

DANIEL LACHANCE

**LA DIVERSITÉ ÉCOLOGIQUE D'UN ÉCOSYSTÈME DANS
UN PAYSAGE AGRICOLE :
LE CAS DES TOURBIÈRES DU BAS-SAINT-LAURENT
(QUÉBEC)**

Thèse
présentée
à la Faculté des études supérieures
de l'Université Laval
pour l'obtention
du grade de Philosophiæ Doctor (Ph.D.)

École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional
FACULTÉ D'AMÉNAGEMENT, D'ARCHITECTURE ET DES ARTS VISUELS
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

FÉVRIER 2005

Résumé

Cette thèse est une étude en écologie appliquée comportant une perspective spécifique à l'aménagement du territoire. L'objectif principal est de comprendre comment l'isolement d'un écosystème au sein d'un territoire perturbé par les activités humaines modifie sa diversité écologique, tant sur le plan végétal qu'animal. Dans un premier temps, des analyses multivariées sont utilisées afin de départager l'influence des activités anthropiques et des variables abiotiques sur la végétation des tourbières ombrotrophes de la région de Rivière-du-Loup – L'Isle-Verte, dans le Bas-Saint-Laurent (Québec, Canada). Ces analyses montrent l'existence d'un gradient allant des grands sites ouverts pas ou très peu perturbés aux petits sites boisés où la végétation est clairement influencée par les activités humaines. Les résultats soulignent l'influence manifeste des activités anthropiques, et plus particulièrement de l'agriculture, sur les assemblages végétaux. Dans un deuxième temps, l'impact du boisement des tourbières, une conséquence des perturbations anthropiques, est évalué chez les plantes et les oiseaux. Les résultats soulignent l'impact négatif du boisement sur les plantes caractéristiques des écosystèmes tourbeux et sur les espèces d'oiseaux nichant de préférence dans les tourbières, telles le bruant de Lincoln et la paruline masquée. Malgré tout, les tourbières du Bas-Saint-Laurent demeurent des îlots de végétation boréale dans un paysage constitué de forêts décidues et de champs agricoles. Enfin, les résultats obtenus sont placés dans leur contexte régional et la pertinence d'un projet de conservation est abordée. Peu d'espèces de plantes et d'oiseaux sont confinées aux tourbières dans le Bas-Saint-Laurent. Cependant, le caractère unique de ces îlots tourbeux, leur rôle de refuge écologique et la rareté des aires protégées dans le Bas-Saint-Laurent justifient amplement l'attribution d'un statut de conservation à la tourbière de Bois-des-Bel, la plus intègre des tourbières de la région. Globalement, la thèse illustre de façon claire l'importance d'une base de données très détaillée sur les organismes vivants pour cerner les impacts – parfois subtils mais pas pour autant négligeables – des activités humaines sur la diversité écologique. La thèse met également en relief la nécessité de considérer le contexte du paysage régional afin de bien comprendre les répercussions des activités humaines perturbatrices sur les écosystèmes.

Avant-propos

Le corps de la thèse comporte trois chapitres, dont deux rédigés en anglais (Chapitres II et III) et ayant la forme d'articles scientifiques. Le Chapitre II, portant sur les facteurs qui influencent la végétation des écosystèmes tourbeux de la région de Rivière-du-Loup – L'Isle-Verte, a été publié en 2004 dans la revue *Applied Vegetation Science*. Le Chapitre III, portant sur l'impact du boisement des tourbières sur les espèces de plantes et d'oiseaux, a été accepté pour publication dans la revue *Écoscience* et paraîtra en 2005. Mon directeur de recherche, M. Claude Lavoie, professeur à l'École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional, est co-auteur des Chapitres II et III. Mon codirecteur, M. André Desrochers, professeur au Département des sciences du bois et de la forêt, est pour sa part co-auteur du Chapitre III. Néanmoins, j'atteste être le principal responsable de l'élaboration des travaux de recherche, du traitement et de l'analyse des données et de la rédaction des manuscrits.

La stylistique de l'ensemble des articles, le nom des sites et leur abréviation ont été modifiés afin d'harmoniser l'ensemble du contenu de la thèse. Afin de faciliter la lecture individuelle des différents chapitres, il a été décidé de conserver les articles dans leur intégralité. Il existe donc une certaine redondance entre les chapitres, notamment dans les sections décrivant la méthodologie.

Remerciements

Cette thèse est sans contredit le fruit de mes efforts, mais sa réalisation fut en bonne partie possible grâce à l'entière et gracieuse collaboration de plusieurs personnes. En tout premier lieu, je tiens à remercier mon directeur de thèse, M. Claude Lavoie, pour le support pédagogique et technique qu'il a su m'apporter. Je lui suis également reconnaissant pour la confiance dont il a fait preuve en m'offrant de poursuivre un doctorat avec lui. Mentionnons également la participation de mon codirecteur, M. André Desrochers, qui m'a prodigué de judicieux conseils à chacune de nos rencontres. Mes remerciements vont également aux autres membres de mon comité de supervision, soit MM. Marius Thériault, André Bouchard et Jean-Pierre Savard et à Mme Monique Poulin pour l'intérêt qu'ils ont porté à mes recherches.

Je remercie particulièrement mes assistants de terrain, soit Vicky Albert, Magali Crevier, Yvon Jodoin, Laurence Letarte et Claudia Zimmermann. Ce fut un honneur (et un plaisir!) de vivre à leur côté pendant deux étés. La qualité de mes données découle en grande partie de leur dévouement et de leur rigueur. Mes remerciements vont également à MM. Robert Gauthier et Claude Roy et à Mme Michelle Garneau de l'Herbier-Louis-Marie, pour leur support et leur coopération dans l'identification d'un nombre impressionnant de sphaignes, mousses, hépatiques, lichens et autres végétaux. Je suis particulièrement reconnaissant envers M. Marc Girard, pour l'aide précieuse apportée dans mes analyses multivariées et envers M. Bruno Drolet, pour son aide en matière d'échantillonnage de la faune aviaire.

J'aimerais également souligner la chaleureuse participation de Mme Stéphanie Pellerin, non seulement pour le prêt gracieux de ses données historiques, mais également pour l'aide et les conseils précieux apportés à chaque étape de la réalisation de cette thèse. Après moi, Stéphanie est certainement la personne qui a lu le plus de versions préliminaires et de manuscrits issus de mes travaux. Ce doctorat n'aurait pas été le même sans son support.

Je tiens à remercier tous les membres actuels et passés du Laboratoire d'écologie historique (LEH), du Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET) et du Centre de recherche en aménagement et développement (CRAD) pour leur support tant académique que technique et pour le cadre de recherche stimulant dans lequel ils m'ont permis de travailler. Parmi ceux-

ci, je tiens particulièrement à exprimer ma gratitude envers Fanny Delisle, Pierre Lemieux, Kathleen Marcoux et François Théberge pour les services rendus et les nombreuses discussions.

J'adresse des remerciements particuliers à ma famille et à mes amis qui m'ont encouragé tout au long de mes études. Parmi eux je m'en voudrais de ne pas souligner l'aide précieuse de ma conjointe, Adeline, dont l'enthousiasme, la curiosité et le support furent d'une aide inestimable.

Enfin, cette recherche a été possible grâce au soutien financier du Centre de recherche en aménagement et développement, de la Fondation de l'Université Laval, de la Fondation Marie-Victorin, du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada et de l'industrie canadienne de la tourbe.

Table des matières

RÉSUMÉ.....	II
AVANT-PROPOS.....	III
REMERCIEMENTS	IV
TABLE DES MATIÈRES.....	VI
LISTE DES TABLEAUX.....	X
LISTE DES FIGURES.....	XI
LISTE DES ANNEXES.....	XII
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	XIII
CHAPITRE I.....	1
1 INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	2
1.1 De l’immuable au dynamique.....	2
1.2 Les perturbations: moteurs du dynamisme	3
1.3 Obstacles à l’évaluation des impacts des perturbations.....	4
1.3.1 La dimension temporelle	4
1.3.2 La dimension spatiale	4
1.4 Les tourbières.....	7
1.5 Objectifs de la thèse.....	9
1.6 Hypothèses testées	10
1.7 Organisation de la thèse.....	11
1.8 Références.....	12

CHAPITRE II.....	24
2 VEGETATION OF <i>SPHAGNUM</i> BOGS IN HIGHLY DISTURBED LANDSCAPES: RELATIVE INFLUENCE OF ABIOTIC AND ANTHROPOGENIC FACTORS	25
Abstract	25
Résumé.....	25
2.1 Introduction.....	26
2.2 Methods	27
2.2.1 Study area and sampling sites.....	27
2.2.2 Field sampling and laboratory analyses.....	29
2.2.3 Data analysis	31
2.3 Results.....	33
2.3.1 Plant species assemblages.....	33
2.3.2 Environmental gradients.....	36
2.4 Discussion.....	38
2.5 Conclusion.....	41
2.6 Acknowledgements.....	42
2.7 References.....	42
CHAPITRE III	49
3 THE IMPACT OF PEATLAND AFFORESTATION ON PLANT AND BIRD DIVERSITY IN SOUTHEASTERN QUÉBEC.....	50
Abstract	50
Résumé.....	50
3.1 Introduction.....	51
3.2 Methods	53

3.2.1	Study area and sampling sites	53
3.2.2	Vegetation sampling	55
3.2.3	Bird surveys	56
3.2.4	Forest cover.....	56
3.2.5	Data analysis	57
3.3	Results.....	58
3.4	Discussion	63
3.4.1	Afforestation and plant diversity	63
3.4.2	Afforestation and bird diversity	65
3.4.3	Afforestation as a threat to regional biodiversity.....	66
3.5	Acknowledgements.....	67
3.6	References.....	67
CHAPITRE IV		75
4	VALEUR ÉCOLOGIQUE ET PERSPECTIVES DE CONSERVATION DES TOURBIÈRES DU BAS-SAINT-LAURENT	76
	Résumé	76
4.1	Introduction.....	76
4.2	Dans quel état sont les tourbières du Bas-Saint-Laurent ?	77
4.3	L'évolution future des tourbières du Bas-Saint-Laurent	78
4.4	Le rôle des tourbières du Bas-Saint-Laurent au niveau de la diversité écologique régionale	80
4.5	Quelle(s) tourbière(s) devrai(en)t faire l'objet de mesures de protection ?	81
4.6	Le cadre légal.....	83
4.6.1	Politiques, lois et initiatives fédérales.....	83
4.6.2	Lois et initiatives provinciales	84

4.6.3	Le cas particulier de la tourbière de Bois-des-Bel.....	86
4.7	Références.....	88
CHAPITRE V.....		92
5	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	93
5.1	Principaux résultats de la recherche.....	93
5.2	Vers une meilleure gestion des tourbières	94
5.3	Perspectives	96
5.4	Références.....	96
ANNEXE 1.....		98
ANNEXE 2		104

Liste des tableaux

Tableau 2.1 Abiotic and spatio-historical variables collected for each sampling station in the 16 studied peatlands (Bas-Saint-Laurent region, Québec).	33
Tableau 2.2 Comparison of the ordination results by Detrended Correspondence Analysis, Canonical Correspondence Analysis and partial Canonical Correspondence Analysis... 35	35
Tableau 3.1 Ombrotrophic plant species with a relative frequency significantly influenced by forest cover in peatlands of the Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec.	62
Tableau 3.2 Most frequent nesting avian species sampled in 16 peatlands, Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec.	63

Liste des figures

Figure 2.1 Study area, Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec (Canada) and spatial distribution of studied bogs, surrounding woodlots and mined peatlands.....	28
Figure 2.2 Sampling design for the Saint-Arsène West peatland, Bas-Saint-Laurent region, Québec.	30
Figure 2.3 Detrended Correspondence Analysis ordination applied to the 44 sampling stations extracted from the studied peatlands, Bas-Saint-Laurent region, Québec.....	34
Figure 2.4 Canonical Correspondence Analysis ordinations of all plant species sampled in the studied peatlands (without covariables), Bas-Saint-Laurent region, Québec.....	37
Figure 3.1 Spatio-temporal evolution of the forest cover of LeParc and Saint-Arsène West bogs, Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec, reconstructed from aerial photographs.....	52
Figure 3.2 Study area, Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec, and spatial distribution of studied bogs, mined peatlands and woodlots on well-drained sites.	54
Figure 3.3 Effect of forest cover on relative richness of plant and bird species.....	60
Figure 3.4 Effect of forest cover on the relative frequency of plant species.	61
Figure 4.1 Tourbière de Bois-des-Bel, région du Bas-Saint-Laurent.	83

Liste des annexes

Annexe 1 Statut trophique des espèces végétales échantillonnées dans 16 tourbières de la région du Bas-Saint-Laurent, sud-est du Québec.	99
Annexe 2 Lignes de programmation utilisées dans le logiciel SAS utilisé afin de générer les résultats de la régression logistique.	104

Liste des abréviations

GIS: Geographic information system

SIG: Système d'information géographique

TOURBIÈRES

BDB: Bois-des-Bel

PAR: Le Parc

SAE: Saint-Arsène Est

SAW, SAO: Saint-Arsène Ouest

TUF: Coteau-du-Tuf

Chapitre I

Introduction générale

1 INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 DE L'IMMUABLE AU DYNAMIQUE

Les biologistes ont toujours été fascinés par la grande diversité de plantes et d'animaux présents au sein des écosystèmes naturels. Nombreux sont ceux qui se sont émerveillés de l'extraordinaire richesse spécifique des forêts tropicales, des récifs de coraux ou des communautés benthiques (Hutchinson 1961; Grassle & Sanders 1973; Connell 1978; Hubbell 1979). L'examen minutieux des espèces présentes révèle souvent une diversité considérable même au sein d'écosystèmes qui, à première vue, apparaissent relativement pauvres, telles les tourbières ombrotrophes (Gauthier 1967) ou les forêts de conifères (Peet 1978). Les premières générations d'écologistes se sont d'ailleurs consacrées essentiellement à dénombrer les espèces et à comprendre pourquoi celles-ci sont restreintes à certaines combinaisons de climats ou de sols (Cooper 1926; Clements 1928).

Au 19^e siècle, on considère la nature comme un assemblage d'entités immuables et statiques. La première démonstration du dynamisme des communautés vivantes (surtout animales) est généralement attribuée à Charles Darwin avec la publication, en 1859, de son livre *L'origine des espèces*. Cette révolution de la pensée scientifique atteint rapidement le champ de la biologie végétale; apparaissent alors des illustrations éloquentes de communautés végétales en changement (Cowles 1899, 1901; Gleason 1917). Toutefois, ces démonstrations restent pour la plupart anecdotiques. Les changements observés sont considérés comme exceptionnels, loin de représenter une tendance généralisée.

Avec la publication, en 1916, de *Plant Succession*, Frederic Clements révolutionne à son tour le domaine de l'écologie végétale. Il est le premier à envisager sérieusement l'idée que les lois qui gouvernent les changements contemporains observés dans les communautés végétales aient également façonné celles du passé. Bien que cela apparaisse aujourd'hui évident, l'idée que les communautés végétales observées puissent être l'aboutissement de leur évolution passée était à l'époque particulièrement audacieuse (Nichols 1923; Cooper 1926; Crawley 1986). Le modèle de succession végétale de Clements (1928) devient donc la première et la plus éloquente démonstration du dynamisme des milieux naturels. Dès lors, la tâche du biologiste n'est plus seulement d'énumérer et de classer les espèces vivantes, mais également

de comprendre les communautés en constante évolution et de caractériser leurs mutations de la façon la plus détaillée possible.

1.2 LES PERTURBATIONS: MOTEURS DU DYNAMISME

On reconnaît aux perturbations un rôle prépondérant dans la dynamique des écosystèmes (White 1979; Bazzaz 1983; White & Pickett 1985; Łaska 2001). De nombreux chercheurs se sont d'ailleurs intéressés à l'influence des perturbations sur différents processus écologiques, et en particulier sur la succession végétale (Connell & Slatyer 1977; White 1979; Tilman 1983; Dale *et al.* 1986; Halpern 1988; Pickett *et al.* 1989). Ces écologistes ont montré que les sites influencés par les perturbations naturelles sont en général rapidement recolonisés par une végétation similaire à celle ayant précédemment occupé le site. La régénération rapide de la flore des forêts boréales (Heinselman 1973) et des tourbières (Damman 1977; Jasieniuk & Johnson 1982; Lavoie *et al.* 2001) à la suite d'un incendie constituent des exemples concrets de ce phénomène.

Les écologistes se sont surtout intéressés aux perturbations naturelles (comme le feu, la sécheresse ou une épidémie d'insectes), parce qu'elles constituent les moteurs de la dynamique et de la régénération des communautés végétales (Dayton *et al.* 1992; Boose *et al.* 1994; Turner *et al.* 1997). Les perturbations anthropiques ont longtemps été laissées de côté, car leur influence était considérée négligeable (Nichols 1923; Cooper 1926; Grime 1977). L'intérêt pour ces perturbations s'est accru au cours des dernières décennies, et se manifeste surtout au sein des disciplines de l'écologie appliquée, de la biologie de la conservation et de l'écologie du paysage (Peters & Lovejoy 1990). On réalise aujourd'hui que l'influence des perturbations naturelles est de plus en plus souvent altérée ou masquée par celle des perturbations anthropiques (Foster *et al.* 1998; Fuller *et al.* 1998). Ces dernières diffèrent des perturbations naturelles de plusieurs façons. D'une part, les perturbations anthropiques se répartissent selon une logique humaine et sont beaucoup plus fréquentes au sein de certains écosystèmes. Il est, par exemple, plus facile de défricher des boisés sur sols bien drainés que des tourbières. Cela a pour effet de détruire l'hétérogénéité naturelle du paysage résultant des interactions complexes entre le climat, le sol, la disponibilité en eau et la biocénose (Krummel *et al.* 1987; Mladenoff *et al.* 1993). D'autre part, les perturbations anthropiques sont relativement nouvelles dans le contexte évolutif de la plupart des animaux vertébrés et des plantes vasculaires, qui ne sont pas

adaptés à ce genre de stress (Woodwell 1990). Cette susceptibilité accrue des organismes peut entraîner des changements majeurs et irréversibles au sein des écosystèmes naturels lorsque les perturbations sont trop intenses (Foster *et al.* 1997; Foster *et al.* 1998).

1.3 OBSTACLES À L'ÉVALUATION DES IMPACTS DES PERTURBATIONS

1.3.1 La dimension temporelle

La composition et la structure des milieux naturels changent sur une variété d'échelles spatiales et temporelles (Godron & Forman 1983; Forman 1995; Foster *et al.* 1998; Łaska 2001). De même, les perturbations opèrent à diverses échelles spatiales et temporelles. De là originent les principaux obstacles à l'évaluation du rôle des perturbations sur les écosystèmes. D'un point de vue temporel, l'évaluation de l'impact des perturbations nécessite, en théorie, l'acquisition de données sur l'écosystème *avant* et *après* la perturbation. Si les données post-perturbation sont généralement faciles à obtenir, il en va tout autrement des données pré-perturbation. Il est en effet bien rare que les milieux naturels aient été échantillonnés adéquatement avant d'être perturbés. Pour contourner cet obstacle, quatre approches peuvent être employées. On peut d'abord créer de toute pièce la perturbation (Cole 1995; De Grandpré & Bergeron 1997; Foster *et al.* 1997; Groot 1998; Dyck & Shay 1999). On peut aussi utiliser les informations contenues dans divers documents historiques, tels des photographies aériennes et des archives nationales (Bouchard *et al.* 1989; Jean & Bouchard 1991; Foster 1992; Simard & Bouchard 1996; Foster *et al.* 1998; McCay 2000; Linderholm & Leine 2004). Les techniques paléoécologiques (analyses macrofossiles et polliniques) peuvent être mises à contribution pour reconstituer les habitats avant perturbation (Jasieniuk & Johnson 1982; Fuller *et al.* 1998; Pellerin & Lavoie 2000, 2003a, 2003b). Enfin, la méthode la plus populaire, et celle privilégiée dans le cadre de cette thèse, consiste à comparer la végétation d'un site perturbé à celle d'un site similaire non perturbé (Simberloff & Gotelli 1984; Coffin & Lauenroth 1988; Halpern 1988; Mladenoff *et al.* 1993; Poulin *et al.* 1999; Takagi *et al.* 1999; Bürgi *et al.* 2000).

1.3.2 La dimension spatiale

Les perturbations naturelles ou anthropiques peuvent affecter les individus, les communautés, les écosystèmes ou les caractéristiques abiotiques du milieu au-delà de leur

point d'entrée (Forman 1995). Par exemple, le creusage d'un canal de drainage dans une tourbière, perturbation mécanique de superficie réduite, peut affecter la nappe phréatique jusqu'à une distance de 40 mètres (Prévost *et al.* 2001). Dans cette optique, le choix d'une échelle spatiale adéquate et la prise en compte des effets du paysage apparaissent essentiels à l'analyse de l'impact des perturbations (Godron & Forman 1983; Forman 1995; Łaska 2001). Ainsi, l'étude des perturbations nécessite une approche qui encourage le chercheur à considérer l'unité d'étude comme faisant partie d'un ensemble plus large.

Les concepts et les principes de l'écologie du paysage (Godron & Forman 1983; Forman & Godron 1986; Forman 1995) apportent le canevas nécessaire à l'analyse quantitative de la structure et des composantes du paysage, défini comme une surface de superficie variable sur laquelle on trouve une mosaïque d'écosystèmes (Forman 1995, Vos *et al.* 2001). L'écologie du paysage est une discipline qui tente d'expliquer le lien qui existe entre la répartition des activités humaines et les caractéristiques des milieux naturels d'un territoire donné (Mladenoff *et al.* 1993; Foster *et al.* 1998; Foster *et al.* 1999; Bürgi *et al.* 2000; Pellerin & Lavoie 2003b). Souvent, les activités humaines se traduisent par la fragmentation¹ des milieux naturels. Le premier impact de la fragmentation est la destruction de l'habitat. Cette destruction affecte principalement la taille des populations, ce qui augmente les risques d'extinction (Haila & Hanski 1984; Sisk & Haddad 2002). Le deuxième impact de la fragmentation est l'isolement des milieux naturels au sein d'une matrice plus ou moins hostile dominée par les activités humaines. Cet isolement réduit les taux de dispersion et d'immigration et augmente également les risques d'extinction (Haila & Hanski 1984; Wilcove *et al.* 1986; Saunders *et al.* 1991; Debinski & Holt 1999). On estime aujourd'hui que les effets de la fragmentation et de l'isolement se manifestent surtout en réponse aux effets de bordure et aux caractéristiques de la matrice environnante (Gascon & Lovejoy 1998; Gilfedder & Kirkpatrick 1998; Ås 1999; Jules *et al.* 1999; Kemper *et al.* 1999; Jules & Shahani 2003).

¹ Tout au long de cette thèse, je référerai à la fragmentation dans le sens qui lui est généralement accordé dans la littérature, soit comme un vecteur de perte d'habitat et d'isolement, tout en reconnaissant l'importance de distinguer les différents patrons de transformation du paysage (Forman 1995; Forman & Collinge 1996) dont la fragmentation, dans son sens le plus strict, n'est qu'un des représentants.

La subdivision d'un paysage par les activités humaines isole les écosystèmes naturels et les expose aux conditions environnementales altérées des territoires qui les entourent. La luminosité, la température, l'humidité relative et l'exposition aux vents s'en trouvent modifiées (Saunders *et al.* 1991; Collinge 1996). Ces effets de bordure affectent surtout les communautés végétales et animales qui vivent dans la lisière des îlots naturels. Par exemple, dans les forêts de l'Amérique du Nord, la distance sur laquelle ces changements se font sentir varie de 15 à 240 mètres selon les espèces animales et végétales en présence (Ranney *et al.* 1981; Chen *et al.* 1992; Matlack 1993). Les effets de bordure influencent également les milieux humides, généralement par l'entremise du drainage (Jean & Bouchard 1993; Findlay & Houlihan 1997). La taille des fragments a une influence certaine sur l'importance relative des effets de bordure. Pour des raisons géométriques, une part importante des petits fragments sera affectée par les effets de bordure alors que les fragments plus grands conserveront en leur centre d'importantes superficies intactes (Forman & Godron 1986; Soulé 1991; Forman 1995).

Les écologistes ont longtemps évalué l'importance de l'isolement par la distance séparant les îlots d'habitat naturel (MacArthur & Wilson 1967; Wilson & Willis 1975; Simberloff & Abele 1976; Gilpin & Diamond 1980). Il est clair aujourd'hui que les effets de l'isolement en milieu continental sont plus complexes. L'influence qu'a la matrice sur les îlots ou fragments naturels dépend du type d'habitat qu'on y trouve, du type et de l'intensité des activités humaines qui y ont lieu et du degré de similitude entre les fragments et les habitats de la matrice (Forman & Godron 1986; Stamps *et al.* 1987; Forman 1995; Ås 1999; Jules *et al.* 1999; Kemper *et al.* 1999; Galatowitsch *et al.* 2000; Jules & Shahani 2003; Houlihan & Findlay 2004). Par exemple, dans le Nord de la Belgique, les fragments forestiers en milieu urbain sont davantage affectés par leur entourage que ceux situés en milieu rural (Honnay *et al.* 1999). Au Colorado, les forêts de conifères nuisent davantage au mouvement des papillons entre les clairières que les bosquets de saules, ce qui apporte des nuances quant à l'utilisation de la distance comme mesure d'isolement (Ricketts 2001).

Ces informations sur le rôle des effets de bordure et de la nature de la matrice sont très utiles en aménagement du territoire. L'aménagiste informé peut chercher à limiter les effets de bordure et les impacts de la matrice, notamment en évitant la juxtaposition des milieux

naturels et des activités humaines les plus susceptibles de leur causer préjudice (Noss 1987, 1990; Forman 1995).

1.4 LES TOURBIÈRES

Les tourbières sont des écosystèmes accumulateurs de matière organique qui couvrent aujourd'hui entre trois et quatre millions de kilomètres carrés à l'échelle du globe (Joosten & Clarke 2002). Elles se situent principalement dans la zone boréale, entre les latitudes 50° et 70°, au Canada, en Russie, en Fennoscandie et dans le Nord-Ouest de l'Europe (O'Neill 2000; Payette et Rochefort 2001). Au Canada, les tourbières couvrent 170 millions d'hectares (Gorham 1990), soit environ 17% du territoire. Au Québec, elles occupent entre 7 et 9% de la superficie de la province (Buteau 1988; Keys 1992).

