

Université de Montréal

Impacts des emprises de lignes électriques
sur la végétation des tourbières

par
Caroline Dubé

Département de sciences biologiques
Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures et postdoctorales
en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences (M. Sc.)
en sciences biologiques

Décembre 2009

© Caroline Dubé, 2009

Université de Montréal
Faculté des études supérieures et postdoctorales

Ce mémoire intitulé :
Impacts des emprises de lignes électriques
sur la végétation des tourbières

présenté par :
Caroline Dubé

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Jacques Brisson
président-rapporteur

Stéphanie Pellerin
directrice de recherche

Monique Poulin
codirectrice de recherche

Jacques Brodeur
membre du jury

Résumé

Les infrastructures linéaires sont reconnues pour faciliter la dispersion de plantes indésirables dans leur emprise et les habitats adjacents. Toutefois, les impacts des emprises de lignes électriques ont été peu étudiés, particulièrement en milieux humides. Cette étude a examiné la végétation des emprises de lignes électriques et de leurs habitats adjacents dans 23 tourbières ombrotrophes (bogs) et 11 minérotrophes (fens). Dans les fens, la dispersion des espèces indésirables est facilitée le long des emprises et certaines espèces peuvent se propager à plus de 43 m dans les habitats adjacents. Au contraire, ces infrastructures ne semblent pas favoriser la dispersion des espèces indésirables dans les bogs puisque leur présence était limitée à la marge des sites et était négligeable dans les habitats tourbeux adjacents. Finalement, les caractéristiques intrinsèques des tourbières, telles leur degré de minérotrophie (bog ou fen) et leur structure végétale (tourbière ouverte, semi-forestière ou forestière) semblent grandement influencer l’envahissement.

Mots clés : Bogs; Corridors; Effet de bordure; Espèces exotiques; Espèces envahissantes; Fens; Fragmentation; Infrastructures linéaires; Perturbations humaines.

Abstract

Linear infrastructures are known to facilitate the spread of undesirable plants within their right-of-way (ROW) as well as in adjacent habitats. However, the impacts of power-lines ROWs have been weakly studied, particularly in wetlands. This study examined the vegetation of 23 ombrotrophic (bogs) and 11 minerotrophic (fens) peatlands intersected by a power-line ROW. The results showed that the spread of undesirable species along the feature is possible in fens and that some of those species could disperse into the adjacent habitat to more than 43 m from the ROW. Inversely, those features seemed to be inefficient dispersal vectors in bogs, because undesirable species were restricted to the bog margin in the ROW, and almost none dispersed in the adjacent habitats. Finally, intrinsic characteristics of peatlands, such as their degree of minerotrophy (bog or fen) and their vegetation type (open, semiforested or wooded peatland) seem to be important factors influencing invasion.

Keywords : Anthropogenic disturbances; Bogs; Corridors; Edge effect; Exotic species; Fens; Fragmentation; Invasive species; Linear infrastructures.

Table des matières

Résumé.....	iii
Abstract	iv
Table des matières.....	v
Liste des tableaux.....	vii
Liste des figures	viii
Liste des annexes.....	ix
Remerciements.....	x
Chapitre 1 : Introduction générale.....	1
1.1 Espèces exotiques.....	1
1.1.1 Impacts des espèces exotiques sur la flore indigène et les écosystèmes.....	2
1.1.2 Mécanismes d’envahissement.....	3
1.1.3 Écosystèmes vulnérables à l’envahissement.....	5
1.2 Infrastructures linéaires.....	6
1.2.1 Facteurs favorisant l’établissement d’espèces exotiques envahissantes.....	7
1.2.2 Migration le long de l’infrastructure.....	9
1.2.3 Effet de bordure.....	9
1.3 Emprises de lignes électriques.....	11
1.3.1 Emprises de lignes électriques dans les milieux humides.....	12
1.3.2 Situation des lignes électriques au Québec.....	13
1.4 Objectifs de la maîtrise.....	15
1.5 Organisation du mémoire.....	15
Chapitre 2 : Do power-lines rights-of-way facilitate the spread of undesirable plants in bogs and fens?.....	17
2.1 Introduction.....	17
2.2 Material and methods.....	19
2.2.1 Study area and sites.....	19
2.2.2 Vegetation sampling.....	21
2.2.2.1 Power-line right-of-way transect.....	22
2.2.2.2 Perpendicular transects.....	23

2.2.3 Environmental variables	23
2.2.4 Landscape variables	25
2.2.5 Data analyses.....	26
2.2.5.1 Power-line right-of-way transect.....	27
2.2.5.2 Perpendicular transects	30
2.3 Results.....	31
2.3.1 Power-line right-of-way transect	31
2.3.1.1 Bogs	31
2.3.1.2 Fens	35
2.3.2 Perpendicular transects	39
2.3.2.1 Bogs	39
2.3.2.2 Fens	42
2.4 Discussion	43
2.5 Conclusion.....	49
Chapitre 3: Conclusion générale.....	51
Bibliographie.....	57
Annexes.....	xi

Liste des tableaux

Table I. Environmental and landscape variables sampled for each peatland and their abbreviation.....	24
Table II. Distance from the right-of-way (ROW) margin to plot 7 in power-line ROW transect for each peatland	28
Table III. Pearson (^P) and Spearman coefficients of correlation between the cover of vascular undesirable species and environmental and landscape variables in the power-line right-of-way transect of bogs ($n = 23$, except for the variable <i>maintenance</i> where $n = 22$) and fens ($n = 11$).....	34

Liste des figures

Figure 1. Location of the 23 bogs and 11 fens sampled, southern Québec, Canada.....	20
Figure 2. Position of transects and plots in studied peatlands.....	22
Figure 3. Mean percent cover of vascular undesirable species and their ratio to total vascular richness as a function of distance from the margin in the power-line right-of-way transect in bogs (n = 23) and fens (n = 11).....	33
Figure 4. Distribution of vascular undesirable species in power-lines rights-of-way intersecting a) bogs (n = 22) and b) fens (n = 11) according to an RDA ordination constrained by environmental and landscape variables.....	36
Figure 5. Mean percent cover of vascular undesirable species and their ratio to total vascular richness in the perpendicular transects as a function of distance from the right-of-way (ROW) edge in bogs (n = 23) and fens (n = 10).....	40
Figure 6. Ward's dendrogramms using vascular peatlands species (see Annexe 1 for codes) in bogs (n = 23) and fens (n = 11) and non-vascular species in fens.	41

Liste des annexes

Annexe 1. Nom, code et classification des espèces vasculaires échantillonnées dans 23 bogs et 11 fens du sud du Québec, Canada.....	xi
Annexe 2. Liste des espèces invasives recensées.....	xvi
Annexe 3. Liste des tourbières échantillonnées.....	xviii

Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier Stéphanie Pellerin, ma directrice de maîtrise, pour m'avoir proposé ce merveilleux sujet de maîtrise, m'avoir soutenue et encouragée à toutes les étapes de ce projet. Je la remercie également pour sa très grande disponibilité et son écoute toujours attentive.

Je tiens également à remercier Monique Poulin, ma co-directrice de maîtrise, bien que loin physiquement, elle m'a amenée à me questionner et à approfondir ma pensée. Je la remercie également pour son soutien, ses encouragements et ses nombreuses suggestions, ainsi que sa grande disponibilité vers la fin de ma maîtrise.

J'aimerais également dire merci à toutes les personnes qui ont contribué à la précieuse collecte des données sur le terrain : Audrey Roy, Vincent Laroche, Mélanie Jean ainsi que Jacinthe Letendre. Merci pour ces belles journées inoubliables !

J'aimerais dire un merci spécial à ma si unique (comme elle l'a si bien mentionné dans son mémoire !) consœur de travail, Marie-Eve Tousignant, qui a grandement enrichi et embelli mes journées durant près de deux ans ! Que de longues discussions et réflexions nous avons eues ensemble !

Je tiens également à remercier Stéphane Daigle et Pierre Legendre pour les réponses à tous mes questionnements liés aux statistiques.

Je veux remercier également Stuart Hay pour sa précieuse aide dans l'identification des nombreux spécimens inconnus ! Merci également à Jean Faubert, Robert Gauthier et Denis Bastien pour l'identification respective des mousses, des sphaignes et des lichens.

J'aimerais également remercier mon copain, Alexandre, qui m'a soutenue et supportée durant ces trois années. Je veux également dire merci à ma famille pour leur soutien continu et leurs perpétuels encouragements tout au long de mes études. Je ne serais sans doute pas biologiste si mes parents ne m'avaient pas transmis leur amour pour la nature !

J'aimerais remercier Hydro-Québec qui m'a fourni des données sur leurs lignes électriques, principalement Messieurs Marc Gauthier, Roch Jasmin, Vincent Lord, Juan-Carlos Hernandez et Jonathan Bouchard.

Merci également à tous les propriétaires des sites qui ont bien voulu me laisser accéder à leur terrain.

J'aimerais également remercier tous les membres de l'Institut de Recherche en Biologie Végétale (IRBV).

Finalement, je tiens également à remercier le Conseil de recherche en sciences naturelles et génie du Canada (CRSNG), l'IRBV (bourse Jacques-Rousseau) ainsi que le département de sciences biologiques (frais de délégation – étudiants/chercheurs) pour leur appui financier au cours de ma maîtrise.

Chapitre 1 : Introduction générale

1.1 ESPÈCES EXOTIQUES

Les espèces exotiques sont définies comme des espèces qui s'établissent hors de leur région d'origine (Mack et al. 2000). La majorité d'entre elles sont considérées comme nuisibles ou envahissantes, puisque loin de leurs prédateurs et compétiteurs naturels, elles peuvent proliférer et nuire aux communautés locales (Mack et al. 2000). Leur introduction peut également entraîner des pertes de rendement, notamment en agriculture, et les efforts pour les contrôler ou les éliminer génèrent des coûts substantiels (Pimentel et al. 2005; Xu et al. 2006). Aux États-Unis, environ 50 000 espèces exotiques (animales et végétales) auraient été introduites, dont près de 25 000 plantes (Pimentel et al. 2005). Au Canada, plus de 800 plantes exotiques seraient naturalisées (Réseau canadien pour la conservation de la flore 2009).

En Amérique du Nord, les espèces végétales exotiques proviennent principalement d'Eurasie (Baker 1986; Pimentel 1986; Mack et al. 2000) et ont été introduites par le commerce international de façon intentionnelle ou non (Baker 1986; Pimentel 1986). Plusieurs se sont ainsi propagées dans les cultures au début du XXe siècle, car leurs graines étaient mélangées par inadvertance à celles des plantes de grandes cultures (Baker 1986; Mack 1986; Pimentel 1986). D'autres ont été introduites délibérément par l'Homme telles les fourrages, les plantes médicinales, les plantes ornementales et les plantes utilisées pour stabiliser des sols érodés ainsi que pour la foresterie (Baker 1986; Pimentel et al. 2005). En fait, les humains figurent au premier rang des agents de dispersion des espèces sur de longues distances (Bazzaz 1986).

1.1.1 Impacts des espèces exotiques sur la flore indigène et les écosystèmes

Les espèces exotiques peuvent grandement affecter la diversité floristique des écosystèmes d'une région (Ogle et al. 2000; Meunier 2008). Elles peuvent en effet envahir agressivement certaines communautés locales, réduire l'abondance et la survie des espèces indigènes ou même déloger ces dernières (Ewel 1986; Mack et al. 2000). Par exemple, en Nouvelle-Zélande, la dominance de la vigne exotique *Clematis vitalba* ainsi que les méthodes développées pour la contrôler, ont mené à une modification dans la structure des forêts, à une diminution de la régénération des espèces indigènes et à la disparition de certaines d'entre elles, induisant ainsi une réduction de la biodiversité indigène (Ogle et al. 2000). Les espèces exotiques constituent également une grande menace pour les espèces indigènes en péril (Wilcove et al. 1998). D'ailleurs, elles se classent au deuxième rang des facteurs causant la perte de biodiversité aux États-Unis, devancées par la perte d'habitat (Wilcove et al. 1998). Notons cependant que Gurevitch et Padilla (2004) ont critiqué l'étude de Wilcove et al. (1998) puisqu'elle est imprécise quant à ce que l'on considère comme étant une espèce exotique et ont soulevé la nécessité d'initier des études supplémentaires sur le sujet. Finalement, des modifications dans la dynamique et les propriétés des écosystèmes telles l'hydrologie, le budget d'énergie, le cycle des nutriments et la productivité des plantes, peuvent également survenir suite à l'introduction d'espèces exotiques (Vitousek 1990; Mack et al. 2000). Par exemple, aux États-Unis, quatre espèces du genre *Tamarix*, toutes des espèces exotiques, ont envahi les rives de nombreux cours d'eau et leur arrivée a sérieusement modifié les niveaux d'eau de même que la concentration de sel dans le sol (Di Tomaso 1998). En effet, ces espèces ont asséché des milieux humides et des cours d'eau permanents en raison de leur fort taux d'évapotranspiration alors que le sel, récolté en profondeur

par leurs racines, et excrété par leurs feuilles, augmente en concentration à la surface du sol, inhibant ainsi la germination d'autres espèces (Di Tomaso 1998). Ces espèces ont ainsi fortement modifié les conditions abiotiques du sol de telle sorte que les espèces indigènes ne sont plus en mesure de survivre là où le *Tamarix* est présent (Di Tomaso 1998). En somme, l'établissement de plantes exotiques peut avoir des impacts notables sur la flore indigène de même que sur les conditions abiotiques de l'écosystème.

1.1.2 Mécanismes d'envahissement

Les perturbations, principalement celles d'origine anthropique, sont généralement reconnues pour réduire l'abondance des espèces indigènes et faciliter la colonisation des espèces exotiques (Baker 1986; Mack 1986; Gurevitch & Padilla 2004). Bien que les causes du déclin des espèces indigènes et de l'augmentation des espèces exotiques suite à une perturbation ne soient pas encore bien comprises, deux grandes hypothèses ont été mises de l'avant : les espèces exotiques pourraient littéralement déloger les espèces indigènes ou bien les espèces exotiques pourraient profiter des niches écologiques libres suite à une perturbation pour s'y établir. Il est à noter que ces deux hypothèses ne sont pas mutuellement exclusives.

D'un côté, certains auteurs affirment que les espèces exotiques, de par leur grand opportunisme et leur habileté à coloniser les habitats altérés, causent elles-mêmes le déclin des espèces indigènes dans les milieux perturbés (Schofield 1989; Rickey & Anderson 2004). Par exemple, des expérimentations en pots ont permis de mettre en évidence qu'un ajout d'azote augmente la biomasse de l'haplotype exotique du roseau commun (*Phragmites australis*), mais a peu d'effet sur la spartine (*Spartina pectinata*), une espèce indigène. Ceci suggère que le roseau

commun pourrait déloger l'espèce indigène lorsque les conditions du milieu sont perturbées (Rickey & Anderson 2004). D'autres parts, une fois établies à un endroit, certaines espèces exotiques, tout comme plusieurs plantes indigènes telles les éricacées, émettent des composés chimiques via leurs racines, ce phénomène étant appelé allélopathie. Dans un habitat récemment envahi par une espèce exotique, ces composés chimiques peuvent inhiber la croissance et la germination de certaines plantes indigènes n'ayant pas évolutivement développé une résistance à ces phytotoxines (Callaway & Ridenour 2004). Toutefois, la relation de cause à effet entre l'envahissement d'une espèce exotique et le déclin de la diversité indigène est difficile à démontrer.

Par ailleurs, suite à une synthèse sur les effets de la salicaire pourpre (*Lythrum salicaria*), une des plantes les plus envahissantes au monde, Lavoie (2009) affirme qu'il est probablement exagéré de croire que cette espèce puisse contribuer au déclin ou voire même à l'extinction de d'autres espèces. Cette espèce semble simplement tirer profit des perturbations pour envahir un nouveau milieu. Des conclusions similaires avaient été tirées par MacDougall et Turkington (2005) alors qu'ils avaient été parmi les premiers à montrer expérimentalement que les espèces exotiques n'excluent pas les espèces indigènes, mais s'établissent plutôt dans des habitats altérés. D'ailleurs, un mécanisme souvent mentionné est la présence de niches écologiques disponibles pour les espèces exotiques résultant du déclin des espèces indigènes suite à une perturbation (MacArthur 1970, 1972; Hector et al. 2001; MacDougall & Turkington 2005; Pokorny et al. 2005). Cette théorie découle des travaux de MacArthur (1970, 1972) qui suggèrent que plus le nombre d'espèces est important, plus les ressources sont monopolisées et plus il est difficile pour une espèce de s'y établir. Par exemple, lors d'une étude expérimentale dans une prairie

en Angleterre, Hector et al. (2001) ont montré que plus la richesse spécifique était importante, plus l'établissement des espèces envahissantes était faible. De plus, il est possible que certaines espèces clés, trouvées plus fréquemment dans les communautés diversifiées, soient capables d'empêcher l'envahissement, permettant ainsi aux communautés diversifiées d'être plus résistantes (Levine & D'Antonio 1999). Toutefois, cette hypothèse est contestée puisqu'à l'opposé, certaines communautés diversifiées sont susceptibles à l'envahissement (Palmer & Maurer 1997). Cette vulnérabilité pourrait s'expliquer par une plus grande micro-hétérogénéité dans l'habitat (Aarssen 1983) ou bien parce que certaines espèces peuvent faciliter l'établissement de d'autres (Levine 1999). Des communautés peu diversifiées peuvent également être plus résistantes à l'envahissement lorsqu'une ou quelques espèces très compétitrices dominent la communauté (Levine & D'Antonio 1999). En résumé, plusieurs hypothèses et modèles ont été proposés pour expliquer la réduction du nombre d'espèces indigènes et l'augmentation du nombre d'espèces exotiques envahissantes suite à une perturbation, mais en raison de la complexité du phénomène qu'est l'envahissement, et parce qu'il est lié à de nombreux facteurs, aucun consensus n'a encore été atteint.

1.1.3 Écosystèmes vulnérables à l'envahissement

Certains écosystèmes sont plus vulnérables à l'envahissement par les espèces exotiques que d'autres, en raison de leurs caractéristiques intrinsèques, notamment le type de végétation, l'humidité et la profondeur du sol, la concentration en nutriments, les perturbations et la topographie (Larson et al. 2001; Gelbard & Belnap 2003). Parmi plusieurs écosystèmes, il semblerait que les milieux humides soient particulièrement sensibles à l'envahissement. Ceux-ci sont souvent situés en aval

dans le réseau hydrographique agissant alors comme des puits pour les nutriments, l'eau et les débris (Zedler & Kercher 2004). Ces apports externes sont reconnus pour favoriser la croissance d'espèces exotiques surtout celles formant des thalles monospécifiques (Green & Galatowitsch 2002; Kercher & Zedler 2004; Zedler & Kercher 2004; Jodoin et al. 2008). D'autres parts, alors que les milieux humides occupent près de 6% de la superficie terrestre, 24% des plantes les plus envahissantes sont des espèces de milieux humides (Zedler & Kercher 2004). De plus, plusieurs milieux humides possèdent un couvert forestier peu ou pas développé (Zoltai & Vitt 1995), alors que les espèces exotiques envahissantes sont généralement adaptées à une intensité lumineuse élevée (Cousens & Mortimer 1995). Cela suggère que les milieux humides sont plus vulnérables à l'envahissement que d'autres écosystèmes.

