes expliquées	Année	Variabes explicatives	k	ΔAIC_c	ωAIC_c		
Abondance totale	2009	Nul	3	0,00	0,55		
		Ros	4	2,26	0,18		
		Periode	4	2,30	0,17		
	2010	Periode	4	0,00	0,43		
		Ros+Periode	5	0,74	0,30		
		Ros*Periode	6	0,97	0,26		
Abondance d'anatidés	2009	Nul	3	0,00	0,54		
		Ros	4	2,24	0,18		
		Periode	4	2,26	0,18		
	2010	Periode	4	0,00	0,52		
		Ros+Periode	5	1,35	0,26		
		Ros*Periode	3	1,91	0,20		
Abondance d'ardéidés	2009	Nul	3	0,00	0,48		
		Ros	4	1,54	0,22		
		Periode	4	2,25	0,15		
		Ros*Periode	5	3,51	0,08		
		Ros+Periode	5	3,89	0,07		
	2010	Nul	3	0,00	0,26		
		Periode	4	0,36	0,22		
		Ros*Periode	5	0,54	0,20		
		Ros	4	0,64	0,19		
		Ros+Periode	5	1,21	0,14		
		Richesse	2009	Nul	3	0,00	0,44
				Periode	4	1,45	0,21
Ros	4			1,60	0,20		
Ros+Periode	5			3,21	0,09		
Ros*Periode	5			3,70	0,07		
2010	Nul		3	0,00	0,41		
Ros	4	0,97	0,25				
Periode	4	1,92	0,16				
Ros+Periode	5	2,97	0,09				
Ros*Periode	5	3,18	0,08				
Diversité	2009	Ros+Periode	5	0,00	0,37		
		Periode	4	1,04	0,22		
		Ros	4	1,16	0,21		
		Nul	3	2,07	0,13		
		Ros*Periode	5	3,24	0,07		
	2010	Periode	4	0,00	0,51		
		Ros+Periode	5	2,01	0,19		
		Ros*Periode	3	2,11	0,18		
		Nul	6	3,51	0,09		

Annexe 2.1 Listes des classes, ordres et familles d'invertébrés capturés à partir des pièges à activité déployés dans deux marais d'eau douce du sud du Québec et leur abondance lors de l'été 2010.

Classe	Ordre	Famille	Nombre total de captures
Arachnida	Actinedida	Familles d'Hydracarina non identifiées	249
Branchiopoda	Diplostraca	Familles de Cladocera non identifiées	1345
Clitellata	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	25
Collembola	Entomobryomorpha	Isotomidae	10
Copepoda	Copepoda non identifié		3859
Gasteropoda	Pulmonata	Limnaeidae	59
		Planorbidae	34
Insecta	Coleoptera	Chrysomelidae	1
		Curculionidae	2
		Cylindrotomidae	1
		Dytiscidae	209
		Haliplidae	58
		Hydraenidae	1
		Hydrophilidae	15
		Elmidae	4
		Noteridae	2
		Diptera	Ceratopogonidae
	Chironomidae		205
	Culicidae		4
	Dixidae		1
	Ephydriidae		3
	Psychodidae		1
	Stratiomyidae		2
	Tabanidae		1
	Tipulidae		1
	Ephemeroptera		Baetidae
		Caenidae	18
		Ephemerellidae	8
		Heptageniidae	1
		Leptophlebiidae	14
		Neophemeridae	51
	Hemiptera	Corixidae	154
		Mesovellidae	11
		Naucoridae	1
Notonectidae		13	
Pleidae		309	
Veliidae		37	
Odonata	Coenagriidae	2	
	Coenagrionidae	2	
	Gomphidae	1	
	Lestidae	3	
Trichoptera	Brachycentridae	1	
	Leptoceridae	4	
Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	198
	Isopoda	Asellidae	60
Ostracoda	Ostracoda non identifié		1317

Annexe 2.2 Sélection de modèles linéaires mixtes pour l'effet de variables indépendantes sur la biomasse de différents groupes d'invertébrés capturés à l'été 2010 à l'aide de pièges à activité dans deux marais d'eau douce du sud du Québec avec la station d'échantillonnage en effet aléatoire ($n_{\text{échantillons}} = 38$). Les variables explicatives sont : 1) le marais échantillonné (marais 1 ou 2), 2) le jour julien (JJ) et 3) l'habitat (avec les roselières comme habitats de référence). La variable «Nul» réfère au modèle nul, soit seulement l'ordonnée à l'origine avec l'effet aléatoire. Pour chaque modèle, on présente les variables explicatives retenues, le nombre de paramètres dans le modèle (k), la variation d'AIC_c par rapport au meilleur modèle (ΔAIC_c) et le poids du modèle (ωAIC_c). On présente uniquement les meilleurs modèles (ceux présentant un $\Delta\text{AIC}_c < 4$). Les degrés de liberté étant déterminés à partir de la méthode de Kenward-Roger.