Jusqu'à récemment, les tourbières canadiennes sont demeurées peu influencées par les activités humaines. On y trouve en effet plusieurs conditions difficiles restreignant les activités agricoles et forestières. Les sols de ces écosystèmes sont saturés d'eau. Ils sont aussi acides et contiennent peu d'éléments nutritifs (Price 2001). Ils sont donc peu propices aux grandes cultures et au passage de la machinerie lourde (Parent 2001; Prévost *et al.* 2001). De plus, la majorité des tourbières sont situées dans des régions peu peuplées et difficiles d'accès (Payette 2001). Cependant, les tourbières de la partie méridionale du pays sont de plus en plus sujettes à des activités d'exploitation à caractère horticole, agricole ou forestier. Au Québec, l'industrie de la tourbe horticole se concentre principalement dans les régions du Lac-Saint-Jean, du Bas-Saint-Laurent et de la Haute-Côte-Nord, où les tourbières sont accessibles et la main-d'oeuvre suffisamment abondante pour assurer une exploitation rentable. Paradoxalement, par rapport au nord de la province, les tourbières n'y sont pas particulièrement nombreuses. De plus, l'expansion des activités humaines sur le territoire (urbanisation, agriculture) menace le maintien et l'intégrité des tourbières non exploitées. Les pressions subies par les écosystèmes tourbeux du sud-est québécois sont donc énormes. Par exemple, dans la région du Bas-Saint-Laurent, il ne subsiste plus de grande tourbière (> 100 ha) intacte (Pellerin 2003b).

Les tourbières du Bas-Saint-Laurent présentent un intérêt particulier pour l'étude de l'influence des perturbations anthropiques sur les milieux naturels. D'abord, l'histoire récente de ces tourbières et de la région qui les entoure est bien connue (Fortin & Lechasseur 1993;

Lavoie *et al.* 2001; Pellerin & Lavoie 2000, 2003a; Pellerin 2003a, 2003b). Ainsi, dès la fin du 19^e siècle, toutes les forêts de la plaine entourant Rivière-du-Loup sont transformées en terres agricoles (Fortin 1993). De plus, on sait que les tourbières sont perturbées ou fragmentées à des degrés divers depuis plusieurs décennies (Pellerin & Lavoie 2003b). Dans la région de Rivière-du-Loup, 62% des superficies tourbeuses ont été directement perturbées (production de tourbe horticole, agriculture, coupe forestière) depuis 1929 (Pellerin 2003a; 2003b).

Une autre particularité des tourbières du Bas-Saint-Laurent concerne leur caractère insulaire. Les tourbières ombrotrophes forment généralement des habitats discontinus sur le territoire (Moore 1990). Les espèces qui les habitent ont dû développer, au cours des siècles, des stratégies de propagation leur permettant de rejoindre des habitats éloignés. On peut donc émettre l'hypothèse que les tourbières sont particulièrement résistantes à l'isolement, même celui de nature anthropique (Moore 2002). On est cependant en droit de s'interroger sur les impacts réels de la fragmentation sur les tourbières du Bas-Saint-Laurent, puisque les activités humaines, en plus de modifier la matrice entourant les tourbières, ont également contribué à réduire fortement leur superficie. Les effets de bordure, déjà accrus par ces pertes de superficie, sont probablement amplifiés par une matrice de terres agricoles très différente de celle qui entourait les tourbières à l'époque précoloniale (érablières).

Si l'influence des perturbations naturelles (feu) sur les tourbières est bien connue (Jasieniuk & Johnson 1982; Foster & Glaser 1986; Lavoie *et al.* 2001), il en va tout autrement de certaines perturbations anthropiques. Il a été démontré que l'extraction de la tourbe à des fins horticoles a d'importantes conséquences durables sur la flore et l'hydrologie des tourbières (Van Seters & Price 2001; Girard *et al.* 2002), mais l'influence précise des activités anthropiques sur la végétation des tourbières adjacentes non exploitées n'a pas fait l'objet de beaucoup de travaux. Poulin et collaborateurs (1999) ont montré que les assemblages d'espèces végétales situés au pourtour des tourbières non exploitées sont différents de ceux situés dans les fragments résiduels entourant les sites exploités. Pellerin et Lavoie (2003b) ont, pour leur part, montré que les tourbières du Bas-Saint-Laurent ont connu un accroissement de leur couvert forestier et une diminution des superficies occupées par les sphaignes au cours des cinquante dernières années. Les activités humaines auraient joué un rôle important dans ce

phénomène de boisement, puisque le drainage et les nombreux feux récents en seraient en grande partie responsables.

Enfin, les tourbières du Bas-Saint-Laurent présentent un intérêt évident dans le contexte de la diversité écologique régionale. En effet, on estime que les écosystèmes accumulateurs de tourbe contribuent à la diversité faunique et végétale régionale car plusieurs espèces y sont confinées ou utilisent ces milieux pendant au moins une partie de leur cycle vital (Desrochers 2001; Mazerolle *et al.* 2001; Calmé *et al.* 2002; Moore 2002). L'intérêt écologique des tourbières du Bas-Saint-Laurent est en outre accentué par leur position géographique qui les place à proximité de la limite méridionale de ces écosystèmes (Maltby 1986). En fait, les tourbières peuvent être considérées comme des îlots de végétation boréale dans un paysage méridional (Brewer 1967; Calmé *et al.* 2002). Cette caractéristique est d'autant plus intéressante que le paysage de la plaine du Bas-Saint-Laurent se distingue par la prédominance des activités agricoles. Dans cette optique, les tourbières figurent donc parmi les rares îlots de végétation naturelle qui subsistent encore dans un territoire dominé par l'homme.

1.5 OBJECTIFS DE LA THÈSE

La thèse est composée de cinq chapitres abordant quatre objectifs principaux: 1) évaluer l'importance relative des facteurs anthropiques et des facteurs abiotiques sur la distribution de la végétation des écosystèmes tourbeux du Bas-Saint-Laurent, 2) caractériser les assemblages végétaux présents et identifier les influences majeures ayant contribué à leur formation, 3) mesurer l'impact sur les plantes et les oiseaux de la plus importante expression des perturbations subies par les tourbières, soit l'accroissement du couvert forestier, et 4) intégrer toute l'information obtenue précédemment afin de poser un diagnostic éclairé sur l'état des tourbières à l'étude et sur la pertinence d'un éventuel projet de conservation. Cette thèse se concentre sur les tourbières, ou fragments de tourbières, non exploités de façon directe pour leurs ressources, mais néanmoins potentiellement perturbées par les activités anthropiques environnantes.

1.6 HYPOTHÈSES TESTÉES

La thèse teste deux hypothèses principales.

1) *Les perturbations anthropiques ont une influence prépondérante sur la diversité écologique et les assemblages végétaux des écosystèmes tourbeux du Bas-Saint-Laurent.* En somme, l'abondance et l'identité des espèces végétales présentes dans les tourbières sont aujourd'hui principalement dictées par la nature et l'intensité des activités humaines passées et présentes, dans et autour des tourbières. Cette hypothèse s'appuie sur les travaux de Pellerin (2003b) montrant une expansion manifeste du couvert forestier des tourbières du Bas-Saint-Laurent au cours du 20^e siècle et une diminution conséquente des superficies ouvertes dominées par la sphaigne. Il apparaît que cette évolution rapide du couvert forestier s'explique en partie par les activités humaines. En caractérisant précisément la dimension temporelle (activités humaines passées) et spatiale (effets de bordure et d'isolement), je crois qu'il est possible de départager l'influence des activités humaines de celle des facteurs abiotiques qui ont eu (et qui ont peut-être toujours) une influence certaine dans les tourbières.

2) *L'augmentation récente du couvert forestier dans les tourbières est associée à un déclin significatif des espèces de plantes et d'oiseaux caractéristiques des écosystèmes tourbeux.* L'accroissement forestier influence la végétation sous-jacente par une diminution de la luminosité qui réduit l'activité photosynthétique de certaines plantes. Dans une tourbière, ce phénomène peut donc conduire au déclin de plusieurs espèces de sphaignes et à la prolifération des espèces tolérantes à l'ombre. L'accroissement du couvert forestier peut également avoir un impact important sur l'hydrologie des tourbières. Il est donc raisonnable d'assumer que les plantes des tourbières, généralement abondantes dans les milieux ouverts, soient influencées par l'accroissement forestier. Parallèlement, la modification de la structure végétale entraîne des modifications chez les habitats utilisés par les oiseaux lors de la nidification. Il est donc envisageable que les populations régionales d'oiseaux caractéristiques des tourbières soient en déclin puisque leurs habitats sont en voie de disparaître ou d'être modifiés.

1.7 ORGANISATION DE LA THÈSE

Le corps de la thèse est constitué de deux chapitres rédigés sous forme d'articles scientifiques et d'un chapitre intégrateur davantage axé sur la conservation. Le Chapitre II s'intéresse aux facteurs anthropiques et abiotiques influençant la diversité écologique des tourbières du Bas-Saint-Laurent. Ce chapitre tente principalement de répondre aux questions suivantes:

- Quel ensemble de facteurs a le plus d'influence sur la distribution de la végétation ? Parmi ces facteurs, lesquels sont les plus importants ?
- Quels assemblages végétaux se distinguent dans les tourbières à l'étude ? Quels facteurs sont responsables de leur existence ?

Le Chapitre III s'intéresse à l'influence de l'accroissement du couvert forestier sur les espèces animales et végétales caractéristiques des tourbières. Ce phénomène de boisement, identifié au Chapitre II comme ayant une influence prépondérante sur la végétation, présente d'ailleurs un intérêt particulier car, sur le globe, il est l'un des changements écologiques les plus observés dans les tourbières sujettes à des perturbations anthropiques (Frankl & Schmeidl 2000; Freléchoux *et al.* 2000; Linderholm & Leine 2004). De plus, il présente la particularité d'agir à la fois sur la végétation et la faune aviaire, ce qui rend pertinente l'étude simultanée de ces deux groupes. Ce chapitre tente plus spécifiquement de répondre aux questions suivantes:

- Comment l'accroissement du couvert forestier agit-il sur les plantes typiques des tourbières ? Ces dernières laissent-elles la place à des espèces opportunistes ou caractéristiques d'autres milieux ?
- Comment l'accroissement du couvert forestier agit-il sur les oiseaux nichant dans les tourbières ? Ceux-ci cèdent-ils du terrain devant les espèces caractéristiques de milieux plus boisés ?

Le Chapitre IV traite des implications des chapitres précédents en termes d'aménagement du territoire. En intégrant les résultats et les conclusions des autres chapitres, il s'intéresse aux questions suivantes:

- Dans quel état sont les écosystèmes tourbeux du Bas-Saint-Laurent ? Ont-ils un rôle à jouer pour le maintien de la diversité biologique régionale ?
- Quelle est l'évolution probable des écosystèmes tourbeux à l'étude, compte-tenu des influences agissant sur leur dynamique ?
- Est-il pertinent d'envisager un projet de conservation pour sauvegarder les tourbières résiduelles ? Quelles lignes directrices doivent conduire à la création d'une aire protégée ?

La thèse se termine par une conclusion générale (Chapitre V) dans laquelle les principaux résultats de la recherche sont résumés et les deux hypothèses principales confirmées ou infirmées.

1.8 RÉFÉRENCES

- Ås, S. (1999) Invasion of matrix species in small habitat patches. *Conservation Ecology*, **3**, article 1. URL: <http://www.consecol.org/vol3/iss1/art1/index.html> [Ecological Society of America].
- Bazzaz, F.A. (1983) Characteristics of populations in relation to disturbance in natural and man-modified ecosystems. *Disturbance and Ecosystems: Components of Response* (éd. H.A. Mooney & M. Godron), pp. 259-275. Springer-Verlag, Berlin.
- Boose, E.R., Foster, D.R. & Fluet, M. (1994) Hurricane impacts to tropical and temperate forest landscapes. *Ecological Monographs*, **64**, 369-400.
- Bouchard, A., Dyrda, S., Bergeron, Y. & Meilleur, A. (1989) The use of notary deeds to estimate the changes in the composition of the 19th century forests, in Haut-Saint-Laurent, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, **19**, 1146-1150.
- Brewer, R. (1967) Bird populations of bogs. *Wilson Bulletin*, **79**, 371-396.
- Bürgi, M., Russell, E.W.B. & Motzkin, G. (2000) Effects of postsettlement human activities on forest composition in the north-eastern United States: a comparative approach. *Journal of Biogeography*, **27**, 1123-1138.

- Buteau, P. (1988) *Distribution des tourbières du Québec*. Service géologique de Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Québec.
- Calmé, S., Desrochers, A. & Savard, J.-P.L. (2002) Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Québec. *Biological Conservation*, **107**, 273-281.
- Chen, J., Franklin, J.F. & Spies, T.A. (1992) Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*, **2**, 387-396.
- Clements, F.E. (1916) Plant succession: an analysis of the development of vegetation. *Carnegie Institute Washington Public*, **242**, 1-512.
- Clements, F.E. (1928) *Plant Succession and Indicators*. H.W. Wilson, New York.
- Coffin, D.P. & Lauenroth, W.K. (1988) The effects of disturbance size and frequency on a shortgrass plant community. *Ecology*, **69**, 1609-1617.
- Cole, D.N. (1995) Experimental trampling of vegetation. II. Predictors of resistance and resilience. *Journal of Applied Ecology*, **32**, 215-224.
- Collinge, S.K. (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, **36**, 59-77.
- Connell, J.H. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, **199**, 1302-1310.
- Connell, J.H. & Slatyer, R.O. (1977) Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*, **111**, 1119-1144.
- Cooper, W.S. (1926) The fundamentals of vegetational changes. *Ecology*, **7**, 391-413.
- Cowles, H.C. (1899) The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. Part I. Geographical relations of the dune floras. *Botanical Gazette*, **27**, 95-117.

- Cowles, H.C. (1901) The physiographic ecology of Chicago and vicinity; a study of the origin, development, and classification of plant societies. *Botanical Gazette*, **31**, 73-108.
- Crawley, M.J., éd. (1986) *Plant Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Dale, V.H., Hemstrom, M. & Franklin, J. (1986) Modeling the long-term effects of disturbances on forest succession, Olympic Peninsula, Washington. *Canadian Journal of Forest Research*, **16**, 56-67.
- Damman, A.W.H. (1977) Geographical changes in the vegetation pattern of raised bogs in the Bay of Fundy region of Maine and New Brunswick. *Vegetatio*, **35**, 137-151.
- Darwin, C. (1859) *Origin of Species*. J.M. Dent & Sons Ltd. London.
- Dayton, P.K., Tegner, M.J., Parnell, P.E. & Edwards, P.B. (1992) Temporal and spatial patterns of disturbance and recovery in a kelp forest community. *Ecological Monographs*, **62**, 421-445.
- Debinski, D.M. & Holt, R.D. (1999) A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, **14**, 342-355.
- De Grandpré, L. & Bergeron, Y. (1997) Diversity and stability of understorey communities following disturbance in the southern boreal forest. *Journal of Ecology*, **85**, 777-784.
- Desrochers, A. (2001) Les oiseaux: diversité et répartition. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 159-173. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Dyck, B.S. & Shay, J.M. (1999) Biomass and carbon pool of two bogs in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *Canadian Journal of Botany*, **77**, 291-304.
- Findlay, C.S. & Houlihan, J. (1997) Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology*, **11**, 1000-1009.
- Forman, R.T.T. (1995) *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Forman, R.T.T. & Godron, M. (1986) *Landscape Ecology*. Wiley, New York.
- Fortin, J.-C. (1993) Colonisation et commercialisation de l'agriculture. *Histoire du Bas-Saint-Laurent* (éd. J.-C. Fortin & A. Lechasseur), pp. 429-472. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Fortin, J.-C. & Lechasseur, A., éd. (1993) *Histoire du Bas-Saint-Laurent*. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Foster, D.R. (1992) Land-use history (1730-1990) and vegetation dynamics in central New England, USA. *Journal of Ecology*, **80**, 753-772.
- Foster, D.R., Aber, J.D., Melillo, J.M., Bowden, R.D. & Bazzaz, F.A. (1997) Forest response to disturbance and anthropogenic stress. *BioScience*, **47**, 437-445.
- Foster, D.R., Fluet, M. & Boose, E.R. (1999) Human or natural disturbance: landscape-scale dynamics of the tropical forests of Puerto Rico. *Ecological Applications*, **9**, 555-572.
- Foster, D.R. & Glaser, P.H. (1986) The raised bogs of south-eastern Labrador, Canada: classification, distribution, vegetation and recent dynamics. *Journal of Ecology*, **74**, 47-71.
- Foster, D.R., Motzkin, G. & Slater, B. (1998) Land-use history as long-term broad-scale disturbance: regional forest dynamics in Central New England. *Ecosystems*, **1**, 96-119.
- Frankl, R. & Schmeidl, H. (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.
- Freléchoux, F., Buttler, A., Schweingruber, F.H. & Gobat, J.-M. (2000) Stand structure, invasion, and growth dynamics of bog pine (*Pinus uncinata* var. *rotundata*) in relation to peat cutting and drainage in the Jura Mountains, Switzerland. *Canadian Journal of Forest Research*, **30**, 1114-1126.

- Fuller, J.L., Foster, D.R., McLachlan, J.S. & Drake, N. (1998) Impact of human activity on regional forest composition and dynamics in Central New England. *Ecosystems*, **1**, 76-95.
- Galatowitsch, S.M., Whited, D.C., Lehtinen, R., Husveth, J. & Schik, K. (2000) The vegetation of wet meadows in relation to their land-use. *Environmental Monitoring and Assessment*, **60**, 121-144.
- Gascon, C. & Lovejoy, T.E. (1998) Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. *Zoology (Jena)*, **101**, 273-280.
- Gauthier, R. (1967) *Étude écologique de cinq tourbières du Bas Saint-Laurent*. Mémoire M.Sc., Université Laval, Québec.
- Gilfedder, L. & Kirkpatrick, J.B. (1998) Factors influencing the integrity of remnant bushland in subhumid Tasmania. *Biological Conservation*, **84**, 89-96.
- Gilpin, M.E. & Diamond, J.M. (1980) Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity. *Nature*, **285**, 567-568.
- Girard, M., Lavoie, C. & Thériault, M. (2002) The regeneration of a highly disturbed ecosystem: a mined peatland in southern Québec. *Ecosystems*, **5**, 274-288.
- Gleason, H.A. (1917) The structure and development of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, **44**, 463-481.
- Godron, M. & Forman, R.T.T. (1983) Landscape modification and changing ecological characteristics. *Disturbance and Ecosystems: Components of Response* (éd. H.A. Mooney & M. Godron), pp. 12-28. Springer-Verlag, Berlin.
- Gorham, E. (1990) Biotic impoverishment in northern peatlands. *The Earth in Transition. Patterns and Processes of Biotic Impoverishment* (éd. G.M. Woodwell), pp. 65-98. Cambridge University Press, Cambridge.

- Grassle, J.F. & Sanders, H.L. (1973) Life histories and the role of disturbance. *Deep-Sea Research*, **20**, 643-659.
- Grime, J.P. (1977) Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, **111**, 1169-1194.
- Groot, A. (1998) Physical effects of site disturbance on peatlands. *Canadian Journal of Soil Science*, **78**, 45-50.
- Haila, Y. & Hanski, I.K. (1984) Methodology for studying the effect of habitat fragmentation on land birds. *Annales Zoologici Fennici*, **21**, 393-397.
- Halpern, C.B. (1988) Early successional pathways and the resistance and resilience of forest communities. *Ecology*, **69**, 1703-1715.
- Heinselman, M.L. (1973) Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Quaternary Research*, **3**, 329-382.
- Honnay, O., Endels, P., Vereecken, H. & Hermy, M. (1999) The role of patch area and habitat diversity in explaining native plant species richness in disturbed suburban forest patches in northern Belgium. *Diversity and Distributions*, **5**, 129-141.
- Houlahan, J.E. & Findlay, C.S. (2004) Estimating the 'critical' distance at which adjacent land-use degrades wetland water and sediment quality. *Landscape Ecology*, **19**, 677-690.
- Hubbell, S.P. (1979) Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science*, **203**, 1299-1309.
- Hutchinson, G.E. (1961) The paradox of the plankton. *American Naturalist*, **95**, 137-145.
- Jasieniuk, M.A. & Johnson, E.A. (1982) Peatland vegetation organization and dynamics in the western subarctic, Northwest Territories, Canada. *Canadian Journal of Botany*, **60**, 2581-2593.

- Jean, M. & Bouchard, A. (1991) Temporal changes in wetland landscapes of a section of the St. Lawrence River, Canada. *Environmental Management*, **15**, 241-250.
- Jean, M. & Bouchard, A. (1993) Riverine wetlands vegetation: importance of small-scale and large-scale environmental variation. *Journal of Vegetation Science*, **4**, 609-620.
- Joosten, H. & Clarke, D. (2002) *Wise Use of Mires and Peatlands*. International Mire Conservation Group & International Peat Society, Totnes.
- Jules, E.S., Frost, E.J., Mills, L.S. & Tallmon, D.A. (1999) Ecological consequences of forest fragmentation in the Klamath region. *Natural Areas Journal*, **19**, 368-378.
- Jules, E.S. & Shahani, P. (2003) A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 459-464.
- Kemper, J., Cowling, R.M. & Richardson, D.M. (1999) Fragmentation of South African renosterveld shrublands: effects on plant community structure and conservation implications. *Biological Conservation*, **90**, 103-111.
- Keys, D. (1992) *Canadian Peat Harvesting and the Environment*. North American Wetlands Conservation Council (Canada), Ottawa.
- Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., O'Neill, R.V. & Coleman, P.R. (1987) Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos*, **48**, 321-324.
- Łaska, G. (2001) The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. *Plant Ecology*, **157**, 77-99.
- Lavoie, C., Zimmermann, C. & Pellerin, S. (2001) Peatland restoration in southern Québec (Canada): a paleoecological perspective. *Écoscience*, **8**, 247-258.
- Linderholm, H.W. & Leine, M. (2004) An assessment of twentieth century tree-cover changes on a southern Swedish peatland combining dendrochronology and remote sensing. *Wetlands*, **24**, 357-363.

- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Maltby, E. (1986) *Waterlogged Wealth. Why Waste the World's Wet Places ?* Earthscan, London.
- Matlack, G.R. (1993) Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, **66**, 185-194.
- Mazerolle, M.J., Drolet, B. & Desrochers, A. (2001) Small-mammal responses to peat mining of southeastern Canadian bogs. *Canadian Journal of Zoology*, **79**, 296-302.
- McCay, D.H. (2000) Effects of chronic human activities on invasion of longleaf pine forests by sand pine. *Ecosystems*, **3**, 283-292.
- Mladenoff, D.J., White, M.A., Pastor, J. & Crow, T.R. (1993) Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. *Ecological Applications*, **3**, 294-306.
- Moore, P.D. (1990) Soils and ecology: temperate wetlands. *Wetlands: A Threatened Landscape* (éd. M. Williams), pp. 95-114. Basil Blackwell, Oxford.
- Moore, P.D. (2002) The future of cool temperate bogs. *Environmental Conservation*, **29**, 3-20.
- Nichols, G.E. (1923) A working basis for the ecological classification of plant communities. *Ecology*, **4**, 11-23 et 154-179.
- Noss, R.F. (1987) From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at The Nature Conservancy (USA). *Biological Conservation*, **41**, 11-37.
- Noss, R.F. (1990) Can we maintain biological and ecological integrity ? *Conservation Biology*, **4**, 241-243.
- O'Neill, K.P. (2000) Role of bryophyte-dominated ecosystems in the global carbon budget. *Bryophyte Biology* (éd. A.J. Shaw & B. Goffinet), pp. 344-368. Cambridge University Press, Cambridge.

- Parent, L.-É. (2001) L'utilisation agricole. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 411-421. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Payette, S. (2001) Les principaux types de tourbières. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 38-89. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Payette, S. & Rochefort, L. (2001) Introduction. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 1-5. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Peet, R.K. (1978) Forest vegetation of the Colorado Front Range: patterns of species diversity. *Vegetatio*, **37**, 65-78.
- Pellerin, S. (2003a) *La dynamique récente des tourbières du Bas-Saint-Laurent: une analyse historique et paléoécologique*. Thèse Ph.D., Université Laval, Québec.
- Pellerin, S. (2003b) Des tourbières et des hommes. L'utilisation des tourbières dans la région de Rivière-du-Loup – L'Isle-Verte. *Naturaliste canadien*, **127**, 18-23.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. (2000) Peatland fragments of southern Quebec: recent evolution of their vegetation structure. *Canadian Journal of Botany*, **78**, 255-265.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. (2003a) Recent expansion of jack pine in peatlands of southeastern Québec: a paleoecological study. *Écoscience*, **10**, 247-257.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. (2003b) Reconstructing the recent dynamics of mires using a multitechnique approach. *Journal of Ecology*, **91**, 1008-1021.
- Peters, R.L. & Lovejoy, T.E. (1990) Terrestrial Fauna. *The Earth As Transformed by Human Action* (éd. B.L. Turner II, W.C. Clark, R.W. Kates, J.F. Richards, J.T. Mathews & W.B. Meyer), pp. 353-369. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pickett, S.T.A., Kolasa, J., Armesto, J.J. & Collins, S.L. (1989) The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos*, **54**, 129-136.

- Poulin, M., Rochefort, L. & Desrochers, A. (1999) Conservation of bog plant species assemblages: assessing the role of natural remnants in mined sites. *Applied Vegetation Science*, **2**, 169-180.
- Prévost, M., Plamondon, A. & Roy, V. (2001) La production forestière. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 423-447. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Price, J.S. (2001) L'hydrologie. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 141-158. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Ranney, J.W., Bruner, M.C. & Levenson, J.B. (1981) The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes* (éd. R.L. Burgess & D.M. Sharpe), pp. 67-95. Springer-Verlag, New York.
- Ricketts, T.H. (2001) The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist*, **158**, 87-99.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, **5**, 18-32.
- Simard, H. & Bouchard, A. (1996) The precolonial 19th century forest of the Upper St. Lawrence region of Quebec: a record of its exploitation and transformation through notary deeds of wood sales. *Canadian Journal of Forest Research*, **26**, 1670-1676.
- Simberloff, D.S. & Abele, L.G. (1976) Island biogeography theory and conservation practice. *Science*, **191**, 285-286.
- Simberloff, D.S. & Gotelli, N. (1984) Effects of insularisation on plant species richness in the prairie-forest ecotone. *Biological Conservation*, **29**, 27-46.
- Sisk, T.D. & Haddad, N.M. (2002) Incorporating the effects of habitat edges into landscape models: effective area models for cross-boundary management. *Integrating*

Landscape Ecology into Natural Resource Management (éd. J. Liu & W.W. Taylor), pp. 208-240. Cambridge University Press, Cambridge.