1.2 INFRASTRUCTURES LINÉAIRES

Les infrastructures linéaires, telles les routes, les voies ferrées, les sentiers pédestres, les canaux de drainage et les lignes électriques ainsi que leur emprise (zone perturbée contiguë ou sous-jacente à l'infrastructure), peuvent contribuer à l'envahissement des écosystèmes (Trombulak & Frissell 2000). Leur impact peut être considérable puisqu'elles sont de plus en plus fréquentes dans les régions urbaines, semi-urbaines et rurales. Par exemple, aux États-Unis, il y aurait plus de 6.2 millions de km de routes publiques tandis qu'environ 60% du territoire se trouverait à moins de 400 m d'une d'entre elles (Forman 2000; Riitters & Wickham 2003). Malgré leur importance socio-économique, leur essor au cours des dernières décennies a engendré de nombreux impacts négatifs sur les écosystèmes qu'elles traversent ou qui sont situés à proximité. Par exemple, elles ont contribué à la fragmentation de nombreux habitats créant ainsi des barrières physiques à la dispersion de certaines espèces indigènes sessiles ou ayant de faible capacité à se déplacer (Forman &

Alexander 1998; Trombulak & Frissell 2000). Ce phénomène peut induire à long terme une différenciation génétique entre les populations, qui deviennent alors plus sujettes à l'extinction (Forman & Alexander 1998; Trombulak & Frissell 2000). Les infrastructures linéaires peuvent également modifier le comportement animal puisqu'elles peuvent attirer ou repousser certaines espèces (Forman & Alexander 1998; Trombulak & Frissell 2000). Par exemple, au Québec, les orignaux (*Alces alces*) ont généralement tendance à éviter les habitats situés à moins de 500 m d'une route en raison probablement de l'ouverture dans la canopée, du bruit des voitures et de la prédation (Laurian et al. 2008). Toutefois, lorsqu'ils s'en approchent, ils se nourrissent de la végétation en bordure des routes riche en sodium, augmentant ainsi les risques de collision avec un véhicule (Laurian et al. 2008). En plus d'influencer les communautés animales, les infrastructures peuvent également affecter les communautés végétales. En effet, ces infrastructures contribuent à la propagation d'espèces exotiques, envahissantes et rudérales (Trombulak & Frissell 2000), puisqu'elles favorisent notamment le déplacement des semences d'espèces exotiques (Lonsdale & Lane 1994; Lavoie et al. 2005; Lelong et al. 2007; Jodoin et al. 2008). Ainsi, l'intégrité des communautés végétales situées dans et en bordure des emprises des infrastructures linéaires est fortement menacée.

1.2.1 Facteurs favorisant l'établissement d'espèces exotiques envahissantes

Les infrastructures linéaires, de même que les emprises qui leur sont souvent associées, offrent des conditions propices à l'établissement de plantes exotiques envahissantes, et ce, au détriment de certaines espèces indigènes (Benninger-Truax et al. 1992; Parendes & Jones 2000; Rubino et al. 2002; Meunier 2008). Parmi les principaux facteurs favorisant l'établissement de ces espèces, mentionnons

l'augmentation de l'intensité lumineuse (Parendes & Jones 2000; Delgado et al. 2007) et de la température (Delgado et al. 2007), et ce, surtout dans les milieux forestiers. Par exemple, Baret et Strasberg (2005) ont montré que la création de sentiers étroits dans la forêt tropicale de l'île de la Réunion ne favorisait pas l'établissement de *Rubus alceifolius*, une espèce exotique envahissante répandue sur l'île, alors qu'une ouverture de plus de 5 m de large pouvait être suffisante pour permettre à la plante de survivre. Au Québec, plus le déboisement des emprises le long des routes est réalisé sur une largeur importante, plus le roseau commun, s'étend à partir de la route (Jodoin et al. 2008). La perturbation des strates supérieures du sol (Hobbs & Atkin 1988; Johnston & Johnston 2004; Jodoin et al. 2008) est aussi un facteur important favorisant l'établissement de ces espèces. Par exemple, la création et l'entretien (*e.g.*, coupe récurrente de la végétation) des talus des infrastructures routières modifient physiquement et chimiquement les sols, de telle sorte que les conditions deviennent plus propices pour les espèces rudérales et exotiques (Johnston & Johnston 2004). De plus, suite à une perturbation, telle l'entretien de la végétation dans les emprises des infrastructures, il y a une réduction de la compétition pour les ressources, ce qui facilite l'établissement de nouvelles espèces exotiques ou pionnières (Parendes & Jones 2000). Finalement, la réduction des barrières physiques pour la dispersion des espèces aérophiles est un autre facteur souvent mentionné dans la littérature (Hill et al. 1995; Parendes & Jones 2000). À titre d'exemple, il semble que les espèces arborescentes qui colonisent principalement les emprises de lignes électriques possèdent des graines qui se dispersent au vent, même si ces espèces ne sont pas les plus communes en bordure de l'emprise (Hill et al. 1995). Ainsi, en raison des conditions environnementales modifiées dans l'emprise

des infrastructures linéaires, des espèces exotiques, envahissantes ou rudérales peuvent s'y établir et coloniser la superficie perturbée.

1.2.2 Migration le long de l'infrastructure

En plus d'offrir des conditions favorisant l'établissement d'espèces exotiques envahissantes dans leur emprise, les infrastructures linéaires semblent également agir comme des vecteurs pour la propagation de ces espèces (Wilcox 1989; Benninger-Truax et al. 1992; Parendes & Jones 2000; Delisle et al. 2003; Lelong et al. 2007; Jodoin et al. 2008). Par exemple, dans l'État de New York aux États-Unis, les canaux de drainage ainsi que les ponceaux auraient favorisé la propagation de la salicaire pourpre le long des routes (Wilcox 1989). Au Québec, un envahissement le long des routes a également été observé pour le génotype exotique du roseau commun (Lelong et al. 2007; Jodoin et al. 2008). Ainsi, plusieurs types d'infrastructures linéaires ont facilité la propagation d'espèces exotiques dans leur emprise.

1.2.3 Effet de bordure

La présence d'une infrastructure linéaire peut également affecter les communautés végétales des écosystèmes avoisinants, ce phénomène étant appelé « effet de bordure ». Cet effet est surtout attribuable à la modification des conditions microclimatiques au sein de la bordure, c'est-à-dire à la limite de l'infrastructure et de l'habitat adjacent (Delgado et al. 2007). Ainsi, les bordures peuvent être caractérisées par une végétation largement différente de celle de l'intérieur de l'habitat (Luken et al. 1991; MacQuarrie & Lacroix 2003; McDonald & Urban 2006). Par exemple, dans une forêt adjacente à une route aux îles Canaries, une augmentation de la température et de l'intensité lumineuse aurait causé une réduction du couvert et de la hauteur de la canopée dans les 10 premiers mètres de la bordure

(Delgado et al. 2007). De plus, plusieurs études ont montré que les bordures des infrastructures sont souvent caractérisées par une richesse floristique plus élevée due à une augmentation du nombre d'espèces exotiques envahissantes (Benninger-Truax et al. 1992; Brothers & Spingarn 1992; Tyser & Worley 1992; Fraver 1994; MacQuarrie & Lacroix 2003). Dans les milieux forestiers, les espèces exotiques ou héliophiles deviennent toutefois de moins en moins abondantes à mesure que la distance à la bordure augmente (Benninger-Truax et al. 1992; Brothers & Spingarn 1992; Tyser & Worley 1992; Fraver 1994; MacQuarrie & Lacroix 2003).

La distance jusqu'à laquelle l'habitat adjacent est affecté par l'effet de bordure est appelée, en anglais, « Depth of edge influence (DEI) » et pourrait être traduit par « distance d'influence de la bordure ». Cette distance varie en fonction de l'espèce (Euskirchen et al. 2001), de la variable environnementale concernée (Delgado et al. 2007), du type d'infrastructure (Parendes & Jones 2000) et de la communauté traversée par l'infrastructure (Chen et al. 1992; Hansen & Clevenger 2005; Delgado et al. 2007). Par exemple, Hansen et Clevenger (2005) ont étudié la propagation des espèces exotiques le long des autoroutes et des voies ferrées du parc national de Banff en Alberta et ont trouvé que la distance d'influence de la bordure pouvait atteindre plus de 150 m dans des prairies, alors qu'elle n'était que de 10 m dans des forêts. Cette différence a été principalement attribuée aux perturbations du sol des prairies ainsi qu'à sa canopée ouverte. Finalement, il est aussi reconnu que les bordures localisées au niveau de l'Équateur ont une distance d'influence plus grande en ce qui a trait à la température, la luminosité et l'humidité que celles positionnées plus vers les pôles (Brothers & Spingarn 1992; Fraver 1994).

1.3 EMPRISES DE LIGNES ÉLECTRIQUES

Parmi les infrastructures linéaires, les impacts des sentiers pédestres, des routes et des autoroutes sur diverses communautés ont été relativement bien étudiés. À l'opposé, les études portant sur les emprises de lignes électriques se font rares. Ces dernières sont généralement caractérisées par une végétation perturbée qui diffère en composition et en structure des communautés végétales adjacentes (MacLellan & Stewart 1986; Rubino et al. 2002). Par exemple, en milieu boisé, une végétation herbacée composée majoritairement de graminées et de fougères domine généralement l'emprise alors qu'une végétation forestière caractérise les communautés adjacentes (MacLellan & Stewart 1986). De plus, MacLellan et Stewart (1986), qui ont étudié une emprise de ligne électrique sur plus de 875 km au Manitoba, ont noté que la composition végétale des communautés adjacentes à l'emprise était fortement liée à la latitude, alors que dans l'emprise, ce gradient latitudinal était inexistant puisque, tout le long de l'emprise, la végétation était composée majoritairement d'espèces pionnières adaptées aux perturbations. Par ailleurs, dans le nord-ouest de la Pennsylvanie, il a été observé que le couvert végétal des espèces exotiques était plus important dans l'emprise que dans la forêt adjacente, indiquant que les emprises sont des habitats potentiels pour ces espèces (Rubino et al. 2002). Ces divergences entre la végétation de l'emprise et celle des communautés adjacentes seraient principalement causées par les entretiens périodiques de la végétation arborescente, nécessaires pour éviter que les arbres ne viennent en contact avec les fils conducteurs (MacLellan & Stewart 1986; Rubino et al. 2002). D'ailleurs, plusieurs méthodes, possédant chacun leur propre niveau d'efficacité, sont employées pour contrôler la végétation incompatible avec le réseau électrique (Bramble & Byrnes 1983; Garant et al 1997). Par exemple, dans la forêt boréale du

nord-est du Québec, l'application aérienne d'herbicides réduit grandement la densité d'arbres comparativement à la coupe manuelle des arbres (Garant et al. 1997). Par ailleurs, l'établissement d'un couvert herbacé ou arbustif stable pouvant résister partiellement à l'envahissement par les arbres dans les emprises est généralement recherché par les compagnies qui effectuent le transport de l'électricité afin de diminuer la fréquence des entretiens de la végétation, de même que les coûts rattachés à cette activité. Toutefois, il peut s'écouler quelques décennies avant que cet objectif ne soit atteint (Bramble & Byrnes 1983; Ballard et al. 2002).

1.3.1 Emprises de lignes électriques dans les milieux humides

L'impact de lignes électriques sur les communautés végétales des milieux humides demeure peu connu. Néanmoins, il semble que la construction d'une nouvelle ligne, nécessitant notamment le déboisement de l'emprise et le déplacement de machinerie lourde, bien qu'elle ait un effet marqué à court terme, a généralement peu d'influence à long terme sur la végétation de l'emprise dans les sites n'ayant pas de strate arborescente tels les marais à quenouilles, les marécages arbustifs et les tourbières minérotrophes graminoides (Thibodeau & Nickerson 1984; Grigal 1985; Nickerson et al. 1989). Par contre, les impacts d'une telle construction sur la végétation de tourbières arbustives ou forestières (minérotrophes ou ombrotrophes) sont plus importants puisqu'elle entraîne des modifications autant dans la structure que la composition de la flore de l'emprise (Sims & Stewart 1981; Grigal 1985; Magnusson & Stewart 1987; Nickerson et al. 1989). D'ailleurs, dans une tourbière ombrotrophe, ces travaux ont diminué l'abondance de certaines plantes tourbicoles et augmenté les superficies de tourbe à nue qui ont été ultérieurement colonisées par des bryophytes opportunistes comme *Polytrichum strictum* (Magnusson & Stewart

1987). Toutefois, l'impact de la construction d'une nouvelle emprise de ligne électrique sur la végétation des tourbières semble varier en fonction de la saison où celle-ci a été construite ; les travaux effectués en hiver semblent avoir un impact restreint et temporaire sur la flore (Grigal 1985) alors que la réalisation de tels travaux durant l'été peut avoir un effet visible sur la végétation durant plusieurs années (Nickerson et al. 1989).

D'autres parts, les travaux cycliques d'entretien de la végétation sur plusieurs décennies dans les emprises de lignes électriques semblent avoir peu d'impact sur la végétation des tourbières, bien que le nombre d'individus y soit plus faible qu'un site témoin localisé hors de l'emprise (Nickerson & Thibodeau 1984). Dans les milieux humides plus forestiers, la communauté végétale qui se développe dans l'emprise est généralement différente de celle adjacente puisqu'elle demeure à un stade successional plus jeune et que la strate arborescente y est manquante (Thibodeau & Nickerson 1986). L'application d'herbicides pour maîtriser la végétation des emprises peut aussi mener à la disparition d'espèces non-ciblées par le traitement telles *Sphagnum fuscum* qui est une espèce fondamentale au gradient butte-dépression présent dans les tourbières ombrotrophes (Magnusson & Stewart 1987).

1.3.2 Situation des lignes électriques au Québec

Au Québec, la majorité de l'électricité produite pour alimenter la nation provient de centrales hydro-électriques situées essentiellement en régions éloignées (e.g., Baie James et Côte-Nord). La population québécoise étant toutefois concentrée dans les régions méridionales de la province, de nombreuses lignes de transport d'électricité ont dû être érigées. Celles-ci sillonnent le Québec sur plus de 32 000 km

et traversent plusieurs écosystèmes, notamment des forêts et des milieux humides. Par contre, peu d'études ont analysé l'impact à long terme de telles infrastructures sur la végétation des milieux humides. Les quelques études sur le sujet ont principalement examiné l'impact de la construction d'une ligne électrique en comparant la végétation dans l'emprise à celle d'un site témoin non affecté par l'emprise (Sims & Stewart 1981; Nickerson & Thibodeau 1984; Thibodeau & Nickerson 1984; Grigal 1985; Thibodeau & Nickerson 1986; Magnusson & Stewart 1987; Nickerson et al. 1989). Cependant, aucune d'entre elles n'a étudié l'effet probable de l'emprise de ligne électrique comme corridor d'envahissement dans les tourbières.

Dans le présent mémoire, les impacts à long terme de la création et de l'entretien d'une emprise de ligne électrique dans les tourbières du sud du Québec seront étudiés. Il est important d'étudier les tourbières puisqu'elles jouent des rôles essentiels dans l'environnement; elles filtrent et décontaminent les eaux polluées, régularisent les débits d'eau, constituent des réserves d'eau douce, séquestrent du carbone, tout en contribuant grandement à la diversité floristique et faunique d'une région (Rochefort 2001). Néanmoins, dans le sud du Québec des superficies importantes de tourbières ont été perdues ou perturbées, en raison notamment, de la foresterie, de l'agriculture, de l'expansion urbaine ainsi que de l'exploitation de la tourbe à des fins horticoles (Poulin & Pellerin 2001; Poulin et al. 2004), alors qu'une grande partie des tourbières restantes sont enclavées dans des milieux perturbés ou fragmentées par diverses infrastructures linéaires, dont les lignes électriques. Même si elles ne couvrent pas d'énormes superficies, les infrastructures linéaires peuvent avoir un impact considérable sur les milieux adjacents (*e.g.*, Tyser & Worley 1992; MacQuarrie & Lacroix 2003) et il semble donc essentiel d'étudier le phénomène.

1.4 OBJECTIFS DE LA MAÎTRISE

L'objectif principal de ce mémoire de maîtrise est d'évaluer l'impact des emprises de lignes électriques sur la végétation des tourbières du Québec méridional.

Les objectifs spécifiques sont :

1. évaluer si les emprises de lignes électriques agissent comme des vecteurs favorisant la propagation d'espèces indésirables dans les tourbières (espèces indigènes non-tourbicoles et espèces exotiques ou envahissantes) et déterminer, le cas échéant, la distance de cet envahissement le long de l'emprise ;
2. identifier les facteurs environnementaux qui facilitent l'établissement d'espèces indésirables dans les emprises des tourbières ;
3. déterminer si les espèces indésirables présentes dans l'emprise peuvent se propager dans la tourbière naturelle adjacente et déterminer, le cas échéant, la distance d'influence de l'emprise (DEI) ;
4. déterminer l'influence de l'emprise sur la végétation tourbicole indigène des tourbières adjacentes.

1.5 ORGANISATION DU MÉMOIRE

Le premier et présent chapitre du mémoire constitue l'introduction générale. Le deuxième chapitre forme le corps du mémoire et a été écrit sous forme d'article scientifique. Il présente l'étude de l'impact des emprises de lignes électriques sur la végétation des tourbières. Finalement, une discussion-conclusion des travaux est présentée au troisième chapitre. Des annexes ont également été ajoutées à la toute fin du mémoire et regroupent une liste des espèces vasculaires et invasculaires échantillonnées lors du projet ainsi qu'une description des 34 tourbières à l'étude.

Le second chapitre sera soumis pour publication avec comme co-auteurs Caroline Dubé, Stéphanie Pellerin et Monique Poulin. Il est à noter que l'auteur principal (Caroline Dubé) a effectué l'échantillonnage, la saisie et l'analyse statistique des données ainsi que la rédaction de l'article. Stéphanie Pellerin a élaboré et supervisé les travaux, corrigé et commenté le manuscrit. Monique Poulin a, pour sa part, participé à l'élaboration des travaux, corrigé et commenté le manuscrit.

Chapitre 2 : Do power-lines rights-of-way facilitate the spread of undesirable plants in bogs and fens?

2.1 INTRODUCTION

Anthropogenic corridors, such as power-lines, roads and trails, are common features in urban, suburban and rural landscapes. Despite their undeniable importance for human activities, the creation and maintenance of these linear structures and their associated right-of-way (ROW, *i.e.*, the disturbed area adjacent or underlying the infrastructure) may have detrimental effects on the environment by acting as dispersal vectors for exotic or native invasive plant species (Benninger-Truax et al. 1992; Lelong et al. 2007; Jodoin et al.; 2008; Meunier 2008). Several studies showed that the establishment and spread of invasive plant species in such corridors are facilitated by several factors: the increase of light intensity and temperature due to the eradication of high-growing indigenous species (*e.g.*, Parendes & Jones 2000; Delgado et al. 2007); the chemical and physical disturbances of the upper soil layers (Hobbs & Atkin 1988; Johnston & Johnston 2004; Jodoin et al. 2008); and the reduction of competition (Parendes & Jones 2000) and wind-barriers to pollen and seed dispersal (Hill et al. 1995; Parendes & Jones 2000). Although maintenance treatments such as tree cutting and application of herbicides can allow the preservation of indigenous low-stature vegetation in the ROW, they can also facilitate the development of new plant communities (Sims & Stewart 1981; MacLellan & Stewart 1986; Thibodeau & Nickerson 1986).

Anthropogenic corridors can also facilitate the spread of exotic and native invasive species to adjacent ecosystems through the creation of new sharp boundaries, or edges (Fraver 1994; Harrison et al. 2002), although the abundance of

such species usually decreases with distance from the edge (Benninger-Truax et al. 1992; Brothers & Spingarn 1992; Tyser & Worley 1992; Fraver 1994, Harrison et al. 2002; MacQuarrie & Lacroix 2003). The width of the adjacent ecosystems affected by the corridor, called the depth of edge influence (DEI), varies depending on the species (Euskirchen et al. 2001), the linear feature type (Parendes & Jones 2000) and the intersected community (Chen et al. 1992; Hansen & Clevenger 2005; Delgado et al. 2007). For instance, Chen et al. (1992) found that the DEI of past clearcuts in western North American Douglas-fir forests was more than 130 m for seedlings of western hemlock, a shade-tolerant species, but less than 20 m for seedlings of Douglas-fir, a shade-intolerant species. In Alberta (Canada), the impact of transportation corridors on the flora of adjacent ecosystems was more than 150 m in grasslands but only 10 m in forests (Hansen & Clevenger 2005). This difference was attributed in part to the fact that few exotic species are adapted to the low light level that characterizes the forest interior.

