

NATACHA FONTAINE

LA BIODIVERSITÉ ET LA RESTAURATION DES MARES DE TOURBIÈRE

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

DÉPARTEMENT DE PHYTOLOGIE
FACULTÉ DES SCIENCES DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2008

Résumé

Je me suis intéressée à la valorisation de tourbières restaurées en caractérisant la diversité végétale des bords de mares et en développant des techniques de restauration pour ce biotope. J'ai d'abord estimé l'apport des mares à la diversité végétale des tourbières grâce à des inventaires comparatifs en milieu naturel et restauré. J'ai ensuite mis en place deux expériences pour tester l'efficacité de la technique de « transfert du tapis muscinal » pour la végétation de mares. Les résultats des inventaires montrent que dans les tourbières naturelles, les mares augmentent la richesse végétale. Cependant, les espèces associées aux mares naturelles demeurent absentes de mares créées six ans après un projet de restauration. Des expériences indiquent que pour se régénérer, des fragments de *Cladopodiella fluitans* doivent être recouverts de paille. Seules les sphaignes ont réussi à coloniser les berges de mares créées à l'aide de la méthode de transfert; les plantes vasculaires introduites avaient un recouvrement faible après trois ans.

Abstract

In this thesis, I was interested in increasing restored peatland value by characterizing plant diversity along pool margins and by developing restoration techniques for this particular habitat. I first conducted inventories in restored and natural peatlands in order to measure the contribution of pools to plant diversity of the ecosystem. I also established two experiments to test the efficiency of the moss layer transfer technique in regard to pool vegetation. Inventories showed that pools enhance plant species richness in natural peatlands. Around created pools though, species associated with natural pools were still absent and non-bog species present six years after restoration. Two experiments revealed that *Cladopodiella fluitans* fragments need to be covered with straw to regenerate. Only *Sphagnum* mosses colonised pool margins with the moss layer transfer technique; introduced vascular plants had a very low mean cover after three years and adapted techniques should be developed to insure their establishment in restored peatlands.

Avant-propos

Le cœur de ce mémoire de maîtrise est composé du texte intégral de deux articles scientifiques rédigés en anglais. Ces articles sont présentés au deuxième et au troisième chapitre du présent mémoire. Le premier article, intitulé « Plant diversity associated with pools in natural and restored peatlands », a été publié dans la revue *Mires and peat* en 2007. Quant au second article, intitulé « Restoring pool vegetation in cutover peatland », il sera soumis ultérieurement pour publication. Trois auteurs ont été impliqués dans la rédaction de ces deux publications scientifiques, soit Monique Poulin, directrice, Line Rochefort, co-directrice et moi-même. J'ai mis en place les expériences et j'ai effectué la cueillette des données avec l'aide de plusieurs assistants. J'ai également fait toutes les analyses statistiques des données et j'ai réalisé seule la rédaction de ces deux articles. Madame Poulin et Madame Rochefort ont participé au développement des dispositifs expérimentaux, le choix des sites d'expérimentation et révisé les publications.

Remerciements

Je veux premièrement témoigner toute ma reconnaissance à ma directrice Monique Poulin sans qui ce projet ne serait pas arrivé à si bonne fin. Merci Monique de m'avoir épaulée tout le long de mes études graduées. Tes idées constructives m'ont permis de me dépasser et d'acquérir des connaissances qui me serviront durant toute ma vie professionnelle. Je peux affirmer sans l'ombre d'un doute que j'ai eu la chance d'être conseillée par une directrice exceptionnelle.

J'aimerais également remercier ma co-directrice Line Rochefort qui est, en quelque sorte, l'âme du groupe de recherche en écologie des tourbières. Tes conseils judicieux ont été très précieux pour l'aboutissement de ma maîtrise. J'ai grandement apprécié les années passées au sein du groupe de recherche que tu diriges avec un dynamisme hors du commun. Je tiens aussi à remercier chaleureusement Claire Boismenu et Stéphanie Boudreau toujours prêtes à aider ou à discuter. Votre présence a éclairé mon chemin du début jusqu'à la fin de ce projet. Je ne voudrais pas oublier de remercier Claudia St-Arnaud qui a supervisé la prise de données cet automne à Pokesudie et qui est toujours si enthousiaste lorsqu'on parle de mares de tourbière. J'exprime également un merci sincère à Edgar Karofeld qui, en plus de m'avoir fait découvrir les tourbières de l'Estonie, a pris le temps de me faire visiter son pays.

Je remercie spécialement toutes les personnes qui m'ont prêté main-forte sur le terrain durant la réalisation de ma recherche. Merci à Roxane Andersen, Rachel Beaudette, Mireille Bellemare, Karine Belzil, Cillian Breathnach, Gabriel Caisse, Émeline Chatel, Geneviève Lambert, Marie-Ève Lemieux, Natacha Mosnier, Rémy Pouliot et Patrice Soku. Merci aussi à François Quinty qui a planifié la restauration des sites de Ste-Marguerite-Marie et de Pokesudie et à Lisette Ross qui a participé à la conception des mares de Pokesudie. Merci également à Gilles Ayotte et Denis Bastien qui m'ont aidée à identifier certaines plantes. Un grand merci aussi aux autres membres du GRET qui sans m'avoir accompagnée sur le terrain m'ont apporté soutien et amitié.

Je veux enfin remercier ma famille et mes amis qui ont toujours cru en moi et qui m'ont toujours encouragée à poursuivre mes projets. Un merci tout spécial à mon amoureux, Denis Sarrazin, à grand-maman Lucette et surtout à grand-maman Charlotte qui en s'occupant de Malie m'ont permis de terminer cette maîtrise dans les délais prévus.

Ce projet a été appuyé financièrement par la Chaire de recherche industrielle du CRSNG en aménagement des tourbières subventionnées par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, le Ministère des Ressources Naturelles du Nouveau-Brunswick, la Canadian Sphagnum Peat Moss Association / Tourbe de Sphaigne Canadienne, La Mousse Acadienne (1979) Ltee, ASB Greenworld Ltd, Les Tourbières Berger Ltee, Fafard & frères Ltée, Fafard Peat Moss, Tourbieres Lambert inc., Lameque Quality Group Ltd, Les Tourbes Nirom inc., Modugno-Hortibec inc., Premier Horticulture et Sun Gro Horticulture Canada Ltd. Je remercie également le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada pour leur support financier via une bourse d'étude personnelle.

Table des matières

Résumé.....	i
Abstract.....	ii
Avant-propos.....	iii
Remerciements.....	iv
Table des matières.....	vi
Liste des Tableaux.....	viii
Liste des Figures.....	ix
Chapitre 1 Introduction générale.....	1
1.1 Problématique.....	1
1.2 Le concept de biodiversité.....	2
1.3 La restauration écologique des tourbières.....	3
1.4 Les mares de tourbière.....	5
1.4.1 Formation des mares.....	5
1.4.2 Importance des mares de tourbière pour la biodiversité.....	8
1.4.3 Restauration des mares.....	9
1.5 Objectifs et hypothèses de recherche.....	11
Chapitre 2 Plant diversity associated with pools in natural and restored peatlands ...	13
2.1 Résumé.....	13
2.2 Abstract.....	14
2.3 Introduction.....	14
2.4 Methods.....	16
2.4.1 Vegetation survey in natural peatlands.....	16
2.4.2 Vegetation survey in the restored peatland.....	19
2.4.3 Data analyses.....	22
2.5 Results.....	23
2.6 Discussion.....	28
2.7 Conclusion.....	32
2.8 Acknowledgements.....	32
2.9 Appendix 2.1.....	33
2.10 Appendix 2.2.....	36
Chapitre 3 Restoring pool vegetation in cutover peatlands.....	38
3.1 Résumé.....	38
3.2 Abstract.....	38
3.3 Introduction.....	39
3.4 Methods.....	41
3.4.1 Site description.....	41
3.4.2 Experimental designs, data sampling and analyses.....	43
3.5 Results.....	46
3.5.1 Donor sites.....	46
3.5.2 Cladopodiella fluitans regeneration.....	47
3.5.3 Pool margin communities.....	49

3.6 Discussion.....	52
3.6.1 Cladopodiella fluitans regeneration.....	52
3.6.2 Pool margin communities.....	53
3.7 Acknowledgements.....	56
3.8 Appendix 3.1.....	57
Chapitre 4 Conclusion générale.....	58
Références bibliographiques.....	62
Annexe 1 Pokesudie.....	72

Liste des Tableaux

Table 2.1 Observed climatic norms for temperature and precipitation, and surrounding landscape types, for the surveyed peatlands.....	18
Table 2.2 Values of species richness (\pm SD) for all quadrats sampled in the six natural peatlands and one restored site as well as for non-pool quadrats and pool quadrats in the same sites. Values of β -diversity, which indicates species turnover amongst habitats, are shown for different pairs of habitats	24
Table 3.1 Mean values (\pm SD) of pH, dissolved inorganic CO ₂ , nitrogen and phosphorus in experimental ditches and natural pools of donor sites.	43
Table 3.2 Treatments for the <i>Cladopodiella fluitans</i> regeneration experiment	44
Table 3.3 Treatments of pool margin restoration experiment.....	46
Table 3.4 Mean percent cover (\pm SD) of the species at the donor sites <i>in</i> the harvested quadrats for the four communities (<i>Cladopodiella fluitans</i> , <i>Sphagnum cuspidatum</i> , <i>Sphagnum fallax</i> and <i>Sphagnum papillosum</i>) prior to harvest (2005) and two years after harvest (2007).....	47
Table 3.5 ANOVAs and <i>a priori</i> multiple range contrasts testing the effect of density, fragment size and straw mulch on <i>Cladopodiella fluitans</i> regeneration after two growing seasons.....	48
Tableau A1 Pourcentage de recouvrement des espèces (\pm écart type) avant la récolte dans la cannebergière et deux ans après la transplantation autour des mares créées.	76