- Soulé, M.E. (1991) Land use planning and wildlife maintenance. *Journal of American Planning Association*, **57**, 313-323.
- Stamps, J.A., Buechner, M. & Krishnan, V.V. (1987) The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *American Naturalist*, **129**, 533-552.
- Takagi, K., Tsuboya, T., Takahashi, H. & Inoue, T. (1999) Effect of the invasion of vascular plants on heat and water balance in the Sarobetsu mire, northern Japan. *Wetlands*, **19**, 246-254.
- Tilman, D. (1983) Plant succession and gopher disturbance along an experimental gradient. *Oecologia*, **60**, 285-292.
- Turner, M.G., Romme, W.H., Gardner, R.H. & Hargrove, W.W. (1997) Effects of fire size and pattern on early succession in Yellowstone National Park. *Ecological Monographs*, **67**, 411-433.
- Van Seters, T.E. & Price, J.S. (2001) The impact of peat harvesting and natural regeneration on the water balance of an abandoned cutover bog, Quebec. *Hydrological Processes*, **15**, 233-248.
- Vos, C.C., Verboom, J., Opdam, P. & ter Braak, C.J.F. (2001) Toward ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist*, **157**: 24-41.
- White, P.S. (1979) Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Botanical Review*, **45**, 229-299.
- White, P.S. & Pickett, S.T.A. (1985) Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics* (éd. S.T.A. Pickett & P.S. White), pp. 3-13. Academic Press, New York.

- Wilcove, D.S., McLellan, C.H. & Dobson, A.P. (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (éd. M.E. Soulé), pp. 237-256. Sinauer Associates, Sunderland.
- Wilson, E.O. & Willis, E.O. (1975) Applied biogeography. *Ecology and Evolution of Communities* (éd. M.L. Cody & J.M. Diamond), pp. 523-534. Harvard University Press, Cambridge.
- Woodwell, G.M. (1990) The Earth under stress: a transition to climatic instability raises questions about patterns of impoverishment. *The Earth in Transition. Patterns and Processes of Biotic Impoverishment* (éd. G.M. Woodwell), pp. 3-7. Cambridge University Press, Cambridge.
- Zimmerman, B.L. & Bierregaard, R.O. (1986) Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of Biogeography*, **13**, 133-143.

Chapitre II

Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors²

² Lachance, D. & Lavoie, C. (2004) Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors. *Applied Vegetation Science*, **7**, 183-192.

2 VEGETATION OF SPHAGNUM BOGS IN HIGHLY DISTURBED LANDSCAPES: RELATIVE INFLUENCE OF ABIOTIC AND ANTHROPOGENIC FACTORS

ABSTRACT

We determined whether the plant diversity of *Sphagnum* bogs of the Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec, has been affected by more than 200 years of anthropogenic activities. Data (species assemblages, abiotic and spatio-historical variables) were collected in sixteen bogs ranging in size from 2 to 189 ha, and incorporated in a geographical information system. A clear segregation of species assemblages was observed, from open and undisturbed bogs to forested and highly disturbed sites. Among abiotic factors, tree basal area (as an indicator of shading), water-table level and peat thickness had a significant influence on plant species composition. Among spatio-historical factors, disturbance level, area loss and fire were the most influential factors. Variance partitioning between these two groups of factors suggests that spatio-historical factors had a significant influence on peatlands, representing 22% of the variation observed in the plant species assemblages while abiotic factors represent only 17% of the variation. These results highlight the influence of agricultural and other anthropogenic activities on plant assemblages and suggest that even wetlands apparently resistant to disturbances such as peatlands can be severely affected by anthropogenic factors.

RÉSUMÉ

L'objectif de l'étude est de comprendre dans quelle mesure la diversité végétale des tourbières ombrotrophes de la région du Bas-Saint-Laurent, au Québec, a été influencée par plus de 200 ans d'activités agricoles et industrielles. Seize tourbières (2 – 189 ha) ont été échantillonnées. Les données obtenues (assemblages végétaux, variables abiotiques et spatio-historiques) ont été intégrées dans un système d'information géographique. Il existe un gradient très net dans la distribution des assemblages végétaux, allant des grands sites ouverts (sans arbre) pas ou très peu perturbés aux petits sites boisés où la végétation est clairement influencée par les activités humaines. Parmi les facteurs abiotiques, la surface terrière (indicateur de l'importance de l'ombrage), le niveau de la nappe phréatique et l'épaisseur du dépôt tourbeux ont une influence significative sur la composition végétale. Parmi les facteurs spatio-historiques, l'intensité des perturbations, les pertes de superficies tourbeuses et le feu

sont les variables les plus influentes. La répartition de la variance existante entre ces deux groupes de facteurs illustre l'influence significative des facteurs spatio-historiques, qui représentent 22% de la variance observée dans les assemblages végétaux, alors que les facteurs abiotiques ne représentent que 17% de la variance. Les résultats soulignent l'influence manifeste des activités anthropiques, et plus particulièrement de l'agriculture, sur les assemblages végétaux. Ils suggèrent également que des écosystèmes reconnus pour leur résistance (telles les tourbières) peuvent aussi être influencés de façon significative par des perturbations anthropiques.

2.1 INTRODUCTION

Most terrestrial ecosystems at temperate latitudes have been subjected to human use that has subdivided previously contiguous habitats into smaller patches and has isolated those patches within a highly disturbed matrix (Forman 1995). This continuing process of habitat fragmentation ultimately leads to a reduction in species richness and diversity at a regional scale (Simberloff 1988; 1998). The first impact of fragmentation is habitat destruction, which primarily affects population sizes and, consequently, extinction rates. A decline in species richness is usually observed in remaining patches (Gilpin & Soulé 1986; Wilcove *et al.* 1986; Collinge 1996). The second impact is insularization, which primarily affects dispersal and immigration rates (Haila & Hanski 1984; Wilcove *et al.* 1986; Saunders *et al.* 1991; Debinski & Holt 1999). It is now becoming increasingly clear that the impact of habitat fragmentation and isolation is driven by edge effects and by the nature and characteristics of the surrounding matrix (Gascon & Lovejoy 1998; Gilfedder & Kirkpatrick 1998; Ås 1999; Jules *et al.* 1999; Kemper *et al.* 1999; Jules & Shahani 2003).

Edge effects and the surrounding matrix also influence wetland ecosystems (Jean & Bouchard 1993; Findlay & Houlihan 1997), usually through drainage. For instance, Knutson *et al.* (1999) demonstrated that landscape metrics representing edge effects and surrounding matrices are strongly associated with frog and toad abundance in the marshes and swamps of Iowa and Wisconsin. However, it is not clear whether peatlands, which naturally occur in the southern end of their range as separate and isolated patches within a matrix of upland habitats (Moore 1990), are affected by anthropogenic fragmentation and isolation. Ombrotrophic peatlands (bogs) of temperate regions, in particular, develop in isolation from each other and

the species that inhabit these ecosystems must colonize new locations from afar (Moore 2002). Furthermore, bogs are usually considered resistant: several studies suggest that *Sphagnum*-dominated vegetation communities show little changes through time despite anthropogenic or natural disturbances (Backéus 1972; Jasieniuk & Johnson 1982; Laine *et al.* 1995a; Gunnarsson *et al.* 2000).

The objectives of this study were to 1) characterize plant assemblages present in a series of ombrotrophic peatlands located within a highly disturbed matrix and 2) evaluate the relative influence of abiotic and anthropogenic factors on the distribution of plant species. By using spatio-historical factors that describe human activities within and outside peatlands, including variables accounting for edge effects and the nature of the matrix, and abiotic factors that describe the actual conditions existing within these bogs, it would be possible to evaluate whether anthropogenic factors had an influence on the distribution of plant species. We hypothesized that the severity of the fragmentation and isolation processes strongly influences the abiotic environment of bog ecosystems, which explains their plant species assemblages. These peatlands can no longer be considered ‘pristine’ ecosystems.

2.2 METHODS

2.2.1 Study area and sampling sites

Ombrotrophic peatlands of the Bas-Saint-Laurent region, in southeastern Québec, Canada (Figure 2.1), offer a good opportunity for the study of the influence of anthropogenic fragmentation and isolation on natural bogs. These bogs are representative of ombrotrophic peatlands of eastern Canada, with their thick (>1 m) peat deposit and plant communities largely dominated by *Sphagnum* species, at least before the beginning of the 19th century (Gauthier & Grandtner 1975; Pellerin & Lavoie 2003b). They have been fragmented and isolated into a matrix characterized by agriculture and peat extraction for the past 200 y (Pellerin 2003a). Some sites are dissected by drainage ditches, and most of them have burned during the last century, probably due to human-ignited fires (Pellerin 2003b; Pellerin & Lavoie 2003a, 2003b). They are located in a 4 to 12-km wide agricultural plain bordering the south shore of the St. Lawrence River. The study area (176 km²) is a narrow strip of agricultural lands located between the cities of Rivière-du-Loup and L'Isle-Verte (Figure 2.1). Few settlers

established in the study area before 1800 (Morin 1993). The original forest cover of the plain was almost completely cleared during the first part of the 19th century, and most of the area was used for agriculture by 1870 (Fortin 1993a). These peatlands were one of the last ecosystems without agricultural or industrial activities (Fortin 1993b). Nevertheless, between 1929 and 2000, 62% of the total area covered by bogs was disturbed, either by peat mining, logging or farming activities (Pellerin 2003a).

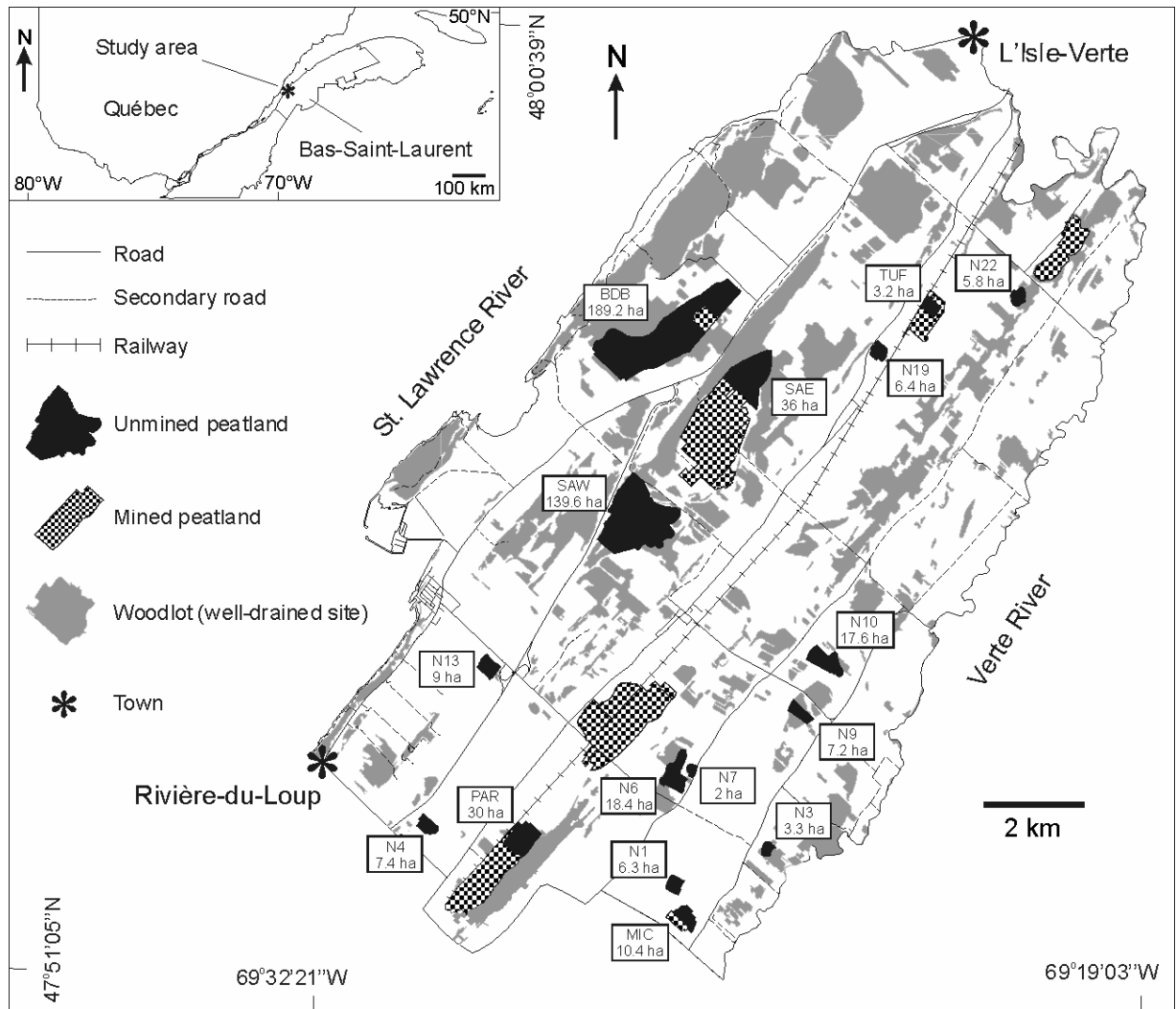


Figure 2.1 Study area, Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec (Canada) and spatial distribution of studied bogs, surrounding woodlots and mined peatlands. Data on woodlots are from Anon. (1999).

We chose 16 bogs, or bog remnants, within the study area. These were never subjected to peat mining, large-scale logging or farming activities. They range in size from 2 to 189 ha

(Figure 2.1). Although most bogs have probably been influenced by surrounding human activities, previous studies indicated that the central parts of the two largest bogs (140 and 189 ha) have not been disturbed, and can be considered as reference sites (Pellerin & Lavoie 2003b). Bog vegetation is characterized by a mosaic of open and forested patches. Dominant tree species include black spruce (*Picea mariana*), jack pine (*Pinus banksiana*) and tamarack (*Larix laricina*). Ericaceous shrubs are widespread in all bogs. In open habitats, the ground layer is covered by *Sphagnum* mosses, whereas *Pleurozium schreberi* dominates the ground layer of forested sites.

2.2.2 Field sampling and laboratory analyses

Vascular plants, mosses, liverworts and lichens were sampled in the 16 peatlands during summer 2000, using the following sampling scheme. The most recent (1995) aerial photograph (1 : 15 000) covering each bog was digitized, registered in space, and corrected to limit geometrical distortions using Geographic Transformer software (Anon. 1998). Corrected photographs were imported into a geographical information system (GIS), MapInfo Professional (Anon. 1999a). In the GIS, a grid of sampling points located 50-m apart was superimposed on the 12 largest peatlands (6.3 – 189.2 ha; Figure 2.2). The four smallest peatlands (2.0 – 5.8 ha) had a grid with points separated by a distance ranging from 25 to 40 m, in order to have a minimum of 30 sampling points in each bog. The latitude and longitude of each sampling point ($N = 2096$) were obtained with the GIS and located in the field using a global positioning system receiver.

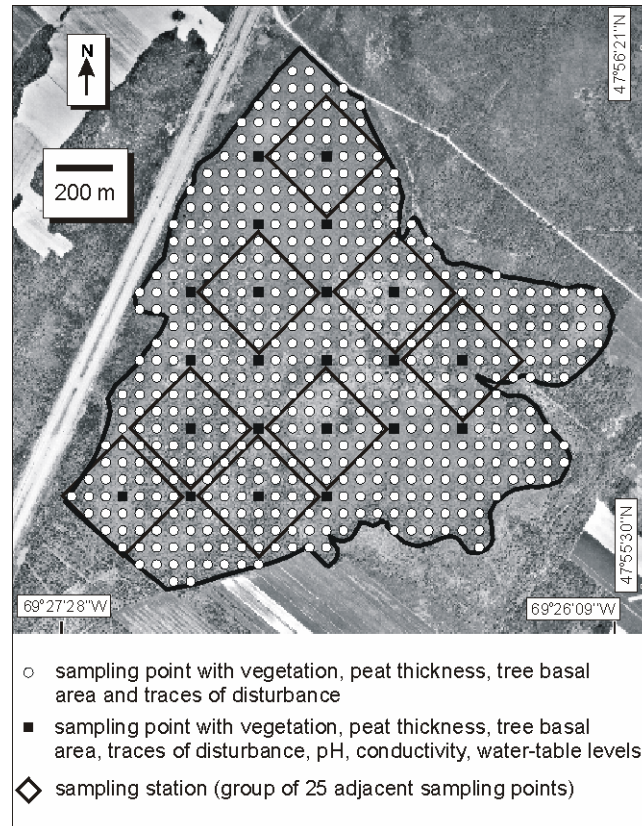


Figure 2.2 Sampling design for the SAW peatland, Bas-Saint-Laurent region, Québec.

We identified all plant species present in a 50×50 -cm quadrat laid on the ground at each sampling point. The presence of all species covering (at least partly) the vertical projection of the quadrat was also noted. Each plant species was ascribed to a particular habitat (ombrotrophic or minerotrophic peatland) using the works of Scoggan (1978 – 1979), Gauthier (1980), Marie-Victorin (1995), Girard (2000) and Garneau (2001). Nomenclature follows Anderson *et al.* (1990) for mosses, Esslinger & Egan (1995) for lichens and Marie-Victorin (1995) for vascular plants.

Near the sampling point, we measured the thickness of the peat deposit using an iron rod driven into the soil. We identified each tree stem selected with a prism to calculate tree basal area (Bitterlich 1984). Tree basal area was used as an indicator of the importance of tree cover and shading. In the vicinity of each sampling point, traces of disturbance, such as stumps or other woodcutting evidences, all-terrain-vehicle tracks, or walking or skiing trails, were noted. Peat samples were taken at one out of every 25 sampling points following a regular grid (Figure 2.2). They were collected right under the layer of living mosses, at 10 to 15-cm depth.

Corrected conductivity and pH of peat samples were later determined in the laboratory, using methods described by Sjörs (1950) and Karam (1993). Highest and lowest water-table levels were measured, again at one out of 25 sampling points, with the polyvinyl chloride (PVC) tape discolouration method (Belyea 1999). Bamboo stakes with PVC tape were left *in situ* at sampling stations for a three month-long period, from early June to the end of August 2001.

To obtain abundance values for plant species, sampling points were grouped into sampling stations, i.e., groups of 25 contiguous points centred on the point where water-table levels, pH and conductivity were measured (Figure 2.2). Since sampling stations would overlap each other in large peatlands (> 18.4 ha), they were randomly chosen within bogs with a non-overlapping condition using the GIS (Figure 2.2). Consequently, 44 sampling stations were created and other variables were calculated with the help of the GIS.

Distance separating the centroid of the sampling station from the nearest edge of the bog was measured. A drainage index was calculated as the percentage of sampling points at a sampling station within 40 m of a drainage ditch. At shorter distances, a drainage ditch has an impact on the water level of peaty soils important enough to improve tree growth (Prévost *et al.* 2001). A disturbance index was also calculated as the percentage of sampling points with traces of disturbance. The other spatio-historical variables were calculated for each bog using the GIS and historical data of Pellerin (2003b) sampled in the same bogs, and assigned to their respective sampling stations. Area was defined as the surface of the bog or bog fragment. Anthropogenic perimeter was the percentage of the bog perimeter bordered by agricultural, peat mining and/or wood-cutting activities, and/or by a road or a railway. Area loss, defined as the percentage of the area that has been lost during the last 50 y because of peat mining or agricultural activities, and years elapsed since the last fire were obtained from Pellerin (2003b). It should be noted that most bog area losses occurred during this period, essentially because of large-scale mining activities.

2.2.3 Data analysis

To conduct statistical analyses, we first constructed a vegetation matrix including the 44 sampling stations and the 136 plant species noted in these stations. Matrix cells contained the percentage of sampling points where a species was noted. Moran's I revealed no spatial

autocorrelation between stations. We also constructed a single data matrix for six abiotic variables characterizing each station and a data matrix for seven spatio-historical variables associated with each station (Table 2.1). Major gradients in vegetation composition were identified using Detrended Correspondence Analysis (DCA). Canonical Correspondence Analysis (CCA) was then used to relate vegetation gradients to abiotic and spatio-historical variables. The combined use of DCA and CCA, detailed elsewhere (Økland 1990; Jean & Bouchard 1993; Anderson & Davis 1997; Girard *et al.* 2002), is appropriate for describing community structure (McCune 1997). For revealing the proportion of vegetation variability that could be accounted for by the abiotic and spatio-historical data sets, we used the four-step procedure described by Borcard *et al.* (1992) and Jean & Bouchard (1993). Within each CCA, Monte Carlo permutation tests were performed to assess the significance of the trace statistics and of the first eigenvalue (ter Braak & Šmilauer 1998). All ordinations were carried out using the CANOCO software (ter Braak & Šmilauer 1998). To further distinguish species assemblages, a cluster analysis was also used. Clustering was made using Ward's method (Hair *et al.* 1987), which gave the clearest results. Cluster analysis was carried out using the SPSS software (Anon. 2000).

Table 2.1 Abiotic and spatio-historical variables collected for each sampling station in the 16 studied peatlands (Bas-Saint-Laurent region, Québec), and used in the DCA and CCA models (bold = variables considered by CANOCO as significant components of the models).

Variable	Note
Abiotic	
pH	From a peat sample collected at the center of each station.
Conductivity (K_{corr} at 25°C)	From a peat sample collected at the center of each station.
Tree basal area	Mean of all sampling points in each station.
Peat thickness	Mean of all sampling points in each station.
Highest water-table level	At the center of each station.
Lowest water-table level	At the center of each station.
Spatio-historical	
Distance from the edge	Minimal distance between the centroid of the station and the closest edge of the peatland.
Disturbance index	Percentage of sampling points in each station showing traces of disturbance, other than drainage ditches.
Area	Total area of the peatland.
Anthropogenic perimeter	Percentage of the bog perimeter bordered by agricultural, peat extraction and/or wood-cutting activities and/or by a road or a railway.
Area loss	Percentage of the bog area lost between 1948 and 1995, i.e., during the period covered by aerial photographs.
Time elapsed since fire	Years.
Drainage index	Percentage of sampling points in each station close (≤ 40 m) to a drainage ditch.

2.3 RESULTS

2.3.1 Plant species assemblages

The DCA depicts patterns of variation in the plant species assemblages independent of the environmental variables (Figure 2.3). Abiotic or spatio-historical variables can nevertheless be

related to ordination axes with correlation coefficients. The percentages of species variance accounted for by the first two axes (calculated using eigenvalues and total inertia in Table 2.2) are 17 and 9%, respectively. The low percentage that is explained by the axes is not surprising due to the large number of rare species in the vegetation matrix (Gauch 1982). The station scores on the first axis are strongly correlated with tree basal area ($r = 0.84$) and the disturbance index ($r = 0.73$), as well as distance from the edge ($r = -0.86$) and area ($r = -0.76$). This axis therefore depicts a complex gradient from open, undisturbed stations located at the centre of large bogs to highly disturbed wooded stations usually close to the edge of peatlands. The second axis is mainly correlated with time elapsed since the last fire (-0.82). This axis depicts the transition from stations undisturbed by fire during the last 200 y to stations recently burned, i.e., during the last 80 y.

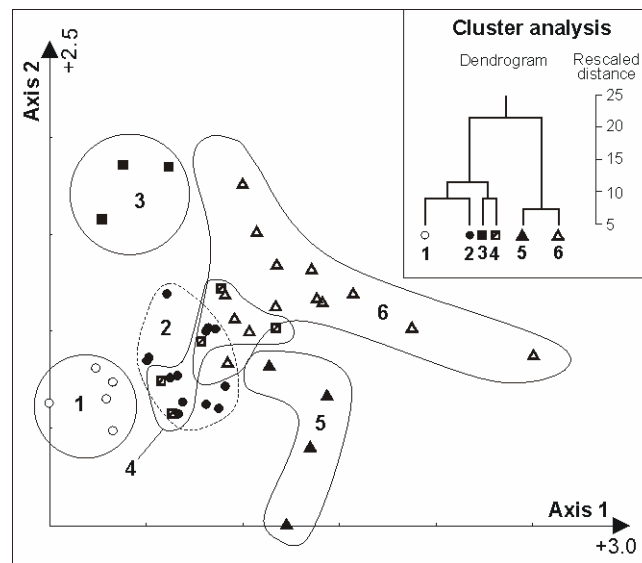


Figure 2.3 DCA ordination applied to the 44 sampling stations extracted from the studied peatlands, Bas-Saint-Laurent region, Québec. Outlines circumscribe clusters. The dendrogram obtained by cluster analysis is also shown.

Table 2.2 Comparison of the ordination results by DCA, CCA and partial CCA. Eigenvalues (λ), species-environment correlation coefficients (r) for the first two axes and significance of first canonical axis, $p(\lambda_1)$, are shown. Constraining variables are indicated by parentheses, covariables by brackets.

Analysis	λ_1	λ_2	r_1	r_2	$p(\lambda_1)$
DCA with abiotic	0.25	0.13	0.75	0.60	-
DCA with spatio-historical	0.25	0.13	0.68	0.57	-
CCA (abiotic)	0.14	0.07	0.81	0.79	0.005
CCA (spatio-historical)	0.12	0.08	0.84	0.81	0.025
CCA (abiotic) [spatio-historical]	0.10	0.07	0.79	0.85	0.035
CCA (spatio-historical) [abiotic]	0.08	0.07	0.80	0.87	0.048
Total inertia : 1.495					

The combined use of DCA and cluster analysis allows the delineation of six different plant species assemblages (Figure 2.3), or clusters. Cluster 1 is composed of five stations with typical open-bog vegetation characterized by carpets of *Sphagnum* species with ericaceous shrubs and scarce black spruce copses. *Chamaedaphe calyculata* is found in 71% of sampling points, which is by far the highest abundance of this ericaceous shrub species in the six clusters. *Sphagnum fuscum*, present in 45% of sampling points, is the most abundant bryophyte. This plant species assemblage is also characterized in the field by a hummock-hollow pattern typical of open-bog habitats. Cluster 2 shares many species with Cluster 1, but has a much higher black spruce cover, with a lower abundance of *C. calyculata* (33% of sampling points) and *S. fuscum* (12%). Other characteristic species of Cluster 2 are *Nemopanthis mucronatus* (43% of sampling points) and *Dicranum polysetum* (24%). Cluster 3 has a plant assemblage very similar to that of Cluster 1, but with one marked difference, the presence of jack pine. Furthermore, lichens (*Cladina rangiferina*, *C. stellaris*, *C. mitis*) are abundant.

According to the DCA biplot, Clusters 2 and 4 appear similar in species composition, although cluster analysis located them a good distance from each other. This can be explained

by the fact that the DCA biplot exhibits only the first two axes. The third axis is strongly correlated with area. Since Cluster 2 groups together stations extracted from large peatlands and Cluster 4 from small bogs, they strongly differ on the third axis, but appear similar on a biplot (two axes). Cluster 4 differs from Cluster 2 because of the presence of mosses typical of forested bogs, namely *Pleurozium schreberi*. Cluster 4 also has a higher richness of herbaceous species. Cluster 5 is composed of stations located at the edge of their respective peatlands and bordering agricultural fields. Consequently, this cluster exhibits an array of minerotrophic and/or opportunistic species, including birch (*Betula* spp.), sedge (*Carex* spp.) and *Sphagnum* species (*S. fimbriatum* var. *fimbriatum*, *S. squarrosum* and *S. centrale*). Herbaceous species are abundant, especially *Cornus canadensis* (40% of sampling points). Finally, Cluster 6 delineates all the densely forested stations mainly located in residual bog fragments and mostly with a high disturbance index (> 30%). Although several bog species are found in these stations, a wide array of forested and/or exotic species has also become established, including purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) and common reed (*Phragmites australis*). Species richness is high (107 species), but few (32) of the species are typical of ombrotrophic peatlands.