Compared to other types of anthropogenic corridors, the impacts of power-lines ROWs on the vegetation of intersected ecosystems are not well understood, especially in wetlands. However, the vegetation in a ROW of non-forested wetlands usually returns to its previous state in one or two years following the construction of a power-line (Grigal 1985; Nickerson & Thibodeau 1984; Thibodeau & Nickerson 1986). On the other hand, the creation of a power-line ROW in ombrotrophic (bogs) and forested minerotrophic (fens) peatlands seems to affect the structure, composition and abundance of the vegetation (Sims & Stewart 1981; Nickerson & Thibodeau 1984; Grigal 1985; Nickerson et al. 1989). Damages to the vegetation communities can be reduced when construction activities take place on frozen ground (Grigal 1985; Nickerson et al. 1989). However, no study has

focussed on the long-term impact of power-lines ROWs as invasive corridors in peatlands.

In Québec, Canada, electricity is mainly hydro-generated from dams located in northern regions, whereas the population is mostly circumscribed in the south of the province. Consequently, power-lines and their associated ROW are common features of the landscape covering over 32 000 km in Québec. As peatland is one of the most widespread types of ecosystems in Québec, several are intersected by power-lines. The aim of this study was to evaluate the long-term impact of power-lines ROWs on the vegetation of peatlands. Our specific objectives were 1) to determine whether power-lines ROWs act as dispersal vectors for native non-peatland and exotic and native invasive species; 2) to assess whether these species can penetrate adjacent communities in the natural peatland; and 3) to evaluate whether typical peatland species of ROWs are similar and in the same proportion to those of adjacent peatland communities.

2.2 MATERIAL AND METHODS

2.2.1 Study area and sites

The study area is located in the St. Lawrence Lowlands of southern Québec, Canada, and extends between 45 to 48° N latitude and 69 to 75° W longitude (Fig. 1). The area is enclosed by the Canadian Shield to the north and the Appalachian Mountains to the south and east. The Lowlands have a flat topography, with the exception of the Monteregian Hills, composed of Cretaceous intrusions, and characterized by deep, arable soils inherited from glacial and marine deposits. The rich soils enable agriculture activities (cropland and pasture) on large areas, especially on the south shore of the St. Lawrence River. The north shore is mostly

characterized by mixed forests, with the exception of urbanised areas in proximity to rivers. Urban land use occupies less than 10% of the total area of the Lowlands, and is mostly concentrated near the cities of Montréal and Québec (Robitaille & Saucier 1998). The mean annual temperature of the study area fluctuates from 3.2°C in the northeast to 6.7°C in the southwest (Environment Canada 2008). Average precipitation ranges from a high of 1056 mm in the eastern part of the region to a low of 963 mm in the west, of which 20% and 29% respectively falls as snow (Environment Canada 2008).

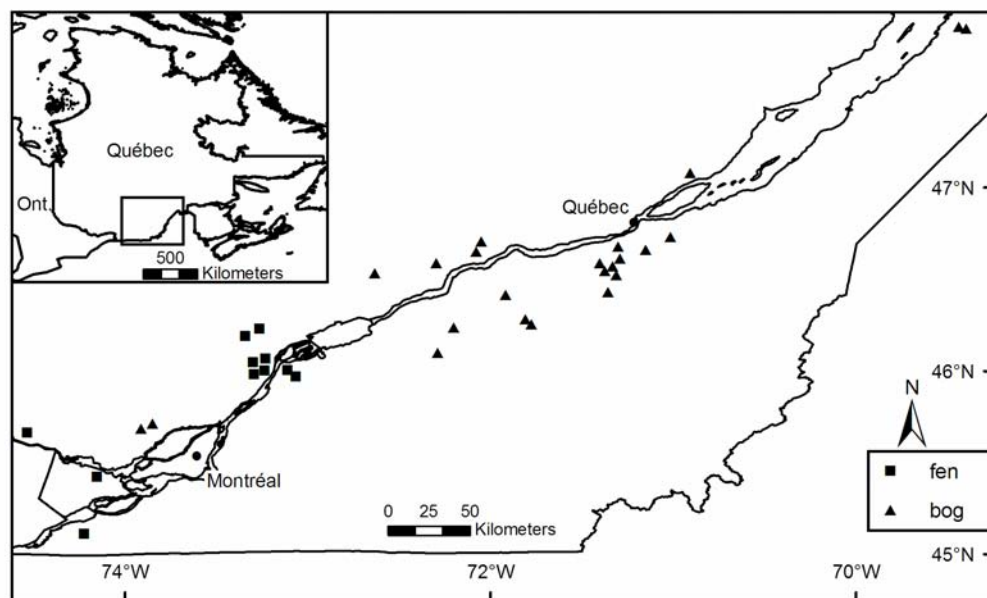


Figure 1. Location of the 23 bogs and 11 fens sampled, southern Québec, Canada.

Peatlands are scattered over the study area and belong to the continental semiforested ombrotrophic type (Glaser & Janssens 1986; Payette 2001). Raised bogs dominated by ericaceous shrubs, *Sphagnum* mosses and *Picea mariana* thickets cover approximately 10% of the area (National Wetlands Working Group 1988). Fens are much less abundant, covering less than 2% (National Wetlands Working Group 1988). Graminoid fens are mainly found north to the study area, while wooded and shrubby fens are more common in the St. Lawrence Lowlands.

Based on the Atlas of peatlands in southern Québec (Buteau 1989), air photo interpretation, topographic maps (1: 20 000), and field surveys, at least 56 peatlands are intersected by a power-line ROW in the study area. We sampled 23 bogs and 11 fens (Fig. 1) ranging in size from 3 to 5555 ha. Establishment of power-line in sampled peatlands occurred between 1949 and 1996 and their ROW was managed by manual cutting during their last maintenance treatment. We sampled all peatlands that were easily accessible and with no recent evidence of human disturbances other than the power-line ROW. All sampled bogs but two are open or semiforested bogs dominated by ericaceous shrubs and *Sphagnum* mosses; two are wooded bogs. All sampled fens are wooded. Although graminoid fens are present in the study area, none were segmented by a power-line.

2.2.2 Vegetation sampling

In the summers of 2006 and 2007, three transects were established in each peatland: one in the centre of the ROW (from the ROW margin to the peatland centre) and two perpendicular to the ROW (extending from the ROW into the peatland expanse) (Fig. 2). The ROW was delimited by the zone where maintenance treatments (tree cutting) were noticeable. When present, access roads and drainage ditches were considered to be part of the ROW. To avoid any confusion, the term *margin* will only refer to the peatland limits (peat thickness ≥ 30 cm) and the term *edge* to the transition between the ROW and the natural peatland expanse.

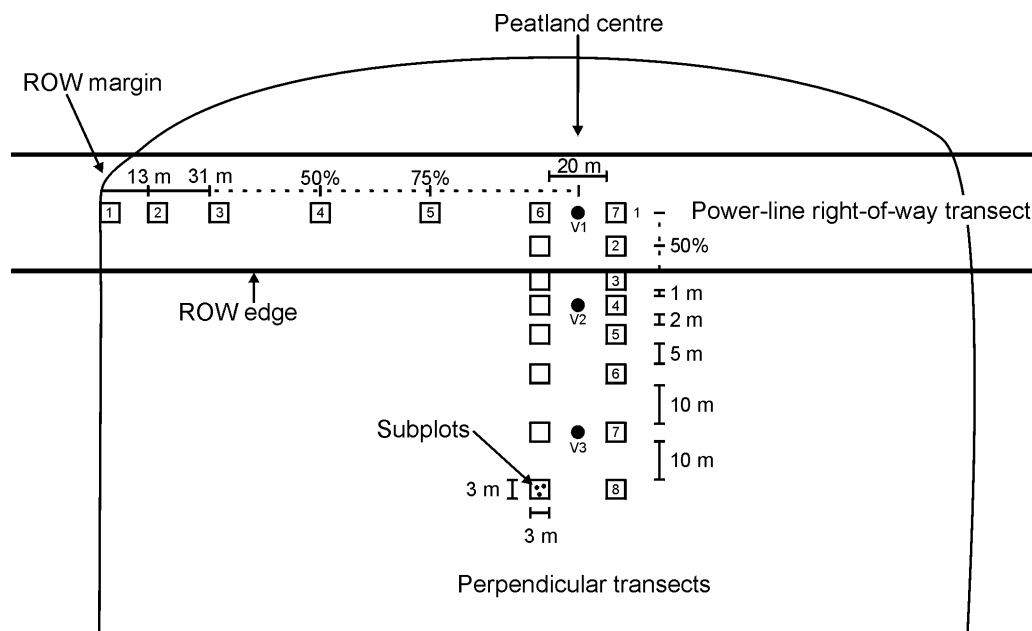


Figure 2. Position of transects and plots in studied peatlands. The number in each sampling plot refers to its position number on the power-line right-of-way (ROW) or perpendicular transects. V1, V2 and V3 indicate the three locations where the environmental variables were sampled.

2.2.2.1 Power-line right-of-way transect

Seven 3 x 3 m plots were established along the ROW transect (Fig. 2). The first three plots were placed at fixed distances, *i.e.*, at the ROW margin (0 m from the margin) and at 10 and 15 m from the end of the previous plot (which corresponds to 13 and 31 m from the margin, respectively). The fourth and fifth plots were set at respectively 50% and 75% of the distance between the margin and the centre of the peatland. Finally, the sixth and seventh plots were established at the centre of the peatland and spaced by 20 m. When peatland length was smaller than 60 m ($n = 6$), the fourth and fifth plots were not sampled. In the two instances where peatland length was less than 45 m, only four plots were sampled: the first, second, sixth and seventh. Within each 3 x 3 m plot, three 0.33 m² circular subplots were placed randomly. In these subplots, the cover of all vascular and non-vascular species was visually estimated to the nearest 1%. Nomenclature of vascular plants follows the

National PLANTS Database (USDA & NRCS 2009) and Faubert (2007) for non-vascular plants.

2.2.2.2 Perpendicular transects

The two perpendicular transects began at the sixth and seventh plots of the power-line ROW transect and were positioned towards the peatland expanse (Fig. 2). The second plot of each transect was placed halfway between the centre and the edge of the ROW. When the ROW was too narrow (less than 20 m wide) to allow two plots to be sampled, only the centre plot was sampled ($n = 3$). Six additional plots were set entirely in the adjacent peatland, one located at the edge and the others respectively spaced by 1, 2, 5, 10 and 10 m from the end of the previous plot (which corresponds to 0, 4, 9, 17, 30 and 43 m from the edge, respectively; Fig. 2). According to MacLellan and Stewart (1986), the last two plots are likely located far enough to avoid the edge effect. Vegetation was sampled as described above.

2.2.3 Environmental variables

Environmental conditions were sampled in 2007 at three locations between the two perpendicular transects, facing the first, fourth and seventh plots (Fig. 2; Table I). Environmental conditions in peatlands usually do not vary considerably within a few meters (Tahvanainen & Tuomaala 2003; Rosa et al. 2009). We therefore attributed the first set of environmental data to the two plots located in the ROW, the second one to the next three plots and the third one to the last three plots of both transects (Fig. 2).

We measured the water table level below the peat surface once at each location from hand excavated wells. The water table level can vary greatly over a growing season (Jutras et al. 2006), but we used this measure only as an indication of

site moisture level. We avoided measuring after a long period of drought or in rain shadows. Water pH and electrical conductivity were measured in the field using an Orion 4-Star pH/conductivity meter. Conductivity values were then adjusted to 25°C and corrected for the concentration of hydrogen ions (Sjörs 1952). Because corrected conductivity and pH are relatively constant throughout the ice-free season (Vitt et al. 1995), except during dry periods (Proctor 1994), a single estimate of these variables was considered sufficient. We also measured peat thickness with a metal probe inserted manually in the peat profile. Finally, we estimated the cover of tree canopy (> 250 cm height) and lower trees (150 to 250 cm height) over a 10 m radius circular plot according to seven classes: 0%, < 1%, 1-10%, 11-25%, 26-50%, 51-75% and 76-100%.

Table I. Environmental and landscape variables sampled for each peatland and their abbreviation.

Variable	Abbreviation
Environmental variables	
Cover of tree canopy (> 250 cm height) (%)	COVER OF CANOPY
Cover of lower trees (150 to 250 cm height) (%)	COVER OF LOWER TREES
Peat thickness (cm)	THICKNESS
Water corrected conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	W_K ₂₅
Water level (cm)	W_LEVEL
Water pH	W_pH
Landscape variables	
Years elapsed since the right-of-way construction	CONSTRUCTION
Type of features (road, cultivated field or undisturbed natural habitat) intersecting the right-of-way at its margin	FEATURE
Years elapsed since last maintenance treatment in right-of-way	MAINTENANCE
Distance from Montréal (km)	MONTREAL
Distance from the St. Lawrence River (km)	RIVER
Width of the right-of-way (m)	WIDTH

2.2.4 Landscape variables

On each site, we measured the width of ROW (Table I). Few studies reported a shift in species composition within ROW through time (Bramble & Byrnes 1983; Ballard et al. 2002; Johnstone et al. 2002); aggressive species typical of open areas can become abundant over time (Bramble & Byrnes 1983). Thus, the year of construction of the ROW and the last selective cutting to manage the vegetation were obtained from Hydro-Québec. Disturbed areas such as agricultural lands and roadsides may act as a source of weed propagules dispersed into the surrounding environment (Parendes & Jones 2000; Harrison et al. 2002; Jodoin et al. 2008); we therefore determined the extent of anthropogenic disturbances in the vicinity of each peatland by measuring the percentage of disturbed area within a 2 km radius from the peatland centre using digital maps (1: 50 000) from the Canadian National Topographic Data base (Natural Resources Canada 2008) and ArcGIS (ESRI 2006). This variable was found to be non-significant in statistical analyses, likely due to the relatively homogenous landscape of the study area. Instead, we identified the type of features (road, cultivated field or undisturbed natural habitat) that intersected the ROW at its margin. We also measured the distance between each peatland and the centre of Montréal using Google Earth (Google Corporation 2007). The city of Montréal is the warmest district in Québec and the main region subject to invasion (Jodoin et al. 2008). With increasing distance from Montréal, invasive species are far less frequent, particularly in the north and east of the province (Jodoin et al. 2008). Finally, since the St. Lawrence River is one of the main dispersal vectors for exotic species in Québec (Delisle et al. 2003), we measured the distance, at a right angle, between each peatland and this river, using Google Earth.

2.2.5 Data analyses

Prior to analyses, we classified vascular plant species with regard to habitat preference (peatland vs. non-peatland species), origin (native vs. exotic species) and invasiveness (invasive vs. non-invasive species). Each species was classified in one of the following three groups: 1) typical peatland species, 2) native non-peatland species and 3) exotic and native invasive species (Annexe 1). Hereafter, we refer to the latter group as simply *invasive species*. We employ the term *undesirable species* when referring to both native non-peatland and invasive species. Species that occur always, preferably, frequently or sometimes in open, semiforested or wooded bogs or fens were classified as typical peatland species. Native species not normally observed in peatlands were classified as native non-peatland species. Exotic species were classified in the invasive species group as well as native species that have a competitive advantage after the disappearance of natural obstacles to its proliferation, according to the definition of invasive species formulated by Valéry et al. (2008). This last group was composed mostly of non-peatland species. Only two typical peatland species, *Betula populifolia* and *Calamagrostis canadensis*, could be also classified in the invasive species group. Because both species are very aggressive in peatlands and can invade large areas (Gauthier 1980; Lavoie & Saint-Louis 1999), we classified them as invasive species. Moreover, *B. populifolia* is known to proliferate under power-lines ROWs (Nowak et al. 2002). When we lacked adequate information on a species habitat preference or when we were not able to identify a specimen to species, the vascular species was not classified ($n = 16$; Annexe 1), nor did we classify non-vascular plants, due to the lack of knowledge on most species. Species habitat preference, origin and invasiveness follow Bouchard and Hay (1976), Marie-Victorin (1995), Garneau (2001), USDA and NRCS (2009), Tousignant et al.

(In press.) and an unpublished list of exotic species in Québec (C. Lavoie, unpublished data). Bogs and fens were always analysed separately due to the high number of specialized species among each peatland type (Campbell & Rochefort 2001; Hájek et al. 2007). However, we did not classify species in terms of their peatland habitat preference (bog or fen) due to the lack of information on several species.

2.2.5.1 Power-line right-of-way transect

To determine the distance that undesirable species were able to penetrate within the ROW, we compared their mean cover and ratio to total vascular richness at different distances from the margin using analyses of variance (ANOVAs) followed by Tukey's *post-hoc* tests. Peatlands (blocks) were used as random effect. Rank-averaged transformations were used when needed to meet the assumptions of normality and homogeneity of variance. The mean covers of native non-peatland species and invasive species in each plot were obtained by averaging their total cover from the three circular subplots. Because the distance to the margin of the fourth, fifth, sixth and seventh plots varied from site to site due to the peatland area (the distance from the ROW margin to the peatland center ranged from 40 to 1900 m for bogs and from 35 to 1010 m for fens), *a posteriori* distance classes were used. It was impossible to use the same categories of distance for both types of peatland because the distance from the ROW margin to the seventh plot greatly varies between bogs and fens (Table II). The plots in bogs were classified in four categories of distance: 0, 13, 31 and > 50 m from the margin and in five categories for fens: 0, 13, 31, 50-250 and > 250 m from the margin. The first three distance classes correspond to the plots located at fixed distances. In the fourth and fifth categories of distance, more than one plot of a site were usually assigned to each distance category. In that situation,

we used the mean of those plots to preserve only one data sample per peatland per distance category. The ANOVAs and Tukey's tests were performed in JMP 7.0.1 (SAS Institute Inc. 2007).

Table II. Distance from the right-of-way (ROW) margin to plot 7 in power-line ROW transect for each peatland

Bogs*	Distance of plot 7 in power-line ROW transect to ROW margin	Fens*	Distance of plot 7 in power-line ROW transect to ROW margin
A	435	G	325
B	445	H	115
C	285	LA	910
E	70	LB	1020
HB	210	LC	285
M	560	LD	535
MG	1610	N1	135
N3	60	N2	160
N6	160	S1	45
P	70	S2	55
P7	360	SL	62
P9	410		
SA	910		
SE	585		
SG	210		
SH	110		
SJ	55		
SM	735		
SP	310		
SS	50		
SV	1210		
T	1910		
V	260		

* See appendix 1 for details on peatlands

Correlations and ANOVAs were used to determine which environmental and landscape variables favour the invasion of undesirable species in ROWs. We first summed the cover of all native non-peatland species in each subplot of the ROWs and then averaged this cover per peatland. We repeated these calculations for

invasive species. The means of the total cover of native non-peatland species and invasive species were used as an indication of the level of invasion. Environmental variables sampled between the sixth and seventh plots of the power-line ROW transect, except the covers of canopy and lower trees because ROWs were cleared from trees, as well as all landscape variables, except the nominal variable *feature*, were used. Pearson's correlations were performed when assumption of normality was met, otherwise Spearman's correlations were performed. One bog was removed from the correlation with the variable *maintenance* because this data was unavailable. ANOVAs were performed only on the variable *feature* and rank-averaged transformations were done for invasive species to meet the assumptions of normality and homogeneity of variances. Correlations and ANOVAs were performed in JMP 7.0.1 (SAS Institute Inc. 2007).

The environmental and landscape variables linked to the invasion of a specific species in the ROW were determined through redundancy analyses (RDAs) and discriminant analyses. Hellinger's transformation was applied to the vegetation matrices prior to RDA to account for the presence of double zeros (Legendre & Gallagher 2001). Rare species were preserved in RDAs because in bogs, many undesirable species were infrequent and had low cover. The vegetation matrices were constructed by averaging the cover of each undesirable species in ROW per peatland. We used all environmental and landscape variables described in Table I, except the variable *feature*, which was analysed through discriminant analyses because the environmental matrix submitted to RDA would have had more columns than lines in fens and would have prevented the RDA calculation. The covers of canopy and lower trees were also excluded from RDAs because ROWs were cleared from trees. One bog was removed from the RDA because the year of the last maintenance

treatment was unavailable. Discriminant analyses were used to identify species related to the different kinds of features intersecting the ROW at its margin. Hellinger's transformation was performed using version 2.5.1 of the R statistical program (R Development Core Team 2007), RDAs were done using CANOCO (ter Braak & Šmilauer 2002) whereas discriminant analyses were done using JMP 7.0.1 (SAS Institute Inc. 2007).