Liste des Figures

Figure 1.1 Patron de distribution des mares de trois différents types de tourbières ombrotrophes..	7
Figure 2.1 Localisation of the six natural peatlands as well as the restored peatland (Bois-des-Bel) surveyed in Québec, Canada	18
Figure 2.2 Schematic map of the Bois-des-Bel (BDB) restored peatland, showing the locations of the four surveyed pools and the four vegetation survey transects.	20
Figure 2.3 A natural pool (above) and a restored pool (below)..	21
Figure 2.4 RDA of the species distribution in relation with the presence of pools in natural peatlands	26
Figure 2.5 RDA of the species distribution in relation with pools in a restored peatland (Bois-des-Bel)..	27
Figure 2.6 RDA of the pool vegetation of natural peatlands and the restored peatland	29
Figure 3.1 Localisation of Ste-Marguerite-Marie restored site as well as the donor sites (St-Charles-de-Bellechasse, L'Ascension, St-Ludger-de-Milot) in Québec, Canada.	42
Figure 3.2 Effect of density of introduced plant material, fragment size and straw mulch on the regeneration of <i>Cladopodiella fluitans</i> after two growing seasons.	48
Figure 3.3 Effect of density and community on plant establishment.	50
Figure 3.4 Establishment of bryophytes from the mixed community (<i>Cladopodiella fluitans</i> , <i>Sphagnum cuspidatum</i> and <i>Sphagnum papillosum</i>) reintroduced in the pure <i>S. cuspidatum</i> (CUS) and <i>S. papillosum</i> (PAP) communities as well as in the mixed community (MIX)..	51
Figure A1 : Photo aérienne du site de Pokesudie montrant les 16 mares creusées dans la partie C1 et le site d'emprunt situé dans l'ancienne cannebergère.	73

Chapitre 1

Introduction générale

1.1 Problématique

En réponse à l'extinction massive d'espèces animales et végétales des dernières décennies, plusieurs chercheurs se sont questionnés sur le rôle de la biodiversité dans l'environnement. Désormais, la biodiversité est reconnue comme étant essentielle à l'intégrité des écosystèmes. En effet, les fonctions écologiques sont influencées par les relations interspécifiques et le nombre d'espèces faisant partie de l'écosystème (Chapin *et al.* 2000; Hooper *et al.* 2005). La disparition d'espèces pourrait donc perturber des propriétés écosystémiques telles que le cycle des nutriments, la productivité et la stabilité (Tilman *et al.* 1996; Hooper & Vitousek 1997; Naeem & Li 1997; Kiessling 2005; Tilman *et al.* 2006).

Le déclin rapide de la biodiversité est principalement causé par la perte d'habitats (Sala *et al.* 2000). La conservation des habitats représente donc la meilleure stratégie pour protéger les écosystèmes et les espèces qui y vivent. Cependant, leur restauration constitue une alternative lorsqu'ils sont déjà dégradés ou lorsque leur maintien dans le paysage est critique. La restauration écologique est une pratique bien établie en biologie de la conservation dont le but est d'aider le rétablissement d'un écosystème qui a été perturbé. À ce titre, la technique de restauration des tourbières développée au Canada est un bel exemple de réussite dans ce domaine (Rocheport 2001; Rocheport *et al.* 2003). À court terme, elle vise à recréer les caractéristiques hydrologiques du milieu et à rétablir un couvert de mousses pour permettre le retour d'un système accumulateur de tourbe. À plus long terme, la conservation de la biodiversité devient un objectif critique pour la restauration (Society for Ecological Restoration International and IUCN Commission on Ecosystem Management 2004). Il faut donc connaître les facteurs qui favorisent la biodiversité de ce type de milieu si on veut développer une bonne stratégie de restauration.

L'hétérogénéité des habitats est un des paramètres essentiels à la biodiversité des tourbières (Glaser 1992; Vitt *et al.* 1995; Calmé & Desrochers 1999; Smits *et al.* 2002). Or, certains habitats comme les mares sont perdus durant l'exploitation des tourbières, et cela de manière permanente si elles ne sont pas rétablies lors de la restauration. L'objectif de ma

recherche est d'évaluer l'importance des mares de tourbière pour la diversité végétale et de développer une approche de restauration pour établir des communautés végétales typiques de bord de mares autour de celles créées en tourbière restaurée.

1.2 Le concept de biodiversité

Le mot biodiversité est une contraction de « diversité biologique ». Dans son sens large, ce mot est un synonyme de « vie sur terre ». Pour être plus précis, on peut définir la biodiversité comme la diversité de la vie sous toutes ses formes et à tous les niveaux d'organisation. Ces niveaux d'organisation sont généralement divisés en trois : la diversité génétique, la diversité spécifique et la diversité écosystémique. La diversité génétique réfère à la variation intraspécifique des gènes des individus à l'intérieur d'une même population et entre différentes populations. La diversité spécifique correspond à la richesse des espèces et aux changements de composition des espèces dans un habitat. Enfin, la diversité écosystémique réfère à la variation des structures des écosystèmes et des types d'habitats (Hunter 2002).

Les recherches concernant la biodiversité sont souvent axées sur la diversité spécifique (MacArthur & MacArthur 1961; Whittaker 1972; Huston 1979; Gilpin & Diamond 1980; Siemann *et al.* 1996; Chesson 2000; Cardinale *et al.* 2002). Cela est peut-être relié au fait que la diversité spécifique est plus facile à comprendre et à mesurer que la diversité génétique et la diversité écosystémique. Afin de décrire les patrons spatiaux de la diversité spécifique, Whittaker (1960) l'a divisée en trois composantes : alpha, bêta et gamma. La diversité alpha exprime le nombre d'espèces qui vivent dans un même site et leur abondance respective. La diversité bêta représente le coefficient de changement dans la composition des espèces le long de gradients environnementaux et la diversité gamma est une mesure de la diversité spécifique au niveau du paysage. Cette dernière réfère au nombre d'espèces dans une grande région géographique composée d'une variété d'habitats (Whittaker 1972). La diversité alpha et la diversité bêta contribuent toutes les deux à la diversité gamma. Une région peut avoir une grande diversité alpha à l'intérieur de chacun de ses sites, mais si les sites sont similaires entre eux en ce qui concerne les espèces la diversité bêta sera faible et la diversité gamma moyenne. Une autre région peut avoir une diversité alpha faible pour chacun de ses sites, mais si les espèces diffèrent d'un site à

l'autre, les diversités bêta et gamma peuvent être plus élevées que pour la première région. Finalement, une région avec des diversités alpha et bêta élevées sera celle avec la diversité gamma la plus élevée parmi les trois régions. Les différentes composantes de la diversité spécifique doivent donc être prises en compte dans la planification de projets de conservation ou de restauration pour maximiser la préservation de la biodiversité.

Les patrons de biodiversité varient beaucoup d'une région à l'autre. Quoi qu'il en soit, il existe un gradient latitudinal de la biodiversité à l'échelle planétaire. Il est accepté depuis longtemps que les régions tropicales comptent plus d'espèces que les régions tempérées ou polaires (Hawkins 2001). Les variables environnementales liées à la latitude amènent cette plus grande richesse spécifique. En fait, plus de 25 mécanismes différents ont été suggérés pour expliquer le gradient de diversité latitudinale, incluant des modèles basés sur le hasard, l'histoire des perturbations, la stabilité de l'environnement, l'hétérogénéité des habitats, la productivité et les interactions interspécifiques (Gaston 2000).

À plus petite échelle, la biodiversité régionale est déterminée par les interactions entre les espèces et leur environnement ainsi que par des facteurs opérant à l'échelle du paysage tels que la dispersion, la spéciation et la biogéographie historique (Ricklefs 1987). Par exemple, dans le cas des tourbières ombrotrophes de l'est de l'Amérique du Nord, ce sont l'emplacement géographique du site, la concentration de sodium et de magnésium dans les eaux de surface, le nombre de microhabitats ainsi que les conditions climatiques comme la moyenne annuelle de précipitations, le nombre annuel de jours de gel et la température moyenne annuelle qui influencent le plus la richesse spécifique régionale (Glaser 1992).

1.3 La restauration écologique des tourbières

La restauration écologique réfère aux interventions qui permettent d'assister le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit. Le restaurateur doit tenter de retourner l'écosystème dans sa trajectoire historique ou vers un état de stabilité qui correspond à une référence naturelle (SERi 2004). Les objectifs de restauration doivent être clairs et bien établis avant d'entreprendre le projet. À ce titre, lors de la restauration des milieux humides, il y a souvent un conflit entre les objectifs visés. Par exemple, un milieu humide restauré dans le but de retenir ou de filtrer des nutriments ne

permettra pas nécessairement le retour de la biodiversité telle qu'elle était avant la perturbation (Zedler 2000; Hansson *et al.* 2005). En revanche, l'établissement d'une grande diversité de plantes n'implique pas forcément le retour des fonctions de l'écosystème, comme celle d'accumuler la tourbe pour les tourbières restaurées.