2.3.2 Environmental gradients

CCA depicts patterns of variation in the vegetation assemblages dependent on environmental gradients and obtained using linear combinations of abiotic or spatio-historical variables. In the CCA carried out with plant species and abiotic factors (Figure 2.4a), the percentages of the variance accounted for by the first two axes (calculated using eigenvalues and total inertia in Table 2.2) are 43 and 20%, respectively. Although McCune (1997) advised against community structure description using CCA, it is noteworthy that minerotrophic species seem to be associated with forested (high tree basal area) and dry (deep water table) stations (Figure 2.4a). In the CCA carried out with plant species and spatio-historical factors (Figure 2.4b), the percentages of the variance accounted for by the first two axes (calculated using eigenvalues and total inertia in Table 2.2) are 31 and 19%, respectively, indicating a lower fit than for abiotic factors. Despite this, the CCA biplot using spatio-historical factors produced a clear segregation of points. Ombrotrophic species are mainly located in the left side of the ordination, suggesting the positive influence of a large area and the absence of

recent fires. On the other hand, minerotrophic species are apparently associated with disturbances (high disturbance index, major area loss, recent fire) and small bogs.

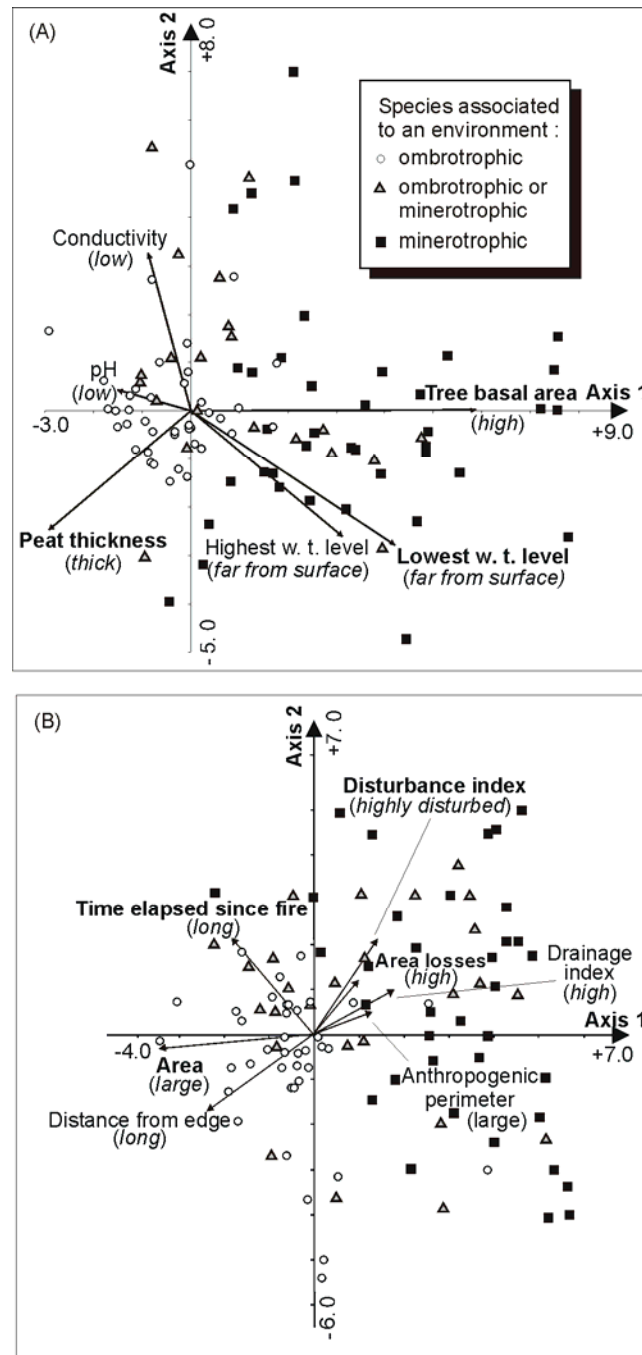


Figure 2.4 CCA ordinations of all plant species sampled in the studied peatlands (without covariables), Bas-Saint-Laurent region, Québec. Abiotic (A) and spatio-historical (B) variables are superimposed (w.t.: water table). The trophic regime associated with each species is indicated (bold = variables considered by CANOCO as significant components of the models).

Partial canonical ordinations were carried out, and the trace and sum of all canonical eigenvalues were calculated for each. In total, 44.0% of the variation can be explained. Abiotic and spatio-historical variables explain 16.7 and 21.9% of the species data, respectively. The interaction between these two sets of explanatory variables explains 5.4% of the variation in the species data. Finally, 56.0% of the variation cannot be explained by the two explanatory data sets, likely owing to lack-of-fit of data to the response model (Økland 1999). Permutation tests on the trace value showed that the available explanatory variables explain a significant part ($P < 0.01$) of the variation in the species data.

2.4 DISCUSSION

Two facts suggest a strong influence of spatio-historical variables on species distribution in peatlands. Of the four variables most strongly correlated with Axis 1 of the DCA, only one is an abiotic variable (tree basal area as a shade indicator). In addition, only one variable is highly correlated with Axis 2 (time elapsed since fire), and it is spatio-historical in nature. The overall distribution of sampling stations can be easily summarized: undisturbed stations of large peatlands are usually near the centre of the biplot; as stations are increasingly disturbed by human activities (short distance from the edge, high disturbance index, short time since fire), they fan out toward the higher values of the two axes.

CCA of all species and abiotic variables produced a similar ordination, with typical ombrotrophic species near the centre of the biplot while minerotrophic species are located toward the right edge. Tree basal area, water table level and peat thickness are abiotic variables strongly influencing the species distribution in the 16 ombrotrophic peatlands that have been studied. This is not surprising since several other quantitative studies conducted in boreal peatlands have illustrated the single or combined influence of these variables on plant assemblages (Jeglum 1971; Jasieniuk & Johnson 1982; Økland 1990; Brown *et al.* 1993; Jean & Bouchard 1993; Jeglum & He 1995; Anderson & Davis 1997). CCA of all species and spatio-historical variables produced an ordination similar to that of related to abiotic variables, with ombrotrophic species near the centre of the biplot and minerotrophic species located toward the right edge.

Agricultural activities have had a small impact on the area occupied by peatlands in the Bas-Saint-Laurent region during the last 50 y, compared with peat mining (Pellerin 2003a). However, it is likely that the influence of farmers on plant assemblages of bog remnants is substantial. First, most disturbance traces that have been found are from wood cutting activities. In the Bas-Saint-Laurent region, wood cutting is a small-scale activity conducted by farmers (Pellerin 2003a). Few tree stems are removed, and the impact of such removal on the water table level is probably weak, but the creation of gaps and the resulting modification of the light regime may have a major, although local, impact on species assemblages (Vitt *et al.* 1990; Anderson *et al.* 1995). Small bogs (< 20 ha) are also more susceptible to be disturbed by farmers. Most small sites are owned by farmers (cf. large sites owned by peat mining companies), they are more accessible and the task of slowly transforming those peatlands into viable agricultural fields is easier. This may partly explain why small bogs have different plant species assemblages compared to large peatlands and why area is such a strong structuring variable. Finally, Pellerin & Lavoie (2003a) have shown that fire occurred more frequently in the Bas-Saint-Laurent peatlands during the last 200 y than during the remainder of the Holocene. This suggests that recent fires are consequences of an increasing human influence on bog ecosystems. There is some evidence that farmers were responsible for this increased frequency, but this assertion remains to be substantiated.

Other variables that were considered as non-significant, such as drainage, also are of interest. Drainage is generally considered as having a major impact on bog species distribution through its effect on water table level (Price 2001). It should be noted that the drainage index used does not take into account the size, length, depth or inclination of the various drainage ditches, but only their presence; consequently, the drainage index is only an imperfect indicator of the impact of drainage ditches. Furthermore, a typical replacement of species assemblages caused by drainage can take as long as 30 y in ombrotrophic bogs (Laine *et al.* 1995b). Since most drainage ditches present in the 16 studied peatlands have been dug during the last 50 y (Pellerin & Lavoie 2003b), the current vegetation would not reflect the actual hydrological conditions. Moreover, Pellerin & Lavoie (2003a; b) suggested that major changes in vegetation structure in the ombrotrophic peatlands of the Bas-Saint-Laurent region require the combined influence of drainage and/or drought and fire. Dry conditions induced by drainage or drought would maintain a bog in a precarious state where the vegetation is able to

maintain itself, until an additional disturbance (fire) appears and causes a major shift in species assemblages. Drainage alone would have, at least on the short term, a negligible effect on species distribution. Consequently, bogs that have recently been drained but not burned have probably been less affected by drainage than others.

Significant differences in species assemblages have been observed between peatlands, differences mainly explained by spatio-historical factors associated with human activities. However, our variables describing edge effects and the nature of the surrounding matrix (distance from the edge, anthropogenic perimeter) are non-significant. It then appears that bogs, like other ecosystems, are affected by fragmentation and isolation in a human-modified landscape, but that their impacts may not be measured adequately by popular spatial variables. This fact should incite ecologists to be careful when drawing conclusions about edge and matrix effects. Had we limited ourselves to distance from the edge and anthropogenic perimeter as spatio-historical variables, in a less extensive study, we would have wrongly concluded that bogs are not affected by anthropogenic disturbances.

The reliable historical data of Pellerin (2003b) and the extensive database used in this study allow us to infer significant changes in the species assemblages of bogs during recent decades. Undisturbed stations have extensive bryophyte mats consisting of various *Sphagnum* species (*S. capillifolium*, *S. fuscum*, *S. magellanicum* and *S. rubellum*), *Pohlia nutans*, *Polytrichum strictum*, and some liverworts, especially *Mylia anomala*. They are dominated by ericaceous shrubs such as *Chamaedaphne calyculata*, *Kalmia angustifolia*, *Rhododendron groenlandicum*, and *Vaccinium angustifolium*, and tree cover is low with scarce copses of black spruce. Some species such as *Drosera rotundifolia* and *Sphagnum rubellum* deserve attention. These species are almost exclusively restricted to Cluster 1 and, consequently, may be considered as indicative of undisturbed conditions in ombrotrophic peatlands. As stations become disturbed, bryophytes and liverworts gradually disappear. The tree cover expands, and forest bryophytes such as *Dicranum polysetum* and *Pleurozium schreberi* gain dominance. Ericaceous shrubs usually become more dominant, especially in stations where the canopy is not completely closed. *Chamaedaphne calyculata* is replaced by *Rhododendron canadense*. There is also a diversification of tree species. Black spruce remains dominant, but *Betula papyrifera*, *Betula populifolia*, *Larix laricina* and *Thuja occidentalis* are also present. Nearby

agricultural activities seem to favour the introduction of various herbaceous species, especially *Cornus canadensis* and sedge species. Recent fire coupled with drainage favour the establishment of *Pinus banksiana* and of a stratum of ericaceous shrubs under which *Cladina rangiferina* is mainly found.

2.5 CONCLUSION

Plant species assemblages of ombrotrophic peatlands of the Bas-Saint-Laurent region are largely influenced by human activities. This fact is clearly illustrated by partial CCA showing that spatio-historical variables related to anthropogenic activities are as efficient as abiotic variables in representing species variation. Paleoecological data strongly suggest that only two centuries ago, most bogs had species assemblages typical of open ombrotrophic ecosystems as shown in Cluster 1 (Pellerin & Lavoie 2000, 2003b). Today, only five out of 44 sampling stations still exhibit vegetation typical of undisturbed peatlands (Gauthier 1980; Campbell & Rochefort 2001). Once habitats have been disturbed, typical and well-established ombrotrophic species such as *Chamaedaphne calyculata* and *Sphagnum fuscum* are replaced by *Rhododendron canadense* and various other vascular plants.

This study on fragmentation and isolation highlights the influence of agricultural activities on bog integrity, an influence often underestimated when compared to large-scale industrial operations, like peat extraction. The individual impact of each farmer is small, but on the long-term, their additive impacts can inflict significant damage on peatlands. This study supports the need for precise historical data and extensive vegetation databases in order to detect subtle, but increasing changes in species assemblages in ecosystems.

All these elements highlight the need for conservation. Only 0.4% of Québec's peatlands have been preserved (Poulin & Pellerin 2001). Conservation of peatlands of the Bas-Saint-Laurent region represents a major challenge, not only because few stations still exhibit undisturbed vegetation, but also because these particular stations are parts of larger bogs that would need to be preserved in their entirety to ensure that valuable stations would have minimal chances to be maintained in their actual conditions. Such bogs can also be considered as islands of northern vegetation in a southern environment. These large peatlands are refuges for plant and bird species that would otherwise be restricted to northern latitudes (Calmé *et al.*

2002). By supporting plant and animal populations at the southern edge of their distribution, ombrotrophic peatlands, despite being disturbed, prove to be legitimate conservation candidates as important as pristine boreal peatlands.

2.6 ACKNOWLEDGEMENTS

This research was financially supported (grants to C. Lavoie) by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC). The Centre de recherche en aménagement et développement, Fondation Marie-Victorin, Fondation de l'Université Laval and NSERC provided doctoral scholarships to D. Lachance. We are grateful to Premier Horticulture and all private landowners for allowing us to work in their peatlands. We thank V. Albert, M. Crevier, M. Garneau, R. Gauthier, M. Girard, Y. Jodoin, L. Letarte, C. Roy and C. Zimmermann for field and laboratory assistance, and D. Campbell, A. Desrochers and an anonymous reviewer for helpful comments on earlier drafts of the manuscript.

2.7 REFERENCES

- Anon. (1998) *Geographic Transformer 3.1*. Blue Marble Geographics. Geographic Software Component Company, Gardiner.
- Anon. (1999a) *MapInfo Professional 5.5*. MapInfo Corporation, Troy.
- Anon. (1999b) *Atlas de conservation des boisés en paysage agricole*. Environnement Canada. Dernières modifications: juin 02 2003.
http://www.qc.ec.gc.ca/faune/atlas/html/atlas_f.html.
- Anon. (2000) *SPSS Advanced Models 10.0*. SPSS Inc., Chicago.
- Anderson, D.S. & Davis, R.B. (1997) The vegetation and its environments in Maine peatlands. *Canadian Journal of Botany*, **75**, 1785-1805.
- Anderson, D.S., Davis, R.B. & Janssens, J.A. (1995) Relationships of bryophytes and lichens to environmental gradients in Maine peatlands. *Vegetatio*, **120**, 147-159.
- Anderson, L.E., Crum, H.A. & Buck, W.R. (1990) List of the mosses of North America north of Mexico. *Bryologist*, **93**, 448-499.

- Ås, S. (1999) Invasion of matrix species in small habitat patches. *Conservation Ecology*, **3**, article 1. URL: <http://www.consecol.org/vol3/iss1/art1/index.html> [Ecological Society of America].
- Backéus, I. (1972) Bog vegetation re-mapped after sixty years. *Oikos*, **23**, 384-393.
- Belyea, L.R. (1999) A novel indicator of reducing conditions and water-table depth in mires. *Functional Ecology*, **13**, 431-434.
- Bitterlich, W. (1984) *The Relascope Idea: Relative Measurements in Forestry*. Commonwealth Agricultural Bureaux, Slough.
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. (1992) Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, **73**, 1045-1055.
- Brown, A., Birks, H.J.B. & Thompson, D.B.A. (1993) A new biogeographical classification of the Scottish uplands. II. Vegetation – environment relationships. *Journal of Ecology*, **81**, 231-251.
- Calmé, S., Desrochers, A. & Savard, J.-P.L. (2002) Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Québec. *Biological Conservation*, **107**, 273-281.
- Campbell, D.R. & Rochefort, L. (2001) La végétation: gradients. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 129-140. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Collinge, S.K. (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, **36**, 59-77.
- Debinski, D.M. & Holt, R.D. (1999) A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, **14**, 342-355.
- Esslinger, T.L. & Egan, R.S. (1995) A sixth checklist of the lichen-forming, lichenicolous, and allied fungi of the continental United States and Canada. *Bryologist*, **98**, 467-549.

- Findlay, C.S. & Houlihan, J. (1997) Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology*, **11**, 1000-1009.
- Forman, R.T.T. (1995) *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fortin, J.-C. (1993a) La population du littoral et celle du plateau. *Histoire du Bas-Saint-Laurent* (éd. J.-C. Fortin & A. Lechasseur), pp. 349-383. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Fortin, J.-C. (1993b) Colonisation et commercialisation de l'agriculture. *Histoire du Bas-Saint-Laurent* (éd. J.-C. Fortin & A. Lechasseur), pp. 429-472. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Garneau, M. (2001) Statut trophique des taxons préférentiels et des taxons fréquents mais non préférentiels des tourbières naturelles du Québec-Labrador. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 523-531. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Gascon, C. & Lovejoy, T.E. (1998) Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. *Zoology (Jena)*, **101**, 273-280.
- Gauch, H.G., Jr. (1982) *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gauthier, R. (1980) *Les sphaignes et la végétation des tourbières du parc des Laurentides, Québec*. Thèse Ph.D., Université Laval, Québec.
- Gauthier, R. & Grandtner, M.M. (1975) Étude phytosociologique des tourbières du Bas-Saint-Laurent, Québec. *Naturaliste canadien*, **102**, 109-153.
- Gilfedder, L. & Kirkpatrick, J.B. (1998) Factors influencing the integrity of remnant bushland in subhumid Tasmania. *Biological Conservation*, **84**, 89-96.

- Gilpin, M.E. & Soulé, M.E. (1986) Minimum viable populations: processes of species extinction. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (éd. M.E. Soulé), pp. 19-34. Sinauer Associates, Sunderland.
- Girard, M. (2000) *La régénération naturelle d'écosystèmes fortement perturbés: le cas d'une tourbière exploitée du Bas-Saint-Laurent (Québec)*. Mémoire M.A., Université Laval, Québec.
- Girard, M., Lavoie, C. & Thériault, M. (2002) The regeneration of a highly disturbed ecosystem: a mined peatland in southern Québec. *Ecosystems*, **5**, 274-288.
- Glaser, P.H. 1992. Raised bogs in eastern North America – regional controls for species richness and floristic assemblages. *Journal of Ecology*, **80**, 535-554.
- Gunnarsson, U., Rydin, H. & Sjörs, H. (2000) Diversity and pH changes after 50 years on the boreal mire Skattlösbergs Stormosse, Central Sweden. *Journal of Vegetation Science*, **11**, 277-286.
- Haila, Y. & Hanski, I.K. (1984) Methodology for studying the effect of habitat fragmentation on land birds. *Annales Zoologici Fennici*, **21**, 393-397.
- Hair, J.F., Jr., Anderson, R.E. & Tatham, R.L. (1987) *Multivariate Data Analysis with Readings*. 2e éd. Macmillan Publishing Company, New York.
- Jasieniuk, M.A. & Johnson, E.A. (1982) Peatland vegetation organization and dynamics in the western subarctic, Northwest Territories, Canada. *Canadian Journal of Botany*, **60**, 2581- 2593.
- Jean, M. & Bouchard, A. (1993) Riverine wetlands vegetation: importance of small-scale and large-scale environmental variation. *Journal of Vegetation Science*, **4**, 609-620.
- Jeglum, J.K. (1971) Plant indicators of pH and water level in peatlands at Candle Lake, Saskatchewan. *Canadian Journal of Botany*, **49**, 1661-1676.

- Jeglum, J.K. & He, F. (1995) Pattern and vegetation – environment relationships in a boreal forested wetland in northeastern Ontario. *Canadian Journal of Botany*, **73**, 629-637.
- Jules, E.S., Frost, E.J., Mills, L.S. & Tallmon, D.A. (1999) Ecological consequences of forest fragmentation in the Klamath region. *Natural Areas Journal*, **19**, 368-378.
- Jules, E.S. & Shahani, P. (2003) A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 459-464.
- Karam, A. (1993) Chemical properties of organic soils. *Soil Sampling and Methods of Analysis* (éd. M.R. Carter), pp. 459-471. Lewis Publishers, London.
- Kemper, J., Cowling, R.M. & Richardson, D.M. (1999) Fragmentation of South African renosterveld shrublands: effects on plant community structure and conservation implications. *Biological Conservation*, **90**, 103-111.
- Knutson, M.G., Sauer, J.R., Olsen, D.A., Mossman, M.J., Hemesath, L.M. & Lannoo, M.J. (1999) Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. *Conservation Biology*, **13**, 1437-1446.
- Laine, J., Vasander, H. & Laiho, R. (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., Vasander, H. & Sallantausta, T. (1995b) Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environmental Reviews*, **3**, 286-303.
- Marie-Victorin, F. (1995) *Flore laurentienne*. 3e éd. Presses de l'Université de Montréal, Montréal.
- McCune, B. (1997) Influence of noisy environmental data on canonical correspondence analysis. *Ecology*, **78**, 2617-2623.

- Moore, P.D. (1990) Soils and ecology: temperate wetlands. *Wetlands: A Threatened Landscape* (éd. M. Williams), pp. 95-114. Basil Blackwell, Oxford.
- Moore, P.D. (2002) The future of cool temperate bogs. *Environmental Conservation*, **29**, 3-20.
- Morin, Y. (1993) Une nouvelle région de colonisation au Québec, 1790-1830. *Histoire du Bas-Saint-Laurent* (éd. J.-C. Fortin & A. Lechasseur), pp. 133-172. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Økland, R.H. (1990) A phytocological study of the mire Northern Kisselbergmosen, SE Norway. II. Identification of gradients by detrended (canonical) correspondence analysis. *Nordic Journal of Botany*, **10**, 79-108.
- Økland, R.H. (1999) On the variation explained by ordination and constrained ordination axes. *Journal of Vegetation Science*, **10**, 131-136.
- Pellerin, S. (2003a) Des tourbières et des hommes. L'utilisation des tourbières dans la région de Rivière-du-Loup – L'Isle-Verte. *Naturaliste canadien*, **127**, 18-23.
- Pellerin, S. (2003b) *La dynamique récente des tourbières du Bas-Saint-Laurent: une analyse historique et paléoécologique*. Thèse Ph.D., Université Laval, Québec.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. (2000) Peatland fragments of southern Quebec: recent evolution of their vegetation structure. *Canadian Journal of Botany*, **78**, 255-265.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. (2003a) Recent expansion of jack pine in peatlands of southeastern Québec: a paleoecological study. *Écoscience*, **10**, 247-257.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. (2003b) Reconstructing the recent dynamics of mires using a multitechnique approach. *Journal of Ecology*, **91**, 1008-1021.
- Poulin, M. & Pellerin, S. (2001) La conservation. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 505-518. Presses de l'Université Laval, Québec.

- Prévost, M., Plamondon, A. & Roy, V. (2001) La production forestière. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 423-447. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Price, J.S. (2001) L'hydrologie. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 141-158. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, **5**, 18-32.
- Scoggan, H.J. (1978-1979) *The Flora of Canada*. National Museum of Natural Sciences, Ottawa.
- Simberloff, D. (1988) The contribution of population and community biology to conservation science. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **19**, 473-511.
- Simberloff, D. (1998) Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, **83**, 247-257.
- Sjörs, H. (1950) On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters. *Oikos*, **2**, 241-258.
- ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. (1998) *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (Version 4)*. Microcomputer Power, Ithaca.
- Vitt, D.H., Horton, D.G., Slack, N.G. & Malmer, N. (1990) *Sphagnum*-dominated peatlands of the hyperoceanic British Columbia coast: patterns in surface water chemistry and vegetation. *Canadian Journal of Forest Research*, **20**, 696-711.
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H. & Dobson, A.P. (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (éd. M.E. Soulé), pp. 237-256. Sinauer Associates, Sunderland.

Chapitre III

The impact of peatland afforestation on plant and bird diversity in southeastern Québec³

³ Lachance, D., Lavoie, C. & Desrochers, A. (2005) The impact of peatland afforestation on plant and bird diversity in southeastern Québec. *Écoscience*, **12**, 161-171.

3 THE IMPACT OF PEATLAND AFFORESTATION ON PLANT AND BIRD DIVERSITY IN SOUTHEASTERN QUÉBEC

ABSTRACT

Forest expansion (afforestation) is one of the main vegetation changes currently observed in peatlands worldwide in response to natural and anthropogenic disturbances. We examined the relationship between plant and bird richness and abundance and the extent of the forest cover in bogs of southeastern Québec, to evaluate the impact of forest expansion on typical bog species. A total of 154 plant species and 36 bird species were recorded in the 16 peatlands studied (2 – 189 ha). Richness and frequency of ombrotrophic plant species were negatively associated with an increase in forest cover. Yet, minerotrophic and minerotrophic-ombrotrophic species did not appear to take advantage of this decline. Afforestation influenced bird species composition by altering the vegetation structure in all strata of the bogs (fewer mosses and shrubs, more trees), and by homogenizing the spatial distribution of plant communities (open patches progressively replaced by forested patches). Peatlands of southeastern Québec remain islands of boreal vegetation in a matrix of deciduous forests and agricultural fields, but afforestation appears to progressively reduce the diversity of peatland habitats. Afforestation does not imperil plant or bird species across their entire range, but it contributes to impoverishing regional biodiversity.

RÉSUMÉ

L'augmentation du couvert forestier est l'un des principaux changements écologiques qui s'observent dans les tourbières sujettes à des perturbations naturelles et anthropiques. Nous avons étudié l'impact d'une augmentation du couvert forestier sur les différentes espèces d'oiseaux nicheurs et de plantes de tourbières du sud-est du Québec. Au total, 154 espèces végétales et 36 espèces d'oiseaux ont été recensées dans les 16 tourbières étudiées (2 – 189 ha). L'importance du couvert forestier est associée à une diminution de la richesse et de la fréquence d'apparition des espèces végétales ombrotrophes. Les espèces minérotrophes et minérotrophes-ombrotrophes ne semblent pas profiter du déclin des espèces ombrotrophes. L'augmentation du couvert forestier agit sur les espèces d'oiseaux en changeant la structure de la végétation des tourbières (moins de mousses et d'arbustes, davantage d'arbres) et en homogénéisant la répartition spatiale des communautés végétales (aires ouvertes

progressivement remplacées par des zones boisées). Les tourbières du sud-est québécois demeurent des îlots de végétation boréale dans une matrice constituée de forêts décidues et de champs agricoles, mais l'augmentation du couvert forestier réduit graduellement la diversité des habitats que l'on y trouve. Cela ne met pas nécessairement en péril les espèces de plantes et d'oiseaux des tourbières, mais cela contribue néanmoins à l'appauvrissement de la diversité régionale.