2.2.5.2 Perpendicular transects

To determine whether native non-peatland and invasive species can invade adjacent peatland habitats and to calculate the distance of edge influence (DEI), we compared their mean cover and ratio to total vascular richness at different distances from the edge of the ROW using ANOVAs and Dunnett's tests. Peatlands (block) were used as random effect. One fen was rejected from these analyses because the last plots of both transects were disturbed by a major windfall. Rank-averaged transformations were used when needed to meet the assumptions of normality and homogeneity of variance. When normality was not obtained following these transformations, Friedman tests were performed instead of ANOVAs. For Dunnett's tests, we used the plots located in the ROW as control. We calculated the mean covers of native non-peatland and invasive species and their ratio to vascular richness as described above. In three peatlands, the ROW was too narrow to allow the sampling of the second plot of both transects. We therefore averaged the data of the first and second plots located within the ROW for both transects for all other sites, because ANOVA requires equal numbers of plots in each block. ANOVAs, Friedman and Dunnett's tests were performed using JMP 7.0.1 (SAS Institute Inc. 2007).

To evaluate whether the typical peatland plant communities of adjacent habitats are affected by the presence of a ROW, we used Ward's hierarchical clustering and discriminant analyses. When the existence of an edge is known, clustering techniques to delineate boundaries are preferable to detection algorithms (McIntire & Fortin 2006). Ward's clustering technique was selected because it allows the aggregation of sampling plots regardless of their spatial location. Rare typical peatland species (present in less than 5% of all circular subplots) were removed from the dataset. We calculated the mean cover of each remaining species per distance to the edge of the ROW using subplot data of each peatland. These mean covers were then standardized and used directly in the clustering. Following clustering, discriminant analyses were performed to identify indicator species that best discriminate between assemblages ($p < 0.05$) and environmental variables linked to each cluster. Centres of classes for the covers of canopy and lower tree variables were used in discriminant analyses. Clustering was performed using R (R Development Core Team 2007), and discriminant analyses using JMP 7.0.1 (SAS Institute Inc. 2007).

2.3 RESULTS

2.3.1 Power-line right-of-way transect

2.3.1.1 Bogs

A total of 205 taxa (148 vascular and 57 non-vascular species) were recorded in the 23 power-lines ROWs intersecting a bog. Among the vascular species, 85 are considered typical peatland species, 38 native non-peatland species and 18 invasive species (Annexe 1). The most common species according to their mean cover per plot were, in decreasing order, *Sphagnum rubellum* (13%), *S. fallax* (11%),

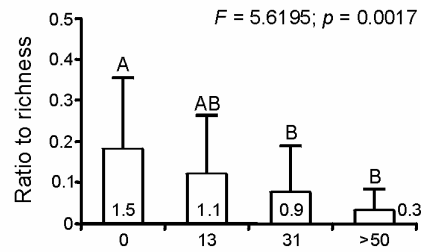
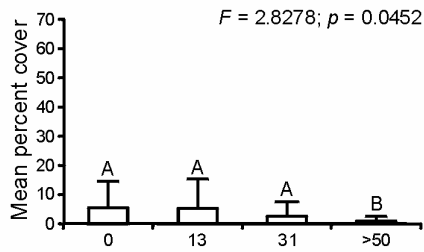
S. angustifolium (10%), *Chamaedaphne calyculata* (7%), *Ledum groenlandicum* (7%), *S. capillifolium* (7%), *Kalmia angustifolia* (7%), *S. magellanicum* (6%) and *Rubus setosus* (5%). Furthermore, five rare species in Québec were found: *Platanthera blephariglottis* var. *blephariglottis* (found in one bog), *Woodwardia virginica* (found in one bog), *Aulacomnium androgynum* (found in one bog), *Helodium paludosum* (found in one bog) and *Pseudobryum cinclidioides* (found in one bog; CDPNQ 2008; J. Faubert, unpublished data).

The mean percent cover and the ratio to total vascular richness of both native non-peatland and invasive species decreased significantly from the bog margin towards the center (Fig. 3). Species of those two groups were mostly restricted to the margin of the peatland (< 31 m from the margin). Invasive species, characterised mainly by *Rubus setosus* and *R. idaeus*, were however more widespread throughout the ROW than native non-peatland species although both groups of species represented roughly the same proportion of the total vascular flora (Fig. 3).

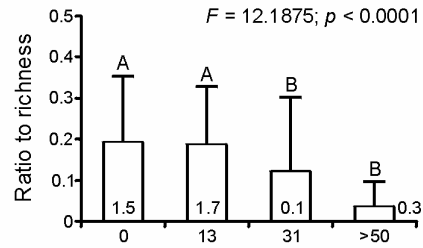
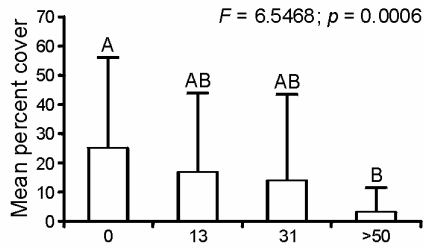
Correlation analyses indicated that the cover of native non-peatland species was significantly negatively correlated only with the distance to the St. Lawrence River (Table III), meaning that their cover was higher in sites located near this river than in sites located far from it. The cover of invasive species was not significantly correlated to any of the variables tested. ANOVAs on the kind of features intersecting the ROW at the bog margin revealed no effect on the level of invasion (native non-peatland species: $F = 1.6700$, $p = 0.2123$; invasive species: $F = 0.0129$, $p = 0.9872$).

Bogs

Native non-peatland species

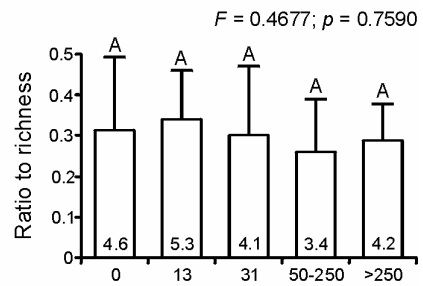
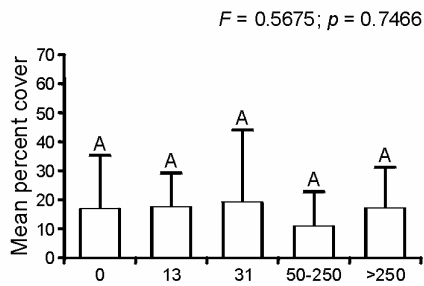


Invasive species



Fens

Native non-peatland species



Invasive species

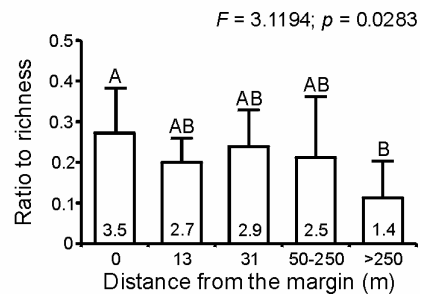
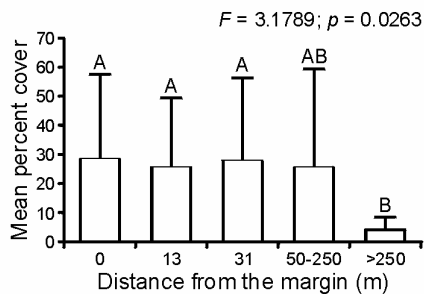


Figure 3. Mean percent cover of vascular undesirable species and their ratio to total vascular richness as a function of distance from the margin in the power-line right-of-way transect in bogs ($n = 23$) and fens ($n = 11$). ANOVAs were performed on rank averaged data except for ratio to richness in fens (raw data). For each graphic of ratio to richness, the numbers of native non-peatland species or invasive species are indicated in columns for each category of distance. Different letters indicate a significant difference at $\alpha = 0.05$ as determined by a Tukey's test. Bars indicate standard deviation.

Table III. Pearson (^P) and Spearman coefficients of correlation between the cover of vascular undesirable species and environmental and landscape variables in the power-line right-of-way transect of bogs ($n = 23$, except for the variable *maintenance* where $n = 22$) and fens ($n = 11$). See Table I for explanations on variables.

Variable	Ombrotrophic peatlands		Minerotrophic peatlands	
	Native non-peatland	Invasive	Native non-peatland	Invasive
CONSTRUCTION	0.23	0.20	-0.42	-0.19
MAINTENANCE	-0.38	0.34	0.43	-0.01
MONTREAL	0.35	0.03	0.08	0.02 ^P
RIVER	-0.46*	0.11	-0.18	-0.17
THICKNESS	-0.04	-0.02	0.38	-0.27 ^P
WIDTH	-0.23	-0.25	-0.18	0.01 ^P
W_K ₂₅	0.30	0.11	0.80**	0.41
W_LEVEL	0.05	0.02	-0.64*	-0.72 ^{P*}
W_pH	0.29	0.05	0.65*	0.23 ^P

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$

According to the RDA, environmental and landscape variables explained 40% of the variation of the total cover of undesirable species in ROWs intersecting a bog (Fig. 4a). The first axis explained 12% of the variation and the main variables correlated with it were the time elapse since the last maintenance treatment ($r = 0.65$), the distance from the St. Lawrence River ($r = 0.43$) and the distance from Montréal ($r = -0.34$). *Rubus setosus*, *Lycopodium obscurum*, *Polygonum sagittatum* and *Pteridium aquilinum* var. *latiusculum* were mainly associated to ROWs cleared a long time ago. They also covered larger area in sites located further from the St. Lawrence River and nearer to Montréal. Inversely, the cover of *Solidago rugosa*, *Doellingeria umbellata*, *Euthamia graminifolia* var. *graminifolia*, *Anaphalis margaritacea*, *Cirsium vulgare*, *Hieracium lachenalii*, *Hieracium scabrum* and *Chamerion angustifolium* ssp. *angustifolium* was higher in recently cleared ROWs and in sites located nearer to the St. Lawrence River and further from Montréal. The second RDA axis explained 9% of the variation and the main variables correlated with this axis were the time elapse since the ROW construction ($r = -0.47$), the water

pH ($r = -0.33$) and conductivity ($r = -0.32$). The main species associated with low water pH and conductivity were *Betula populifolia*, *Carex interior* and *Salix bebbiana* whereas those at the opposite end of this gradient were *Carex gynandra*, *Carex lurida*, *Carex stipata*, *Lysimachia terrestris* and *Calamagrostis canadensis*. Finally, ROWs recently established sheltered higher cover of *Lathyrus palustris* and *Lycopodium annotinum* while *Solidago canadensis* and *Vicia cracca* were more associated with older ROWs.

Discriminant analysis revealed that *Vicia cracca* was related to some extent to the presence of a cultivated field ($p = 0.0598$). All other undesirable species showed no preference to the kind of feature intersecting the ROW at the bog margin.

2.3.1.2 Fens

A total of 223 taxa (169 vascular and 54 non-vascular species) were recorded in the 11 power-lines ROWs intersecting a fen. Among the vascular species, 76 are considered typical peatland species, 59 native non-peatland species and 24 invasive species (Annexe 1). The most common species according to their mean cover per plot were, in decreasing order, *Sphagnum angustifolium* (8%), *Clematis virginiana* (7%), *Onoclea sensibilis* (6%), *S. fallax* (5%), *Spiraea alba* var. *latifolia* (5%), *Cornus sericea* ssp. *sericea* (4%) and *Rubus idaeus* (3%). One rare species in Québec was found in one fen: *Woodwardia virginica* (CDPNQ 2008).

The mean percent cover and the ratio to total vascular richness of native non-peatland species were similar along the ROW (Fig. 3). On average, native non-peatland species covered between 10 and 20% and represented one third of the total richness in each plot. Those species were mainly characterised by *Thalictrum pubescens*, *Thelypteris palustris* var. *pubescens*, *Solidago canadensis* and *Salix petiolaris*. The mean percent cover of invasive species was higher than for native non-peatland species, whereas both group of species represented approximately the same proportion of the total vascular richness (Fig. 3). Yet, the mean percent cover and ratio to richness of invasive species were similar only along the first 250 m of the ROW and declined significantly after this distance, even though, some invasive species were still present farther. Invasive species were mostly represented by *Clematis virginiana* but also by *Rubus idaeus*, *Impatiens capensis*, *Calamagrostis canadensis* and *Lythrum salicaria*.

Correlations indicated that the cover of native non-peatland species was significantly positively correlated with the water conductivity and pH, whereas it was negatively correlated with the water table level (Table III). Thus high water conductivity and pH and a water table far below the soil surface could facilitate the establishment of native non-peatland species. The cover of invasive species was significantly negatively correlated with water table level, meaning that a water table far below the soil surface could enhance their establishment. Finally, ANOVAs on the kind of features intersecting the ROW at the fen margin revealed no effect on the level of invasion (native non-peatland species: $F = 0.1275$, $p = 0.8823$; invasive species: $F = 2.1104$, $p = 0.1918$).

According to the RDA, the measured environmental and landscape variables explained 92% of the variation of the total cover of undesirable species in ROWs

intersecting a fen (Fig. 4b). The first RDA axis explained 30% of the variation and the variables with the highest correlation with this axis were the water level ($r = -0.67$) and the peat thickness ($r = -0.46$). This axis principally depicts a gradient from wet conditions with a thick peat deposit to drier sites with a thinner peat deposit. The main species associated to dry sites on shallow peat deposits were *Vicia cracca*, *Poa palustris*, *Clematis virginiana* and *Sambucus nigra* ssp. *canadensis* whereas the main species associated to wetter sites on thicker peat deposit were *Lythrum salicaria*, *Bidens frondosa*, *Equisetum arvense*, *Lysimachia terrestris*, *Typha* spp., *Eupatorium perfoliatum* and *Lysimachia thyrsoiflora*. The second RDA axis explained 15% of the variation of undesirable species. The variables with the highest correlation with this axis were the peat thickness ($r = -0.59$), the distance from the St. Lawrence River ($r = 0.57$), the width of the ROW ($r = 0.51$), the water pH ($r = -0.51$) and conductivity ($r = -0.47$). The main species associated with thick peat deposit, high water pH and narrow ROWs were *Lythrum salicaria*, *Bidens frondosa*, *Cicuta bulbifera*, *Equisetum arvense*, *Carex interior* and *Sagittaria latifolia*. On the contrary, *Solidago rugosa*, *Anemone canadensis*, *Carex crinita*, *Lathyrus palustris*, *Stellaria longifolia* and *Valeriana officinalis* seems to have been favoured on sites with wide ROWs, low water pH and thin peat deposit. Finally, sites with high water conductivity and located near to the St. Lawrence River sheltered higher cover of *Impatiens capensis*, *Salix bebbiana*, *Hydrocotyle americana* and *Lycopus americanus* whereas *Rubus setosus*, *Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*, *Danthonia spicata* and *Doellingeria umbellata* were related to sites with low water conductivity located far from the St. Lawrence River.

Discriminant analysis revealed that *Clematis virginiana* was significantly related to the presence of a cultivated field ($p < 0.0001$). All other invasive species showed no preference to the kind of feature intersecting the ROW at its margin.

2.3.2 Perpendicular transects

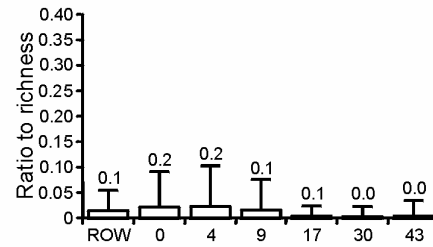
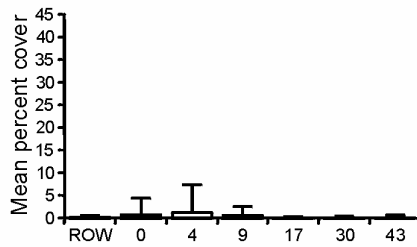
2.3.2.1 Bogs

A total of 165 taxa (101 vascular and 64 non-vascular species) were recorded in the perpendicular transects of the 23 bogs sampled. Among the vascular species, 77 are considered typical peatland species, 13 native non-peatland species and five invasive species (Annexe 1). The most common species according to their mean cover per plot were, in decreasing order, *Sphagnum rubellum* (24%), *S. fallax* (14%), *S. angustifolium* (12%), *S. capillifolium* (11%), *Chamaedaphne calyculata* (10%), *Kalmia angustifolia* (10%), *Ledum groenlandicum* (8%), *S. fuscum* (7%), *S. magellanicum* (6%) and *Picea mariana* (5%). Two rare vascular species in Québec were found: *Woodwardia virginica* (found in one bog) and *Platanthera blephariglottis* var. *blephariglottis* (found in five bogs; CDPNQ 2008).

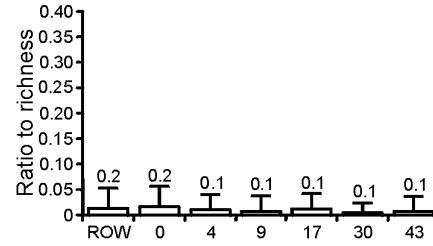
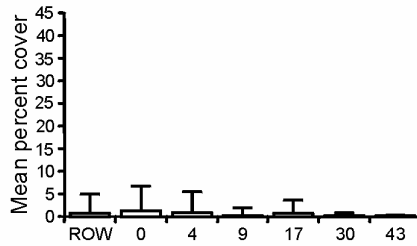
The mean percent cover of undesirable species was very low in all plots and always represented a minor proportion of the species richness (Fig. 5). No significant difference was found in the mean percent cover and the ratio to total vascular richness for both native non-peatland and invasive species between the ROW and the peatland expanse (Fig. 5). However, those species can hardly reach the peatland center by spreading in the ROW (Fig. 3).

Bogs

Native non-peatland species

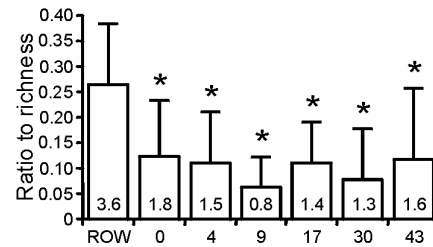
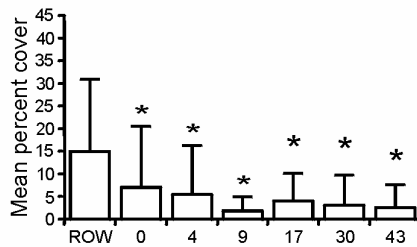


Invasive species



Fens

Native non-peatland species



Invasive species

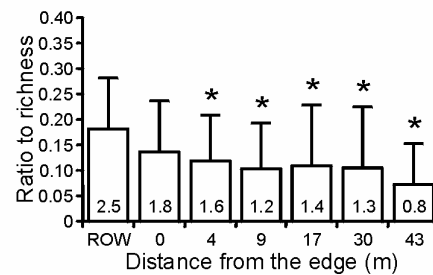
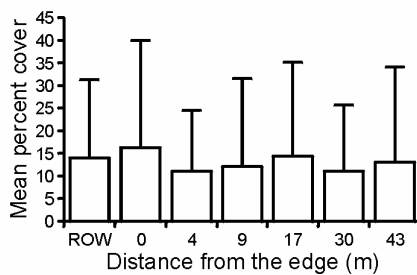


Figure 5. Mean percent cover of vascular undesirable species and their ratio to total vascular richness in the perpendicular transects as a function of distance from the right-of-way (ROW) edge in bogs ($n = 23$) and fens ($n = 10$). Friedman tests were performed except for the mean percent cover and ratio of richness of native non-peatland species in fens and ratio to richness of invasive species in fens (ANOVAs on rank averaged data). For each graphic of ratio to richness, the numbers of native non-peatland species or invasive species are indicated in columns for each category of distance. * indicates a significant difference from ROW plot at $\alpha = 0.05$ as determined by Dunnett's test. Bars indicate standard deviation.