Il y a eu beaucoup de développements dans les techniques permettant de restaurer les tourbières depuis le début des années 1990. Les techniques européennes et américaines diffèrent grandement (Money & Wheeler 1999). En Europe, la restauration des tourbières ombrotrophes se fait souvent en inondant les surfaces exploitées. Dans certains cas, ce type de restauration a permis le développement de tapis de sphaignes (Vasander *et al.* 2003) et la formation de radeaux flottants avec de la végétation typique des tourbières (Lamers *et al.* 1999). De l'autre côté de l'Atlantique, la technique de restauration des tourbières, appelée « transfert du tapis muscinal », consiste à préparer le site afin de rétablir l'hydrologie propre aux tourbières naturelles, récolter les plantes dans un site naturel pour ensuite les épandre sur le site à restaurer, les recouvrir de paille pour éviter qu'elles ne sèchent et fertiliser afin de faciliter leur établissement (Quinty & Rochefort 2003). Bien que son nom puisse laisser croire que seules des sphaignes sont transférées du site d'emprunt au site restauré, cette technique permet également d'introduire des rhizomes et des graines de plantes vasculaires. Un rapport de 1:10 entre la surface du site d'emprunt et du site à restaurer est recommandé. Des suivis aux sites d'emprunt ont montré que ceux-ci se rétablissent assez rapidement (4 à 6 ans) et peuvent être réutilisés par la suite (Rochefort & Campeau 2002). En effet, seulement les dix premiers centimètres de la végétation sont prélevés laissant ainsi du matériel sur place pour la régénération. Aussi, la récolte se fait lorsque la tourbe est gelée pour minimiser l'impact que pourrait avoir la machinerie sur la compaction du sol.

Les conditions climatiques rudes, les techniques d'exploitation de la tourbe et l'accès à des tourbières naturelles ont sans doute fait en sorte que la technique du « transfert du tapis muscinal » soit développée en Amérique du Nord plutôt qu'en Europe. Au départ, les sites abandonnés après l'extraction de la tourbe semblaient assez récalcitrants à la recolonisation par les bryophytes. La tourbe est récoltée à l'aide d'aspirateurs mécanisés, ce qui nécessite un drainage intensif pour assécher les surfaces de tourbe. De plus, toute la végétation du

site est enlevée avant d'extraire des quantités variables de tourbe. Ces pratiques bouleversent radicalement les tourbières mises en exploitation. Il en résulte des milieux où la nappe phréatique, qui fluctue beaucoup, est très basse pour une tourbière et où le couvert végétal est absent (Rocheport 2001). Ces caractéristiques font en sorte que la recolonisation naturelle des sites abandonnés après exploitation par la végétation est très lente. À ce titre, un inventaire des sites abandonnés du Québec et du Nouveau-Brunswick a montré que la sphaigne couvrait en moyenne 15% de la superficie des sites exploités par la coupe par blocs (méthode de récolte manuelle de la tourbe) et seulement 2% de la surface des sites exploités par aspiration (Poulin *et al.* 2005). Les auteurs ajoutent que la recolonisation des sites abandonnés par la sphaigne n'est pas une question de temps, mais plutôt de climat actuel, de contexte historique et de conditions environnementales suivant la fin de l'exploitation. Bien que le Canada soit l'un des pays qui comptent le plus de tourbières dans le monde, l'exploitation se fait essentiellement dans les régions méridionales, où se concentrent les activités d'extraction de la tourbe (Rocheport 2001). Il est donc impératif de restaurer activement ces milieux afin de préserver la biodiversité régionale qui leur est associée. La biodiversité sera d'autant plus favorisée si les différents biotopes caractéristiques des écosystèmes tourbeux, comme les mares, sont intégrés aux projets de restauration.

1.4 Les mares de tourbière

1.4.1 Formation des mares

Les mares de tourbière font plus souvent partie du paysage nordique, mais on les trouve sur tous les continents sauf en Antarctique (Glaser 1998). La présence d'eau par-dessus la surface durant toute l'année les distingue des dépressions (Belyea & Clymo 1998). Bien que les mares soient présentes dans les tourbières ombrotrophes et minérotrophes, seules les mares de tourbière ombrotrophe seront considérées dans cette section, puisque seules ces mares font l'objet de l'étude.

Karofeld (1998) définit les mares de tourbière ombrotrophe comme de petites étendues d'eau stagnante avec peu de plantes, des rives tourbeuses habituellement bien définies et un fond non consolidé. Il distingue deux types de mares de tourbière ombrotrophe selon leur origine : les mares primaires et les mares secondaires. Pour bien comprendre cette

distinction, il faut savoir que lors du développement des tourbières, l'accumulation de tourbe éloigne progressivement la surface des tourbières de l'eau souterraine riche en minéraux. Ainsi, les tourbières minérotrophes riches (phase eutrophe) sont peu à peu transformées en tourbières minérotrophes pauvres (phase mésotrophe), puis avec le temps en tourbières ombrotrophes (phase oligotrophe). Ces dernières sont complètement indépendantes des eaux de ruissellement et dépendent uniquement des précipitations pour leur approvisionnement en eau et en éléments minéraux et nutritifs. Le fond des mares primaires se compose de sédiments lacustres, vestiges d'anciens lacs. Elles sont rares parce que les lacs sont généralement comblés par la végétation durant les phases eutrophe et mésotrophe de développement des tourbières. Les mares d'origine secondaire sont plus communes. Elles se forment plus tard dans le développement des tourbières, habituellement dans les stades mésotrophe et oligotrophe. Elles ont souvent un fond non consolidé de matière organique appelé Dy qui recouvre une couche de tourbe plus solide.

Glaser (1998) classifie les patrons de mare en quatre catégories selon les types de tourbières ombrotrophes : 1) les tourbières en plateau, dont le centre est plat, se caractérisent par une disposition de mares isodiamétriques réparties de façon éparse; 2) les tourbières excentriques se différencient par un réseau de mares allongées perpendiculaires à leur pente unidirectionnelle; 3) les tourbières concentriques, qui possèdent un dôme bombé, présentent un arrangement concentrique de mares arquées; enfin, 4) les tourbières transitoires ne peuvent pas être incluses avec certitude dans une de ces catégories puisqu'elles correspondent à une étape intermédiaire entre une ou l'autre de ces catégories (Figure 1.1).

Aucun consensus n'a été adopté par la communauté scientifique concernant les processus qui mènent à la formation et au développement des mares de tourbière ombrotrophe. Plusieurs hypothèses ont été élaborées. Néanmoins, la plupart des scientifiques s'entendent pour dire que des mécanismes polygéniques incluant des facteurs allogènes et autogènes sont impliqués (Glaser 1998). Les facteurs allogènes font référence à des éléments extérieurs à l'écosystème, par exemple, le climat, tandis que les facteurs autogènes renvoient à des paramètres intrinsèques de l'écosystème comme la succession végétale. Quelques hypothèses sont décrites ci-dessous. Afin de bien comprendre les hypothèses, il

faut savoir que les tourbières sont composées de deux couches : l'acrotelme et le catotelme. L'acrotelme est la couche de surface qui se trouve périodiquement sous des conditions aérobies selon le niveau de la nappe phréatique tandis que le catotelme qui se trouve sous l'acrotelme est soumis constamment à des conditions anaérobies. La décomposition est donc plus lente dans le catotelme que dans l'acrotelme.

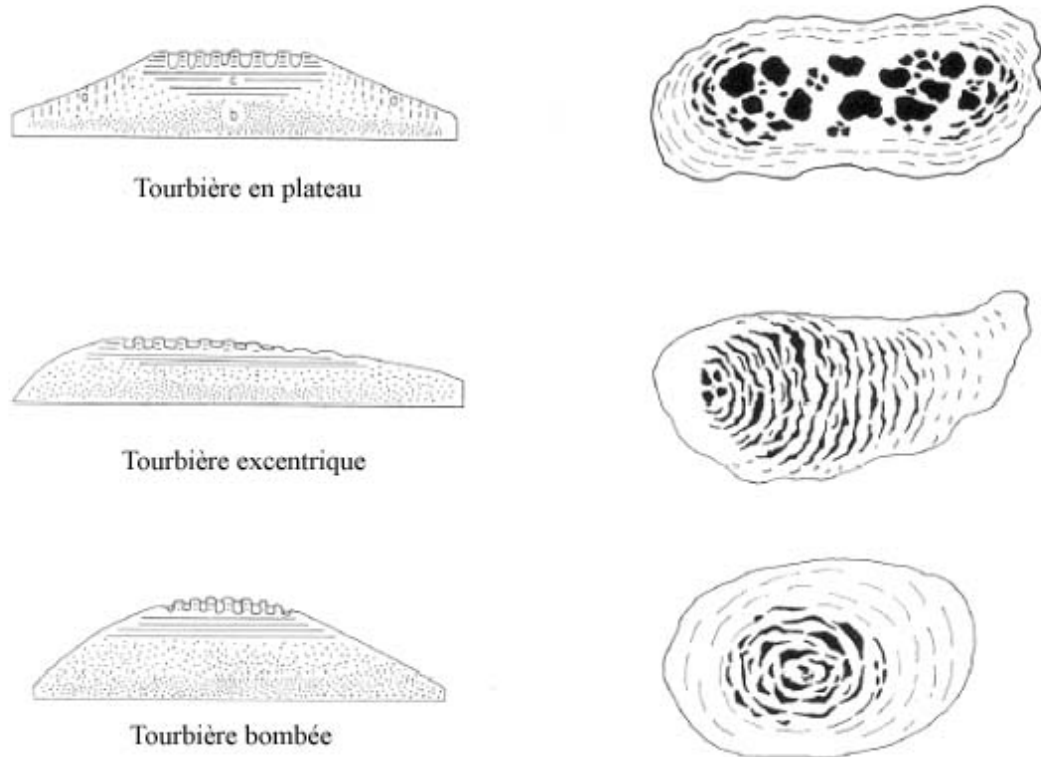


Figure 1.1 Patron de distribution des mares de trois différents types de tourbières ombrotrophes. Adaptée de (Glaser & Janssens 1986).