3.1 INTRODUCTION

Ombrotrophic (bog) and minerotrophic (fen) peatlands are widespread ecosystems, covering about $3\text{-}4 \times 10^6 \text{ km}^2$ worldwide (Joosten & Clarke 2002). Most peatlands are located in the boreal zone, between latitudes 50° and 70°N in Canada, Russia, Fennoscandia and in the northwestern part of Europe (O'Neill 2000). Those peat accumulating ecosystems are one of the main terrestrial carbon sinks, and have accumulated about 455 Gt of carbon over the past 10 000 y (Gorham 1991). The biodiversity of bogs is low, but they have very distinctive flora and fauna, and many species groups can only be found in these ecosystems (Moore 2002). This is especially true for southern bogs (Maltby 1986). They exhibit an array of plant and animal species commonly found at northern latitudes. Bogs can thus be considered as islands of boreal diversity in a temperate zone (Spitzer *et al.* 1999; Calmé *et al.* 2002). Consequently, any natural or anthropogenic disturbance altering the nature and distribution of plant and animal communities in bogs may seriously affect regional biodiversity.

Afforestation (increase in tree cover) is one of the main vegetation changes recently observed in peatlands in response to natural and/or anthropogenic disturbances. Raised bogs of western Chile have become increasingly forested near human establishments probably due to drainage (Pisano 1983). Large increases of tree cover have been observed in Swedish peatlands over the last 40 y, possibly caused by drainage (Linderholm & Leine 2004). The proliferation of pine in raised bogs in the Jura Mountains (Switzerland) was also linked to drainage and peat-cutting activities (Freléchoux *et al.* 2000). In the last 50 y, many open bogs in the Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec (Canada) have undergone major changes in vegetation structure (Figure 3.1), including large tree cover increases (Pellerin & Lavoie 2000; Pellerin 2003b). A dry climatic period during the first part of the 20th century,

drainage and fire events seem to be the main causal factors of these vegetation changes (Pellerin 2003b; Pellerin & Lavoie 2003).

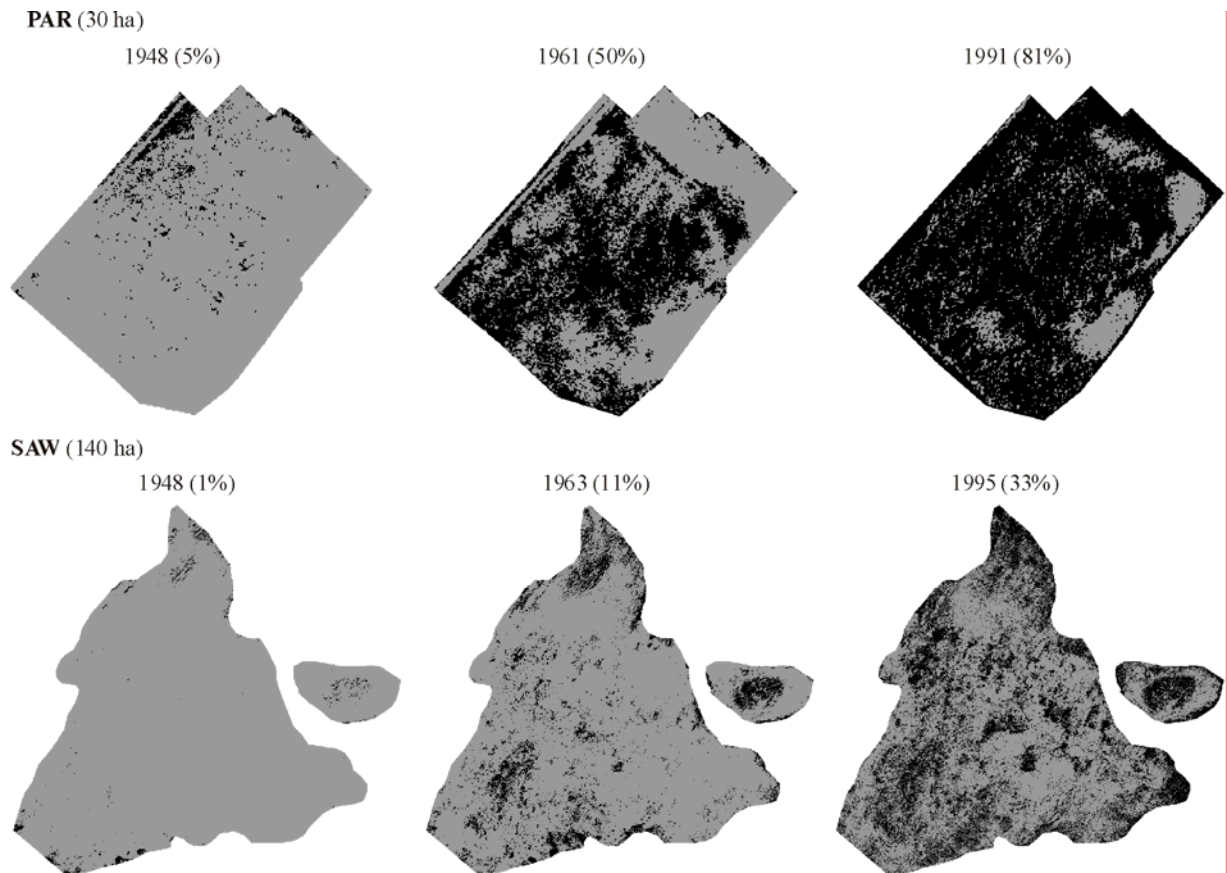


Figure 3.1 Spatio-temporal evolution of the forest cover (black areas) of Le Parc (PAR) and Saint-Arsène West (SAW) bogs, Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec, reconstructed from aerial photographs. Percentage of the bog area covered by forest is indicated for each year (modified from Pellerin & Lavoie 2003).

Afforestation is expected to be detrimental to peatland biodiversity. Forest expansion has been associated with habitat loss for *Sphagnum* and other moss species (Frankl & Schmeidl 2000; Pellerin & Lavoie 2000), and within temperate regions, several moss species are almost exclusively found in bogs. The influence of forest cover on species distribution in bogs has been studied for plants (Lachance & Lavoie 2004) and insects (Spitzer *et al.* 1999). However, to our knowledge, no study has investigated the specific influence of afforestation on bog plant and bird assemblages and its subsequent effect on regional biodiversity. Birds were included in this work because a considerable amount of information on the diversity and ecology of bog avian species has recently been collected in southern Québec (Calmé &

Desrochers 1999, 2000; Calmé *et al.* 2002). The objectives of this study were to examine the relationship between plant and bird richness and frequency and the extent of the forest cover in bogs, and to evaluate the impact of forest expansion on typical bog species. We hypothesized that forest expansion is accompanied by statistically significant changes in plant and bird assemblages, and that, consequently, these changes are detrimental to regional biodiversity.

3.2 METHODS

3.2.1 Study area and sampling sites

Ombrotrophic peatlands of the Bas-Saint-Laurent region, in southeastern Québec, Canada (Figure 3.2), offer a good opportunity to study the influence of forest expansion on species richness and diversity since all have experienced an increase in their forest cover over the past 50 y (Pellerin 2003b). These peatlands are located in a 4 to 12-km wide agricultural plain bordering the south shore of the St. Lawrence River. The study area (176 km²) is a narrow strip of agricultural lands located between the cities of Rivière-du-Loup and L'Isle-Verte. Few settlers established in the study area prior to 1800 (Morin 1993). The original forest cover of the plain was almost completely cleared during the first part of the 19th century, and by 1870, most of the area was used for agriculture (Fortin 1993a). The peatlands were one of the last ecosystems without agricultural or industrial activities (Fortin 1993b). Nevertheless, between 1929 and 2000, 62% of the total area covered by bogs was disturbed, either by peat mining, logging or farming activities (Pellerin 2003a).

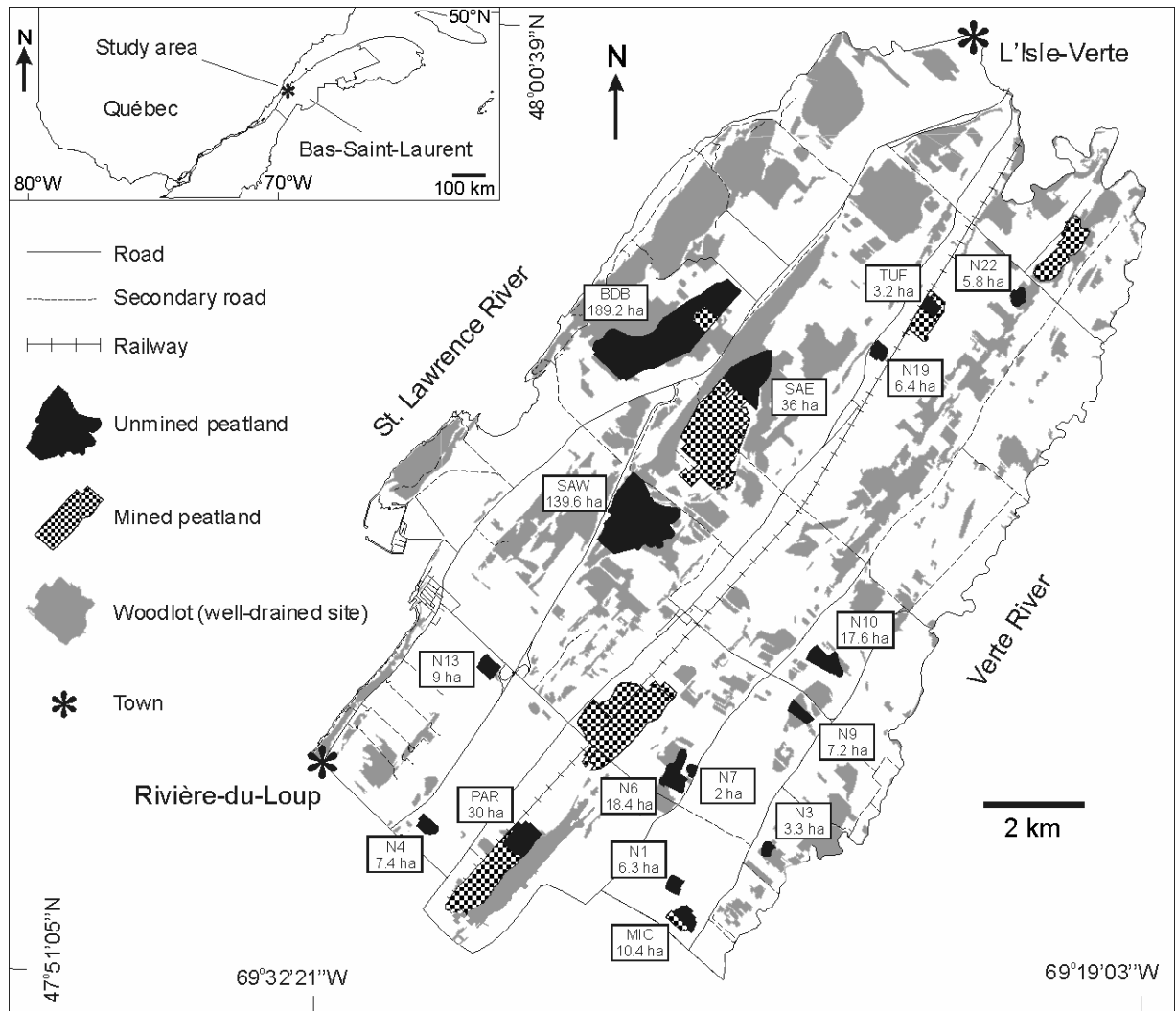


Figure 3.2 Study area, Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec, and spatial distribution of studied bogs, mined peatlands and woodlots on well-drained sites. Data on woodlots are from Anon. (1999).

Today, the study area is mainly covered by agricultural fields, although woodlots on mesic and xeric sites still occupy about 20% (3 460 ha) of the total area (Figure 3.2). Woodlot vegetation is dominated by sugar maple (*Acer saccharum*), yellow birch (*Betula alleghaniensis*) and balsam fir (*Abies balsamea*) (Robitaille & Saucier 1998). A total of 18 peatlands are present in the study area. Among those, seven bogs are presently used for the extraction of horticultural peat or are abandoned after decades of mining; mined surfaces occupy an area of 620 ha. Eleven unmined peatlands and five unmined fragments of large bogs are also present, and occupy an area of 510 ha. These bogs or bog fragments were never subjected to peat mining, large-scale logging or farming activities. They range in size from 2

to 189 ha. A mosaic of open and forested patches usually characterizes their vegetation. Dominant tree species include black spruce (*Picea mariana*), jack pine (*Pinus banksiana*) and tamarack (*Larix laricina*). Ericaceous shrubs, mainly *Chamaedaphne calyculata*, *Kalmia angustifolia*, *Rhododendron groenlandicum* and *Vaccinium angustifolium* are widespread in all bogs. In open habitats, *Sphagnum* mosses, mainly *S. capillifolium*, *S. fuscum*, *S. magellanicum* and *S. rubellum*, cover the ground layer, whereas *Pleurozium schreberi* dominates the ground layer of forested sites.

3.2.2 Vegetation sampling

During the summer of 2000, vascular plants, mosses, liverworts and lichens were sampled in only the 16 unmined peatlands and unmined fragments of large bogs, using the following sampling scheme. The most recent (1995) aerial photograph (1 : 15 000) covering each bog was digitized, registered in space, and corrected to limit geometrical distortions using Geographic Transformer software (Anon. 1998). Corrected photographs were imported into a geographic information system (GIS), MapInfo Professional (Anon. 2001a). In the GIS, a grid of sampling points located 50-m apart was superimposed on the 12 largest peatlands (6.3 – 189.2 ha). The four smallest peatlands (2.0 – 5.8 ha) had a grid with points separated by a distance ranging from 25 to 40 m, in order to have a minimum of 30 sampling points in each bog. The latitude and longitude of each sampling point ($N = 2096$) were obtained with the GIS and located in the field using a global positioning system receiver.

All plant species present within a 50 × 50-cm quadrat laid on the ground at each sampling point were identified. The presence of all species covering (at least partly) the vertical projection of the quadrat was also noted. Each plant species was associated with a particular trophic regime (minerotrophic, minerotrophic or ombrotrophic, ombrotrophic; see Appendix 1) using the works of Gauthier (1967, 1980), Marie-Victorin (1995), Girard (2000) and Garneau (2001). Species restricted to bog ecosystems in the study area were identified using the work of Blouin and Grandtner (1971), who sampled vegetation communities in all habitat types of the Rivière-du-Loup county. Nomenclature follows Anderson *et al.* (1990) for mosses, Esslinger & Egan (1995) for lichens and Marie-Victorin (1995) for vascular plants.

3.2.3 Bird surveys

Bird populations were sampled only in the 16 unmined peatlands and unmined fragments or large bogs, from June 1 – 22 2001. A grid of sampling stations was superimposed on all sites using the GIS. The stations were located 200 m apart and at least 100 m from the peatland border, except in the three smallest peatlands (2.0 – 3.3 ha) where a single sampling station was located at the centre of the bog. The latitude and longitude of each sampling station ($N = 135$) were obtained with the GIS and located in the field using a global positioning system receiver. Nesting bird populations were sampled using fixed radius point counts (Ralph *et al.* 1993). Point counts were conducted using a 50-m radius and lasted 10 min, during which all birds that were heard were recorded. Point count stations were visited twice during the sampling period, by different observers and at different times between 4h00 and 9h00, on days without rain and with winds less than 30 km hr⁻¹.

For analyses, we retained only (1) bird species breeding during the sampling period and using peatlands for breeding, according to Gauthier and Aubry (1995), (2) species for which the sampling method was appropriate, thus excluding bird species like purple finch (*Carpodacus purpureus*), whose large territories could induce us to sample the same individual more than once, and (3) species present in more than 5% of the sampling stations. Bog-specialist species were identified according to Calmé *et al.* (2002), who classified bird species sampled in 112 peatlands across the province of Québec (including peatlands of the Bas-Saint-Laurent region) according to their affinity with peatlands.

3.2.4 Forest cover

Data from Pellerin and Lavoie (2003) were used to estimate the forest cover of the peatlands of the study area. The forest cover of each peatland was calculated using corrected aerial photographs taken in 1995 (the most recent photographs with the highest resolution level) and the EASI/PACE digital image processing software (Anon. 1997). Although field sampling (plants, birds) was conducted five or six y later, few changes in the tree cover were expected, since most of the forest cover increase in the Bas-Saint-Laurent peatlands occurred before the 1990s (Pellerin & Lavoie 2003). A supervised classification approach with a maximum likelihood classifier was used (Campbell 1996). On aerial photographs, the forested vegetation (trees of all heights, all species considered) could easily be distinguished from open

vegetation (i.e., with only small or no trees) and hence these two vegetation types were used to classify the photographs. Each photograph was classified separately to minimize between-image differences in brightness and contrast, and a mask for each bog was created to restrict the analysis to the area of interest. Thus, for each photograph, the area covered by each vegetation type was obtained.

3.2.5 Data analysis

Since peatlands are of variable size (2.0 – 189.2 ha), and sampling points and stations were established from regular grids, large peatlands would appear to have more species simply because much more effort was spent on sampling (Connor & McCoy 1979). To correct plant species richness for sampling effort, a Monte Carlo procedure was applied (Sokal & Rohlf 1981). One hundred samples of 30 randomly selected points were extracted from peatlands containing more than 30 sampling points. Relative richness was established for each of these peatlands by calculating the mean species richness from the extracted samples. A similar procedure was applied to correct bird species richness. However, since small peatlands had only one sampling station, relative richness for larger peatlands was simply the mean species richness of all sampling stations.

Species richness alone can be a misleading measure of biodiversity, since resistance to disturbances, primary productivity and adequate functioning of an ecosystem not only depend on the number of species, but also on other factors, including species abundance or frequency (Magurran 1988; Cardinale *et al.* 2000; McCann 2000; Purvis & Hector 2000; Tilman 2000; Loreau *et al.* 2001). To account for plant species frequency as well as the number of trophic groups (minerotrophic, minerotrophic-ombrotrophic or ombrotrophic), an additional index was required. We used the number of sampling points where a species was found, and divided this number by the total number of sampling points in the peatland to correct for sampling effort and obtain its frequency. The same procedure was applied for trophic groups, albeit with the frequency calculated for all species belonging to a particular group. Thus, the relative frequency of a species (F_{rs}) and the relative frequency of a trophic group (F_{rt}) can be defined by two equations:

$$F_{rs} = \frac{N}{N_p} \quad [1]$$

where N is the number of sampling points a given species was recorded in a particular peatland and N_p the total number of sampling points in the same peatland, and:

$$F_{rt} = \sum_{i=1}^{S_t} \frac{N_{it}}{N_p} \quad [2]$$

where N_{it} is the number of sampling points the species i of the trophic group t was recorded in a particular peatland, S_t the number of species of the same trophic group recorded in the same peatland, and N_p the total number of sampling points used in this peatland. Thus, F_{rs} and F_{rt} are simple measures of relative frequency, calculated for each species and each trophic group.

Linear regressions were used to assess relationships between plant and bird species richness (after correction for sampling effort), F_{rs} and F_{rt} , and forest cover. For birds, studying relationships between single bird species occurrences and forest cover leads to inconclusive results, since many bird species are uncommon. An alternative for studying such relationships is the use of logistic regression, where the dependent variable is categorical. Logistic regression was used to study the relationship between total species abundance (dependent variable, categorical) and forest cover (independent variable) while considering each species as a category (Tabachnick 1996). Statistical analyses were conducted using SPSS software (Anon. 2001b), except for the logistic regression, which was computed using the CATMOD procedure in the SAS software (Anon. 1999b). For more information, see the SAS procedure (Appendix 2).

3.3 RESULTS

A total of 154 plant species were recorded in the peatlands (Appendix 1). Of the 76 minerotrophic species, *Carex trisperma*, *Coptis trifolia* and *Cornus canadensis* were the most abundant. *Dicranum polysetum*, *Nemopanthus mucronatus* and *Pleurozium schreberi* were the most abundant of the 26 species that can be considered either minerotrophic or ombrotrophic. Finally, among the 38 ombrotrophic species, *Kalmia angustifolia*, *Picea mariana* and

Vaccinium angustifolium were the most abundant. Remaining plant species could not be classified in any group because of the lack of autecological information.

A total of 36 bird species were detected, but only 15 species were included in the analyses. Of these, eight are known as bog-specialists at the regional level (Calmé *et al.* 2002). The most frequent species were Nashville warbler (*Vermivora ruficapilla*), common yellowthroat (*Geothlypis trichas*) and magnolia warbler (*Dendroica magnolia*).

Linear regressions showed no significant relationship between forest cover and relative richness (Figure 3.3), except for ombrotrophic plant species, whose richness significantly dropped as forest cover increased. Relative frequency for ombrotrophic species was significantly and negatively correlated with forest cover (Figure 3.4). This result is noteworthy since forest cover increase was mainly associated with black spruce (Pellerin & Lavoie 2003), classified in this study as an ombrotrophic species. It strengthens the evidence of a loss of diversity for all other ombrotrophic species. The relative frequency of the minerotrophic and minerotrophic-ombrotrophic groups did not exhibit any significant relationship, but both trends were similar, i.e., an increase in abundance with forest cover.

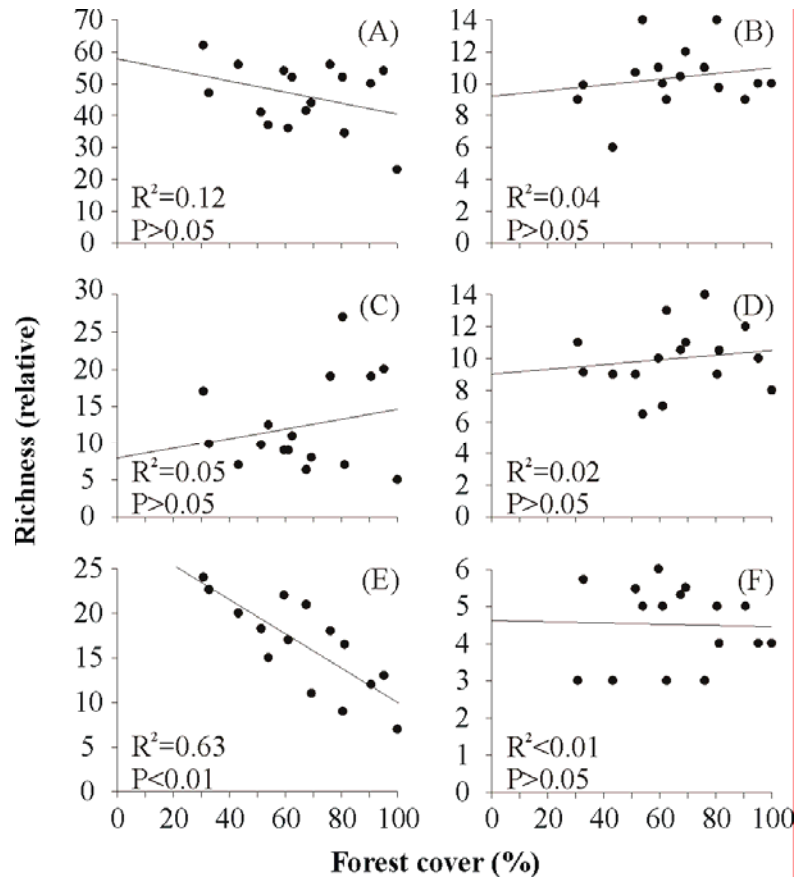


Figure 3.3 Effect of forest cover (percentage of the area of the peatland covered by trees in 1995) on relative richness of (A) all plant species, (B) all bird species, (C) minerotrophic plant species, (D) minerotrophic-ombrotrophic plant species, (E) ombrotrophic plant species and (F) bog-specialist bird species sampled in bogs of the Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec.

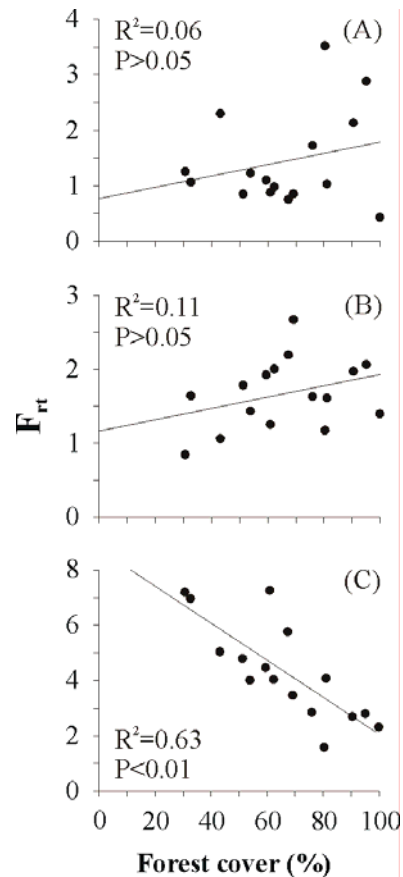


Figure 3.4 Effect of forest cover (percentage of the area of the peatland covered by trees in 1995) on the relative frequency (F_{rt}) for (A) minerotrophic plant species, (B) minerotrophic-ombrotrophic plant species and (C) ombrotrophic plant species sampled in bogs of the Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec.

The relative frequency (F_{rs}) of 14 of the 38 ombrotrophic plant species was significantly correlated with forest cover (Table 3.1). As expected, only *Picea mariana* was favoured by forest cover increase. Among the 13 species significantly impeded by forest expansion, five were restricted to ombrotrophic sites within the study area, i.e., *Kalmia polifolia*, *Myrica anomala*, *Rubus chamaemorus*, *Sphagnum fuscum* and *Vaccinium oxycoccos*.

Table 3.1 Ombrotrophic plant species with a relative frequency (F_{rs}) significantly influenced by forest cover in peatlands of the Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec. Bold: species restricted to bogs in the study area (according to Blouin & Grandtner 1971).

Scientific name	Z^1
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	-3.59**
<i>Kalmia angustifolia</i>	-4.38**
<i>Kalmia polifolia</i>	-3.41**
<i>Maianthemum trifolium</i>	-2.46*
<i>Myrica anomala</i>	-4.61**
<i>Picea mariana</i>	2.93*
<i>Pohlia nutans</i>	-3.93**
<i>Polytrichum strictum</i>	-4.19**
<i>Rhododendron groenlandicum</i>	-5.57**
<i>Rubus chamaemorus</i>	-2.36*
<i>Sphagnum capillifolium</i>	-2.75*
<i>Sphagnum fuscum</i>	-2.47*
<i>Vaccinium angustifolium</i>	-3.03**
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	-5.29**

** $p < 0.01$

* $0.01 > p > 0.05$

¹A high value indicates a strong relationship with forest cover while the sign indicates the direction (+ : species favoured by forest expansion; - : species impeded by forest expansion).