Cluster analysis performed using typical peatland vascular species first separated the ROW plots (plots 1 and 2) from those of the bog expanse (plots 3 to 8) (Fig. 6). The second split separated the plots within nine meters from the edge (plots 3 to 5) from those at 17 meters and greater from the edge (plots 6 to 8). Tree species (*Abies balsamea*, *Acer rubrum* and *Picea mariana*) were the main indicative species of the bog expanse. Indicative species at the ROW edge were heliophilous species (*Chamaedaphne calyculata* and *Maianthemum trifolium*), while the sciaphile species *Kalmia angustifolia* was the only indicative species of the plots located farther from the edge. Discriminant analysis performed on environmental variables showed that only the covers of canopy ($p < 0.0001$) and lower trees ($p = 0.002$) variables were significantly different between the three groups. Those tree layers had higher covers in the peatland expanse than in the ROW. Non-vascular plants did not show any trend in the clustering, the vegetation of the ROW being highly similar to the vegetation of the peatland expanse (results not shown).

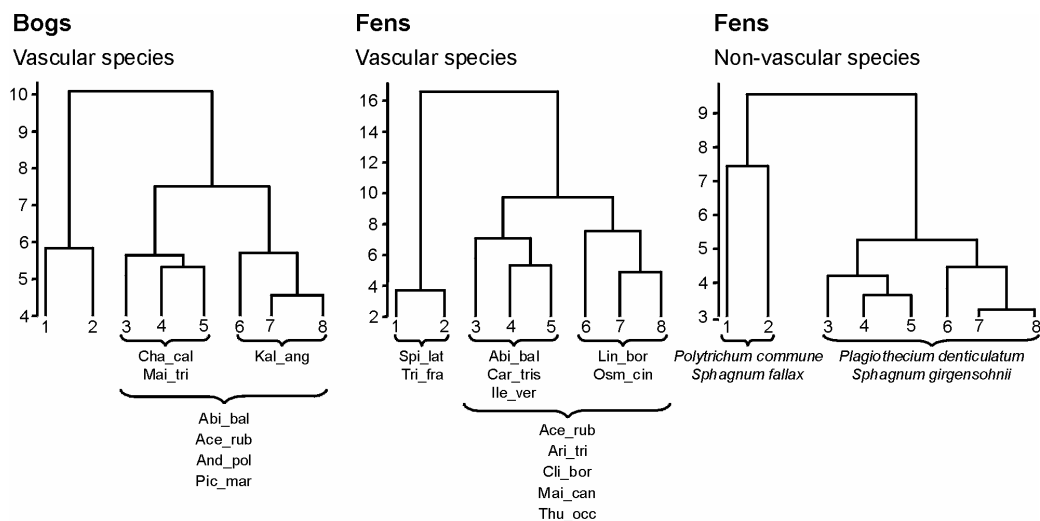


Figure 6. Ward's dendrograms using vascular peatlands species (see Annexe 1 for codes) in bogs ($n = 23$) and fens ($n = 11$) and non-vascular species in fens. Numbers under each branch indicate the plot number on the perpendicular transects (see Fig. 2). Indicator species ($p < 0.05$) are listed under each cluster.

2.3.2.2 Fens

A total of 308 taxa (220 vascular and 88 non-vascular) were recorded in the perpendicular transects of the 11 fens sampled. Among the vascular species, 126 are considered typical peatland species, 55 native non-peatland species and 28 invasive species (Annexe 1). The most common species according to their mean cover per plot were, in decreasing order, *Acer rubrum* (28%), *Abies balsamea* (8%), *Alnus incana* ssp. *rugosa* (5%), *Onoclea sensibilis* (5%), *S. angustifolium* (4%), *S. girgensohnii* (4%), *Thuja occidentalis* (4%), *Cornus sericea* ssp. *sericea* (4%), *Osmunda cinnamomea* (4%) and *Impatiens capensis* (4%). Five rare species in Québec were found: *Woodwardia virginica* (found in one fen), *Atrichum crispulum* (found in one fen), *Aulacomnium androgynum* (found in one fen), *Pallavicinia lyellii* (found in two fens) and *Pseudobryum cinclidioides* (found in three fens; CDPNQ 2008, J. Faubert, unpublished data).

The mean percent cover and the ratio to total vascular richness of native non-peatland species were significantly greater in the ROW than in the fen expanse (Fig. 5). However, even the innermost plots (43 m from the edge) were not free from those species (Fig. 5). We did not detect any significant difference in the cover of invasive species between the ROW and the peatland expanse (Fig. 5). Those species, and mainly *Impatiens capensis*, *Betula populifolia*, *Rubus idaeus*, *Pteridium aquilinum* var. *latiusculum* and *Clematis virginiana*, covered on average between 10 to 15% in each plot. No significant difference was detected in the ratio of invasive species to total richness between the ROW and the first plot located into the peatland expanse (Fig. 5), but this ratio showed significant differences between the ROW and the plots located at 4 m and more from the edge. Invasive species were still present in innermost plots (43 m from the edge).

The first and second divisions of cluster analysis using typical vascular peatland species in fens were similar to that of bogs; firstly separating the ROW plots (plots 1 and 2) from those of the peatland expanse (plots 3 to 8) and then, plots within nine meters from the edge (plots 3 to 5) from those greater than 17 meters from the edge (plots 6 to 8) (Fig. 6). Indicative species in the ROW were shade-intolerant species represented by *Spiraea alba* var. *latifolia* and *Triadenum fraseri*, while shade-tolerant and tree species (*Acer rubrum*, *Arisaema triphyllum* ssp. *triphyllum*, *Clintonia borealis*, *Maianthemum canadense* and *Thuja occidentalis*) were indicative of the peatland expanse. Innermost plots were characterised by species associated with forests interior such as *Linnaea borealis* and *Osmunda cinnamomea*. Among environmental variables sampled, only the covers of canopy and lower trees differed significantly between the three clusters ($p < 0.0001$ for both variables). As in bogs, they occupied a higher cover in peatland expanse than in the ROW. Cluster analysis performed using non-vascular plants only separated the ROW plots (plots 1 and 2) from those of the peatland expanse (plots 3 to 8). *Sphagnum fallax* and *Polytrichum commune* var. *commune* were indicative species of the ROW. *Sphagnum girgensohnii* and *Plagiothecium denticulatum*, two forest species, were indicative species of the peatland expanse. Discriminant analyses performed on environmental variables among the two clusters revealed that the covers of canopy and lower trees were both significantly higher ($p < 0.0001$ for both variables) in peatland expanse than in the ROW.

2.4 DISCUSSION

Our results showed that power-lines ROWs are efficient dispersal vectors and favour the spread of undesirable plant species in peatland, mainly in fens. Undesirable species, mostly native non-peatland species, were found in abundance

along the entire ROW. In addition, invasive species present in the ROW were also able to colonise the adjacent peatland habitat in fens to more than 43 m from the ROW edge. However, the consequences of these dispersal vectors seem to be minor on bogs because undesirable species were infrequent in this type of peatland.

The different response of bogs and fens in regard to undesirable species invasion in power-lines ROWs is likely linked to their intrinsic edaphic conditions. Bogs are characterised by a soil pH ranging from 3.0 to 4.2, a corrected conductivity lower than 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and a low nutrient content (Sjörs 1952; Zoltai & Vitt 1995; Vitt & Wieder 2009). Those characteristics allow only the colonisation and the growth of a limited number of specialist species (Hájek et al. 2007). On the other hand, fens receive runoff water enriched by the surrounding mineral soils and are characterized by pH ranging from 4.2 to over 8.0 and corrected conductivity values higher than 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Sjörs 1952; Gorham & Janssens 1992; Vitt & Wieder 2009), which may be more suitable conditions for the establishment and the spread of native non-peatland and invasive species. In our study, not only fens were more susceptible than bogs to invasion by undesirable species, but when we pool all sampled fens and bogs together, correlations between water pH or corrected conductivity and the cover of undesirable species are strong and all significant (Spearman coefficients of correlation (ρ) between pH or conductivity and native non-peatland species cover = 0.66** and 0.68**, respectively; ρ between pH or conductivity and invasive species cover = 0.34* and 0.42*, respectively). For instance, most undesirable species in sampled bogs were associated with high water pH and conductivity, with the exception of *Betula populifolia*, a species that can rapidly invade disturbed bogs (Fig. 4a; Lavoie & Saint-Louis 1999). In bogs, invasive species were also restricted to the margin, where there is usually an enrichment of soil (Damman & Dowhan

1981). In urban wetlands of New Jersey, exotic species have also been shown to be more abundant on sites with higher pH and nutrient content (Ehrenfeld 2008). Harsh edaphic conditions have also been identified as limiting factor for plant invasion in other ecosystems (D'Antonio 1993; Greenberg et al. 1997; Larson et al. 2001). For example, Californian serpentine grasslands are resistant to invasion, primarily due to their low soil nutrient content such as nitrogen and phosphorus (Huenneke et al. 1990; Harrison 1999).

The differential response of invasion observed between bogs and fens could also be explained in part by the theory on niche saturation stipulating that occupied resource space decreases the probability of successful establishment of new species (Palmer & Maurer 1997). For instance, *Sphagnum* species dominated the soil surface in bogs and created a continuous ground layer in most of the sampled bogs whereas non-vascular species were scattered and lead to a disrupted ground cover on wooded sampled fens. This free niche in fens may have favoured the germination of seeds transported by wind from the surrounding landscape and allowed seedling establishment (Pykälä 2004). Moreover, even if *Sphagnum* mats, particularly on hummock, can be favourable bed for germination of few tree seeds (Ohlson & Zackrisson 1992; Hörnberg et al. 1997), seedlings that can establish have to grow rapidly to avoid being overgrown by *Sphagnum* species (Ohlson & Zackrisson 1992). Ecological niches occupied by *Sphagnum* mosses may thus be an additional limiting factor for the establishment of undesirable species in bogs.

The type of vegetation structure in sampled fens may also have exacerbated their susceptibility to invasion. Indeed, compared to bogs, which were mainly open or semiforested, all sampled fens were wooded and the management of power-lines ROWs in the sampled fens required tree cutting on an average width of 55 m.

Several studies reported that the increase in light, the reduction of barriers for wind-dispersed seeds and the diminution of competition following the clearing of high-growing species could favour the establishment of invasive and herbaceous pioneer species (Gholz et al. 1985; MacLellan & Stewart 1986; Parendes & Jones 2000; Johnstone et al. 2002; Rubino et al. 2002). Moreover, the increased sun exposure following a clearcut usually results in an increased soil temperature which, in conjunction with the remaining tree residues, accelerate decomposition and lead to greater nutrient availability (Rosén et al. 1996; Hannerz & Hånell 1997; Locky & Bayley 2007). In our study however, the intact canopy of the adjacent fens seems to have restricted native non-peatland species to ROWs, even though the hardiness of some invasive species allowed them to penetrate the adjacent fen to at least 43 m from the edge (Fig. 5). In fact, even if the canopy of the sampled fens adjacent to ROW was partially closed, the shrub stratum was usually not well developed allowing a non-negligible luminosity to reach the soil. This luminosity was likely sufficiently low to prevent invasion by native non-peatland species, but not enough to stop encroachment by invasive species. However, impacts of power-lines ROWs seem to be notably reduced at distances farther than four meters from the edge because ratio of invasive species to total richness was significantly reduced from this distance in the peatland expanse compared to the ROW and only a limited number of invasive species could penetrate the peatland expanse (mean number of invasive species in the latest plot = 0.8). Thus, encroachment by invasive species in the adjacent fen was somewhat limited.

Not only light intensity may have favoured encroachment by undesirable species in ROW and peatland expanse in fens, but it also exacerbated the difference in typical peatland species composition between the ROW and the adjacent peatland

for both bogs and fens. Herbaceous heliophilous low-stature species (*e.g.*, *Spiraea alba* var. *latifolia*, *Triadenum fraseri*) were indicative of the ROW in fens whereas forest trees and shade-tolerant herbaceous species (*e.g.*, *Abies balsamea*, *Acer rubrum*, *Clintonia borealis*, *Picea mariana*) were representative of the expanse of both bogs and fens. The presence of *Acer rubrum* as an indicative species in bogs is somewhat surprising but this species was mainly found in one wooded bogs and may be related to past disturbances such as logging (Tousignant et al. In Press). Indicative non-vascular species in fens were also clearly associated to the shade gradient from the ROW to the peatland expanse (Fig. 6; Vitt & Slack 1984; Gignac 1992; Anderson et al. 1995). The replacement of late successional non-vascular species by early successional ones (*e.g.*, genus *Polytrichum*) can occur between one to eight years following clearcutting in peatlands (Hannerz & Hånell 1997; Locky & Bayley 2007).

Although light seems to be a key factor for the repartition of species, water level appears to be another important factor controlling invasion in fens whereas peat thickness seems to influence the individualistic distribution of undesirable species. Many studies already showed the single or combined importance of those factors in the composition of plant species assemblages in fens (Jeglum 1971; Laine & Vanha-Majamaa 1992; Jean & Bouchard 1993; Laine et al. 1995a, 1995b). In our study, many species thriving in wetlands, such as *Typha* spp., *Lysimachia terrestris*, *Lythrum salicaria* and *Bidens frondosa* were associated to high water level and thick peat deposit whereas *Vicia cracca* and *Clematis virginiana*, species characteristic of drier habitat, seem to be related to low water table level and thin peat deposit in fens (Fig. 4b). Graf et al. (2008) found that high water level and thin residual peat layer in abandoned harvested fens of North America promoted the spontaneous reintroduction of marsh and fen species whereas bog species were found on thicker

residual peat layer. On the other hand, low water levels, often a consequence of drainage, are known to reduce the richness of specialized peatland species (Murphy et al. 2009) and favour ruderal, forest or drought tolerant species already abundant in the surroundings (Laine & Vanha-Majamaa 1992; Laine et al. 1995a, 1995b; Grootjans et al. 2005; Pellerin et al. 2008).

In addition to the intrinsic characteristics of a site, its surrounding landscape may influence its susceptibility to invasion. Our results suggest that the proximity of the St. Lawrence River likely facilitated the invasion of undesirable species in the studied sites. For instance, *Impatiens capensis* and *Lythrum salicaria*, plants whose seeds are dispersed by water flows (Leck & Simpson 1993; Delisle et al. 2003), seem to have been favoured in fens close to the St. Lawrence River (Fig. 4b). Because variable *maintenance* was significantly positively correlated to the variable *river* for bogs ($\rho = 0.43^*$), we suppose that wind-dispersed species like those from the genus *Solidago* and *Doellingeria* were more influenced by the *maintenance* variable rather than the proximity of the St. Lawrence River (Fig. 4a). Furthermore, most species of those two genus, as well as *Rubus* spp. that can rapidly reproduce vegetatively (Marie-Victorin 1995), are competitive perennials and were among the most common undesirable species found in ROWs of both sampled bogs and fens. Those species have been mentioned in numerous studies to have increased their cover after clearcutting, selective cutting or herbicides application in forests ecosystems (Boring et al. 1981; Bramble & Byrnes 1983; Elliott et al. 1997; Hannerz & Hånell 1997; Jackson 1997; Rubino et al. 2002; Decocq et al. 2004; Locky & Bayley 2007; Heinrichs & Schmidt 2009). However, time elapsed since the power-line construction or the last maintenance treatment in ROW does not seem to influence the degree of invasion of a peatland, meaning that young and old ROWs support

approximately the same cover of undesirable species. Power-lines ROWs were established between 1972 and 1985 in fens, except one site where it was built in 1951. We thus suppose that by the time we surveyed the vegetation (more than 20 years after the construction), undesirable species had time to establish in each ROW. Moreover, the kind of feature adjacent to ROW margin seems to be of lesser importance in explaining the distribution of undesirable species because only two terrestrial species (*Clematis virginiana* and *Vicia cracca*) were related to the presence of a nearby field. Finally, landscape variables seem to be less essential than the intrinsic environmental characteristics of peatlands in influencing invasion by undesirable species, probably due to the relatively homogenous landscape of the study area.

2.5 CONCLUSION

Because undesirable species showed a rapid decline along ROWs in open or semiforested bogs, power-lines ROWs are likely not a threat to bog vegetation. On the contrary, ROWs located in wooded fens supported an important cover of undesirable species and some of those species, mainly invasive species, could spread into the adjacent peatland to more than 43 m from the edge. The presence of those species in ROWs is worrying, especially if a natural or anthropogenic disturbance occurs near the ROW and undesirable species present in the ROW can colonise the disturbed area and extend their coverage. Thus, the construction of power-lines in wooded fens should be avoided when possible due to its detrimental effect on natural vegetation. The magnitude of invasion within power-lines ROWs is highly related to the position along the minerotrophic gradient and the vegetation structure of the peatland (open, semiforested or wooded peatland) whereas invasion within the fen expanse may be a function of the openness of the canopy. Further studies will be

necessary to qualify the impacts of power-lines ROWs and patterns of invasion in open fens and wooded bogs, since those were not present within our study area except two wooded bogs.

Chapitre 3: Conclusion générale

Cette étude a permis d'évaluer les impacts des emprises de lignes électriques sur la végétation des tourbières du sud du Québec. De façon générale, les bogs semblent peu affectés par la mise en place de telles infrastructures. En effet, les emprises situées dans les bogs sont peu envahies, à l'exception de leur marge, et les espèces indésirables sont peu ou pas fréquentes dans les habitats tourbeux adjacents. Ces emprises semblent toutefois avoir un impact marqué sur la végétation des fens. En effet, dans les fens étudiés, les 250 premiers mètres de l'emprise étaient en partie caractérisés par des assemblages floristiques composés d'espèces indésirables. De plus, il a été observé que quelques espèces exotiques envahissantes pouvaient coloniser les habitats tourbeux adjacents, et ce, jusqu'à plus de 43 m de l'emprise. Toutefois, l'impact de l'emprise semble s'atténuer de façon notable après les quatre premiers mètres de la bordure, car en moyenne, seulement une espèce exotique ou envahissante était présente par quadrat à partir de cette distance.

La différence d'impact des emprises de lignes électriques observée entre les bogs et les fens est sans doute liée aux caractéristiques intrinsèques des deux types de tourbières échantillonnées. Le sol des bogs se caractérise généralement par des conditions d'extrême acidité (pH entre 3.0 et 4.2) et une conductivité corrigée faible ($< 20 \mu\text{S/cm}$) (Sjörs 1952; Vitt & Wieder 2009). Peu d'espèces sont adaptées à ce type de conditions, d'où la faible occurrence d'espèces indésirables. À l'inverse, le sol des fens est caractérisé par une étendue de pH plus importante (de 4.2 à plus de 8.0) et une conductivité corrigée plus élevée ($> 20 \mu\text{S/cm}$) (Sjörs 1952; Vitt & Wieder 2009). Ils renferment donc une plus grande diversité d'habitats, ce qui les rend plus vulnérables à l'établissement d'espèces indésirables. D'ailleurs, dans cette

étude, le pH et la conductivité se sont révélés être parmi les facteurs prépondérants pour expliquer l'envahissement.

La modification de la structure verticale de la végétation des tourbières afin de permettre l'établissement de la ligne électrique, résultant en l'ouverture du couvert forestier, semble également fortement influencer le degré d'envahissement d'un site. Par exemple, la majorité des bogs échantillonnés étaient ouverts ou semi-forestiers, ainsi l'installation de la ligne électrique a nécessité la coupe de quelques arbres seulement. À l'opposé, la mise en place de la ligne électrique dans les fens forestiers échantillonnés a engendré une importante ouverture dans la canopée. Plusieurs études ont mentionné qu'une luminosité accrue suite à une coupe d'arbres, peut favoriser l'établissement d'espèces exotiques envahissantes (Parendes & Jones 2000; Rubino et al. 2002). D'ailleurs, de nombreuses espèces exotiques envahissantes de l'Amérique du Nord proviennent d'Eurasie (Baker 1986; Pimentel 1986; Mack et al. 2000) où elles sont généralement associées à des champs cultivés (Cousens & Mortimer 1995). Elles sont donc probablement adaptées aux perturbations récurrentes et à une forte intensité lumineuse (Cousens & Mortimer 1995). En plus d'influencer la végétation indésirable dans les tourbières, la présence de la ligne électrique a également eu un impact sur la flore typique des tourbières, en raison probablement des changements d'intensité lumineuse causés par les travaux d'éclaircissement de la végétation forestière. En effet, quelques espèces héliophiles sont caractéristiques de l'emprise alors que plusieurs espèces sciaphiles ou arborescentes sont typiques de la tourbière adjacente. En ce sens, il serait fort intéressant de vérifier l'impact des emprises de lignes électriques dans des fens graminoides ainsi que dans des bogs forestiers, tout en portant une attention particulière à l'intensité lumineuse dans l'emprise et dans la tourbière adjacente. Ceci

permettrait de dresser un meilleur portrait de l'impact des lignes électriques dans les tourbières. Toutefois, dans la région méridionale du Québec, aucun fen gramoïde ne semblait être traversé par une ligne électrique probablement en raison de leur présence rarissime dans cette région car ces fens sont beaucoup plus abondants dans le nord de la province (Payette 2001). Quant aux bogs forestiers, ils sont peu nombreux dans le sud du Québec; les bogs semi-forestiers sont en effet les plus typiques de la région étudiée (Glaser & Janssens 1986; Payette 2001).