1) Les mares peuvent se former dans les petites dépressions, les régions planes et les cuvettes, où les plantes ont dépéri à la suite d'une élévation de la nappe phréatique. Normalement, les buttes et les dépressions ont des taux d'accumulation de tourbe semblables (Karofeld 1998). Si le taux de production dans les dépressions s'affaiblit à cause d'un surplus d'eau tandis que le taux de décomposition reste le même, les dépressions deviennent plus profondes alors que les buttes, qui ne sont pas affectées par les changements hydrologiques, gardent le même taux d'accumulation. La différence de

hauteur entre les deux s'accroît jusqu'à ce que les dépressions soient inondées toute l'année et deviennent des mares (Boatman & Armstrong 1968; Belyea & Clymo 1998).

2) Une couche dense d'algues peut se former dans les mares à sec (mud-bottom) en conséquence de la dégradation de la sphaigne, celle-ci pouvant être la conséquence de plusieurs phénomènes : le faible taux d'oxygène dans l'eau stagnante, l'impact d'algues qui recouvrent *Sphagnum cuspidatum*, une sécheresse ou une inondation (Karofeld 2001). Les algues produisent beaucoup d'oxygène par photosynthèse. Cela provoque l'oxydation de la tourbe et rend la dépression plus profonde. S'il y a inondation, cette dépression peut devenir une mare (Foster & Fritz 1987). La mare peut ensuite s'élargir grâce à l'action du vent ou de la glace, l'augmentation de la décomposition et l'herbivorie par le zooplancton (Glaser 1998).

3) Des changements climatiques altèrent le bilan hydrique des tourbières ombrotrophes et peuvent conduire à la formation de mares là où l'eau s'accumule. Cependant le bilan hydrique des tourbières ombrotrophes ne dépend pas seulement du climat, il est également largement influencé par les propriétés de l'acrotelme. Les tourbières ombrotrophes en croissance active produisent un acrotelme profond et poreux tandis que les tourbières ombrotrophes dont la croissance est ralentie produisent un acrotelme dense et moins poreux avec des couches intercalées de tourbe plus humides. Cela se traduit par un écoulement ralenti et un surplus d'eau qui peut conduire à la formation de mares dans ces tourbières (Glaser & Janssens 1986).

À la lumière de ces hypothèses, il est manifeste que les processus régissant la genèse des mares de tourbière sont complexes et se déroulent sur une longue période de temps. Ainsi, dans un contexte de restauration des différents biotopes de tourbières, les mares devront être creusées par les intervenants afin que cet habitat soit inclus dans les milieux restaurés.

1.4.2 Importance des mares de tourbière pour la biodiversité

Plusieurs études montrent que les mares augmentent la biodiversité de l'écosystème où elles se trouvent (Friday 1988; Gee *et al.* 1997; Linton & Goulder 2000; Oertli *et al.* 2002; Angélibert *et al.* 2004; Nicolet *et al.* 2004; Scheffer *et al.* 2006). Les mares de tourbière ne font pas exception à la règle, leur présence enrichit la faune et la flore de leur région.

Plusieurs espèces animales sont associées aux mares de tourbière. Ces mares abritent plusieurs insectes aquatiques autant généralistes que spécialistes (Danks & Rosenberg 1987; Standen *et al.* 1998). Cette grande variété d'invertébrés amène une grande diversité de vertébrés via les relations trophiques (Murkin & Batt 1987). Malgré leur acidité, les mares de tourbière servent également de site d'alimentation pour des grenouilles (Mazerolle 2005). Les oiseaux migrateurs les utilisent aussi comme aire de repos (Desrochers 2001). En Écosse, les réseaux de mares de tourbière constituent le lieu privilégié par le Chevalier aboyeur (*Tringa nebularia*) et le Pluvier doré (*Pluvialis apricaria*) pour se nourrir durant la saison de reproduction (Downie *et al.* 1998).

Les propriétés topographiques et hydrologiques propres aux mares n'influencent pas seulement la diversité animale, mais favorisent également le développement de communautés végétales différentes du reste de la tourbière (Guinan *et al.* 1998). À ce titre, Nordbakken (1996) a montré une forte corrélation entre le niveau de la nappe phréatique et les niches écologiques des hépatiques, des sphaignes, des lichens, des herbacées et des éricacées dans une tourbière ombrotrophe. La ségrégation des niches écologiques chez les sphaignes illustre bien ce phénomène. Les espèces de sphaignes dominant les tapis et les dépressions sont souvent restreintes à ces habitats parce que leur faible pouvoir capillaire ne leur permet pas de résister à la dessiccation comme le font les espèces occupant les buttes (Rydin 1985). Cependant, lorsque le niveau d'eau est optimal pour leur croissance, les sphaignes associées aux dépressions et aux tapis sont plus compétitives que les sphaignes de butte leur permettant de dominer ces habitats (Okland 1990; Gignac 1992). Bien que les communautés végétales spécifiques aux mares de tourbière aient été décrites dans plusieurs études (Lindsay *et al.* 1985; Poulin *et al.* 1999; Poulin *et al.* 2002), la contribution des mares de tourbière à la biodiversité n'a jamais été mesurée quantitativement.

1.4.3 Restauration des mares

Malgré l'importance des mares de tourbière pour la biodiversité, leur création lors des projets de restauration reste marginale. En fait, la restauration des tourbières est une activité récente et les restaurateurs se sont concentrés d'abord autour des objectifs à court terme soit, recréer les caractéristiques hydrologiques du milieu et rétablir un couvert de mousses

potentiellement accumulateur de tourbe. Maintenant que ces objectifs sont atteints dans les sites restaurés, on peut s'attaquer à un objectif à long terme comme la conservation de la biodiversité. À ce titre, une gamme de conditions hydrologiques devrait être créée dans les sites restaurés dans le but d'augmenter l'hétérogénéité des habitats et ainsi la biodiversité (van Duinen *et al.* 2003; Verberk *et al.* 2006). La conception de mares apparaît donc comme un excellent moyen d'accroître le nombre d'habitats dans les tourbières restaurées. D'ailleurs, au Nouveau-Brunswick, la création de mares dans les tourbières restaurées est souvent exigée par la province ou choisie comme option de restauration par le producteur de tourbe (Thibault 2005). Il est recommandé de creuser des mares d'environ 75 à 150 m² pour qu'elles soient assez grandes pour servir d'habitat faunique, de respecter une profondeur d'au moins un à deux mètres pour permettre la présence d'eau durant toute l'année, de créer une pente faible d'un côté et une pente abrupte de l'autre afin d'augmenter l'hétérogénéité de l'habitat et de choisir leur emplacement de façon à éviter d'atteindre le substrat minéral (Quinty & Rochefort 2003).

En 1999, on a créé des mares en suivant ces principes dans le site restauré de la station de recherche de Bois-des-Bel située dans la région du Bas-St-Laurent (Mazerolle *et al.* 2006). Le suivi de la restauration durant quatre années a montré que les mares artificielles avaient permis le retour d'amphibiens et d'arthropodes. Cependant, les espèces et les quantités d'amphibiens étaient différentes entre les mares artificielles et les mares naturelles. Selon les auteurs, cette différence spécifique est attribuable à la courte distance sur laquelle se déplacent les amphibiens et à l'absence de tourbière à mares à proximité du site restauré. Ainsi, les amphibiens qui ont colonisé le site provenaient de milieux humides autres que les tourbières, expliquant la présence d'espèces différentes de celles inventoriées dans les mares naturelles. De plus, les grenouilles, mieux adaptées au pH moins acide des mares artificielles, y étaient 1 à 5 fois plus abondantes que dans les mares naturelles. En outre, les arthropodes étaient de 2 à 26 fois moins abondants dans les mares artificielles que dans les mares naturelles. Toutefois, plusieurs arthropodes spécialistes des tourbières ombrotrophes avaient colonisé les mares. La faible présence des arthropodes dans les mares restaurées s'explique par le fait que la végétation n'y était pas suffisamment développée. En effet, la végétation était différente dans les mares artificielles comparativement aux mares naturelles. Bien que le couvert des éricacées hautes (> 30 cm) fût similaire entre les mares

naturelles et artificielles, le couvert d'éricacées basses (< 30 cm), celui des plantes submergées, émergentes et flottantes ainsi que celui des sphaignes étaient plus faibles pour les mares artificielles que pour les mares naturelles. L'introduction de plantes a eu peu d'effets sur la recolonisation végétale. La méthode utilisée n'était pas adéquate. Les transplants et la quantité utilisés étaient trop petits, ils ne se sont pas étendus et la majorité a même disparu. Cette expérience permet de constater que des recherches sur la restauration végétale des mares artificielles dans les tourbières restaurées sont nécessaires afin de favoriser un meilleur établissement de plantes caractéristiques des mares de tourbière naturelle.

1.5 Objectifs et hypothèses de recherche

L'objectif global de ma recherche est d'évaluer l'importance des mares de tourbière pour la diversité végétale et de développer une technique de restauration pour implanter des communautés végétales associées aux mares naturelles autour de celles créées en milieu restauré. Ainsi cette recherche se divise en deux parties principales. Le premier volet, présenté dans le chapitre deux, concerne la diversité végétale des mares de tourbière, alors que le deuxième volet, développé au chapitre trois, porte sur la restauration des mares.