The occurrence of four of the 15 bird species analyzed was significantly correlated with forest cover (Table 3.2). Among regional bog-specialists, common yellowthroat and Lincoln's sparrow (*Melospiza lincolnii*) showed a significant decrease in occurrence associated to an increasing forest cover. In contrast, winter wren (*Troglodytes troglodytes*) and yellow-rumped warbler (*Dendroica coronata*) showed a significant increase in occurrence.

Table 3.2 Most frequent nesting avian species sampled in 16 peatlands, Bas-Saint-Laurent region, southeastern Québec. Results of the logistic regression with the intensity and direction (Z-score) as well as the significance of the relationship between species frequency and forest cover are shown. Bold: species considered as bog specialists according to Calmé (2002). Species sorted by decreasing association with forest cover.

English name	Scientific name	Z ¹	P
Winter wren	<i>Troglodytes troglodytes</i>	2.26	0.02
Yellow-rumped warbler	<i>Dendroica coronata</i>	2.13	0.03
American goldfinch	<i>Carduelis tristis</i>	1.47	0.14
Magnolia warbler	<i>Dendroica magnolia</i>	1.42	0.16
Ruby-crowned kinglet	<i>Regulus calendula</i>	1.09	0.27
Nashville warbler	<i>Vermivora ruficapilla</i>	0.54	0.59
Palm warbler	<i>Dendroica palmarum</i>	0.36	0.72
Swainson's thrush	<i>Catharus ustulatus</i>	0.10	0.92
Hermit thrush	<i>Catharus guttatus</i>	0.03	0.98
Boreal chickadee	<i>Parus hudsonicus</i>	-0.01	0.99
Golden-crowned kinglet	<i>Regulus satrapa</i>	-0.09	0.93
American robin	<i>Turdus migratorius</i>	-0.70	0.48
White-throated sparrow	<i>Zonotrichia albicollis</i>	-1.61	0.11
Common yellowthroat	<i>Geothlypis trichas</i>	-2.07	0.04
Lincoln's sparrow	<i>Melospiza lincolnii</i>	-4.93	< 0.01

¹ A high value indicates a strong relationship with forest cover while the sign indicates the direction (+ : species favoured by forest expansion; - : species impeded by forest expansion).

3.4 DISCUSSION

3.4.1 Afforestation and plant diversity

Only the richness and frequency of ombrotrophic species were negatively associated with forest cover. Minerotrophic and minerotrophic-ombrotrophic species did not appear to take advantage of this decline. The afforestation process that occurred during the last century

influenced both shade and water table, two environmental parameters particularly important in determining the distribution of peatland plant species (Sjörs 1950; Vitt *et al.* 1990; Gignac 1994; Lachance & Lavoie 2004). Forest cover increase affects lower vegetation strata through alteration of light quality (increased shade), which influences the photosynthetic activities of plants. This may result in a decline of open-bog *Sphagnum* species (Gauthier 1980), an increase in coverage of shade-tolerant mosses such as *Dicranum polysetum* and *Pleurozium shreberi* (Laine & Vanha-Majamaa 1992), and a decrease in regional diversity as bog vegetation becomes similar to that of surrounding landscape dominated by coniferous forests (Laine *et al.* 1995).

Among plant species affected by an increase in the forest cover, *Sphagnum fuscum* is one of the most important species because it is the dominant *Sphagnum* species in raised bogs of eastern Canada (Gauthier 2001). Although this species supports a wide range of environmental conditions (Mulligan & Gignac 2001), it does not tolerate shade (Gauthier 2001). *Sphagnum fuscum* typically forms hummocks (Gauthier 2001), which provide adequate habitats for a large variety of liverworts, mosses and vascular plants like *Mylia anomala*, *Polytrichum strictum*, *Vaccinium oxycoccos*, and, to a lesser extent, *Pohlia nutans* (Gauthier 1967, 1980; Jacquemart 1997).

Most of the species affected by an increase in the forest cover but not associated with the microhabitat structure created by *Sphagnum fuscum* appear particularly light-sensitive. *Chamaedaphne calyculata*, *Kalmia polifolia*, *Rubus chamaemorus* and *Vaccinium angustifolium* have a strong association with open *Sphagnum* bogs (Gauthier 1967; Hoefs & Shay 1981; Lapointe & Rochefort 1997; Dyck & Shay 1999; Jean & Lapointe 2001). Under controlled conditions, shading significantly reduces the growth of *Sphagnum capillifolium* (Hayward & Clymo 1983).

Afforestation probably influences *Kalmia angustifolia* and *Rhododendron groenlandicum* through a combination of effects. *Kalmia angustifolia* prefers dry habitats (Gauthier 1967), but is more vigorous in open canopy black spruce forests (Mallik 1994). Therefore, only a dense tree cover would significantly impede its growth. The fact that this species is affected by tree cover in this study indicates the intensity of the afforestation process. On the other hand, *Rhododendron groenlandicum* prefers a denser canopy and a wetter habitat than *Kalmia*

angustifolia (Gauthier 1967; Dyck & Shay 1999). The negative influence of increasing black spruce cover on the frequency of *Rhododendron groenlandicum* suggests that the detrimental effect of water-table drawdown caused by a dense tree cover (Prévost *et al.* 2001; Van Seters & Price 2001, 2002; Girard *et al.* 2002) negates the positive influence of the canopy closure.

3.4.2 Afforestation and bird diversity

Afforestation influenced bird species by changing the vegetation structure of bogs (fewer mosses and shrubs, more trees) and by homogenizing the spatial distribution of plant communities (open patches progressively replaced by forested patches). Previous studies have shown the importance of both factors for bird distribution (Rotenberry 1985; Stockwell 1994; Calmé & Desrochers 2000). In bogs of the Bas-Saint-Laurent region, the recent changes in the spatial distribution of open and forested patches probably explain the main patterns in bird distribution, since three of the four bird species significantly affected by afforestation (common yellowthroat, Lincoln's sparrow and winter wren) apparently relate to ecotones. Common yellowthroat and Lincoln's sparrow were negatively affected by an increase in the forest cover because, in peatlands, they usually nest in copses of black spruce localized in transition areas (ecotones) between forested edges and open areas (Gauthier & Aubry 1995; Desrochers 2001). A decrease in the extent of open areas therefore affects those birds, since it reduces the area occupied by ecotones. On the other hand, yellow-rumped warbler and winter wren, two coniferous forest species (Gauthier & Aubry 1995; Anthony *et al.* 1996), benefited from an increase in the forest cover. However, the positive influence of afforestation may only be a temporary situation for winter wren since in our study sites, this bird species mainly prefers young copses of black spruce.

During the nesting period, palm warbler is strongly and almost exclusively associated with peatlands, at least in temperate regions where coniferous forests are scarce and mainly restricted to bogs (Wilson *et al.* 1998; Calmé & Desrochers 1999; Desrochers 2001). This species is usually associated with small copses of black spruce surrounded by open areas, a situation that is somewhat intermediate between open and closed canopy. Palm warbler typically nests on the ground and uses the tallest tree of the copse for surveillance and as a song post (Welsh 1971). Therefore, it is somewhat puzzling that palm warbler is not significantly affected by an increase in the forest cover. It is hypothesized that an increase in

the number of black spruce copses in open areas temporarily compensates for the loss of area occupied by open patches, and that the palm warbler will eventually find itself impeded by forest expansion.

3.4.3 Afforestation as a threat to regional biodiversity

Among ombrotrophic plant species significantly affected by an increase in the forest cover, five are exclusively restricted to bogs in the Bas-Saint-Laurent region (Blouin & Grandtner 1971). These five species are also associated with plant communities typical of pristine open bogs (Lachance & Lavoie 2004). However, considering that 154 plant species were found in the 16 bogs that were studied, the loss of only five species (3 % of the total) may appear negligible, especially because none of these species are rare in Québec. Furthermore, it is likely that some open patches will remain open in the next decades, especially in larger, less disturbed bogs. Such patches will constitute refuges for typical bog species.

Afforestation is mainly due to black spruce expansion, and peatlands will remain coniferous islands providing appropriate habitats for many passerine bird species like yellow-rumped warbler, magnolia warbler and hermit thrush. However, it is unlikely that peatlands will remain refuges for specialist birds in the near future. It is indeed doubtful that species like Lincoln's sparrow and palm warbler will maintain viable populations in the region, since these birds require large open bog areas that are slowly disappearing.

In summary, there is a clear trend toward a homogenization of the landscape. There are fewer and fewer bogs in the Bas-Saint-Laurent region because of industrial (peat extraction) and agricultural activities, and remaining sites are being progressively transformed into forested stands with a vegetation structure very different from that of typical, pristine open bogs. Peatlands of the Bas-Saint-Laurent region remain islands of boreal vegetation in a matrix of deciduous forests and agricultural fields, but the diversity of their habitats is progressively reduced because of the afforestation process. This does not imperil plant or bird species across their entire range, but this phenomenon contributes to impoverishing the regional diversity. Preserving the remaining bogs in this region, especially the largest ones, from anthropogenic disturbances (Lachance & Lavoie 2004) would probably slow the

afforestation process and ensure that at least some refuges will remain available for typical bog plant and bird species.

3.5 ACKNOWLEDGEMENTS

This research was financially supported (grants to C. Lavoie and A. Desrochers) by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC). The Centre de recherche en aménagement et développement, Fondation Marie-Victorin, Fondation de l'Université Laval and NSERC provided doctoral scholarships to D. Lachance. We are grateful to Premier Horticulture and all private landowners for allowing us to work in their peatlands. We thank V. Albert, M. Crevier, B. Drolet, M. Garneau, R. Gauthier, L. Letarte, C. Roy and C. Zimmermann for field and laboratory assistance, and two anonymous reviewers for helpful comments on an earlier draft of the manuscript.

3.6 REFERENCES

- Anon. (1997) *EASI/PACE, version 6.01*. PCI Remote Sensing Corp., Arlington.
- Anon. (1998) *Geographic Transformer 3.1*. Blue Marble Geographics. Geographic Software Component Company, Gardiner.
- Anon. (1999a) *Atlas de conservation des boisés en paysage agricole*. Environnement Canada. Dernières modifications: juin 02 2003.
http://www.qc.ec.gc.ca/faune/atlas/html/atlas_f.html.
- Anon. (1999b) *SAS 8.0*. SAS Institute Inc., Cary.
- Anon. (2001a) *MapInfo Professional 6.5*. MapInfo Corporation, Troy.
- Anon. (2001b) *SPSS Advanced Models 10.0.0*. SPSS Inc., Chicago.
- Anderson, L.E. (1990) A checklist of *Sphagnum* in North America north of Mexico. *Bryologist*, **93**, 500-501.
- Anderson, L.E., Crum, H.A. & Buck, W.R. (1990) List of the mosses of North America north of Mexico. *Bryologist*, **93**, 448-499.

- Anthony, R.G., Green, G.A., Forsman, E.D. & Nelson, S.K. (1996) Avian abundance in riparian zones of three forest types in the Cascade Mountains, Oregon. *Wilson Bulletin*, **108**, 280-291.
- Blouin, J.-L. & Grandtner, M.M. (1971) *Étude écologique et cartographie de la végétation du comté de Rivière-du-Loup*. Service de la recherche, Ministère des Terres et Forêts du Québec, Québec.
- Blue Marble Geographics (1998) *Geographic Transformer 3.1*. Geographic Software Component Company, Gardiner.
- Calmé, S. & Desrochers, A. (1999) Nested bird and micro-habitat assemblages in a peatland archipelago. *Oecologia*, **118**, 361-370.
- Calmé, S. & Desrochers, A. (2000) Biogeographic aspects of the distribution of bird species breeding in Québec's peatlands. *Journal of Biogeography*, **27**, 725-732.
- Calmé, S., Desrochers, A. & Savard, J.-P.L. (2002) Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Québec. *Biological Conservation*, **107**, 273-281.
- Campbell, J. B. (1996) *Introduction to Remote Sensing*. 2e éd. The Guilford Press, New York.
- Cardinale, B.J., Nelson, K. & Palmer, M.A. (2000) Linking species diversity to the functioning of ecosystems: on the importance of environmental context. *Oikos*, **91**, 175-183.
- Connor, E.F. & McCoy, E.D. (1979) The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist*, **113**, 791-833.
- Desrochers, A. (2001) Les oiseaux: diversité et répartition. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 159-173. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Dyck, B.S. & Shay, J.M. (1999) Biomass and carbon pool of two bogs in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *Canadian Journal of Botany*, **77**, 291-304.

- Esslinger, T.L. & Egan, R.S. (1995) A sixth checklist of the lichen-forming, lichenicolous, and allied fungi of the continental United States and Canada. *Bryologist*, **98**, 467-549.
- Fortin, J.-C. (1993a) La population du littoral et celle du plateau. *Histoire du Bas-Saint-Laurent* (éd. J.-C. Fortin & A. Lechasseur), pp. 349-383. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Fortin, J.-C. (1993b) Colonisation et commercialisation de l'agriculture. *Histoire du Bas-Saint-Laurent* (éd. J.-C. Fortin & A. Lechasseur), pp. 429-472. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Frankl, R. & Schmeidl, H. (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.
- Freléchoux, F., Buttler, A., Schweingruber, F.H. & Gobat, J.-M. (2000) Stand structure, invasion, and growth dynamics of bog pine (*Pinus uncinata* var. *rotundata*) in relation to peat cutting and drainage in the Jura Montains, Switzerland. *Canadian Journal of Forest Research*, **30**, 1114-1126.
- Garneau, M. (2001) Statut trophique des taxons préférentiels et des taxons fréquents mais non préférentiels des tourbières naturelles du Québec-Labrador. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 523-531. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Gauthier, J. & Aubry, Y., éd. (1995) *Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux & Service canadien de la faune, Environnement Canada (région du Québec), Montréal.
- Gauthier, R. (1967) *Étude écologique de cinq tourbières du Bas Saint-Laurent*. Mémoire M.Sc., Université Laval, Québec.
- Gauthier, R. (1980) *Les sphaignes et la végétation des tourbières du parc des Laurentides, Québec*. Thèse Ph.D., Université Laval, Québec.

- Gauthier, R. (2001) Les sphaignes. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 91-127. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Gignac, L.D. (1994) Peatland species preferences: an overview of our current knowledge base. *Wetlands*, **14**, 216-222.
- Girard, M. (2000) *La régénération naturelle d'écosystèmes fortement perturbés: le cas d'une tourbière exploitée du Bas-Saint-Laurent (Québec)*. Mémoire M.A., Université Laval, Québec.
- Girard, M., Lavoie, C. & Thériault, M. (2002) The regeneration of a highly disturbed ecosystem: a mined peatland in southern Québec. *Ecosystems*, **5**, 274-288.
- Gorham, E. (1991) Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, **1**, 182-195.
- Hayward, P.M. & Clymo, R.S. (1983) The growth of *Sphagnum*: experiments on, and simulation of, some effects of light flux and water-table depth. *Journal of Ecology*, **71**, 845-863.
- Hinds, H.R. (2000) *Flora of New Brunswick*. 2e éd. University of New Brunswick, Fredericton.
- Hoefs, M.E.G. & Shay, J.M. (1981) The effects of shade on shoot growth of *Vaccinium angustifolium* Ait. after fire pruning in southeastern Manitoba. *Canadian Journal of Botany*, **59**, 166-174.
- Jacquemart, A.-L. (1997) *Vaccinium oxycoccos* L. (*Oxycoccus palustris* Pers.) and *Vaccinium microcarpum* (Turcz. ex Rupr.) Schmalh. (*Oxycoccus microcarpus* Turcz. ex Rupr.). *Journal of Ecology*, **85**, 381-396.
- Jean, D. & Lapointe, L. (2001) Limited carbohydrate availability as a potential cause of fruit abortion in *Rubus chamaemorus*. *Physiologia Plantarum*, **112**, 379-387.

- Joosten, H. & Clarke, D. (2002) *Wise Use of Mires and Peatlands*. International Mire Conservation Group & International Peat Society, Totnes.
- Lachance, D. & Lavoie, C. (2004) Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors. *Applied Vegetation Science*, **7**, 183-192.
- Laine, J. & Vanha-Majamaa, I. (1992) Vegetation ecology along a trophic gradient on drained pine mires in southern Finland. *Annales Botanici Fennici*, **29**, 213-233.
- Laine, J., Vasander, H. & Sallantausta, T. (1995) Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environmental Reviews*, **3**, 286-303.
- Lapointe, L. & Rochefort, L. (1997) *Le développement d'une nouvelle agriculture au Québec: le petit fruit de Rubus chamaemorus appelé chicouté*. Conseil de recherches en pêche et en agroalimentaire du Québec, Québec.
- Linderholm, H.W. & Leine, M. (2004) An assessment of twentieth century tree-cover changes on a southern Swedish peatland combining dendrochronology and remote sensing. *Wetlands*, **24**, 357-363.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D. & Wardle, D.A. (2001) Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, **294**, 804-808.
- Magurran, A.A. (1988) *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- Mallik, A.U. (1994) Autecological response of *Kalmia angustifolia* to forest types and disturbance regimes. *Forest Ecology and Management*, **65**, 231-249.
- Maltby, E. (1986) *Waterlogged Wealth. Why Waste the World's Wet Places ?* Earthscan, London.

- Marie-Victorin, F. (1995) *Flore laurentienne*. 3rd ed. Presses de l'Université de Montréal, Montréal.
- McCann, K.S. (2000) The diversity-stability debate. *Nature*, **405**, 228-233.
- Moore, P.D. (2002) The future of cool temperate bogs. *Environmental Conservation*, **29**, 3-20.
- Morin, Y. (1993) Une nouvelle région de colonisation au Québec, 1790-1830. *Histoire du Bas-Saint-Laurent* (éd. J.-C. Fortin & A. Lechasseur), pp. 133-172. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Mulligan, R.C. & Gignac, L.D. (2001) Bryophyte community structure in a boreal poor fen: reciprocal transplants. *Canadian Journal of Botany*, **79**, 404-411.
- O'Neill, K.P. (2000) Role of bryophyte-dominated ecosystems in the global carbon budget. *Bryophyte Biology* (éd. A.J. Shaw & B. Goffinet), pp. 344-368. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pellerin, S. (2003a) Des tourbières et des hommes. L'utilisation des tourbières dans la région de Rivière-du-Loup – L'Isle-Verte. *Naturaliste canadien*, **127**, 18-23.
- Pellerin, S. (2003b) *La dynamique récente des tourbières du Bas-Saint-Laurent: une analyse historique et paléoécologique*. Thèse Ph.D., Université Laval, Québec.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. (2000) Peatland fragments of southern Quebec: recent evolution of their vegetation structure. *Canadian Journal of Botany*, **78**, 255-265.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. (2003) Reconstructing the recent dynamics of mires using a multitechnique approach. *Journal of Ecology*, **91**, 1008-1021.
- Pisano, E., 1983. The magellanic tundra complex. *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. Regional Studies* (éd. A.J.P. Gore), pp. 295-329. Elsevier, Amsterdam.
- Prévost, M., Plamondon, A. & Roy, V. (2001) La production forestière. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 423-447. Presses de l'Université Laval, Québec.

- Purvis, A. & Hector, A. (2000) Getting the measure of biodiversity. *Nature*, **405**, 212-219.
- Ralph, C.J., Geupel, G.R., Pyle, P., Martin, T.E. & DeSante, D.F. (1993) *Handbook of Field Methods for Monitoring Landbirds*. USDA Forest Service, Albany.
- Robitaille, A. & Saucier, J.-P. (1998) *Paysages régionaux du Québec méridional*. Les publications du Québec, Québec.
- Rotenberry, J.T. (1985) The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristics? *Oecologia*, **67**, 213-217.
- Sjörs, H. (1950) On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters. *Oikos*, **2**, 241-258.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1981) *Biometry*. 2e éd. W.H. Freeman, New York.
- Spitzer, K., Bezděk, A. & Jaroš, J. (1999) Ecological succession of a relict Central European peat bog and variability of its insect biodiversity. *Journal of Insect Conservation*, **3**, 97-106.
- SPSS Inc. (2001) *SPSS for Windows 10.0.0*. SPSS Inc., Chicago.
- Stockwell, S.S. (1994) *Habitat Selection and Community Organization of Birds in Eight Peatlands of Maine*. Thèse Ph.D., University of Maine, Orono.
- Stotler, R. & Crandall-Stotler, B. (1977) A checklist of the liverworts and hornworts of North America. *Bryologist*, **80**, 405-428.
- Tabachnick, B.G. (1996) *Using Multivariate Statistics*. HarperCollins College Publishers, New York.
- Tilman, D. (2000) Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature*, **405**, 208-211.
- Van Seters, T.E. & Price, J.S. (2001) The impact of peat harvesting and natural regeneration on the water balance of an abandoned cutover bog, Quebec. *Hydrological Processes*, **15**, 233-248.

- Van Seters, T.E. & Price, J.S. (2002) Towards a conceptual model of hydrological change on an abandoned cutover bog, Quebec. *Hydrological Processes*, **16**, 1965-1981.
- Vitt, D.H., Horton, D.G., Slack, N.G. & Malmer, N. (1990) *Sphagnum*-dominated peatlands of the hyperoceanic British Columbia coast: patterns in surface water chemistry and vegetation. *Canadian Journal of Forest Research*, **20**, 696-711.
- Welsh, D.A. (1971) Breeding and territoriality of the Palm Warbler in a Nova Scotia bog. *Canadian Field-Naturalist*, **85**, 31-37.
- Wilson, W.H. Jr., Zierzow, R E. & Savage, A.R. (1998) Habitat selection by peatland birds in a central Maine bog: the effects of scale and year. *Journal of Field Ornithology*, **69**, 540-548.

Chapitre IV

Valeur écologique et perspectives de conservation des tourbières du Bas-Saint-Laurent

4 VALEUR ÉCOLOGIQUE ET PERSPECTIVES DE CONSERVATION DES TOURBIÈRES DU BAS-SAINT-LAURENT

RÉSUMÉ

Au cours des dix dernières années, le *Groupe de recherche en écologie des tourbières* a accumulé une quantité considérable de données sur les tourbières du Bas-Saint-Laurent. À l'aide de ces informations, et à la lumière des résultats obtenus au cours de cette thèse, il est possible de déterminer si les tourbières du Bas-Saint-Laurent ont une quelconque valeur au niveau de la conservation. Aujourd'hui, seuls quelques sites présentent encore une diversité écologique caractéristique des écosystèmes tourbeux qui parsemaient le paysage à l'époque précoloniale. La conséquence la plus visible des perturbations subies par les tourbières du Bas-Saint-Laurent (le boisement) est néfaste à bon nombre d'espèces caractéristiques des écosystèmes tourbeux. Rien ne laisse entrevoir un ralentissement prochain du phénomène. Bien que peu d'espèces soient strictement restreintes aux tourbières ombrotrophes dans la région à l'étude, elles forment des communautés uniques qui contrastent fortement avec les érablières à bouleau jaune caractéristiques du Bas-Saint-Laurent. De plus, la rareté des espaces naturels dans la région confère aux tourbières un rôle de refuge écologique pour la faune. La tourbière de Bois-des-Bel est celle qui mériterait une attention particulière au niveau de la conservation, en raison de l'intégrité de son secteur ouest et de ses importantes superficies ouvertes. Les différents statuts légaux pouvant encadrer sa conservation sont abordés.

4.1 INTRODUCTION

Au cours des dix dernières années, le *Groupe de recherche en écologie des tourbières* (GRET : Université Laval, Université McMaster, Université de Waterloo), et plus particulièrement le *Laboratoire d'écologie historique* du *Centre de recherche en aménagement et développement* de l'Université Laval (CRAD), ont accumulé une quantité considérable de données sur les tourbières du Bas-Saint-Laurent, au Québec. Les chercheurs se sont en outre beaucoup attardés sur l'évolution des tourbières (Lavoie *et al.* 2001; Pellerin & Lavoie 2003a), sur les processus de régénération naturelle des tourbières exploitées à des fins horticoles (Lavoie & Rochefort 1996; Girard *et al.* 2002; Lavoie *et al.* 2005), sur la colonisation des tourbières par des espèces envahissantes (Lavoie & Saint-Louis 1999; Pellerin & Lavoie 2003b) et sur l'impact des activités humaines sur les superficies en présence

(Pellerin 2003). Dans le cadre de cette thèse de doctorat, j'ai pour ma part étudié de façon détaillée l'influence des perturbations anthropiques sur les communautés végétales des tourbières résiduelles (Chapitre II; Lachance & Lavoie 2004). J'ai aussi évalué l'impact du phénomène de boisement, qui est généralisé dans les tourbières du Bas-Saint-Laurent, sur la richesse des assemblages de plantes et d'oiseaux qu'on y trouve (Chapitre III; Lachance *et al.* 2005). On dispose donc de suffisamment d'informations pour déterminer si les tourbières du Bas-Saint-Laurent, du moins celles faisant l'objet de la présente thèse de doctorat, ont une quelconque valeur au niveau de la conservation. Cette question est pertinente dans la mesure où il ne subsiste dans la région à l'état «naturel», c'est-à-dire non perturbé de façon directe pour l'horticulture, l'agriculture ou la foresterie, que 38% des superficies de tourbières (Pellerin 2003). Il y a donc une certaine urgence à la protection des derniers espaces résiduels, mais uniquement dans la mesure où ces espaces ne sont pas dégradés à un point tel qu'ils ne présentent plus guère d'intérêt au niveau biologique.

4.2 DANS QUEL ÉTAT SONT LES TOURBIÈRES DU BAS-SAINT-LAURENT ?

Il subsiste (2000) 1 130 ha de tourbières dans le secteur de la plaine du Bas-Saint-Laurent compris entre Rivière-du-Loup et l'Isle-Verte. De ces 1 130 ha, 620 sont perturbés de façon importante par les activités d'extraction de la tourbe à des fins horticoles. Il subsiste donc environ 510 ha de tourbières non exploités, répartis dans 16 sites différents. Ces fragments de tourbières ont une superficie de 2 à 189 ha (Chapitre III; Lachance *et al.* 2005).

La végétation de ces fragments a retenu mon attention de façon particulière et a fait l'objet d'un des chapitres de la thèse (Chapitre II; Lachance & Lavoie 2004). On constate l'existence d'un gradient clair dans la distribution des assemblages végétaux, allant des grands sites ouverts (sans arbre) pas ou très peu perturbés aux petits sites boisés où la végétation en présence est clairement influencée par les activités humaines (feux, pertes de superficie). Les assemblages végétaux des sites ouverts se caractérisent par l'abondance des bryophytes, particulièrement les sphaignes, répartis sur des buttes ou des dépressions caractéristiques des tourbières non perturbées (Gauthier 1967, 1980). Les assemblages végétaux des sites plus boisés, dominés pour l'essentiel par l'épinette noire (*Picea mariana*), se distinguent pour leur part par le grand nombre d'espèces forestières qu'on y trouve.