Variable	Familles	Variables	k	ΔAIC_c	ωAIC_c
Biomasse	Tous les invertébrés	Habitat + JJ	6	0,00	0,26
		Habitat	5	0,47	0,21
		Nul	3	1,64	0,12
		JJ	4	1,80	0,11
		Habitat * JJ	6	2,46	0,08
		Habitat + Marais	6	2,64	0,07
		Habitat + Marais + JJ	7	2,92	0,06
		Marais + JJ	5	3,99	0,04
	Dytiscidae	Marais + Habitat	6	0,00	0,49
		Marais + Habitat + JJ	7	0,05	0,48
	Pleidae	Habitat	5	0,00	0,19
		Habitat * JJ	6	0,00	0,19
		Marais + Habitat + JJ	7	0,44	0,16
		Marais + JJ	5	0,49	0,15
		Habitat + JJ	6	1,56	0,14
		Marais + Habitat	6	1,64	0,09
		Nul	4	2,13	0,08
	Gammaridae	Marais * JJ	5	0,00	0,31
		Nul	3	1,64	0,14
		Habitat	5	1,86	0,12
		Habitat + JJ	6	1,90	0,12
		JJ	4	2,38	0,09
		Marais + Habitat	6	2,69	0,08
		Marais	4	3,56	0,05
	Corixidae	Habitat * JJ	6	0,00	0,80
		Marais + Habitat + JJ	7	3,66	0,13
	Chironomidae	Nul	3	0,00	0,25
		Marais	4	0,39	0,21
		JJ	4	0,93	0,16
		Marais + Habitat	6	2,06	0,09
Marais + JJ		5	2,50	0,07	
Habitat		5	2,97	0,06	
Marais * JJ		5	3,22	0,05	

Annexe 2.3 Listes des ordres et familles d'insectes capturés à partir des pièges à émergence déployés dans deux marais d'eau douce du sud du Québec lors de l'été 2010.

Ordre	Famille	Nombre total de captures
Coleoptera	Anthicidae	1
	Curculionidae	1
	Lampyridae	1
	Scirtidae	21
	Staphylinidae	1
Diptera	Calliphoridae	2
	Chironomidae	241
	Culicidae	1
	Ephydriidae	3
	Limoniidae	17
	Muscidae	1
	Platystomatidae	1
	Scatophagidae	5
	Tabanidae	3
Ephemeroptera	Ephemerellidae	1
Hemiptera	Cicadellidae	1
Hymenoptera	Ceraphronidae	1
	Eurytomidae	1
	Formicidae	1
Trichoptera	Trichoptera non identifié	44

Annexe 2.4 Sélection de modèles linéaires mixtes pour l'effet de variables indépendantes sur la biomasse de différents groupes d'invertébrés capturés en 2010 à l'aide de piège à émergence, dans deux marais d'eau douce du sud du Québec avec la station d'échantillonnage en effet aléatoire ($n_{\text{échantillons}} = 38$). Les variables explicatives sont : 1) le marais échantillonné (marais 1 ou 2), 2) le jour julien (JJ) et 3) l'habitat (avec les roselières comme habitats de référence). La variable «Nul» réfère au modèle nul, soit seulement l'ordonnée à l'origine avec l'effet aléatoire. Pour chaque modèle, on présente les variables explicatives retenues, le nombre de paramètres dans le modèle (k), la variation d'AIC_c par rapport au meilleur modèle (ΔAIC_c) et le poids du modèle (ωAIC_c). On présente uniquement les meilleurs modèles (ceux présentant un $\Delta\text{AIC}_c < 4$). Les degrés de liberté étant déterminés à partir de la méthode de Kenward-Roger.

Variable	Ordre	Variation	k	ΔAIC_c	ωAIC_c
Biomasse	Tous les ordres	JJ	4	0,00	0,37
		Nul	3	1,70	0,16
		Marais + JJ	5	1,82	0,15
		Marais * JJ	5	1,83	0,15
		Habitat + JJ	6	3,84	0,05
	Diptera	JJ	4	0,00	0,32
		Nul	3	0,70	0,22
		Habitat * JJ	6	1,94	0,12
		Marais + JJ	5	2,31	0,10
		Marais * JJ	5	2,44	0,09
		Marais	4	2,90	0,07
	Trichoptera	Marais	4	0,00	0,27
		Nul	3	0,34	0,49
		JJ	4	1,84	0,66
		Marais + JJ	5	1,82	0,77
		Marais * JJ	5	1,89	0,87