Plus spécifiquement, les objectifs de recherche du deuxième chapitre sont de mesurer l'effet des mares naturelles sur la diversité végétale des tourbières ombrotrophes, de mesurer l'impact de la création de mares sans introduction végétale active sur la diversité d'une tourbière restaurée et de comparer la végétation des mares restaurées avec la végétation des mares naturelles. Le deuxième chapitre comporte trois hypothèses : 1) les mares naturelles augmentent la diversité végétale des tourbières, 2) Les espèces colonisant la berge des mares créées sont les mêmes que les espèces colonisant les habitats sans mare en milieu restauré s'il n'y a pas d'introduction végétale spécifique aux mares, et 3) la végétation typique des mares naturelles ne colonise pas les mares restaurées sans introduction végétale active.

L'objectif de recherche du troisième chapitre est de développer une technique pour introduire la végétation autour des mares restaurées. Il compte deux hypothèses : 1) *Cladopodiella fluitans*, une hépatique typique de bord de mare, peut se régénérer en

tourbière restaurée et 2) l'introduction de fragments de plantes provenant de communautés associées aux mares naturelles est efficace pour introduire de la végétation autour des mares.

Chapitre 2

Plant diversity associated with pools in natural and restored peatlands

This chapter has been published in *Mire and Peats* (2007) volume 2, article 6, <http://www.mires-and-peat.net/>. The authors are Natacha Fontaine, Monique Poulin and Line Rochefort.

2.1 Résumé

Cette étude décrit les assemblages d'espèces végétales associés aux mares des tourbières ombrotrophes. Nous avons d'abord effectué des inventaires floristiques dans six tourbières naturelles pour mesurer la contribution des mares à la diversité spécifique de ces tourbières, et ce, dans les régions où l'exploitation de la tourbe est active. Nous avons également réalisé des relevés de végétation dans une tourbière restaurée pour voir si la végétation associée aux mares s'établissait spontanément autour des mares créées lorsque seule l'approche de « transfert du tapis muscinal » sur les surfaces sèches était utilisée. Dans les tourbières naturelles, les mares augmentent la richesse en espèces de plantes. Cependant, les espèces associées aux mares naturelles sont toujours absentes des mares créées six ans après la restauration. Les espèces de milieux autres que les tourbières sont associées aux mares créées en tourbière restaurée. Pour restaurer toute la diversité spécifique associée aux tourbières, nous proposons donc d'introduire activement les espèces ou communautés de plantes associées aux mares naturelles autour des mares créées. Ces espèces incluent : *Andromeda glaucophylla*, *Cladopodiella fluitans*, *Carex limosa*, *Eriophorum virginicum*, *Rhynchospora alba* et *Sphagnum cuspidatum* pour le Nord-Est de l'Amérique du Nord. Nous soulignons de plus l'importance de préserver des tourbières naturelles avec des mares.

2.2 Abstract

This study describes plant assemblages associated with the edges of peatland pools. We conducted inventories in six natural peatlands in the province of Québec (Canada) in order to measure the contribution of pools to species diversity in climatic regions where peatlands are used for peat extraction. We also carried out vegetation surveys in a peatland that has been restored after peat extraction/harvesting to determine whether pool vegetation establishes along the edges of created pools when dry surface restoration techniques only are used. Pools enhanced plant species richness in natural peatlands. Around created pools, species associated with natural pools were still absent, and non-bog species were present, six years after restoration. On this basis, we emphasise the importance of preserving natural peatlands with pools. In order to restore fully the plant diversity associated with peatlands at harvested sites, it may be necessary to modify pool excavation techniques so that created pools resemble more closely those in natural peatlands. Active introduction of the plant species or communities associated with natural pools may also be needed; candidate species for North America include *Andromeda glaucophylla*, *Cladopodiella fluitans*, *Carex limosa*, *Eriophorum virginicum*, *Rhynchospora alba* and *Sphagnum cuspidatum*.

2.3 Introduction

Because of the importance of species diversity for ecosystem functions, the preservation of biodiversity is one of the major long-term goals of ecological restoration (SERi 2004). Creating environmental heterogeneity in restored sites should increase their biodiversity. Although experimental trials or monitoring surveys on habitat heterogeneity in restored habitats are scarce, habitat and environmental heterogeneity has been shown to increase biodiversity in several natural ecosystems (MacArthur & MacArthur 1961; Palmer 1992; Lundholm & Larson 2003; Steiner & Kohler 2003; Statzner & Moss 2004; Dufour *et al.* 2006). Specifically for peatlands, Glaser (1992) found that one of the most important environmental factors for vascular plant richness in the raised bogs of eastern North America was the number of habitats occurring along the wet-to-dry microtopographic gradient of pools, hollows and hummocks; whilst Vitt *et al.* (1995) showed that bryophyte diversity in the peatlands of continental western Canada was generally correlated with habitat diversity. A positive relationship between species diversity and the number of

microhabitats has also been shown for birds (Calmé & Desrochers 1999) and macroinvertebrates (Smits *et al.* 2002).

Pool micro-habitats are regarded as hotspots for biodiversity in peatlands. Both generalist and specialist aquatic insects are found here (Danks & Rosenberg 1987; Standen *et al.* 1998), and the intrinsic variety of aquatic invertebrates supports vertebrate diversity *via* trophic links (Murkin & Batt 1987). Despite their acidity, peatland pools are used as foraging sites by amphibians, especially in summer (Mazerolle 2005). They also serve as resting areas for migratory birds (Desrochers 2001) and have been described as the most important feeding areas for greenshank (*Tringa nebularia*) and golden plover (*Pluvialis apricaria*) during the breeding season (Downie *et al.* 1998). It is generally assumed that the topographical and hydrological characteristics of peatland pools influence not only faunal diversity, but also floral diversity. And yet, even though specific plant communities have been described for pool margins (Lindsay *et al.* 1985; Guinan *et al.* 1998; Poulin *et al.* 1999; Poulin *et al.* 2002), the contribution of pools to plant diversity has never been quantified.

Despite the significance of pools for biodiversity, their creation has seldom been included in peatland restoration projects. In Europe, bog restoration usually involves the re-wetting of peat surfaces, and in some cases this has resulted in the development of *Sphagnum* vegetation or the formation of floating rafts with typical hummock-hollow vegetation (Lamers *et al.* 2002). In North America, efforts have been devoted to the re-establishment of suitable hydrological conditions and the accumulation of plant biomass over extensive flat surfaces (Rocheffort *et al.* 2003). However, these restoration measures create homogeneous surfaces that do not allow return of the full array of faunal diversity typical of raised bog (van Duinen *et al.* 2003). Verberk *et al.* (2006) recommended that a variety of hydrological conditions should be created in restored sites in order to enhance environmental heterogeneity. The creation of pools would be an efficient means for promoting diverse hydrological conditions in the restoration of dry harvested peatland surfaces. Pools were created on one restored site in Canada, but four years after their establishment, the created pools still differed from natural ones (Mazerolle *et al.* 2006). Amphibian tadpoles were 1–5 times more abundant and arthropods 2–26 times less

abundant in created pools than in natural ones, although several bog specialist arthropods had colonised the created pools. The dominant plant species also differed between the two types of pools and the cover of most vegetation strata was lower in created pools.

As the establishment of vegetation around created pools was unsuccessful in preliminary trials, the development of restoration techniques for pool vegetation appears to be important (Mazerolle *et al.* 2006). However, the preliminary trials were very modest, and natural recolonisation of created pools has never been assessed quantitatively. In order to define appropriate goals for pool restoration, a better understanding of the contribution of pools to plant diversity in natural and restored peatlands is required. We investigated the contribution of pools to natural peatland plant diversity by comparing the vegetation around pools with the vegetation of peatland expanses. To determine whether active plant introduction is needed to restore vegetation around pools in extracted peatlands, we compared plant diversity and vegetation assemblages between natural pools and created pools. For the same purpose, we also estimated how restored pools increase plant diversity within restored peatlands. In the research reported in this paper, three hypotheses are tested, namely: 1) pools increase vegetation diversity in natural peatlands; 2) vegetation diversity around created pools in restored peatlands is similar to vegetation diversity in non-pool habitats; and 3) vegetation diversity around created pools differs from vegetation diversity around natural pools.

2.4 Methods

2.4.1 Vegetation survey in natural peatlands

2.4.1.1 Site description

We surveyed six natural peatlands in the Low Boreal and Eastern Temperate wetland regions of Canada (Natural Resources Canada 2006; Figure 2.1). Annual precipitation ranges from 887 mm to 1170 mm and mean annual temperature from 1.5°C to 4.7°C across the sites, and the surveyed peatlands are surrounded by forested or agricultural landscapes with a small fraction of urban land (Table 2.1). All of them are ombrotrophic and therefore dominated by *Sphagnum* mosses. These peatlands were chosen because they were

characterised by pools and because they represent the range of bog vegetation for the main peat harvesting regions of southern Québec.