Les données paléoécologiques suggèrent qu'au début du 19^e siècle, les tourbières du Bas-Saint-Laurent étaient surtout dominées par des assemblages végétaux similaires à ceux présents aujourd'hui dans les sites ouverts et peu perturbés (Pellerin & Lavoie 2000, 2003a). Or, ceux-ci ne couvrent actuellement qu'environ 11% des superficies tourbeuses du Bas-Saint-Laurent. En définitive, seuls quelques sites présentent encore aujourd'hui une diversité écologique caractéristique des écosystèmes tourbeux qui parsemaient le paysage à l'époque précoloniale. Parmi ceux-ci, la tourbière de Bois-des-Bel (BDB) apparaît comme la plus intègre, puisqu'elle regroupe à elle seule, dans sa portion occidentale, plus de 80% des superficies tourbeuses avec végétation non perturbée (Chapitre II; Lachance & Lavoie 2004). Il est remarquable de constater que le site de Bois-des-Bel est aussi, et de loin, le plus grand (189 ha) des fragments résiduels à l'étude, ce qui n'est certes pas étranger au fait qu'il a su conserver, du moins sur une partie de sa superficie, une végétation caractéristique des tourbières intègres.

4.3 L'ÉVOLUTION FUTURE DES TOURBIÈRES DU BAS-SAINT-LAURENT

Faire la démonstration qu'il n'existe qu'un petit nombre de tourbières ayant conservé, dans le Bas-Saint-Laurent, leur intégrité écologique est une chose, mais démontrer que cette intégrité pourra se maintenir dans le temps et l'espace en est une autre. Les superficies résiduelles de tourbières ont connu un boisement très rapide au cours des 50 dernières années. Pendant cette période, le pourcentage de ces superficies dominées par une couverture forestière a connu un accroissement significatif, passant de 23 à 57%. Les principales causes de ce phénomène sont l'augmentation de la fréquence des feux, un drainage accru et une période climatique sèche survenue au début du 20^e siècle (Pellerin & Lavoie 2003a). Ce phénomène a-t-il eu des répercussions sur les différentes espèces animales et végétales des tourbières ? J'ai tenté de répondre à cette question dans le Chapitre III (Lachance *et al.* 2005).

Il existe un lien important entre la densité du couvert arborescent et l'abondance des espèces végétales caractéristiques des tourbières ombrotrophes. Plus le couvert est dense, moins ces espèces sont abondantes. Une des principales espèces affectées par la densification du couvert arborescent est la sphaigne brune (*Sphagnum fuscum*), l'espèce dominante des écosystèmes tourbeux nord-américains (Gauthier 2001). La structure végétale caractéristique des tourbières ombrotrophes, soit l'alternance de buttes et de dépressions qui favorise le

voisinage de plusieurs espèces de bryophytes aux exigences écologiques très différentes, est largement redevable à cette espèce de sphaigne (Gauthier 1967; Jacquemart 1997).

L'augmentation du couvert forestier agit également sur les espèces d'oiseaux par la modification de la structure de végétation des tourbières et par l'homogénéisation des habitats. Ainsi, certaines espèces caractéristiques des tourbières ouvertes, telles le bruant de Lincoln (*Melospiza lincolni*) et la paruline masquée (*Geothlypis trichas*), voient leur abondance diminuer (moins de couples nicheurs) au fur et à mesure que s'accroît le couvert arborescent. À l'inverse, certaines espèces forestières, telles le troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*) et la paruline à croupion jaune (*Dendroica coronata*), voient plutôt leur abondance augmenter.

Le phénomène de boisement est donc néfaste pour bon nombre d'espèces caractéristiques des écosystèmes tourbeux. Mais ce phénomène se poursuivra-t-il ? Les données illustrant l'évolution du couvert forestier au cours du 20^e siècle dans les tourbières étudiées dans le cadre de cette thèse n'indiquent aucun ralentissement du phénomène de boisement au cours des dernières années (Pellerin & Lavoie 2003a). Les perturbations anthropiques qui sont à la source de ce phénomène ou qui en sont l'élément déclencheur agissent encore ou peuvent se reproduire. La grande majorité des canaux de drainage creusés au cours des 50 dernières années sont encore présents sur le territoire et toujours efficaces. Les tourbières sont toujours à la merci de sécheresses estivales, et sont d'autant plus fragiles qu'une bonne partie de celles-ci perdent jusqu'à 12 – 24% de leur eau en raison de la présence des canaux de drainage (Van Seters & Price 2001). Les feux brûlent encore les tourbières du Bas-Saint-Laurent à intervalles réguliers (tourbière de Saint-Fabien : 1992; tourbière de Saint-Arsène : 1997; tourbière de Rivière-du-Loup : 2002). Malgré tout, la tourbière de Bois-des-Bel, nettement la tourbière la plus intègre parmi celle que j'ai étudiées, apparaît comme la plus susceptible de conserver ses superficies ouvertes. Bien qu'un petit secteur de 11 ha ait fait l'objet d'activités d'extraction par aspiration entre 1972 et 1980, il est situé dans la partie est de la tourbière et est bien éloigné de la section ouest, la plus intéressante du point de vue écologique car très ouverte et peu perturbée. Qui plus est, ce secteur fait aujourd'hui l'objet d'une restauration écologique unique en son genre.

4.4 LE RÔLE DES TOURBIÈRES DU BAS-SAINT-LAURENT AU NIVEAU DE LA DIVERSITÉ ÉCOLOGIQUE RÉGIONALE

Cent cinquante-quatre espèces végétales furent répertoriées au cours des travaux ayant mené à l'élaboration de cette thèse⁴ (Chapitre III, Annexe 1; Lachance *et al.* 2005). Seules cinq d'entre elles sont exclusivement restreintes aux tourbières ombrotrophes dans la région d'étude. Parmi les quinze espèces d'oiseaux analysées dans le cadre de la thèse, deux espèces, la paruline à couronne rousse (*Dendroica palmarum*) et le bruant de Lincoln, ne nichent que dans les tourbières dans la région d'étude (Calmé *et al.* 2002). Aucune espèce végétale ou animale rare n'a, à ce jour, été recensée dans les tourbières de la plaine du Bas-Saint-Laurent située entre Rivière-du-Loup et l'Isle-Verte. En soi, ces données apportent peu d'appui à une initiative en matière de conservation des tourbières dans la région.

Pour comprendre l'importance des tourbières au niveau régional, il importe de déborder du strict cadre de la richesse en espèces ou des espèces rares. Les tourbières constituent, dans une région comme le Bas-Saint-Laurent, une entité écologique significative, même si elles ne sont pas très étendues : elles ne couvrent environ que 6% du territoire, quoique les fragments résiduels non exploités, aussi perturbés soient-ils, représentent tout de même à peu près 15% des espaces naturels de la région (Chapitre III; Lachance *et al.* 2005). Ceci dit, les tourbières constituent les seuls milieux humides significatifs du territoire à l'étude, à l'exception des marais salés situés en bordure du fleuve Saint-Laurent. Ces écosystèmes tourbeux sont donc d'importants refuges pour bon nombre d'espèces de bryophytes qui, autrement, seraient limitées aux rares milieux humides bordant la rivière Verte (Blouin & Grandtner 1971).

Les espèces végétales des tourbières forment, dans les sites peu perturbés, des communautés végétales uniques, généralement caractérisées par un gradient de buttes et de dépressions humides où les sphaignes abondent, et ce, à l'ombre d'une strate d'éricacées de densité variable et de quelques bosquets d'épinette noire. Cette organisation végétale est typiquement boréale (Gauthier 1967, 1980; Campbell & Rochefort 2001) et contraste

⁴ À titre comparatif, selon Blouin & Grandtner (1971), la sapinière à épinette noire de la région de Rivière-du-Loup ne comprend que 88 espèces, l'érablière à bouleau jaune, 273 espèces, et la sapinière à thuya occidental, le plus riche groupement végétal présent, 334 espèces.

fortement avec la végétation des érablières à bouleau jaune caractéristiques de la région (Robitaille & Saucier 1998). Qui plus est, les espèces végétales qu'on trouve dans les tourbières du Bas-Saint-Laurent profitent des conditions climatiques plus clémentes du sud du Québec, ce qui leur confère des caractéristiques uniques dont l'attrait peut également être économique. Ainsi, l'arôme des huiles essentielles tirées du thé du Labrador (*Rhododendron groenlandicum*) du Bas-Saint-Laurent est particulièrement prononcée (M.-A. Brochu, comm. pers.) et a déjà attiré l'attention d'une entreprise privée, *Aliksir Inc.*, qui envisage d'en entreprendre la récolte.

Il est aussi très probable, compte tenu de la rareté des grands espaces naturels dans la région, que les tourbières, surtout les plus grandes, constituent des refuges significatifs pour la faune, et particulièrement pour l'orignal (*Alces alces*) et le porc-épic (*Erethizon dorsatum*). On enregistre par exemple dans la tourbière Le Parc (PAR) des taux de dépérissement de conifères associés à la présence du porc-épic similaires à ceux qu'on observe dans les forêts conifériennes avec très forte densité d'individus (Woods & Zeglen 2003; Lavoie & Waddington 2005). Les tourbières du Bas-Saint-Laurent jouent donc un rôle significatif au niveau de la diversité écologique régionale, et particulièrement dans la plaine agricole bordant le fleuve Saint-Laurent qui est presque totalement déboisée. Il est donc pertinent de conserver dans son intégralité au moins une tourbière dans le secteur étudié (entre Rivière-du-Loup et l'Isle-Verte) pour les générations futures.

4.5 QUELLE(S) TOURBIÈRE(S) DEVRAI(EN)T FAIRE L'OBJET DE MESURES DE PROTECTION ?

À la suite des travaux réalisés dans cette thèse de doctorat, j'estime que la tourbière de Bois-des-Bel (Figure 4.1) est celle qui mériterait une attention particulière au niveau de la conservation, et ce, pour les raisons suivantes:

- 1) La tourbière de Bois-des-Bel est la seule tourbière relativement intacte de plus de 100 ha dans la plaine agricole du Bas-Saint-Laurent, soit entre Rivière-Ouelle et Saint-Ulric. Elle est aussi la seule à ne pas être convoitée par l'industrie de la tourbe horticole.
- 2) La tourbière de Bois-des-Bel est la moins perturbée de la région de Rivière-du-Loup. C'est dans cette tourbière, et plus particulièrement dans son secteur ouest, que l'on

- trouve la plus grande superficie de communautés végétales intactes, représentatives des grands écosystèmes tourbeux ouverts qui étaient abondants au début du siècle dans cette région.
- 3) Parmi les tourbières échantillonnées dans le cadre de cette thèse, la tourbière de Bois-des-Bel est celle qui est la plus susceptible de conserver ses superficies ouvertes, car elle est moins influencée que les autres sites par les effets du drainage.
 - 4) La tourbière de Bois-des-Bel fait déjà l'objet de recherches scientifiques approfondies par le GRET, surtout dans le petit secteur ayant fait l'objet d'activités d'extraction. L'attribution d'un statut de conservation à la tourbière assurerait au GRET la pérennité des efforts consentis pour restaurer le secteur perturbé.
 - 5) Toutes les bases de données biologiques (plantes vasculaires et invasculaires, oiseaux) et physiques (dépôt de tourbe, nappe phréatique) nécessaires à la constitution d'un dossier pour la création d'un site protégé ont été récoltées, cartographiées et publiées. En outre, toute l'histoire paléoécologique du site a été reconstituée et publiée (Lavoie *et al.* 2001). Une bonne partie de cette information est disponible au grand public par le biais d'un site internet (URL: http://www.crad.ulaval.ca/leh/frame_bois.html).

Est-ce à dire que les autres tourbières de la région ne méritent aucune attention au niveau de la conservation ? Évidemment pas, mais il est clair que le site de Bois-des-Bel est celui dont la conservation est *la plus justifiée au niveau scientifique*. Il devrait donc être protégé *en priorité*. Dans les sections suivantes, je fais état des initiatives possibles qui pourraient être prises pour protéger le site.

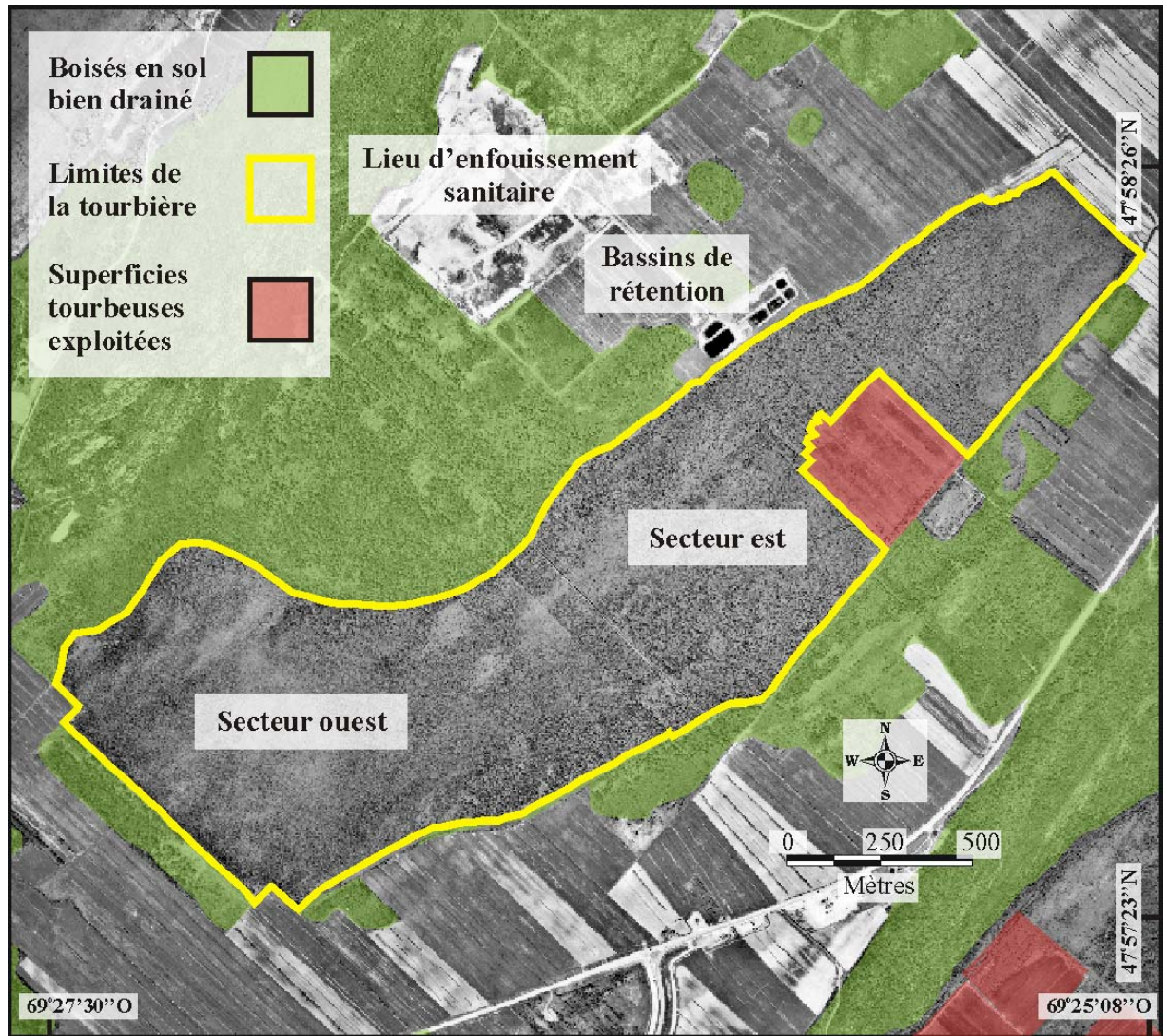


Figure 4.1 Tourbière de Bois-des-Bel, région du Bas-Saint-Laurent.

4.6 LE CADRE LÉGAL

4.6.1 Politiques, lois et initiatives fédérales

La réglementation relative à la gestion et à l'exploitation des tourbières est de responsabilité provinciale. Néanmoins, le Gouvernement du Canada a pris diverses initiatives en matière de gestion des terres humides. Ainsi, la *Politique fédérale sur la conservation des terres humides* (Gouvernement du Canada 1991; Lynch-Stewart *et al.* 1993) a pour objectif principal de favoriser la conservation des terres humides du Canada en vue du maintien de leurs fonctions écologiques et socio-économiques, et ce, pour le présent et pour l'avenir. La politique vise, entre autres, à empêcher une perte nette de superficie de milieux humides sur

tous les terrains de juridiction fédérale, ces derniers contenant pas moins de 29% des milieux humides du Canada. Les sept stratégies mises de l'avant par cette politique concernent particulièrement la sensibilisation du public et la collaboration accrue entre les différents intervenants gouvernementaux et industriels. La politique oriente les décisions et les actions du gouvernement fédéral en matière de conservation des milieux humides. Elle ne possède toutefois aucun statut légal.

En 1990, le gouvernement fédéral a fondé le *Conseil nord-américain de conservation des terres humides (Canada)* afin d'établir une direction nationale pour le *Plan nord-américain de gestion de la sauvagine*. Le conseil joue aussi un rôle directeur dans l'application de la *Politique fédérale sur la conservation des terres humides*. En l'an 2000, le conseil a élargi son mandat et augmenté son nombre de membres en devenant le *Conseil canadien sur l'Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord* et en assumant le rôle de coordonnateur, au Canada, de cette initiative.

Le gouvernement fédéral administre également trois parcs nationaux terrestres au Québec (parc de la Mauricie, parc de Forillon, parc de l'Archipel-de-Mingan). Ces parcs ont été créés afin de sauvegarder des écosystèmes ou des paysages représentatifs, peu ou pas perturbés par les activités anthropiques. L'extraction des ressources à des fins commerciales ainsi que la chasse y sont interdites. Tous ces parcs renferment des écosystèmes tourbeux, mais aucun ne se trouve dans la région du Bas-Saint-Laurent.

En somme, le Gouvernement du Canada, malgré qu'il ait créé un certain nombre de politiques et d'organismes pour protéger les terres humides, ne peut guère contribuer, pour le cas précis de la région du Bas-Saint-Laurent, à la protection d'un écosystème, sinon par la création d'un parc national. Une telle initiative ne serait toutefois pas justifiée dans le cas de la tourbière de Bois-des-Bel, étant donné la faible superficie du site et la bonne représentation des tourbières dans les parcs nationaux existants.

4.6.2 Lois et initiatives provinciales

Au Québec, la *Loi sur la qualité de l'environnement* (L.R.Q., 1997; chap. Q-2), sous la responsabilité du Ministère de l'Environnement, permet de restreindre et de contrôler les projets réalisés au sein des milieux naturels, dont les tourbières. Cette loi s'applique aussi bien

aux terres privées qu'aux terres publiques. Le deuxième alinéa de l'article 22 stipule que quiconque érige ou modifie une construction, exécute des travaux ou des ouvrages, entreprend l'exploitation d'une industrie quelconque, l'exercice d'une activité ou l'utilisation d'un procédé industriel ou augmente la production d'un bien ou d'un service dans un cours d'eau à débit régulier ou intermittent, dans un lac, un étang, un marais, un marécage ou une tourbière doit préalablement obtenir du ministre un certificat d'autorisation. Ainsi, tout empiètement agricole dans une tourbière naturelle doit faire l'objet d'un certificat d'autorisation. La responsabilité d'émettre ces certificats incombe aux directions régionales du Ministère de l'Environnement. Par contre, celles-ci disposent de peu d'outils leur permettant d'évaluer la valeur des tourbières ciblées par les projets soumis. Il est ainsi impossible de prendre une décision éclairée, à moins que le site n'abrite des espèces menacées ou vulnérables, qui seront alors protégées par la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (L.R.Q., 1989; chap. E-12.01).

Les territoires protégés par le gouvernement du Québec sont principalement tributaires de deux outils législatifs, soit la *Loi sur les parcs* (L.R.Q., 1995; chap. P-9) et la *Loi sur la conservation du patrimoine naturel* (L.R.Q., 2002; chap. C-61.01). À l'image des parcs nationaux, les parcs québécois sont voués à la sauvegarde des écosystèmes et des paysages remarquables, peu ou pas influencés par l'homme. Au moins six des vingt parcs québécois renferment des tourbières au sein de leurs limites (Poulin & Pellerin 2001). Il est difficile d'obtenir un portrait précis des superficies tourbeuses protégées par les parcs québécois, car ceux-ci ne sont pas gérés selon une approche écosystémique. Tout comme pour les parcs nationaux du Canada, un tel outil (le parc) est peu approprié lorsqu'il s'agit de protéger un petit site particulier comme celui de la tourbière de Bois-des-Bel.

Le Québec comprendra bientôt 110 aires protégées, au sens de la *Loi sur la conservation du patrimoine naturel*, distribuées de la façon suivante: huit réserves naturelles projetées, quatre réserves aquatiques projetées, vingt-quatre réserves de biodiversité projetées, soixante-neuf réserves écologiques et cinq réserves écologiques projetées (Ministère de l'Environnement 2004). Parmi ces aires protégées, six réserves écologiques ont spécifiquement été créées pour conserver des écosystèmes tourbeux à l'état naturel. Au moins huit autres réserves écologiques, trois réserves aquatiques et quatorze réserves de biodiversité protègent ou

protégeront des tourbières, bien qu'elles aient été créées pour d'autres raisons (Poulin & Pellerin 2001; Ministère de l'Environnement 2004). Seules deux aires protégées se trouvent dans la région du Bas-Saint-Laurent, soit la réserve écologique Charles-B.-Banville, à 40 km au sud-est de la ville de Rimouski, et la réserve écologique Irène-Fournier, qui occupe le versant nord et quelques sommets des monts Berry. Ces sites ne contiennent pas de tourbière.

4.6.3 Le cas particulier de la tourbière de Bois-des-Bel

La *Loi sur la conservation du patrimoine naturel* offre plusieurs outils permettant de protéger un site comme celui de la tourbière de Bois-des-Bel. La *réserve aquatique* porte un titre accrocheur, dans l'optique où l'on envisage la conservation d'un milieu humide. Cependant, ce type de protection permet surtout de protéger la diversité écologique des milieux aquatiques d'eau douce et d'eau salée. Les milieux humides adjacents ne se trouvent inclus dans les territoires protégés que par association. La *réserve de biodiversité* se définit comme une aire constituée dans le but de favoriser le maintien de la biodiversité; sont notamment visées les aires constituées pour préserver un monument naturel et celles constituées dans le but d'assurer la représentativité de la diversité biologique des différentes régions naturelles du Québec. Ce type d'aire protégée vise en fait la protection de territoires où sont concentrés, sur une superficie réduite, plusieurs écosystèmes représentatifs des régions naturelles du Québec. Il n'est donc pas approprié à la conservation d'un seul écosystème tourbeux.

La *réserve écologique* est une aire protégée qui peut être constituée à trois fins, soit pour 1) conserver dans leur état naturel, le plus intégralement possible et de manière permanente, des éléments constitutifs de la diversité biologique, notamment par la protection des écosystèmes ou processus qui en assurent la dynamique, 2) réserver des terres à des fins d'étude scientifique ou d'éducation et 3) sauvegarder les habitats d'espèces fauniques et floristiques menacées ou vulnérables. Les caractéristiques de la tourbière de Bois-des-Bel répondent parfaitement aux critères permettant la création d'une réserve écologique. Pour créer une réserve écologique, le Gouvernement du Québec doit toutefois obligatoirement acquérir le terrain, ce qui nécessite des déboursés relativement importants compte tenu de la petitesse du budget alloué chaque année à la création et à l'agrandissement de réserves par le gouvernement (environ 40 000 \$ en 2004).

La *réserve naturelle* pourrait être une solution alternative à la réserve écologique. Cette aire protégée demeure sous propriété privée mais est légalement reconnue comme réserve par le Ministre de l'Environnement afin d'en assurer la protection. La reconnaissance d'une réserve naturelle peut être perpétuelle ou accordée pour un terme qui ne peut être inférieur à 25 ans. Elle peut présenter de multiples avantages pour le propriétaire: obtention d'un crédit d'impôt, maintien du droit de propriété, autorisation de certains usages jugés compatibles avec la conservation des caractéristiques naturelles de la propriété et exemption de taxes foncières, municipales et scolaires.

Il existe une multitude de stratégies pouvant mener à la création d'une réserve naturelle (Longtin 1996). La plupart d'entre elles impliquent la participation d'un organisme de conservation à but non lucratif, comme *Conservation de la nature Canada* ou *Canards Illimités Canada*. À cet égard, la servitude de conservation est une stratégie qui gagne en popularité. Il s'agit d'une entente conclue entre un propriétaire et un organisme de conservation où le propriétaire renonce à faire chez lui des activités pouvant nuire à l'environnement. Les attraits naturels du site sont alors protégés par l'organisme de conservation. Le propriétaire conserve la propriété et le droit d'y vivre. Si le contrat de servitude le prévoit, le propriétaire peut continuer certaines activités sur le site, dans la mesure bien sûr où elles sont compatibles avec les objectifs de protection de l'environnement.

Une bonne partie de la tourbière de Bois-des-Bel (environ 30% de la superficie, essentiellement dans la partie est) appartenait jusqu'à tout récemment à l'entreprise *Premier Horticulture Inc.*, un des principaux producteurs de tourbe horticole au Canada. Cette entreprise a procédé à des activités d'extraction de la tourbe dans le site de Bois-des-Bel entre 1972 et 1980. À la fin des années 1990, *Premier Horticulture* a conclu une entente avec le GRET afin que cette équipe multidisciplinaire d'écologistes, d'hydrologues et de biogéochimistes mène dans la partie exploitée une expérience à long terme (>10 ans) sur la restauration de ce site. La restauration de la tourbière fut couronnée de succès, et Bernard Bélanger, le président de l'entreprise, lança l'idée d'accorder un statut de protection à l'ensemble de la tourbière de Bois-des-Bel. Le dossier fut présenté au Ministère de l'Environnement en septembre 2003, notamment en présence d'une représentante de l'entreprise et de l'auteur de cette thèse. Ces démarches n'ont malheureusement pas abouti et

Premier Horticulture a finalement vendu peu de temps après sa propriété à la municipalité de Rivière-du-Loup. La municipalité était intéressée à faire l'acquisition de ce terrain pour assurer la préservation d'une zone tampon autour de son lieu d'enfouissement sanitaire, ce dernier étant situé près de la bordure nord de la tourbière (Figure 4.1).