La présence d'espèces indésirables dans les fens est inquiétante. Par exemple, si une perturbation naturelle ou anthropique (*e.g.*, chablis ou coupe forestière) devait survenir dans l'habitat tourbeux adjacent à une emprise, il est fort à parier que les espèces indésirables présentes dans l'emprise pourraient coloniser la zone perturbée. Il est également préoccupant de savoir que la présence et la prolifération d'espèces exotiques envahissantes peuvent parfois mener à la réduction de la diversité floristique indigène (Ewel 1986; Vitousek 1990; Mack et al. 2000). Toutefois, il existe une certaine controverse à savoir si les espèces exotiques envahissantes peuvent réellement déloger les espèces indigènes et ainsi réduire la diversité floristique d'un site ou bien si elles ne sont pas plutôt simplement favorisées par les perturbations anthropiques au détriment des espèces indigènes (Gurevitch & Padilla 2004; MacDougall & Turkington 2005; Lavoie 2009). Quoi qu'il en soit, l'arrivée d'une nouvelle espèce dans un écosystème semble tout de même entraîner des impacts sur les conditions abiotiques du site, qui se répercutent à leur tour sur la végétation de l'écosystème et une boucle de rétroaction est enclenchée. Batten et al. (2006) ont ainsi montré pour les prairies de serpentine, que les espèces exotiques envahissantes peuvent modifier les communautés microbiennes du sol, ce qui pourrait altérer le cycle des nutriments et mettre en péril la survie des espèces

indigènes. De même, la mise en place de canaux de drainage dans une tourbière allemande a permis la colonisation du milieu par des espèces arborescentes auparavant absentes de la tourbière, car la nappe phréatique élevée limitait leur établissement (Frankl & Schmeidl 2000). Par la suite, les arbres ont abaissé davantage la nappe phréatique de manière à créer des conditions optimales pour assurer leur survie (Frankl & Schmeidl 2000). Alors, s'il advenait que des espèces indésirables puissent dominer dans les tourbières hors des emprises de lignes électriques, on pourrait se demander si ces écosystèmes seraient encore en mesure d'accomplir leurs multiples fonctions écologiques. Il faut se rappeler que les tourbières constituent une réserve importante d'eau douce (Moore 2002), qu'elles accumulent des quantités considérables de carbone (Gorham 1991), qu'elles renferment des archives écologiques et climatiques (Barber 1993) et qu'elles contribuent grandement à la biodiversité régionale (Calmé et al. 2002).

Étant situées dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, soit la région où la pression anthropique sur les milieux naturels est la plus forte au Québec, il est probable que plusieurs tourbières échantillonnées aient subi dans le passé ou subissent encore des perturbations ou des pressions anthropiques autres que l'établissement de la ligne électrique. Une recherche historique de chacun des sites, en utilisant des photographiques aériennes ou des techniques paléoécologiques, afin de vérifier si d'autres éléments (*e.g.*, présence de canaux de drainage dans la tourbière, coupe forestière antérieure, feu) auraient pu mener à des changements dans les assemblages d'espèces végétales serait de mise. En effet, les perturbations ainsi que l'utilisation antérieure des terres influencent grandement la composition végétale d'un site donné (Lundgren et al. 2004). Notons toutefois que les sites échantillonnés ont été choisis de manière à éviter ceux qui ont récemment subi d'autres

perturbations importantes (*e.g.*, coupe forestière dans la tourbière adjacente). Cependant, il s'avère qu'au moins quatre fens forestiers échantillonnés, situés dans les Tourbière-de-Lanoraie, auraient subi des perturbations récentes liées principalement à la coupe et au drainage (Tousignant et al. Sous presse), alors que la présence d'un canal de drainage, parfois associé à la ligne électrique, a été observée dans quelques tourbières échantillonnées. Il serait donc possible que la présence d'espèces indésirables dans la tourbière adjacente soit également liée à d'autres facteurs anthropiques. Afin d'éliminer ou de diminuer considérablement l'influence des perturbations anthropiques, il serait intéressant d'étudier des sites situés dans des régions plus éloignées de la population, tel la Baie James ou la Côte-Nord où les tourbières sont particulièrement nombreuses et où les lignes de transport d'électricité abondent quoique les espèces exotiques envahissantes soient peu abondantes dans ces régions. Néanmoins, l'élargissement de ces connaissances permettrait de mieux isoler l'impact des emprises de lignes électriques sur les tourbières.

Enfin, cette étude est la première à avoir examiné l'impact des emprises de lignes électriques sur la végétation des tourbières du sud du Québec. Les impacts des emprises de lignes électriques semblent beaucoup plus importants dans les fens forestiers que dans les bogs ouverts ou semi-forestiers, bien que la composition végétale des deux types de tourbières soit affectée par la mise en place de telles structures. Les résultats de cette étude portent à croire que d'autres types d'infrastructure linéaire telle les sentiers de motoneiges ou de véhicules tout-terrain, les voies ferrées et les canaux de drainage ou encore des coupes forestières pourraient bien engendrer des impacts similaires sur les tourbières. Sachant que la majorité des tourbières situées dans le sud de la province sont grandement affectées par diverses perturbations probablement équivalentes aux emprises de lignes

électriques, cette étude soulève l'urgent besoin d'étudier les impacts de ces perturbations sur les écosystèmes tourbeux.

Bibliographie

- Aarssen, L. W. 1983. Ecological combining ability and competitive combining ability in plants: toward a general evolutionary theory of coexistence in systems of competition. *The American Naturalist*. 122:707-731.
- Anderson, D. S., R. B. Davis & J. A. Janssens. 1995. Relationships of bryophytes and lichens to environmental gradients in Maine peatlands. *Vegetatio*. 120:147-159.
- Baker, H. G. 1986. Patterns of plant invasion in North America. *Dans* H. A. Mooney & J. A. Drake (eds). *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, pp. 44-57. Springer-Verlag, New York.
- Ballard, B.D., C. A. Nowak, L. P. Abrahamson, E. F. Neuhauser & K. E. Finch. 2002. Integrated vegetation management on electrical transmission rights-of-way using herbicides: Treatment effects over time. *Dans* J. W. Goodrich-Mahoney, D. F. Mutrie & C. A. Guild (eds). *Proceedings of the seventh International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management*, pp. 47-55. Calgary, Alberta.
- Barber, K. E. 1993. Peatlands as scientific archives of past biodiversity. *Biodiversity and Conservation*. 2:474-489.
- Baret, S. & D. Strasberg. 2005. The effects of opening trails on exotic plant invasion in protected areas on La Réunion Island (Mascarene Archipelago, Indian Ocean). *Revue D'Écologie - La Terre Et La Vie*. 60:325-332.
- Batten, K. M., K. M. Scow, K. F. Davies & S. P. Harrison. 2006. Two invasive plants alter soil microbial community composition in serpentine grasslands. *Biological Invasions*. 8:217-230.
- Bazzaz, F. A. 1986. Life history of colonizing plants: some demographic, genetic and physiological features. *Dans* H. A. Mooney & J. A. Drake (eds). *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, pp. 96-110. Springer-Verlag, New York.
- Benninger-Truax, M., J. L. Vankat & R. L. Schaefer. 1992. Trails corridors as habitat and conduits for movement of plant species in Rocky Mountain National Park, Colorado, USA. *Landscape Ecology*. 6:269-278.
- Boring, L. R., C. D. Monk & W. T. Swank. 1981. Early regeneration of a clear-cut southern Appalachian forest. *Ecology*. 62:1244-1253.
- Bouchard, A. & S. Hay. 1976. The vascular flora of the Gros Morne National Park Coastal Plain, in Newfoundland. *Rhodora*. 78:207-260.
- Bramble W. C. & W. R. Byrnes. 1983. Thirty years of research on development of plant cover on an electric transmission right-of-way. *Journal of Arboriculture*. 9:67-74.

- Brothers, T. S. & A. Spingarn. 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology*. 6:91-100.
- Buteau, P. 1989. Atlas des tourbières du Québec méridional. Direction générale de l'exploration géologique et minérale, Direction de la recherche géologique, Service géologique de Québec.
- Callaway, R. M. & W. M. Ridenour. 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2:436-443.
- Calmé, S., A. Desrochers & J.-P. L. Savard. 2002. Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Québec. *Biological Conservation*. 107:273-281.
- Campbell, D. R. & L. Rochefort. 2001. La végétation : gradients. *Dans S. Payette & L. Rochefort (eds). Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, pp. 129-158. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Centre de Données sur le Patrimoine Naturel du Québec (CDPNQ). 2008. Les plantes vasculaires menacées ou vulnérables du Québec. 3^e édition. Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs, Québec. 180 p.
- Chen, J., J. F. Franklin & T. A. Spies. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*. 2:387-396.
- Cousens, R. & M. Mortimer 1995. Dynamics of weed populations. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- D'Antonio, C. M. 1993. Mechanisms controlling invasion of coastal plant communities by the alien succulent *Carpobrotus edulis*. *Ecology*. 74:83-95.
- Damman, A. W. H. & J. J. Dowhan. 1981. Vegetation and habitat conditions in Western Head Bog, a southern Nova Scotian plateau bog. *Canadian Journal of Botany*. 59:1343-1359.
- Decocq, G., M. Aubert, F. Dupont, D. Alard, R. Saguez, A. Wattez-Franger, B. De Foucault, A. Delelis-Dusollier & J. Bardat. 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology*. 41:1065-1079.
- Delgado, J. D., N. L. Arroyo, J. R. Arévalo & J. M. Fernández-Palacios. 2007. Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). *Landscape and Urban Planning*. 81:328-340.
- Delisle, F., C. Lavoie, M. Jean & D. Lachance. 2003. Reconstructing the spread of invasive plants: taking into account biases associated with herbarium specimens. *Journal of Biogeography*. 30:1033-1042.

- Di Tomaso, J. M. 1998. Impact, biology, and ecology of saltcedar (*Tamarix* spp.) in the southwestern United States. *Weed Technology*. 12:326-336.
- Ehrenfeld, J. G. 2008. Exotic invasive species in urban wetlands: environmental correlates and implications for wetland management. *Journal of Applied Ecology* 45:1160-1169.
- Elliott, K. J., L. R. Boring, W. T. Swank & B. R. Haines. 1997. Successional changes in plant species diversity and composition after clearcutting a Southern Appalachian watershed. *Forest Ecology and Management*. 92:67-85.
- Environment Canada. 2008. Canadian climate normals or averages 1971-2000.
URL: http://climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate_normals/index_e.html?&.
Consulté le 1er avril 2009.
- ESRI. 2006. ArcGIS 9.2. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA.
- Euskirchen, E. S., J. Chen & R. Bi. 2001. Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. *Forest Ecology and Management*. 148:93-108.
- Ewel, J. J. 1986. Invasibility: lessons from South Florida. *Dans* H. A. Mooney & J. A. Drake (eds). *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, pp. 214-230. Springer-Verlag, New York.
- Faubert, J. 2007. Catalogue des bryophytes du Québec et du Labrador. *Provancheria* N°30, Mémoire de l'Herbier Louis-Marie, Université Laval.
- Forman, R. T. T. & L. E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29:207-231.
- Forman, R. T. T. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology*. 14:31-35.
- Frankl, R. & H. Schmeidl. 2000. Vegetation change in a South German raised bog: Ecosystem engineering by plant species, vegetation switch or ecosystem level feedback mechanisms? *Flora*. 195:267-276.
- Fraver, S. 1994. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River Basin, North Carolina. *Conservation Biology*. 8:822-832.
- Garant, Y., J. Domingue & F. Gauthier. 1997. Effectiveness of three vegetation control methods in establishing compatible plant species in powerline rights-of-way in Northeastern Québec. *Dans* J. R. Williams, J. W. Goodrich-Mahoney, J. R. Wisniewski & J. Wisniewski (eds). *Proceedings of the sixth International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management*, pp. 77-81. New Orleans, Louisiana, USA.
- Garneau, M. 2001. Statut trophique des taxons préférentiels et des taxons fréquents mais non préférentiels des tourbières naturelles du Québec-Labrador. *Dans*

- S. Payette & L. Rochefort (eds). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, pp. 523-531. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Gauthier, R. 1980. La végétation des tourbières et les sphaignes du parc des Laurentides, Québec. *Études écologiques* n° 3, Laboratoire d'écologie forestière, Université Laval, Québec.
- Gelbard, J. L. & J. Belnap. 2003. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology*. 17:420-432.
- Gholz, H. L., G. M. Hawk, A. Campbell, K. Cromack, Jr. & A. T. Brown. 1985. Early vegetation recovery and element cycles on a clear-cut watershed in western Oregon. *Canadian Journal of Forest Research*. 15:400-409.
- Gignac, L. D. 1992. Niche structure, resource partitioning, and species interactions of mire bryophytes relative to climatic and ecological gradients in western Canada. *The Bryologist*. 95:406-418.
- Glaser, P. H. & J. A. Janssens. 1986. Raised bogs in eastern North America: transitions in landforms and gross stratigraphy. *Canadian Journal of Botany*. 64:395-415.
- Google Corporation. 2007. Google Earth, version 4.2. Téléchargé le 13 novembre 2008 du site: <http://earth.google.com>.
- Gorham, E. 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*. 1:182-195.
- Gorham, E. & J. A. Janssens. 1992. Concepts of fen and bog re-examined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*. 61:7-20.
- Graf, M. D., L. Rochefort & M. Poulin. 2008. Spontaneous revegetation of cutaway peatlands of North America. *Wetlands*. 28:28-39.
- Green, E. K. & S. M. Galatowitsch. 2002. Effects of *Phalaris arundinacea* and nitrate-N addition on the establishment of wetland plant communities. *Journal of Applied Ecology*. 39:134-144.
- Greenberg, C. H., S. H. Crownover & D. R. Gordon. 1997. Roadside soils: a corridor for invasion of xeric scrub by nonindigenous plants. *Natural Areas Journal*. 17:99-109.
- Grigal, D. F. 1985. Impact of right-of-way construction on vegetation in the Red Lake peatland, Northern Minnesota. *Environmental Management*. 9:449-454.
- Grootjans, A. P., H. Hunneman, H. Verkiel & J. Van Andel. 2005. Long-term effects of drainage on species richness of a fen meadow at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology*. 6:185-193.
- Gurevitch, J. & D. K. Padilla. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *TRENDS in Ecology and Evolution*. 19:470-474.

- Hájek, M., L. Tichý, B. S. Schamp, D. Zelený, J. Roleček, P. Hájková, I. Apostolova & D. Dítě. 2007. Testing the species pool hypothesis for mire vegetation: exploring the influence of pH specialists and habitat history. *Oikos* 116:1311-1322.
- Hannerz, M. & B. Hånell. 1997. Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management*. 90:29-49.
- Hansen, M. J. & A. P. Clevenger. 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation*. 125:249-259.
- Harrison, S. 1999. Native and alien species diversity at the local and regional scales in a grazed California grassland. *Oecologia*. 121:99-106.
- Harrison, S., C. Hohn. & S. Ratay. 2002. Distribution of exotic plants along roads in a peninsular nature reserve. *Biological Invasions*. 4:425-430.
- Hector, A., K. Dobson, A. Minns, E. Bazeley-White & J. H. Lawton. 2001. Community diversity and invasion resistance: an experimental test in a grassland ecosystem and a review of comparable studies. *Ecological Research*. 16:819-831.
- Heinrichs, S. & W. Schmidt. 2009. Short-term effects of selection and clear cutting on the shrub and herb layer vegetation during the conversion of even-aged Norway spruce stands into mixed stands. *Forest Ecology and Management*. 258:667-678.
- Hill, J. D., C. D. Canham & D. M. Wood. 1995. Patterns and causes of resistance to tree invasion in rights-of-way. *Ecological Applications*. 5:459-470.
- Hobbs, R. J. & L. Atkins. 1988. Effect of disturbance and nutrient addition on native and introduced annuals in plant communities in the Western Australian wheatbelt. *Australian Journal of Ecology*. 13:171-179.
- Hörnberg, G., M. Ohlson, & O. Zackrisson. 1997. Influence of bryophytes and microrelief conditions on *Picea abies* seed regeneration patterns in boreal old-growth swamp forests. *Canadian Journal of Forest Research*. 27:1015-1023.
- Huenneke, L. F., S. P. Hamburg, R. Koide, H. A. Mooney & P. M. Vitousek. 1990. Effects of soil resources on plant invasion and community structure in Californian serpentine grassland. *Ecology*. 71:478-491.
- Jackson, L.W. 1997. Vegetation dynamics on a managed New York right-of-way (1977-1996). *Dans* J. R. Williams, J. W. Goodrich-Mahoney, J. R. Wisniewski & J. Wisniewski (eds). *Proceedings of the sixth International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management*, pp. 111-117. New Orleans, Louisiana, USA.

- Jean, M. & A. Bouchard. 1993. Riverine wetland vegetation: importance of small-scale and large-scale environmental variation. *Journal of Vegetation Science*. 4:609-620.
- Jeglum, J. K. 1971. Plant indicators for pH and water level in peatlands at Candle Lake, Saskatchewan. *Canadian Journal of Botany*. 49:1661-1676.
- Jodoin, Y., C. Lavoie, P. Villeneuve, M. Theriault, J. Beaulieu & F. Belzile. 2008. Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology*. 45:459-466.
- Johnston, F. M. & S. W. Johnston. 2004. Impacts of road disturbance on soil properties and on exotic plant occurrence in subalpine areas of the Australian Alps. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*. 36:201-207.
- Johnstone, R. A., M. R. Haggie & H. A. Allen Jr. 2002. Tree, shrub, and herb succession and five years of management following the establishment of a new electric transmission right-of-way through a mixed woodland. *Dans J. W. Goodrich-Mahoney, D. F. Mutrie & C. A. Guild (eds). Proceedings of the seventh International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management*, pp. 73-81. Calgary, Alberta.
- Jutras, S., A. P. Plamondon, H. Hökkä & J. Bégin. 2006. Water table changes following precommercial thinning on post-harvest drained wetlands. *Forest Ecology and Management*. 235:252-259.
- Kercher, S. M. & J. B. Zedler. 2004. Multiple disturbances accelerate invasion of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) in a mesocosm study. *Oecologia*. 138: 455-464.
- Laine, J. & I. Vanha-Majamaa. 1992. Vegetation ecology along a trophic gradient on drained pine mires in southern Finland. *Annales Botanici Fennici*. 29:213-233.
- Laine, J., H. Vasander & R. Laiho. 1995a. Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. *Journal of Applied Ecology*. 32:785-802.
- Laine, J., H. Vasander & T. Sallantausta. 1995b. Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environmental Reviews*. 3:286-303.
- Larson, D. L., P. J. Anderson & W. Newton. 2001. Alien plant invasion in mixed-grass prairie: Effects of vegetation type and anthropogenic disturbance. *Ecological Applications*. 11:128-141.
- Laurian, C., C. Dussault, J.-P. Ouellet, R. Courtois, M. Poulin & L. Breton. 2008. Behavior of moose relative to a road network. *Journal of Wildlife Management*. 72:1550-1557.
- Lavoie, C. & A. Saint-Louis. 1999. The spread of gray birch (*Betula populifolia*) in eastern Quebec: landscape and historical considerations. *Canadian Journal of Botany*. 77:859-868.