2.4.1.2 Sampling

For each peatland, the vegetation cover was evaluated in 60 circular quadrats of area 0.5 m^2 . Half of the quadrats were located at pool margins and the other half on two transects at least 25 m distant from pools. Natural pools in southeast Canadian peatlands are normally between 1 and 100 m^2 in area (Peatland Ecology Research Group (PERG) unpublished data). The average dimensions of the surveyed pools were 60 m^2 in area and 1 m deep. A sinuous transect was established from aerial photography to follow the margins of adjoining pools and to cover a large number of pools. Pool quadrats were recorded every 20 m. Each quadrat was placed so that 80% of the sample was adjacent to open water and 20% was in the water to ensure that aquatic vegetation was included. The pool margins were sometimes forested but tree cover never exceeded 50%. We therefore chose to confine the two non-pool transects to open habitats (i.e. with less than 50% tree cover) to make them comparable with the pool quadrats. These two transects were located, again using aerial photographs, to represent the range of open habitats present. Two types of open habitats were distinguished, namely 'pure herbaceous zones' and 'shrub zones with scattered herbs, larches, and/or spruces'. For the two peatlands (Rivière Ouelle and L'Ascension) with only one open habitat type, the two transects were placed in two different locations but in the same habitat. Quadrats were again placed at 20 m intervals on each transect. For all quadrats, species cover was evaluated to the nearest 2% for vascular plants, mosses and lichens.

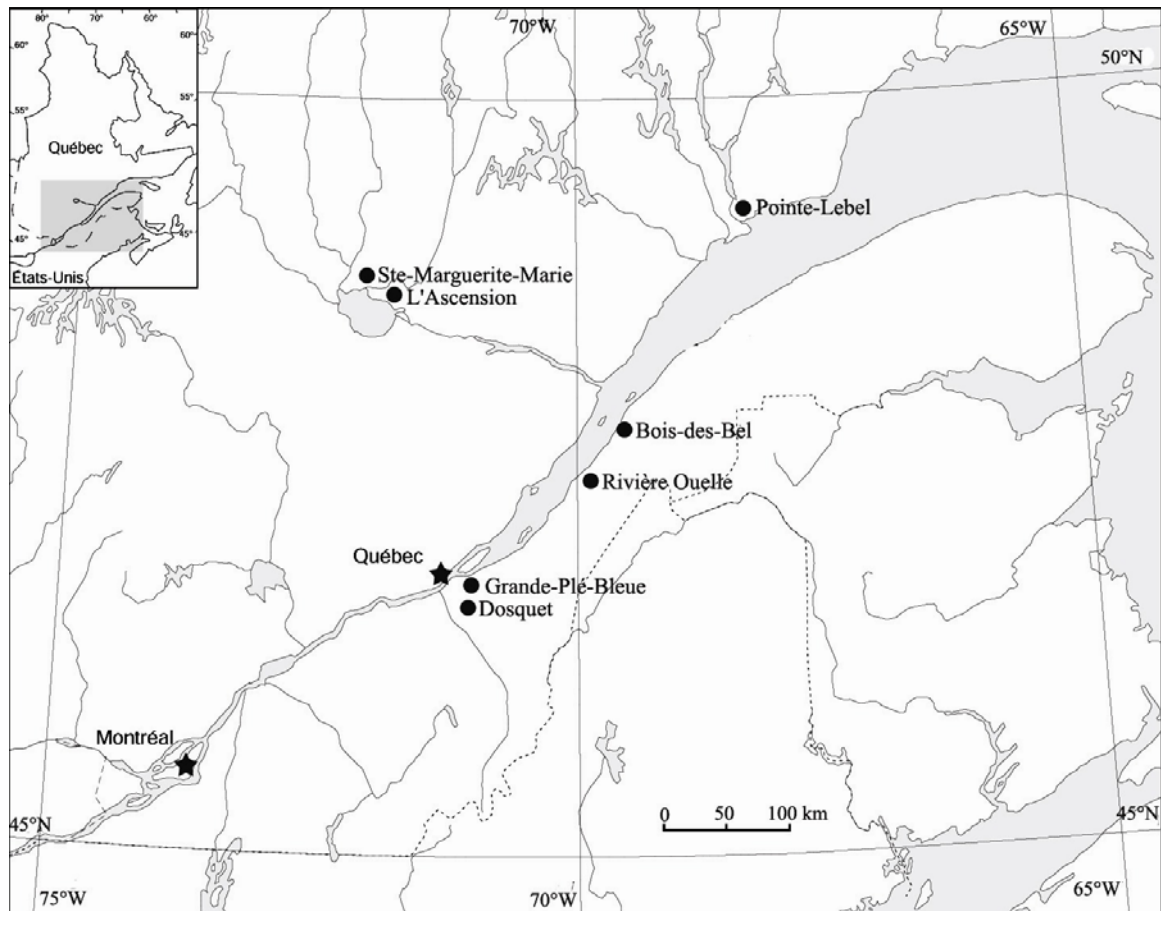


Figure 2.1 Localisation of the six natural peatlands as well as the restored peatland (Bois-des-Bel) surveyed in Québec, Canada

Table 2.1 Observed climatic norms for temperature and precipitation, and surrounding landscape types, for the surveyed peatlands.

Peatlands	Precipitations (mm)	Temperature (°C)			Landscape (%)		
		Year	Jan	Jul	Forested	Urban	Agricultural
Ste-Marguerite-Marie, L'Ascension	887	2.3	-16	18.2	54	1	44
Pointe-Lebel	1014	1.5	-14	14.5	96	3	1
Grande-Plé-Bleue, Rivière Ouelle	1170	4.7	-11.9	19.6	27	4	69
Dosquet	1170	4.7	-11.9	19.6	60	1	39
Bois-des-Bel	962.9	3.2	-12.6	17.8	30	3	67

Sources :Precipitation and temperature (Environment Canada 2006);Landscape types (Robitaille & Saucier 1998).

2.4.2 Vegetation survey in the restored peatland

2.4.2.1 Site description

Bois-des-Bel (BDB) peatland is located in southern Québec (47° 58' N, 69° 26' E; Figure 2.1; Table 2.1). The whole peatland covers 189 ha, of which 11.5 ha were harvested for horticultural peat from 1972 to 1980. When peat harvesting activities ceased, a 2 m thick layer of peat remained. A vegetation survey conducted in 1995, 15 years after harvesting ended, revealed that the vegetation was still very sparse due to the harsh environmental conditions typical of abandoned sites (Poulin *et al.* 2005). The cover of the different vegetation strata was less than 5% and *Sphagnum* had not recolonised. Restoration of 8.4 ha of the site was initiated in 1999 in collaboration with the peat industry (PERG undated; Figure 2.2). The site was levelled to eliminate smallscale microtopography, peat berms were constructed perpendicular to the topographic gradient, plants were collected from a natural bog and spread as fragments on the peatland surface as a restoration measure, a straw mulch was added to protect the plant fragments from desiccation, the drainage ditches were blocked to retain water, and finally a light dressing of phosphorus fertiliser was applied to promote plant establishment. A zone of 3.1 ha was not restored. This zone consisted of three peat fields, one of which serves as a buffer zone between the rewetted and the non-rewetted areas (Figure 2.2). In an effort to increase site biodiversity and to restore past regional pool diversity, eight pools (6 x 12 m) were dug to a maximum depth of 1.2 m and were shaped with both a shallow and a steep bank to represent the natural variability of pool topography (Figure 2.3). With a residual peat deposit of two metres, pool bottoms were characteristically peaty, and no mineral soil or deep minerotrophic peat was exposed when digging them. However, Lavoie *et al.* (2001) showed that the transition from fen to bog peat is at 1 m depth in the peat profile. Pool bottoms may thus be close to the fen-bog transition that occurred during development of the peatland. Between 2000 and 2006, mean water pH for pools at Bois-des-Bel was 4.53 (\pm 0.55; PERG unpublished data). During restoration, a paired design was used in which vegetation was introduced around four pools in 2000 and no introductions were made at the four other pools.