Une partie de la tourbière est donc « protégée », puisque le contrat de vente s'accompagne de clauses de conservation strictes empêchant, à perpétuité, toute activité humaine susceptible d'amoinrir l'intérêt écologique de la tourbière. Il n'en demeure pas moins que la partie la plus intéressante d'un point de vue écologique (le secteur ouest), où se trouve la grande étendue de tourbière ouverte, ne fait toujours pas l'objet de mesure de protection. Huit propriétaires se partagent aujourd'hui la propriété de ce secteur. La municipalité, désireuse d'acquérir les territoires bordant son lieu d'enfouissement sanitaire, s'intéresse à la zone boisée bordant le côté nord du secteur ouest. Elle n'envisage cependant pas d'acquérir toute la tourbière.

En définitive, la protection de la tourbière de Bois-des-Bel apparaît réalisable. La municipalité de Rivière-du-Loup verrait certainement d'un bon œil l'attribution d'un statut de conservation à la portion de tourbière dont elle est propriétaire, puisqu'elle est déjà tenue d'en respecter l'intégrité. Les agriculteurs rencontrés au cours de mes travaux apparaissent réceptifs et pourraient être tentés par la vente ou par les avantages fiscaux associés aux servitudes de conservation. Cependant, leur nombre relativement élevé rendra toute opération d'acquisition complexe. Cela dit, ce problème est surmontable, et ne devrait en aucune façon décourager une initiative favorisant la conservation de la tourbière de Bois-des-Bel.

4.7 RÉFÉRENCES

- Blouin, J.-L. & Grandtner, M.M. (1971) *Étude écologique et cartographie de la végétation du comté de Rivière-du-Loup*. Service de la recherche, Ministère des Terres et Forêts du Québec, Québec.
- Calmé, S., Desrochers, A. & Savard, J.-P.L. (2002) Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Québec. *Biological Conservation*, **107**, 273-281.

- Campbell, D.R. & Rochefort, L. (2001) La végétation: gradients. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 129-140. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Gauthier, R. (1967) *Étude écologique de cinq tourbières du Bas Saint-Laurent*. Mémoire M.Sc., Université Laval, Québec.
- Gauthier, R. (1980) *Les sphaignes et la végétation des tourbières du parc des Laurentides, Québec*. Thèse Ph.D., Université Laval, Québec.
- Gauthier, R. (2001) Les sphaignes. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 91-127. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Girard, M., Lavoie, C. & Thériault, M. (2002) The regeneration of a highly disturbed ecosystem: a mined peatland in southern Québec. *Ecosystems*, **5**, 274-288.
- Gouvernement du Canada (1991) *La politique fédérale sur la conservation des terres humides*. Environnement Canada, Ottawa.
- Jacquemart, A.-L. (1997) *Vaccinium oxycoccos* L. (*Oxycoccus palustris* Pers.) and *Vaccinium microcarpum* (Turcz. ex Rupr.) Schmalh. (*Oxycoccus microcarpus* Turcz. ex Rupr.). *Journal of Ecology*, **85**, 381-396.
- Lachance, D. & Lavoie, C. (2004) Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors. *Applied Vegetation Science*, **7**, 183-192.
- Lachance, D., Lavoie, C. & Desrochers, A. (2005) The impact of peatland afforestation on plant and bird diversity in southeastern Québec. *Écoscience*, **12** (sous presse).
- Lavoie, C., Marcoux, K., Saint-Louis, A. & Price, J.S. (2005) The dynamics of a cotton-grass (*Eriophorum vaginatum* L.) cover expansion in a vacuum-mined peatland, southern Québec, Canada. *Wetlands* (sous presse).

- Lavoie, C. & Rochefort, L. (1996) The natural revegetation of a harvested peatland in southern Québec: a spatial and dendroecological analysis. *Écoscience*, **3**, 101-111.
- Lavoie, C. & Saint-Louis, A. (1999) The spread of gray birch (*Betula populifolia*) in eastern Quebec: landscape and historical considerations. *Canadian Journal of Botany*, **77**, 859-868.
- Lavoie, C. & Waddington, J.M. (2005) Consequences of afforestation on carbon storage in a southern Québec peatland, Canada. *Wetlands* (en évaluation).
- Lavoie, C., Zimmermann, C. & Pellerin, S. (2001) Peatland restoration in southern Québec (Canada): a paleoecological perspective. *Écoscience*, **8**, 247-258.
- Longtin, B. (1996) *Options de conservation: guide du propriétaire*. Centre québécois du droit de l'environnement, Montréal.
- Lynch-Stewart, P., Kessel-Taylor, I. & Rubec, C. (1999) *Terres humides et le gouvernement: politique et législation concernant la conservation des terres humides au Canada*. Conseil nord-américain de conservation des terres humides (Canada), Ottawa.
- Ministère de l'Environnement (2004) *Aires protégées*. Adresse URL: http://www.menv.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/index.htm. Page consultée le 10 novembre.
- Pellerin, S. (2003) Des tourbières et des hommes. L'utilisation des tourbières dans la région de Rivière-du-Loup – L'Isle-Verte. *Naturaliste canadien*, **127**, 18-23.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. (2000) Peatland fragments of southern Quebec: recent evolution of their vegetation structure. *Canadian Journal of Botany*, **78**, 255-265.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. (2003a) Recent expansion of jack pine in peatlands of southeastern Québec: a paleoecological study. *Écoscience*, **10**, 247-257.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. (2003b) Reconstructing the recent dynamics of mires using a multitechnique approach. *Journal of Ecology*, **91**, 1008-1021.

- Poulin, M. & Pellerin, S. (2001) La conservation. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (éd. S. Payette & L. Rochefort), pp. 505-518. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Robitaille, A. & Saucier, J.-P. (1998) *Paysages régionaux du Québec méridional*. Les publications du Québec, Québec.
- Van Seters, T.E. & Price, J.S. (2001) The impact of peat harvesting and natural regeneration on the water balance of an abandoned cutover bog, Quebec. *Hydrological Processes*, **15**, 233-248.
- Woods, A.J. & Zeglen, S. (2003) Impact of feeding damage by the porcupine on western hemlock – Sitka spruce forests of north-coastal British Columbia: 15-year results. *Canadian Journal of Forest Research*, **33**, 1983-1989.

Chapitre V

Conclusion générale

5 CONCLUSION GÉNÉRALE

5.1 PRINCIPAUX RÉSULTATS DE LA RECHERCHE

Les perturbations anthropiques peuvent modifier la structure des communautés et des populations, la disponibilité des ressources et l'environnement physique des écosystèmes. L'application des concepts de l'écologie du paysage à l'étude des perturbations anthropiques permet de placer ces dernières dans un contexte spatial qui favorise une prise de décision éclairée en matière d'aménagement du territoire et de préservation de la diversité écologique. Dans cette thèse, une approche descriptive inspirée de l'écologie du paysage a été employée afin (i) d'évaluer l'importance relative des facteurs anthropiques et des facteurs abiotiques sur la distribution de la végétation de tourbières isolées au sein d'une trame agricole, (ii) de caractériser les assemblages végétaux présents et d'identifier les principales influences ayant contribué à leur formation, (iii) de mesurer l'impact de l'accroissement du couvert forestier sur les espèces d'oiseaux et de plantes caractéristiques des milieux tourbeux, et (iv) de poser un diagnostic éclairé sur l'état des tourbières à l'étude et sur la pertinence d'un éventuel projet de conservation. Afin d'atteindre ces objectifs, les tourbières de la région de Rivière-du-Loup – L'Isle-Verte, dans le Bas-Saint-Laurent, ont été étudiées.

Dans un premier temps, des analyses multivariées ont été effectuées (Chapitre II; Lachance & Lavoie 2004) afin de caractériser les assemblages d'espèces présents au sein des tourbières et d'identifier les facteurs responsables de cette organisation. Ces analyses ont clairement montré l'existence d'un gradient allant des grands sites ouverts pas ou très peu perturbés aux petits sites boisés où la végétation est clairement influencée par les activités humaines. La pression anthropique est mise en évidence par l'influence importante des variables spatio-historiques décrivant l'activité humaine dans et autour des tourbières. En effet, la proportion de la variance représentée par les variables spatio-historiques (22%) est supérieure à celle représentée par les variables abiotiques traditionnelles (17%).

L'augmentation du couvert forestier est l'un des principaux changements écologiques observés dans les tourbières sujettes à des perturbations d'origine anthropique. Les superficies tourbeuses échantillonnées dans le cadre de cette thèse ont connu un boisement très rapide au cours des 50 dernières années. Le couvert forestier est d'ailleurs la deuxième variable en

importance quant à l'influence sur la répartition de la végétation, après la superficie des sites (Chapitre II; Lachance & Lavoie 2004). Deux variantes de la régression logistique ont été utilisées afin d'analyser l'influence de l'augmentation du couvert forestier à la fois sur la flore et la faune (représentée par les oiseaux) des tourbières (Chapitre III; Lachance *et al.* 2005). Les résultats montrent que l'importance du couvert forestier est associée de façon négative à la richesse et à l'abondance des espèces végétales ombrotrophes, alors que les espèces minérotrophes et minérotrophes-ombrotrophes ne semblent pas influencées. L'augmentation du couvert forestier agit sur les espèces d'oiseaux en changeant la structure de la végétation des tourbières et en homogénéisant la répartition spatiale des communautés végétales. Le bruant de Lincoln et la paruline masquée, deux espèces nichant préférentiellement dans les tourbières, sont menacées par ce phénomène. C'est, à ma connaissance, la toute première fois que l'on fait une démonstration limpide de l'impact du phénomène de boisement sur la diversité végétale et animale des tourbières ombrotrophes.

Dans le Chapitre IV, la valeur écologique des tourbières du Bas-Saint-Laurent et la pertinence d'un éventuel projet de conservation sont abordées. Rien ne laisse entrevoir dans l'avenir un nombre moins élevé de perturbations anthropiques ou un ralentissement prochain de l'accroissement du couvert forestier dans les tourbières. Bien peu d'espèces, parmi celles échantillonnées dans le cadre de cette thèse, sont confinées aux tourbières, mais les communautés végétales qu'on y trouve sont uniques et forment un contraste évident avec les autres milieux naturels de la région. De plus, la rareté de ces espaces confère aux tourbières un rôle de refuge écologique pour la faune. La tourbière de Bois-des-Bel mérite une attention particulière au niveau de la conservation en raison de l'intégrité de son secteur ouest et de ses superficies ouvertes importantes.

5.2 VERS UNE MEILLEURE GESTION DES TOURBIÈRES

De nos jours, la télédétection offre des outils prometteurs et de plus en plus perfectionnés permettant de caractériser la structure du paysage et les processus qui s'y déroulent. (Roughgarden *et al.* 1991; Joint & Groom 2000). Ces outils gagnent en popularité auprès des écologistes qui y voient l'opportunité de caractériser et d'expliquer, à grande échelle, les patrons de distribution des espèces végétales et animales (Hughes *et al.* 2000; Pearce & Ferrier 2001). Cette façon de faire encourage l'utilisation de méthodes d'échantillonnage « à filtre

large » qui permettent d’acquérir, en peu de temps, des informations significatives sur les caractéristiques écologiques d’un grand nombre de milieux naturels. Ces études permettent surtout de classer et de cartographier des habitats et des communautés végétales; elles ne peuvent donner des indications très précises quant à la répartition des espèces, particulièrement celles de petite taille. On explique donc avec ces outils les grands niveaux d’organisation du monde vivant.

Dans les tourbières, la classification des habitats par imagerie satellite a progressé de façon importante au cours des dernières années (Glaser 1989; Aaviksoo *et al.* 2000). Dans le sud du Québec, Poulin et collaborateurs (2002) ont obtenu des classes d’habitat qui reflètent de façon satisfaisante les attributs écologiques et les patrons de végétation de 629 tourbières ombrotrophes et minérotrophes. Cette étude a notamment permis d’élaborer un cadre scientifique permettant de sélectionner les sites les plus pertinents pour un projet de conservation à l’échelle d’une très vaste région. Une étude similaire aurait certainement donné de bons résultats dans la grande région du Bas-Saint-Laurent. Cela dit, elle n’aurait pas pu décrire ni expliquer toutes les nuances que l’on observe dans les tourbières de cette région au niveau de la végétation et de l’avifaune. On peut en effet émettre l’hypothèse que dans les tourbières du Bas-Saint-Laurent, l’utilisation des images satellite combinée à l’omniprésence de l’épinette noire, la rareté des herbacées et l’absence de mares auraient conduit à un nombre restreint de classes d’habitat qui n’aurait pas permis de départager les tourbières à l’étude. La thèse illustre donc de façon claire l’importance d’une base de données très détaillée sur les organismes vivants pour caractériser la diversité écologique et cerner les impacts – parfois subtils mais pas pour autant négligeables – des activités humaines sur les milieux naturels. La complémentarité des deux approches – l’une très détaillée, mais portant nécessairement sur un nombre restreint de sites, l’autre moins détaillée mais traitant un très grand nombre de sites – constitue la voie privilégiée pour étudier tout écosystème et pour développer des outils perfectionnés d’aménagement du territoire avec perspective écologique. À cet égard, le Québec est certes l’un des états qui est maintenant en mesure de bien gérer son patrimoine tourbeux, et ce, grâce au grand nombre de travaux scientifiques réalisés depuis une dizaine d’années sur les tourbières, une bonne part de ceux-ci redevables aux efforts du *Groupe de recherche en écologie des tourbières*.

La thèse apporte également du poids à l'argument selon lequel il est important de prendre en considération le paysage lorsque l'on effectue des études sur l'influence des perturbations anthropiques sur les écosystèmes (Jules & Shahini 2003). Bien qu'il demeure essentiel de s'intéresser aux relations existant entre la biocénose et le biotope d'un écosystème donné, il apparaît aujourd'hui primordial d'ajouter des variables de paysage à la liste des variables explicatives communément utilisées.

5.3 PERSPECTIVES

Cette thèse a contribué à améliorer nos connaissances sur la dynamique des tourbières situées au sein d'une matrice dominée par les activités humaines. Toutefois, quelques points restent encore à éclaircir. Il serait pertinent, dans un premier temps, de déborder du cadre strict des écosystèmes tourbeux et de considérer l'ensemble du paysage environnant. Bien que certains aspects du paysage aient été pris en compte par les variables spatio-historiques du Chapitre II, la thèse ne permet pas, par exemple, de départager l'influence respective des différentes activités humaines sur la végétation des tourbières. Bien que la grande majorité de ces activités soient de nature agricole, il est possible que les différentes pratiques utilisées aient des impacts distincts. J'émetts donc le souhait que cette thèse puisse constituer la pierre d'assise d'un autre travail d'envergure sur les tourbières du Bas-Saint-Laurent.

5.4 RÉFÉRENCES

- Aaviksoo, K., Paal, J. & Dislis, T. (2000) Mapping of wetland habitat diversity using satellite data and GIS: example from the Alam-Pedja nature reserve, Estonia. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences: Biology, Ecology*, **49**, 177-193.
- Glaser, P.H. (1989) Detecting biotic and hydrogeochemical processes in large peat basins with Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment*, **28**, 109-119.
- Hughes, J.B., Daily, G.C. & Ehrlich, P.R. (2000) Conservation of insect diversity: a habitat approach. *Conservation Biology*, **14**, 1788-1797.
- Joint, L. & Groom, S.B. (2000) Estimation of phytoplankton production from space: current status and future potential of satellite remote sensing. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **250**, 233-255.

- Jules, E.S. & Shahani, P. (2003) A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 459-464.
- Lachance, D. & Lavoie, C. (2004) Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors. *Applied Vegetation Science*, **7**, 183-192.
- Lachance, D., Lavoie, C. & Desrochers, A. (2005) The impact of peatland afforestation on plant and bird diversity in southeastern Québec. *Écoscience*, **12** (sous presse).
- Pearce, J. & Ferrier, S. (2001) The practical value of modelling relative abundance of species for regional conservation planning: a case study. *Biological Conservation*, **98**, 33-43.
- Poulin, M., Careau, D., Rochefort, L. & Desrochers, A. (2002) From satellite imagery to peatland vegetation diversity: how reliable are habitat maps ? *Conservation Ecology*, **6**, article 16. URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art16> [Ecological Society of America].
- Roughgarden, J., Running, S.W. & Matson, P.A. (1991) What does remote sensing do for ecology ? *Ecology*, **72**, 1918-1922.

Annexe 1

Annexe 1 Statut trophique des espèces végétales échantillonnées dans 16 tourbières de la région du Bas-Saint-Laurent, sud-est du Québec: m: minérotrophe; m-o: minérotrophe-ombrotrophe; o: ombrotrophe.

Espèces	Famille	Statut trophique
Mousses		
<i>Aulacomnium androgynum</i>	Aulacomniaceae	inconnu
<i>Aulacomnium palustre</i>	Aulacomniaceae	o
<i>Brachythecium reflexum</i>	Brachytheciaceae	m
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Brachytheciaceae	inconnu
<i>Callicladium haldanianum</i>	Hypnaceae	inconnu
<i>Campylium chrysophyllum</i>	Amblystegiaceae	inconnu
<i>Campylium stellatum</i>	Amblystegiaceae	m
<i>Dicranum fuscescens</i>	Dicranaceae	m
<i>Dicranum majus</i>	Dicranaceae	m-o
<i>Dicranum montanum</i>	Dicranaceae	m
<i>Dicranum polysetum</i>	Dicranaceae	m-o
<i>Dicranum scoparium</i>	Dicranaceae	m-o
<i>Dicranum undulatum</i>	Dicranaceae	o
<i>Funaria hygrometrica</i>	Fumariaceae	inconnu
<i>Herzogiella turfacea</i>	Hypnaceae	inconnu
<i>Hylocomium splendens</i>	Hylocomiaceae	o
<i>Hypnum fertile</i>	Hypnaceae	inconnu
<i>Hypnum pallescens</i>	Hypnaceae	inconnu
<i>Isopterygiopsis pulchella</i>	Plagiotheciaceae	inconnu
<i>Limprichtia revolvens</i>	Amblystegiaceae	m-o
<i>Plagiothecium cavifolium</i>	Plagiotheciaceae	inconnu
<i>Pleurozium schreberi</i>	Hylocomiaceae	m-o
<i>Pohlia nutans</i>	Bryaceae	o
<i>Polytrichum commune</i>	Polytrichaceae	m-o
<i>Polytrichum strictum</i>	Polytrichaceae	o
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Plagiotheciaceae	inconnu
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Hypnaceae	m
<i>Sanionia uncinata</i>	Amblystegiaceae	m-o
<i>Sphagnum angustifolium</i>	Sphagnaceae	o
<i>Sphagnum capillifolium</i>	Sphagnaceae	o
<i>Sphagnum centrale</i>	Sphagnaceae	m
<i>Sphagnum fallax</i>	Sphagnaceae	m-o
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	Sphagnaceae	m
<i>Sphagnum fuscum</i>	Sphagnaceae	o
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Sphagnaceae	m
<i>Sphagnum magellanicum</i>	Sphagnaceae	o
<i>Sphagnum papillosum</i>	Sphagnaceae	m
<i>Sphagnum rubellum</i>	Sphagnaceae	o
<i>Sphagnum russowii</i>	Sphagnaceae	m-o
<i>Sphagnum squarrosum</i>	Sphagnaceae	m
<i>Sphagnum wulfianum</i>	Sphagnaceae	m
<i>Warnstorfia exannulata</i>	Amblystegiaceae	m
<i>Warnstorfia fluitans</i>	Amblystegiaceae	m

Annexe 1 Suite

Hépatiques

<i>Bazzania trilobata</i>	Lepidoziaceae	m-o
<i>Calypogeja sphagnicola</i>	Calypogejaceae	o
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Cephaloziaceae	inconnu
<i>Cephalozia connivens</i>	Cephaloziaceae	o
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Cephaloziaceae	inconnu
<i>Cephalozia pleniceps</i>	Cephaloziaceae	o
<i>Cladopodiella fluitans</i>	Cephaloziaceae	o
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Geocalyceae	m-o
<i>Lophozia ventricosa</i>	Jungermanniaceae	inconnu
<i>Mylia anomala</i>	Jungermanniaceae	o
<i>Ptilidium ciliare</i>	Ptilidiaceae	o
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Ptilidiaceae	m

Lichens

<i>Cladina mitis</i>	Cladoniaceae	o
<i>Cladina rangiferina</i>	Cladoniaceae	o
<i>Cladina stellaris</i>	Cladoniaceae	o
<i>Cladonia bacilliformis</i>	Cladoniaceae	m
<i>Cladonia cenotea</i>	Cladoniaceae	m
<i>Cladonia chlorophaea</i>	Cladoniaceae	m
<i>Cladonia coniocraea</i>	Cladoniaceae	o
<i>Cladonia conista</i>	Cladoniaceae	m
<i>Cladonia crispata</i>	Cladoniaceae	o
<i>Cladonia cyanipes</i>	Cladoniaceae	m-o
<i>Cladonia deformis</i>	Cladoniaceae	m
<i>Cladonia fimbriata</i>	Cladoniaceae	m
<i>Cladonia gracilis</i>	Cladoniaceae	o
<i>Cladonia humilis</i>	Cladoniaceae	m
<i>Cladonia macilentia</i>	Cladoniaceae	m
<i>Cladonia peziziformis</i>	Cladoniaceae	m
<i>Cladonia phyllophora</i>	Cladoniaceae	m
<i>Cladonia rei</i>	Cladoniaceae	m-o
<i>Cladonia squamosa</i>	Cladoniaceae	o

Plantes herbacées

<i>Aralia nudicaulis</i>	Araliaceae	m
<i>Aralia racemosa</i>	Araliaceae	m
<i>Aster acuminatus</i>	Compositae	m
<i>Aster radula</i>	Compositae	m
<i>Calamagrostis canadensis</i>	Poaceae	m
<i>Carex canescens</i>	Cyperaceae	m
<i>Carex disperma</i>	Cyperaceae	m
<i>Carex echinata</i>	Cyperaceae	m
<i>Carex hirtifolia</i>	Cyperaceae	m
<i>Carex oligosperma</i>	Cyperaceae	m
<i>Carex trisperma</i>	Cyperaceae	m
<i>Clintonia borealis</i>	Liliaceae	m
<i>Coptis trifolia</i>	Ranunculaceae	m
<i>Cornus canadensis</i>	Cornaceae	m
<i>Cypripedium acaule</i>	Orchidaceae	m-o
<i>Drosera rotundifolia</i>	Droseraceae	o

Annexe 1 Suite

<i>Dryopteris campyloptera</i>	Dryopteridaceae	m
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Dryopteridaceae	m
<i>Dryopteris intermedia</i>	Dryopteridaceae	m
<i>Elytrigia repens</i>	Poaceae	m
<i>Epilobium angustifolium</i>	Onagraceae	m
<i>Equisetum arvense</i>	Equisetaceae	m
<i>Equisetum sylvaticum.</i>	Equisetaceae	m
<i>Eriophorum vaginatum</i> ssp. <i>spissum</i>	Cyperaceae	o
<i>Iris versicolor</i>	Iridaceae	m
<i>Lythrum salicaria</i>	Lythraceae	m
<i>Maianthemum canadense</i>	Liliaceae	m
<i>Maianthemum trifolium</i>	Liliaceae	o
<i>Melampyrum lineare</i>	Scrophulariaceae	m-o
<i>Monotropa uniflora</i>	Pyrolaceae	m
<i>Osmunda cinnamomea</i>	Osmundaceae	m-o
<i>Osmunda claytoniana</i>	Osmundaceae	m
<i>Pteridium aquilinum</i>	Dennstaedtiaceae	m-o
<i>Ribes glandulosum</i>	Saxifragaceae	m
<i>Rubus chamaemorus</i>	Rosaceae	o
<i>Rubus idaeus</i>	Rosaceae	m
<i>Rubus pubescens</i>	Rosaceae	m
<i>Sanguisorba canadensis</i>	Rosaceae	m
<i>Solidago rugosa</i>	Compositae	m
<i>Thalictrum pubescens</i>	Ranunculaceae	m
<i>Trientalis borealis</i>	Primulaceae	m
Arbustes		
<i>Alnus crispa</i>	Betulaceae	m
<i>Alnus incana</i> ssp. <i>rugosa</i>	Betulaceae	m
<i>Amelanchier bartramiana</i>	Rosaceae	m-o
<i>Aronia melanocarpa</i>	Rosaceae	m-o
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	Ericaceae	o
<i>Cornus stolonifera</i>	Cornaceae	m
<i>Empetrum nigrum</i>	Empetraceae	o
<i>Gaultheria hispidula</i>	Ericaceae	m-o
<i>Kalmia angustifolia</i>	Ericaceae	o
<i>Kalmia polifolia</i>	Ericaceae	o
<i>Linnaea borealis</i>	Caprifoliaceae	m
<i>Myrica gale</i>	Myricaceae	m
<i>Nemopanthus mucronatus</i>	Aquifoliaceae	m-o
<i>Rhododendron canadense</i>	Ericaceae	o
<i>Rhododendron groenlandicum</i>	Ericaceae	o
<i>Salix discolor</i>	Salicaceae	m
<i>Salix humilis</i>	Salicaceae	m
<i>Salix pyrifolia</i>	Salicaceae	m
<i>Spiraea latifolia</i>	Rosaceae	m
<i>Vaccinium angustifolium</i>	Ericaceae	o
<i>Vaccinium myrtilloides</i>	Ericaceae	o
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	Ericaceae	o
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Ericaceae	o
<i>Viburnum nudum</i> var. <i>cassinoides</i>	Betulaceae	m

Annexe 1 Fin

Arbres

<i>Abies balsamea</i>	Pinaceae	m
<i>Acer rubrum</i>	Aceraceae	m
<i>Betula cordifolia</i>	Betulaceae	m-o
<i>Betula papyrifera</i>	Betulaceae	m
<i>Betula populifolia</i>	Betulaceae	m-o
<i>Larix laricina</i>	Pinaceae	m-o
<i>Picea glauca</i>	Pinaceae	m
<i>Picea mariana</i>	Pinaceae	o
<i>Picea rubens</i>	Pinaceae	m
<i>Pinus banksiana</i>	Pinaceae	m
<i>Populus tremuloides</i>	Salicaceae	m
<i>Prunus pensylvanica</i>	Rosaceae	m
<i>Sorbus americana</i>	Rosaceae	m
<i>Sorbus decora</i>	Rosaceae	m
<i>Thuja occidentalis</i>	Cupressaceae	m-o

Annexe 2

Annexe 2 Lignes de programmation utilisées dans le logiciel SAS utilisé afin de générer les résultats de la régression logistique.

```
proc sort data=couv;
  by espece;
run;
ods select none;
proc logistic data=couv descending;
  ods output ParameterEstimates = param_couv (where=(variable="COUV_FOR"));
  by espece;
  model nbrpres/nbrsta = couv_for
  /aggregate scale=d;
run;
ods select all;
```