- Lavoie, C., M. Jean, F. Delisle & G. Létourneau. 2003. Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*. 30:537-549.
- Lavoie, C., C. Dufresne & F. Delisle. 2005. The spread of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea*) in Québec: a spatio-temporal perspective. *Écoscience*. 12:366-375.
- Lavoie, C. 2009. Should we care about purple loosestrife? The history of an invasive plant in North America. *Biological Invasions*. DOI 10.1007/s10530-009-9600-7.
- Leck, M. A. & R. L. Simpson. 1993. Seeds and seedlings of the Hamilton marshes, a Delaware river tidal freshwater wetland. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*. 144:267-281.
- Legendre, P. & E. D. Gallagher. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*. 129:271-280.
- Lelong, B., C. Lavoie, Y. Jodoin & F. Belzile. 2007. Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*): a historical and genetic analysis. *Diversity and Distributions*. 13:430-437.
- Levine, J. M. 1999. Indirect facilitation: evidence and predictions from a riparian community. *Ecology*. 80:1762-1769.
- Levine, J. M. & C. M. D'Antonio. 1999. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos*. 87:15-26.
- Locky, D. A. & S. E. Bayley. 2007. Effects of logging in the southern boreal peatlands of Manitoba, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*. 37:649-661.
- Lonsdale, W. M. & A. M. Lane. 1994. Tourist vehicles as vectors of weed seeds in Kakadu National Park, northern Australia. *Biological Conservation*. 69:277-283.
- Luken, J. O., A. C. Hinton & D. G. Baker. 1991. Forest edges associated with power-line corridors and implications for corridor siting. *Landscape and Urban Planning*. 20:315-324.
- Lundgren, M. R., C. J. Small, & G. D. Dreyer. 2004. Influence of land use and site characteristics on invasive plant abundance in the Quinebaug Highlands of southern New England. *Northeastern Naturalist*. 11:313-332.
- MacArthur, R. 1970. Species packing and competitive equilibrium for many species. *Theoretical Population Biology*. 1:1-11.
- MacArthur, R. H. 1972. *Geographical ecology: patterns in the distribution of species*. Harper and Row, New York.

- MacDougall, A. S. & R. Turkington. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology*. 86:42-55.
- Mack, R. N. 1986. Alien plant invasion into the intermountain west: a case history. *Dans* H. A. Mooney & J. A. Drake (eds). *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, pp. 191-213. Springer-Verlag, New York.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout & F. A. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*. 10:689-710.
- MacLellan, P. & J. M. Stewart. 1986. Latitudinal gradients in vegetation along a disturbed transmission line right-of-way in Manitoba. *Canadian Journal of Botany*. 64:1311-1320.
- MacQuarrie, K. & C. Lacroix. 2003. The upland hardwood component of Prince Edward Island's remnant Acadian forest: determination of depth of edge and patterns of exotic plant invasion. *Canadian Journal of Botany*. 81:1113-1128.
- Magnusson, B. & J. M. Stewart. 1987. Effects of disturbances along hydroelectrical transmission corridors through peatlands in northern Manitoba, Canada. *Arctic and Alpine Research*. 19:470-478.
- Marie-Victorin, F. 1995. *Flore Laurentienne*. 3e édition. Presses de l'Université de Montréal, Montréal.
- McDonald, R. I. & D. L. Urban. 2006. Edge effects on species composition and exotic species abundance in the North Carolina Piedmont. *Biological Invasions*. 8:1049-1060.
- McIntire, E. J. B. & M.-J. Fortin. 2006. Structure and function of wildfire and mountain pine beetle forest boundaries. *Ecography*. 29:309-318.
- Meunier, G. 2008. Le gaillet mollugine (*Galium mullogo* L.) envahisseur : analyse de sa répartition et de ses impacts sur la diversité végétale au parc national du Bic. M. Sc. Thesis., Université Laval, Qc.
- Moore, P. D. 2002. The future of cool temperate bogs. *Environmental Conservation*. 29:3-20.
- Murphy, M. T., A. McKinley & T. R. Moore. 2009. Variation in above- and below-ground vascular plant biomass and water table on a temperate ombrotrophic peatland. *Botany*. 87:845-853.
- National Wetlands Working Group. 1988. *Wetlands of Canada*. Ecological Land Classification Series, Number 24. Sustainable Development Branch, Environment Canada, Ottawa, Ontario, and Polyscience Publications, Montréal, Québec, Canada.
- Natural Resources Canada. 2008. GeoGratis. Natural Resources Canada. URL: <http://www.geogratis.ca/>. Consulté le 13 mars 2008.

- Nickerson, N. H. & F. R. Thibodeau. 1984. Modification of bog vegetation by power utility rights-of-way. *Journal of Environmental Management*. 19:221-228.
- Nickerson, N. H., R. A. Dobbertein & N. M. Jarman. 1989. Effects of power-line construction on wetland vegetation in Massachusetts, USA. *Environmental Management*. 13:477-483.
- Nowak, C. A., B. D. Ballard & E. O'Neill. 2002. Gray birch ecology on an electric powerline right-of-way in upstate New York. *Dans* J. W. Goodrich-Mahoney, D. F. Mutrie & C. A. Guild (eds). *Proceedings of the seventh International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management*, pp. 83-87. Calgary, Alberta.
- Ogle, C. C., G. D. La Cock, G. Arnold & N. Mickleson. 2000. Impact of an exotic vine *Clematis vitalba* (F. Ranunculaceae) and of control measures on plant biodiversity in indigenous forest, Taihape, New Zealand. *Austral Ecology*. 25:539-551.
- Ohlson, M. & O. Zackrisson. 1992. Tree establishment and microhabitat relationships in north Swedish peatlands. *Canadian Journal of Forest Research*. 22:1869-1877.
- Palmer, M. W. & T. A. Maurer. 1997. Does diversity beget diversity? A case study of crops and weeds. *Journal of Vegetation Science*. 8:235-240.
- Parendes, L. A. & J. A. Jones. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology*. 14:64-75.
- Payette, S. 2001. Les principaux types de tourbières. *Dans* S. Payette & L. Rochefort (eds). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, pp. 39-89. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Pellerin, S. & C. Lavoie. 2003. Reconstructing the recent dynamics of mires using a multitechnique approach. *Journal of Ecology*. 91:1008-1021.
- Pellerin, S., M. Mercure, A. S. Desaulniers & C. Lavoie. 2008. Changes in plant communities over three decades on two disturbed bogs in southeastern Québec. *Applied Vegetation Science*. 12:107-118.
- Pimentel, D. 1986. Biological invasions of plants and animals in agriculture and forestry. *Dans* H. A. Mooney & J. A. Drake (eds). *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, pp. 149-160. Springer-Verlag, New York.
- Pimentel, D., R. Zuniga & D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*. 52: 273-288.
- Pokorny, M. L., R. L. Sheley, C. A. Zabinski, R. E. Engel, T. J. Svejcar & J. J. Borkowski. 2005. Plant functional group diversity as a mechanism for invasion resistance. *Restoration Ecology*. 13:448-459.

- Poulin, M. & S. Pellerin. 2001. La conservation. *Dans* S. Payette & L. Rochefort (eds). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, pp. 505-518. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Poulin, M., L. Rochefort, S. Pellerin & J. Thibault. 2004. Threats and protection for peatlands in eastern Canada. *Géocarrefour*. 79:331-344.
- Proctor, M. C. F. 1994. Seasonal and shorter-term changes in surface-water chemistry on four English ombrogenous bogs. *Journal of Ecology*. 82:597-610.
- Pykälä, J. 2004. Immediate increase in plant species richness after clear-cutting of boreal herb-rich forests. *Applied Vegetation Science*. 7:29-34.
- R Development Core Team. 2007. R: a language and environment for statistical computing. R. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Réseau canadien pour la conservation de la flore. 2009. Invasive Plant Lists. URL : http://www.rbg.ca/cbcn/en/projects/invasives/i_list.html. Consulté le 25 juillet 2009.
- Rickey, M. A. & R. C. Anderson. 2004. Effects of nitrogen addition on the invasive grass *Phragmites australis* and a native competitor *Spartina pectinata*. *Journal of Applied Ecology*. 41:888-896.
- Riitters, K. H. & J. D. Wickham. 2003. How far to the nearest road? *Frontiers in Ecology and the Environment*. 1:125-129.
- Robitaille, A. & J.-P. Saucier. 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Québec, Gouvernement du Québec.
- Rochefort, L. 2001. Restauration écologique. *Dans* S. Payette & L. Rochefort (eds). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, pp. 449-504. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Rosa, E., M. Larocque, S. Pellerin, S. Gagné & B. Fournier. 2009. Determining the number of manual measurements required to improved peat thickness estimations by ground penetrating radar. *Earth Surface Processes and Landforms*. 34:377-383.
- Rosén, K., J.-A. Aronson & H. M. Eriksson. 1996. Effects of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden. *Forest Ecology and Management*. 83:237-244.
- Rubino, D. L., C. E. Williams & W. J. Moriarity. 2002. Herbaceous layer contrast and alien plant occurrence in utility corridors and riparian forests of the Allegheny High Plateau. *Journal of the Torrey Botanical Society*. 129:125-135.
- SAS Institute Inc. 2007. JMP the Statistical discovery software. Version 7.0.1. Cary, US.

- Schofield, E. K. 1989. Effects of introduced plants and animals on island vegetation: examples from the Galápagos Archipelago. *Conservation Biology*. 3:227-238.
- Sims, R. A. & J. M. Stewart. 1981. Aerial biomass distribution in an undisturbed and disturbed subarctic bog. *Canadian Journal of Botany*. 59:782-786.
- Sjörs, H. 1952. On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters. *Oikos*. 2:241-258.
- Tahvanainen, T. & T. Tuomaala. 2003. The reliability of mire water pH measurements – a standard sampling protocol and implications to ecological theory. *Wetlands*. 23:701-708.
- ter Braak, C. J. F. & P. Šmilauer 2002. CANOCO for Windows Version 4.5. Biometris – Plant Research International. Wageningen. The Netherlands.
- Thibodeau, F. R. & N. H. Nickerson. 1984. The effect of power utility right-of-way construction on cat-tail (*Typha latifolia* L.) marsh. *Rhodora*. 86:389-391.
- Thibodeau, F. R. & N. H. Nickerson. 1986. Impact of power utility rights-of-way on wooded wetland. *Environmental Management*. 10:809-814.
- Tousignant, M-E, S. Pellerin & J. Brisson. Sous Presse. The relative impact of human disturbances on the vegetation of a large wetland complex. *Wetlands*.
- Trombulak, S. C. & C. A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*. 14:18-30.
- Tyser, R. W. & C. A. Worley 1992. Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in Glacier National Park, Montana (U.S.A.). *Conservation Biology*. 6:253-262.
- USDA & NRCS. 2009. The PLANTS Database. URL: <http://plants.usda.gov>. Consulté le 5 décembre 2009.
- Valéry, L., H. Fritz, J.-C. Lefeuvre & D. Simberloff. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*. 10:1345-1351.
- Vitousek, P. M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos*. 57:7-13.
- Vitt, D. H. & N. G. Slack. 1984. Niche diversification of *Sphagnum* relative to environmental factors in northern Minnesota peatlands. *Canadian Journal of Botany*. 62:1409-1430.
- Vitt, D. H., S. E. Bayley & T.-L. Jin. 1995. Seasonal variation in water chemistry over a bog-rich fen gradient in Continental Western Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 52:587-606.
- Vitt, D. & R. K. Wieder. 2009. The structure and function of bryophyte-dominated peatlands. *Dans* B. Goffinet & A. J. Shaw (eds). *Bryophyte Biology*, 2nd

edition, pp. 357-391. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Wilcove, D. S., D. Rothstein, J. Dubow, A. Phillips & E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*. 48:607-615.

Wilcox, D. A. 1989. Migration and control of purple loosestrife (*Lythrum salicaria* L.) along highway corridors. *Environmental Management*. 13:365-370.

Xu, H., H. Ding, M. Li, S. Qiang, J. Guo, Z. Han, Z. Huang, H. Sun, S. He, H. Wu & F. Wan. 2006. The distribution and economic losses of alien species invasion to China. *Biological Invasions*. 8:1495-1500.

Zedler, J. B. & S. Kercher. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 23:431-452.

Zoltai, S. C. & D. H. Vitt. 1995. Canadian wetlands: environmental gradients and classification. *Vegetatio*. 118:131-137.

Annexes

Annexe 1. Nom, code et classification des espèces vasculaires échantillonnées dans 23 bogs et 11 fens du sud du Québec, Canada. Dans la classification, *t* fait référence aux espèces tourbicoles (typical peatland species), *nt* fait référence aux espèces indigènes non-tourbicoles (native non-peatland species), *env* fait référence aux espèces indigènes envahissantes (native invasive species), alors que *exo* fait référence aux espèces exotiques (exotic species). Dans cette étude, les trois derniers groupes d'espèces (*nt*, *env* et *exo*) sont considérés comme des espèces indésirables dans les tourbières. Pour plus de détails sur l'attribution des différents groupes aux espèces, consulter la section 2.2.5.

Nom	Code	Classification	Nom	Code	Classification
<i>Abies balsamea</i>	Abi_bal	t	<i>Betula pumila</i>	Bet_pum	t
<i>Acer rubrum</i>	Ace_rub	t	<i>Bidens frondosa</i>	Bid_fro	nt
<i>Acer saccharinum</i>	Ace_sac	t	<i>Boehmeria cylindrica</i>	Boe_cyl	t
<i>Acer spicatum</i>	Ace_spi	t	<i>Brachyelytrum aristosum</i>	Bra_ari	t
<i>Actaea rubra</i>	Act_rub	t	<i>Brasenia schreberi</i>	Bra_sch	nt
<i>Ageratina altissima</i> var. <i>altissima</i>	Age_alt	t	<i>Calamagrostis canadensis</i>	Cal_can	env
<i>Agrostis scabra</i>	Agr_sca	nt	<i>Calla palustris</i>	Call_pal	t
<i>Alisma triviale</i>	Ali_tri	nt	<i>Calopogon tuberosus</i> var. <i>tuberosus</i>	Cal_tub	t
<i>Alnus incana</i> ssp. <i>rugosa</i>	Aln_inc	t	<i>Caltha palustris</i>	Calt_pal	t
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Amb_art	env	<i>Calystegia sepium</i>	Cal_sep	env
<i>Amelanchier</i> sp.	Ame_sp.	non-classé	<i>Campanula aparinoides</i>	Cam_apa	nt
<i>Anaphalis margaritacea</i>	Ana_mar	nt	<i>Carex aquatilis</i>	Car_aqu	t
<i>Andromeda polifolia</i> var. <i>glaucophylla</i>	And_pol	t	<i>Carex brunnescens</i>	Car_bru	t
<i>Anemone canadensis</i>	Ane_can	nt	<i>Carex canescens</i>	Car_can	t
<i>Apiaceae</i> sp.	Api_sp.	non-classé	<i>Carex comosa</i>	Car_com	t
<i>Aralia hispida</i>	Ara_his	t	<i>Carex crinita</i>	Car_cri	nt
<i>Aralia nudicaulis</i>	Ara_nud	t	<i>Carex debilis</i> var. <i>rudgei</i>	Car_deb	t
<i>Argentina anserina</i>	Arg_ans	nt	<i>Carex deflexa</i>	Car_def	nt
<i>Arisaema triphyllum</i> ssp. <i>triphyllum</i>	Ari_tri	t	<i>Carex disperma</i>	Car_dis	t
<i>Athyrium filix-femina</i>	Ath_fil	t	<i>Carex echinata</i> ssp. <i>echinata</i>	Car_ech	nt
<i>Betula alleghaniensis</i>	Bet_all	t	<i>Carex exilis</i>	Car_exi	t
<i>Betula papyrifera</i>	Bet_pap	t	<i>Carex flava</i>	Car fla	t
<i>Betula populifolia</i>	Bet_pop	env	<i>Carex gynandra</i>	Car gyn	nt

Nom	Code	Classification
<i>Carex houghtoniana</i>	Car_hou	nt
<i>Carex interior</i>	Car_inte	nt
<i>Carex intumescens</i>	Car_intu	t
<i>Carex lacustris</i>	Car_lac	nt
<i>Carex lenticularis</i>	Car_len	nt
<i>Carex leptalea</i>	Car_lepta	t
<i>Carex leptonervia</i>	Car_lepto	t
<i>Carex limosa</i>	Car_lim	t
<i>Carex lurida</i>	Car_lur	nt
<i>Carex magellanica</i> ssp. <i>irrigua</i>	Car_mag	t
<i>Carex oligosperma</i>	Car_oli	t
<i>Carex pauciflora</i>	Car_pau	t
<i>Carex projecta</i>	Car_pro	nt
<i>Carex pseudocyperus</i>	Car_pse	t
<i>Carex rostrata</i>	Car_ros	nt
<i>Carex scoparia</i>	Car_sco	nt
<i>Carex</i> sp.	Car_sp.	non-classé
<i>Carex stipata</i>	Car_sti	nt
<i>Carex stricta</i>	Car_str	t
<i>Carex tribuloides</i>	Car_trib	nt
<i>Carex trisperma</i>	Car_tris	t
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	Cha_cal	t
<i>Chamerion angustifolium</i> ssp. <i>angustifolium</i>	Cha_ang	nt
<i>Chelone glabra</i>	Che_gla	t
<i>Cicuta bulbifera</i>	Cic_bul	nt
<i>Cinna latifolia</i>	Cin_lat	t
<i>Cirsium vulgare</i>	Cir_vul	exo
<i>Clematis virginiana</i>	Cle_vir	env
<i>Clintonia borealis</i>	Cli_bor	t
<i>Convolvulus</i> sp.	Con_sp.	non-classé
<i>Coptis trifolia</i>	Cop_tri	t
<i>Cornus alternifolia</i>	Cor_alt	nt
<i>Cornus canadensis</i>	Cor_can	t

Nom	Code	Classification
<i>Cornus rugosa</i>	Cor_rug	nt
<i>Cornus sericea</i> ssp. <i>sericea</i>	Cor_ser	t
<i>Corylus cornuta</i>	Cor_cor	t
<i>Cyperaceae</i> sp.	Cyp_sp.	non-classé
<i>Cypripedium acaule</i>	Cyp_aca	t
<i>Dalibarda repens</i>	Dal_rep	t
<i>Danthonia spicata</i>	Dan_spi	nt
<i>Denstaedtia punctilobula</i>	Den_pun	t
<i>Diervilla lonicera</i>	Die_lon	t
<i>Doellingeria umbellata</i>	Doe_umb	nt
<i>Drosera rotundifolia</i>	Dro_rot	t
<i>Dryopteris</i> × <i>boottii</i> [<i>cristata</i> × <i>intermedia</i>]	Dry_boo	t
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Dry_car	t
<i>Dryopteris cristata</i>	Dry_cri	t
<i>Dulichium arundinaceum</i>	Dul_aru	t
<i>Eleocharis erythropoda</i>	Ele_ery	nt
<i>Eleocharis obtusa</i>	Ele_obt	t
<i>Eleocharis erythropoda</i>	Ele_ery	nt
<i>Epilobium ciliatum</i> ssp. <i>glandulosum</i>	Epi_cil	nt
<i>Epilobium leptophyllum</i>	Epi_lep	t
<i>Epilobium palustre</i>	Epi_pal	t
<i>Epilobium</i> sp.	Epi_sp.	non-classé
<i>Equisetum</i> × <i>litorale</i> [<i>arvense</i> × <i>fluviatile</i>]	Equ_lit	nt
<i>Equisetum arvense</i>	Equ_arv	nt
<i>Equisetum fluviatile</i>	Equ_flu	nt
<i>Equisetum palustre</i>	Equ_pal	nt
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Equ_syl	t
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Eri_ang	t
<i>Eriophorum vaginatum</i> var. <i>spissum</i>	Eri_vag	t
<i>Eriophorum virginicum</i>	Eri_virg	t
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	Ery_che	exo
<i>Eupatoriadelphus maculatus</i> var. <i>maculatus</i>	Eup_mac	t
<i>Eupatorium perfoliatum</i>	Eup_per	nt