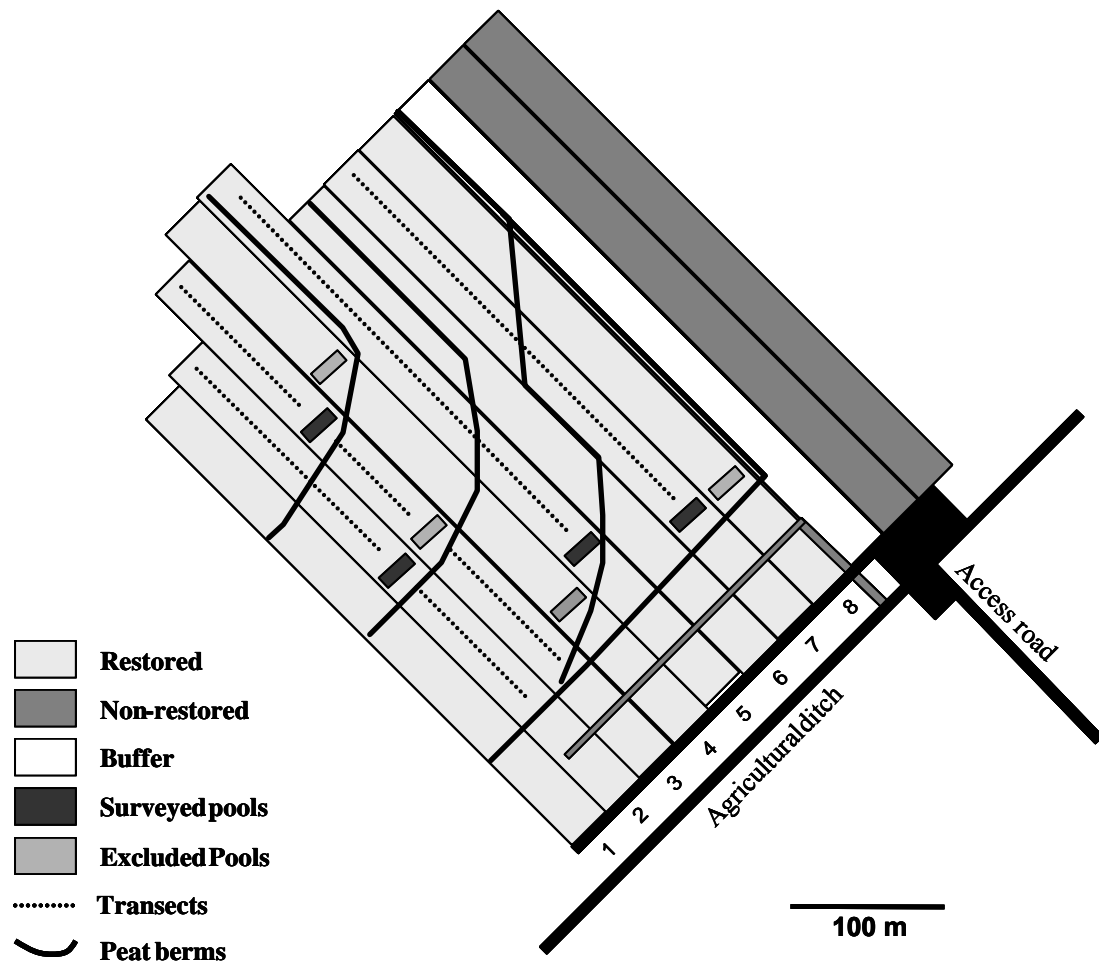


Figure 2.2 Schematic map of the Bois-des-Bel (BDB) restored peatland, showing the locations of the four surveyed pools and the four vegetation survey transects.



Figure 2.3 A natural pool (above) and a restored pool (below).

2.4.2.2 Sampling

Vegetation surveys were conducted around created pools to test whether the re-establishment of pool physical characteristics alone was sufficient for the re-establishment of typical pool vegetation through natural recolonisation. To avoid any sampling bias resulting from plant introduction trials, we chose to survey only the four pools where no interventions were made even though the reintroductions were not effective (Mazerolle *et al.* 2006). The vegetation of these four pools was surveyed using 12 circular quadrats of 0.5 m². For comparison, the vegetation was also surveyed along four transects located at least 25 m from pools on the same four peat fields (Figure 2.2). Twelve randomly located quadrats were surveyed for each transect. For all quadrats, species cover was evaluated to the nearest 2% for vascular plants, mosses and lichens.

2.4.3 Data analyses

We used species richness as a measure of diversity and compared it between: 1) natural areas with and without pools, 2) restored areas with and without pools, and 3) natural pools and created pools. We used Student's T test to test the significance of these comparisons. Statistical analyses were conducted in SAS software version 8 (SAS Institute 1999-2001).

To assess changes in species diversity among habitats we calculated β -diversity (species turnover between sites) using the method of Harrison *et al.* (1992). We used the following formula:

$$\beta = \left\{ \left(\frac{S}{\bar{\alpha}} \right) - 1 \right\} / (N - 1) \times 100$$

where S = the total number of species recorded, α = mean α -diversity (species richness) for all sites, and N = the number of sites. Values of β range from 0 (no turnover) to 100 (every sample has a unique set of species; (Magurran 2004). Three β -diversity calculations were carried out. The first one included pool quadrats and non-pool quadrats in natural peatlands, the second one included pool quadrats and non-pool quadrats in the restored peatland, and the third one included pool quadrats in natural and restored peatlands. The average species richness for natural pools is based on six peatlands with several surveyed pools for each, while the average species richness for created pools results from a survey conducted around four pools within a single site. We surveyed only one restored site with pools because there

is no other restored site with created pools in eastern Canada. This makes the comparison of species richness between natural and created pools conservative because the latter were likely to show lower species richness owing to their location within the same site. For β -diversity measurements, this unbalanced design should not affect the outcome of our study as species did not vary much between the natural peatlands despite the large geographical distances between sites. In fact, few species were restricted geographically. The main differences amongst sites were expressed in terms of species abundance, which was not used for β -diversity calculations.

To assess the influence of pools on plant species composition for both restored and natural peatlands, we conducted two redundancy analyses (RDA) with Hellinger transformed species data, one for natural and one for restored peatlands. This transformation is recommended for RDA, which is a Euclidean based analysis, as community composition data contain many zero values (Legendre & Gallagher 2001). The presence or absence of pools was used as the only constraining variable and thus only the first axis of the RDA was constrained. Sites were included as covariables in order to partition out variation associated with site location because the location of the site, with its own climate and local setting, may influence species composition. The analysis thus showed the responses of species to pools alone. We conducted a third RDA analysis with Hellinger transformed species data to assess the variation in species composition around pools associated with the sites per se. For this analysis, sites were treated as if they were environmental variables and only pool quadrats from both restored and natural sites were included. All RDA analyses were conducted using CANOCO for Windows, version 4.0 (ter Braak & Smilauer 1998) and the significance of the environmental variables was tested with the Monte Carlo re-sampling procedure (999 permutations under the reduced model).

2.5 Results

The analysis of species diversity allowed us to evaluate the role of pools in increasing the number of species present in both natural and restored peatlands. Pools significantly increased species richness in both natural and restored peatlands ($P < 0.01$; Table 2.2; Appendix 2.2). Natural peatlands had an average of 35 species and this figure dropped to 24 when data from pool quadrats were omitted. The same pattern was found in the restored

peatland, here there was an average of 34 species per peat field when all quadrats were considered and this number dropped to 27 when pool quadrats were excluded. Created pools and natural pools showed a similar species richness of 24 species. However, the high β -diversity between natural and restored pools ($\beta_p = 54$; Table 2.2) indicates a high species turnover between these two habitats, and thus that their species assemblages differed greatly. The β -diversity within natural peatlands including pools and non-pool areas was lower ($\beta_p = 32.6$; Table 2.2) than between natural and restored pools, which indicates that species assemblages in pool and non-pool areas in natural peatlands had more species in common than did the species assemblages of natural and restored pools. Habitats within the restored peatland were the most similar, as indicated by the lowest β -diversity ($\beta_r = 23.8$; Table 2.2). This implies that although pools increased the species diversity of the restored site, the species assemblages of pool and non-pool samples within the restored site had many species in common.

Table 2.2 Values of species richness (\pm SD) for all quadrats sampled in the six natural peatlands and one restored site as well as for non-pool quadrats and pool quadrats in the same sites. Values of β -diversity, which indicates species turnover amongst habitats, are shown for different pairs of habitats (β_n : pool and non-pool habitats in natural peatlands; β_r : pool and non-pool habitats in the restored peatland; β_p : pools in natural and restored peatlands).

	N*	Quadrats/N**	All quadrats	Non-pool quadrats	Pool quadrats	
Natural	6	60	34.8 (3.4)	24.0 (2.8)	24.0 (3.0)	$\beta_n = 32.6$
Restored	4	24	34.0 (1.8)	27.3 (2.2)	24.0 (5.6)	$\beta_r = 23.8$
						$\beta_p = 54.0$

* For natural sites $N = 6$ peatlands; for the restored site $N = 4$ peat fields within the same peatland.

** 60 quadrats were recorded in each natural site (30 around pools and 30 distant from pools) and 24 quadrats were surveyed on each restored peat field (12 around pools and 12 distant from pools).

The ordinations indicate that the presence of pools explained 16.3% of the variation in species distribution in natural peatlands ($P < 0.01$; Figure 2.4). Some species, such as the bryophytes *Cladopodiella fluitans* and *Sphagnum cuspidatum* and the cyperaceous species *Carex limosa* and *Rhynchospora alba*, were associated with pools. Others, for example the ericaceous species *Kalmia angustifolia* and *Rhododendron groenlandicum* and the moss *Sphagnum fuscum*, were found mostly in open habitats distant from pools. Factors affecting the distributions of *Sphagnum rubellum* and *Sphagnum magellanicum* appear not to have been measured in this study since these two species are placed vertically, more or less parallel with the second axis of the ordination, which represented 11.6% of the variation in plant distribution.

The presence of pools in the restored peatland was as important as their presence in natural peatlands in explaining the variation in species distribution, as it accounted for 16.4% of the plant species distribution ($P < 0.01$; Figure 2.5). Only *Typha latifolia*, a species that does not grow in natural bogs, was associated with pools. The peatland species *Chamaedaphne calyculata*, *Eriophorum vaginatum*, *Polytrichum strictum* and *Rhododendron groenlandicum* were more abundant in non-pool areas. Other species like *Drosera rotundifolia*, *Lophozia incisa*, *Mylia anomala*, *Sphagnum fuscum*, *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum rubellum*, *Vaccinium angustifolium* and *Vaccinium oxycoccus* were less influenced by pools and thus had a broader spatial distribution within the restored peatland. Because *T. latifolia* was remarkably abundant in created pools (69% occurrence; Appendix 2.1; Figure 2.3), we removed this species from the data set and ran the same RDA again to see whether *T. latifolia* was the main factor explaining the differences in species assemblages between pool and non-pool quadrats at the restored site. Without *T. latifolia*, the presence of created pools still explained 12.4% of the variation within the vegetation of the restored site. Since no particular species seemed to be associated with pools, species abundances and frequencies rather than the species themselves were affected by the presence of pools in the restored site. Pools thus exert a quantitative rather than a qualitative influence on species occurrence at the restored site.