Nom	Code	Classification
<i>Euthamia graminifolia</i> var. <i>graminifolia</i>	Eut_gra	nt
<i>Fragaria virginiana</i>	Fra_vir	env
<i>Fraxinus nigra</i>	Fra_nig	t
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Gal_tet	exo
<i>Galium palustre</i>	Gal_pal	t
<i>Galium</i> sp.	Gal_sp.	non-classé
<i>Galium tinctorium</i>	Gal_tin	nt
<i>Galium triflorum</i>	Gal_tri	nt
<i>Gaultheria hispidula</i>	Gau_his	t
<i>Gaultheria procumbens</i>	Gau_pro	t
<i>Gaylussacia baccata</i>	Gay_bac	t
<i>Geocaulon lividum</i>	Geo_liv	t
<i>Geum aleppicum</i>	Geu_ale	nt
<i>Geum canadense</i>	Geu_can	t
<i>Glyceria canadensis</i>	Gly_can	nt
<i>Glyceria melicaria</i>	Gly_mel	t
<i>Glyceria striata</i>	Gly_str	nt
<i>Hieracium caespitosum</i>	Hie_cae	exo
<i>Hieracium lachenalii</i>	Hie_lac	nt
<i>Hieracium scabrum</i>	Hie_sca	nt
<i>Hieracium</i> sp.	Hie_sp.	non-classé
<i>Huperzia lucidula</i>	Hup_luc	t
<i>Hydrocotyle americana</i>	Hyd_ame	nt
<i>Hypericum punctatum</i>	Hyp_pun	nt
<i>Ilex mucronata</i>	Ile_muc	t
<i>Ilex verticillata</i>	Ile_ver	t
<i>Impatiens capensis</i>	Imp_cap	env
<i>Iris versicolor</i>	Iri_ver	nt
<i>Juncus brevicaudatus</i>	Jun_bre	nt
<i>Juncus canadensis</i>	Jun_can	t
<i>Juncus effusus</i>	Jun_eff	t
<i>Kalmia angustifolia</i>	Kal_ang	t
<i>Kalmia polifolia</i>	Kal_pol	t

Nom	Code	Classification
<i>Lactuca biennis</i>	Lac_bie	nt
<i>Lamiaceae</i> sp.	Lam_sp.	non-classé
<i>Larix laricina</i>	Lar_lar	t
<i>Lathyrus palustris</i>	Lat_pal	nt
<i>Ledum groenlandicum</i>	Led_gro	t
<i>Leersia oryzoides</i>	Lee_ory	nt
<i>Leersia virginica</i>	Lee_vir	nt
<i>Lemna minor</i>	Lem_min	env
<i>Linnaea borealis</i>	Lin_bor	t
<i>Lonicera oblongifolia</i>	Lon_obl	t
<i>Lonicera villosa</i>	Lon_vil	t
<i>Lotus corniculatus</i>	Lot_cor	exo
<i>Lycopodium annotinum</i>	Lyc_ann	nt
<i>Lycopodium clavatum</i>	Lyc_cla	t
<i>Lycopodium obscurum</i>	Lyc_obs	nt
<i>Lycopus americanus</i>	Lyc_ame	nt
<i>Lycopus uniflorus</i>	Lyc_uni	t
<i>Lysimachia terrestris</i>	Lys_ter	nt
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	Lys_thy	nt
<i>Lythrum salicaria</i>	Lyt_sal	exo
<i>Maianthemum canadense</i>	Mai_can	t
<i>Maianthemum trifolium</i>	Mai_tri	t
<i>Melampyrum lineare</i>	Mel_lin	t
<i>Mitchella repens</i>	Mit_rep	t
<i>Mitella nuda</i>	Mit_nud	t
<i>Moehringia lateriflora</i>	Moe_lat	nt
<i>Monotropa uniflora</i>	Mon_uni	t
<i>Muhlenbergia mexicana</i>	Muh_mex	nt
<i>Nuphar lutea</i> ssp. <i>pumila</i>	Nup_lut	t
<i>Oclemena acuminata</i>	Ocl_acu	t
<i>Oclemena nemoralis</i>	Ocl_nem	t
<i>Onoclea sensibilis</i>	Ono_sen	t
<i>Origanum vulgare</i>	Ori_vul	exo

Nom	Code	Classification
<i>Osmunda cinnamomea</i>	Osm_cin	t
<i>Osmunda claytoniana</i>	Osm_cla	t
<i>Osmunda regalis</i> var. <i>spectabilis</i>	Osm_reg	t
<i>Oxalis montana</i>	Oxa_mon	t
<i>Oxalis stricta</i>	Oxa_str	exo
<i>Packera schweinitziana</i>	Pac_sch	nt
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Par_qui	env
<i>Pastinaca sativa</i>	Pas_sat	exo
<i>Phalaris arundinacea</i>	Pha_aru	exo ¹
<i>Phleum pratense</i>	Phl_pra	exo
<i>Photinia melanocarpa</i>	Pho_mel	t
<i>Phragmites australis</i>	Phr_aus	exo ¹
<i>Picea glauca</i>	Pic_gla	t
<i>Picea mariana</i>	Pic_mar	t
<i>Pinus strobus</i>	Pin_str	t
<i>Platanthera blephariglottis</i> var. <i>blephariglottis</i>	Pla_ble	t
<i>Platanthera clavellata</i>	Pla_cla	t
<i>Poa compressa</i>	Poa_com	exo
<i>Poa palustris</i>	Poa_pal	nt
<i>Poa pratensis</i> ssp. <i>pratensis</i>	Poa_pra	exo
<i>Poaceae</i> sp.	Poa_sp.	non-classé
<i>Pogonia ophioglossoides</i>	Pog_oph	t
<i>Polygonum arifolium</i>	Pol_ari	env
<i>Polygonum cilinode</i>	Pol_cil	env
<i>Polygonum hydropiper</i>	Pol_hyd	env
<i>Polygonum sagittatum</i>	Pol_sag	nt
<i>Populus balsamifera</i>	Pop_bal	t
<i>Populus deltoides</i>	Pop_del	t
<i>Populus tremuloides</i>	Pop_tre	t
<i>Potentilla norvegica</i>	Pot_nor	nt

¹ Voir Lavoie et al. (2003).

Nom	Code	Classification
<i>Potentilla</i> sp.	Pot_sp.	non-classé
<i>Prenanthes alba</i>	Pre_alb	t
<i>Prunus pensylvanica</i>	Pru_pen	t
<i>Prunus serotina</i>	Pru_ser	t
<i>Prunus virginiana</i>	Pru_vir	t
<i>Pteridium aquilinum</i> var. <i>latiusculum</i>	Pte_aqu	env
<i>Pyrola elliptica</i>	Pyr_ell	t
<i>Quercus rubra</i> var. <i>ambigua</i>	Que_rub	t
<i>Rhamnus cathartica</i>	Rha_cat	exo
<i>Rhododendron canadense</i>	Rho_can	t
<i>Rhynchospora alba</i>	Rhy_alb	t
<i>Ribes cynosbati</i>	Rib_cyn	t
<i>Ribes glandulosum</i>	Rib_gla	t
<i>Ribes nigrum</i>	Rib_nig	exo
<i>Ribes triste</i>	Rib_tri	t
<i>Rubus allegheniensis</i>	Rub_all	env
<i>Rubus canadensis</i>	Rub_can	env
<i>Rubus chamaemorus</i>	Rub_cha	t
<i>Rubus hispidus</i>	Rub_his	t
<i>Rubus idaeus</i>	Rub_ida	env
<i>Rubus pubescens</i>	Rub_pub	t
<i>Rubus setosus</i>	Rub_set	env
<i>Rubus</i> sp.	Rub_sp.	non-classé
<i>Rumex orbiculatus</i>	Rum_orb	t
<i>Sagittaria latifolia</i>	Sag_lat	nt
<i>Salix bebbiana</i>	Sal_beb	nt
<i>Salix discolor</i>	Sal_dis	t
<i>Salix discolor</i> x <i>bebbiana</i> ²	Sal_disxbeb	non-classé
<i>Salix eriocephala</i>	Sal_eri	nt
<i>Salix humilis</i>	Sal_hum	nt

² Espèce absente de USDA & NRCS 2009

Nom	Code	Classification
<i>Salix petiolaris</i>	Sal_pet	nt
<i>Salix pyrifolia</i>	Sal_pyr	t
<i>Salix serissima</i>	Sal_ser	t
<i>Sambucus nigra</i> ssp. <i>canadensis</i>	Sam_nig	nt
<i>Sarracenia purpurea</i>	Sar_pur	t
<i>Scirpus atrocinctus</i>	Sci_atr	t
<i>Scirpus cyperinus</i>	Sci_cyp	t
<i>Scirpus microcarpus</i>	Sci_mic	t
<i>Scirpus</i> sp.	Sci_sp.	non-classé
<i>Scutellaria lateriflora</i>	Scu_lat	nt
<i>Solanum dulcamara</i>	Sol_dul	exo
<i>Solidago altissima</i>	Sol_alt	nt
<i>Solidago canadensis</i>	Sol_can	nt
<i>Solidago rugosa</i>	Sol_rug	nt
<i>Solidago uliginosa</i>	Sol_uli	t
<i>Sorbus americana</i>	Sor_ame	t
<i>Sparganium americanum</i>	Spa_ame	nt
<i>Sparganium fluctuans</i>	Spa_flu	nt
<i>Spiraea alba</i> var. <i>alba</i>	Spi_alb	t
<i>Spiraea alba</i> var. <i>latifolia</i>	Spi_lat	t
<i>Spiraea</i> sp.	Spi_sp.	non-classé
<i>Spiraea tomentosa</i>	Spi_tom	t
<i>Stellaria longifolia</i>	Ste_lon	nt
<i>Streptopus amplexifolius</i> var. <i>amplexifolius</i>	Str_amp	t
<i>Streptopus lanceolatus</i> var. <i>lanceolatus</i>	Str_lan	t
<i>Symphyotrichum lanceolatum</i> ssp. <i>lanceolatum</i> var. <i>lanceolatum</i>	Sym_lan	nt
<i>Symphyotrichum lateriflorum</i>	Sym_lat	nt
<i>Symphyotrichum novae-angliae</i>	Sym_nov	nt
<i>Symphyotrichum puniceum</i>	Sym_pun	nt
<i>Symplocarpus foetidus</i>	Sym_foe	t
<i>Taraxacum officinale</i>	Tar_off	exo
<i>Taxus canadensis</i>	Tax_can	t

Nom	Code	Classification
<i>Thalictrum dioicum</i>	Tha_dio	t
<i>Thalictrum pubescens</i>	Tha_pub	nt
<i>Thelypteris noveboracensis</i>	The_nov	nt
<i>Thelypteris palustris</i> var. <i>pubescens</i>	The_pal	nt
<i>Thuja occidentalis</i>	Thu_occ	t
<i>Tiarella cordifolia</i>	Tia_cor	t
<i>Tilia americana</i>	Til_ame	t
<i>Toxicodendron radicans</i> ssp. <i>radicans</i>	Tox_rad	nt
<i>Trientalis borealis</i>	Tri_bor	t
<i>Triadenum fraseri</i>	Tri_fra	t
<i>Trifolium repens</i>	Tri_rep	exo
<i>Trillium erectum</i>	Tri_ere	t
<i>Trillium</i> sp.	Tri_sp.	t
<i>Trillium undulatum</i>	Tri_und	t
<i>Tsuga canadensis</i>	Tsu_can	t
<i>Typha</i> spp.	Typ_spp.	nt
<i>Ulmus americana</i>	Ulm_ame	t
<i>Utricularia cornuta</i>	Utr_cor	t
<i>Vaccinium angustifolium</i>	Vac_ang	t
<i>Vaccinium corymbosum</i>	Vac_cor	t
<i>Vaccinium myrtilloides</i>	Vac_myr	t
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	Vac_oxo	t
<i>Valeriana officinalis</i>	Val_off	exo
<i>Viburnum lentago</i>	Vib_len	nt
<i>Viburnum nudum</i> var. <i>cassinoides</i>	Vib_nud	t
<i>Vicia cracca</i>	Vic_cra	exo
<i>Viola</i> sp.	Vio_sp.	non-classé
<i>Vitis riparia</i>	Vit_rip	env
<i>Woodwardia virginica</i>	Woo_vir	t

Annexe 2. Liste des espèces invasculaires recensées.**Hépatiques**

<i>Bazzania trilobata</i>	<i>Chiloscyphus profundus</i>
<i>Blasia pusilla</i>	<i>Leiomylia anomala</i>
<i>Calypogeia fissa</i> subsp. <i>neogaea</i>	<i>Pallavicinia lyellii</i>
<i>Cephalozia connivens</i>	<i>Pellia epiphylla</i>
<i>Cephalozia pleniceps</i>	<i>Ptilidium ciliare</i>
<i>Cephaloziella hampeana</i>	

Lichens

<i>Biatora vernalis</i>	<i>Cladonia deformis</i>
<i>Cladina mitis</i>	<i>Cladonia fimbriata</i>
<i>Cladina rangiferina</i>	<i>Cladonia gracilis</i> ssp. <i>turbinata</i>
<i>Cladonia botrytes</i>	<i>Cladonia macilenta</i> var. <i>bacillaris</i>
<i>Cladonia chlorophaea</i>	<i>Cladonia</i> sp.
<i>Cladonia coniocraea</i>	<i>Cladonia squamosa</i>
<i>Cladonia cornuta</i> ssp. <i>cornuta</i>	<i>Evernia mesomorpha</i>
<i>Cladonia crispata</i>	<i>Trapeliopsis granulosa</i>
<i>Cladonia cristatella</i>	

Mousses

<i>Amblystegium serpens</i> var. <i>juratzkanum</i>	<i>Hylocomium splendens</i>
<i>Amblystegium serpens</i> var. <i>serpens</i>	<i>Hypnum fauriei</i>
<i>Atrichum crispulum</i>	<i>Hypnum</i> sp.
<i>Aulacomnium androgynum</i>	<i>Isopterygiopsis muelleriana</i>
<i>Aulacomnium palustre</i>	<i>Isopterygiopsis pulchella</i>
<i>Brachythecium</i> sp.	<i>Kindbergia praelonga</i>
<i>Breidleria pratensis</i>	<i>Leptodictyum riparium</i>
<i>Bryum lisae</i> var. <i>cuspidatum</i>	<i>Mnium</i> sp.
<i>Bryum</i> sp.	<i>Oxyrrhynchium hians</i>
<i>Callicladium haldanianum</i>	<i>Philonotis fontana</i> var. <i>fontana</i>
<i>Calliergon cordifolium</i>	<i>Plagiomnium drummondii</i>
<i>Calliergonella lindbergii</i>	<i>Plagiomnium ellipticum</i>
<i>Campyliadelphus chrysophyllus</i>	<i>Plagiomnium</i> sp.
<i>Ceratodon purpureus</i>	<i>Plagiothecium denticulatum</i>
<i>Climacium dendroides</i>	<i>Pleurozium schreberi</i>
<i>Dicranella cerviculata</i>	<i>Pohlia nutans</i>
<i>Dicranum flagellare</i>	<i>Pohlia</i> sp.
<i>Dicranum montanum</i>	<i>Pohlia sphagnicola</i>
<i>Dicranum ontariense</i>	<i>Pohlia wahlenbergii</i>
<i>Dicranum polysetum</i>	<i>Polytrichastrum longisetum</i>
<i>Dicranum scoparium</i>	<i>Polytrichum commune</i> var. <i>commune</i>
<i>Dicranum undulatum</i>	<i>Polytrichum strictum</i>
<i>Dicranum viride</i>	<i>Pseudobryum cinclidioides</i>
<i>Drepanocladus aduncus</i>	<i>Ptilium crista-castrensis</i>
<i>Fissidens adianthoides</i>	<i>Ptychostomum pseudotriquetrum</i>
<i>Funariaceae</i> sp.	<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>
<i>Helodium paludosum</i>	<i>Rhodobryum ontariense</i>
<i>Herzogiella turfacea</i>	<i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i>
<i>Homomallium adnatum</i>	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>
<i>Hygroamblystegium humile</i>	<i>Sanionia uncinata</i>

Mousses (suite)*Straminergon stramineum**Tetraphis pellucida**Tetraphis* sp.*Thuidium recognitum**Warnstorfia fluitans***Sphaignes***Amblystegium radicale**Sphagnum angustifolium**Sphagnum capillifolium**Sphagnum centrale**Sphagnum cuspidatum**Sphagnum fallax**Sphagnum fimbriatum* subsp. *fimbriatum**Sphagnum flexuosum**Sphagnum fuscum**Sphagnum girgensohnii**Sphagnum magellanicum**Sphagnum majus* subsp. *majus**Sphagnum palustre**Sphagnum papillosum**Sphagnum quinquefarium**Sphagnum rubellum**Sphagnum russowii**Sphagnum squarrosum**Sphagnum teres**Sphagnum warnstorffii**Sphagnum wulfianum*

La nomenclature des espèces invasculaires est basée sur les travaux de Faubert (2007) à l'exception des espèces de lichens qui suivent la nomenclature de USDA & NRCS (2009).

Annexe 3. Liste des tourbières échantillonnées (le numéro entre parenthèse correspond à celui de Buteau (1989) si la tourbière y est répertoriée) ainsi que la municipalité dans laquelle elles se trouvent, leur statut trophique (bog ou fen) et leurs coordonnées géographiques (zone UTM, X et Y; Nad 1983).

Tourbière		Municipalité	Bog/ Fen	Zone UTM	Latitude (X)	Longitude (Y)
A	(375 009)	Saint-Gilles	B	19	320350	5158446
B	(673 001)	Blainville	B	18	589572	5062731
C	(375 009)	Saint-Gilles	B	19	321205	5160129
E	(370 014)	Lévis	B	19	324523	5165065
G	(686 001)	Brownsburg-Chatham	F	18	536196	5056705
H	(620 002)	Godmanchester	F	18	561124	4995426
HB	(370 008)	Lévis	B	19	335456	5169794
LA	(678 002)	Lanoraie	F	18	634557	5099875
LB	(678 002)	Lanoraie	F	18	635661	5100266
LC	(678 002)	Saint-Thomas	F	18	630922	5095069
LD	(678 002)	Lanoraie	F	18	637699	5096610
M		Beaupré	B	19	355059	5212728
MG	(375 007)	Saint-Gilles	B	19	315923	5162386
N1		Saint-Norbert	F	18	627870	5116561
N2		Saint-Cuthbert	F	18	633929	5121189
N3*		Saint-Arsène	B	19	469173	5302128
N6*		Saint-Arsène	B	19	467212	5303266
P	(435 013)	Saint-Prosper	B	18	707178	5163136
P7	(405 017)	Notre-Dame-de-Lourdes	B	19	283494	5129353
P9	(405 019)	Plessisville	B	19	284206	5127957
S1		Sorel-Tracy	F	18	646180	5096144
S2		Sorel-Tracy	F	18	646790	5095919
SA	(378013)	Saint-Alban	B	18	725363	5176874
SE		Lévis	B	19	323902	5172185
SG	(375 010)	Saint-Gilles	B	19	317872	5157646
SH	(365 007)	Saint-Henri	B	19	346016	5177374
SJ		Blainville	B	18	584681	5059751
SL		Saint-Lazare	F	18	566175	5030084
SM	(378 014)	Deschambault-Grondines	B	18	723623	5170675
SP	(375 031)	Saint-Gilles	B	19	318933	5144615
SS	(425 013)	Saint-Sylvère	B	18	715733	5124222
SV	(420 003)	Sainte-Eulalie	B	18	709490	5108675
T	(440 002)	Notre-Dame-du-Mont-Carmel	B	18	681512	5156196
V	(405 001)	Villerooy	B	19	275864	5144574

* Fait référence à Pellerin & Lavoie 2003.