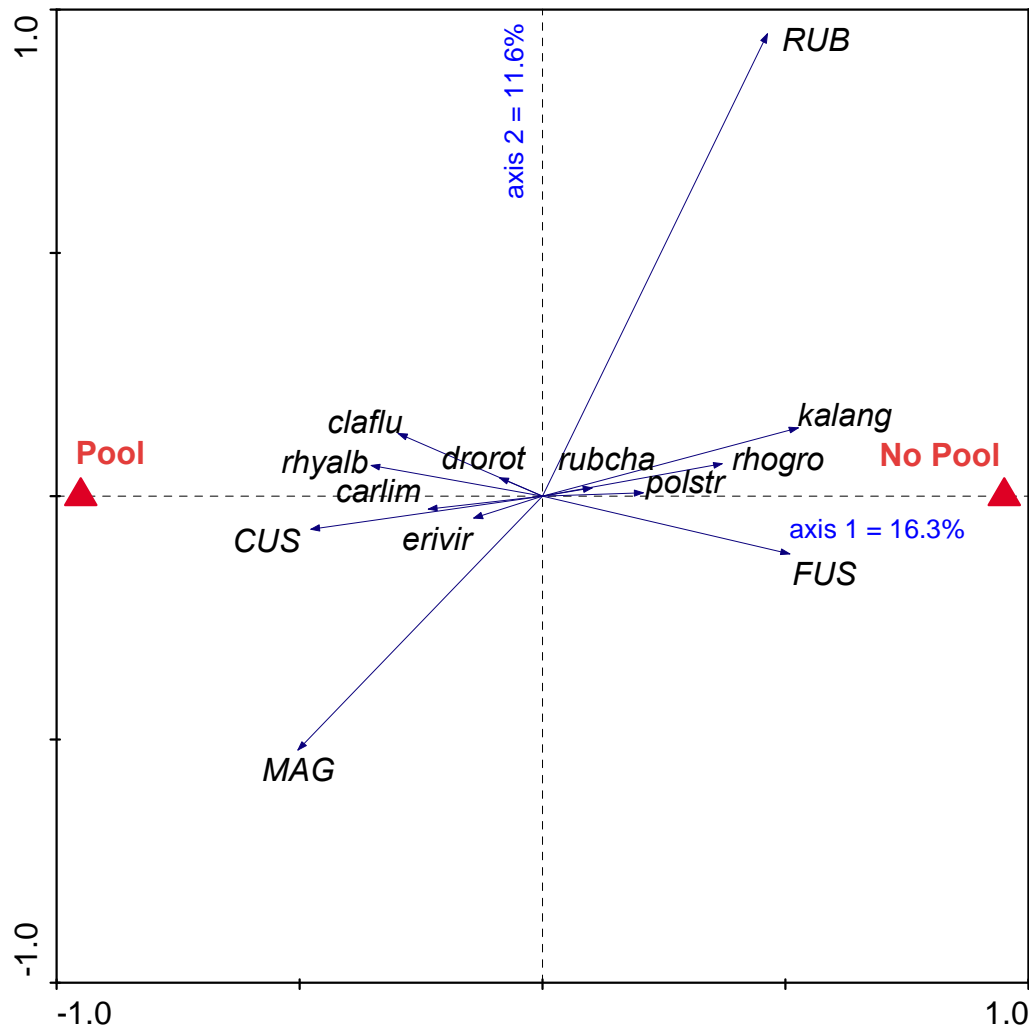


Figure 2.4 RDA of the species distribution in relation with the presence of pools in natural peatlands. Only species with a species fit higher than 10% were included in the presentation of results. See Appendix 2.1 for species codes.

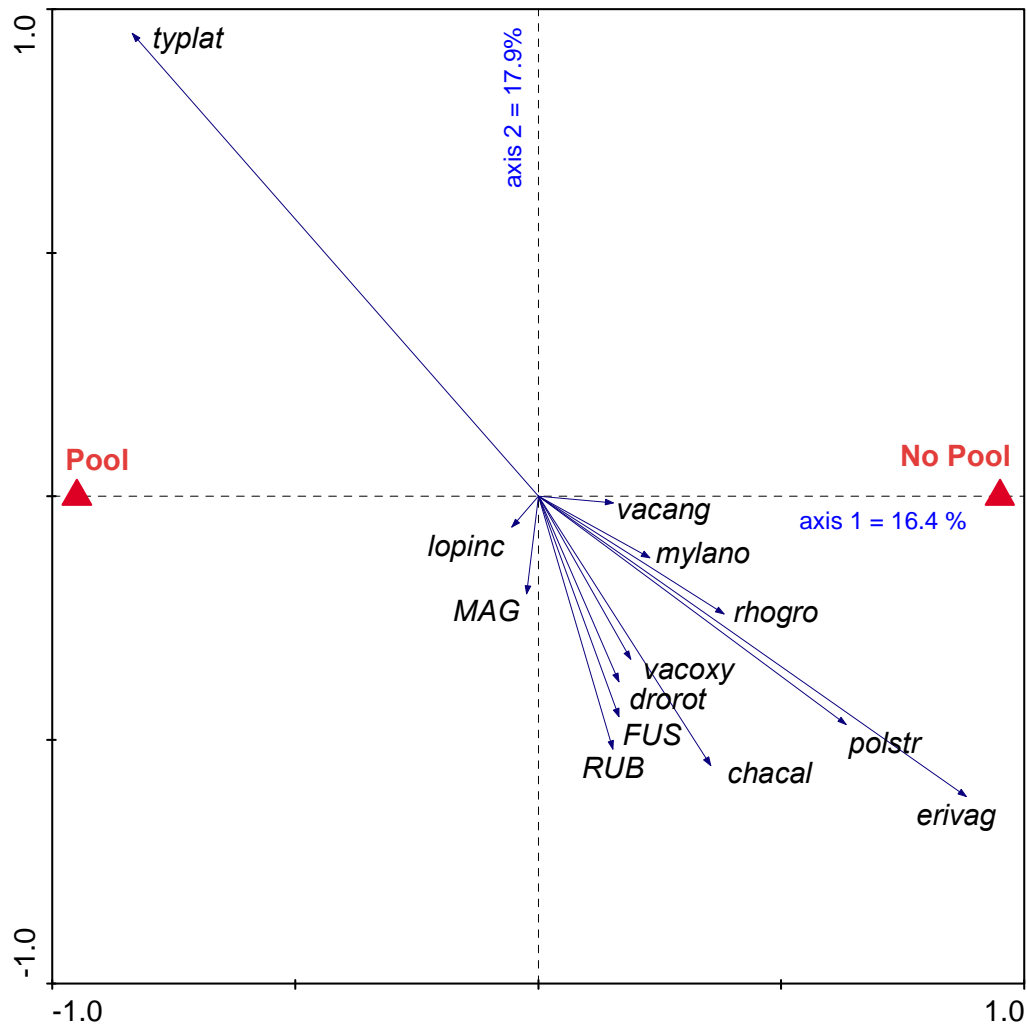


Figure 2.5 RDA of the species distribution in relation with pools in a restored peatland (Bois-des-Bel). Only species with a species fit higher than 10% were included in the presentation of results. See Appendix 2.1 for species codes.

The third RDA was conducted to compare sites on the basis of the vegetation found around pools (Figure 2.6). The plant composition of pools varied significantly between sites ($P < 0.01$). Despite the great regional variation of pool plant diversity between sites, the Bois-des-Bel (BDB) restored site was well separated from natural peatlands in the ordination. Even the centroid for Rivière Ouelle (RO), a geographically close site to BDB (Figure 2.1), was distant from BDB's centroid on the ordination biplot. The species assemblages of created pools thus differed from species assemblages found around natural pools, although the latter were variable in their own right.

2.6 Discussion

The presence of pools was an important factor in explaining the variation of species distribution in natural peatlands. Some species grew around pools and nowhere else, for example *Drosera anglica*, *Drosera intermedia*, *Nuphar lutea* ssp. *variegata*, *Rhynchospora alba*, *Sphagnum cuspidatum*, *Utricularia cornuta*, *Vaccinium macrocarpon*, and *Warnstorfia fluitans* (Appendix 2.1). Pools thus increased the species richness of natural sites, and this was reflected by the high β -diversity between areas with and without pools. Some other species were not found exclusively around pools but their occurrence was much higher around pools than in other areas of open peatland; these included *Andromeda glaucophylla*, *Carex limosa*, *Cladopodiella fluitans*, *Drosera rotundifolia*, *Eriophorum virginicum*, *Sphagnum fallax*, and *S. papillosum* (Appendix 2.1). Therefore, pools provide suitable conditions for plants that are not widespread elsewhere in peatlands. These results are in agreement with other studies on species diversity of ponds in different ecosystems. Palmer *et al.* (1992) have suggested that ponds contribute significantly to wetland plant diversity in Great Britain, whilst William *et al.* (2004) have shown that ponds and other small water bodies can contribute significantly to regional plant diversity in agricultural landscapes. For peatlands, Lindsay *et al.* (1985) found that particular species are associated with different types of pools in Britain. Our results also corroborate previous Canadian peatland studies. In their study on the reliability of satellite imagery for defining peatland vegetation diversity, Poulin *et al.* (2002) showed that *C. fluitans*, *D. rotundifolia*, *Nuphar lutea* ssp. *variegata*, *R. alba*, *S. cuspidatum* and *U. cornuta* were associated with pools on natural peatlands in Southern Québec. Mazerolle *et al.* (2006) published a list of dominant

species for natural pools in eastern New Brunswick that includes several species associated with pools in the present study. These two studies were rather descriptive, however, and were not designed specifically to quantify the contribution of pools to peatland plant diversity by directly comparing areas with and without pools. From our study, it becomes obvious that pools play a major role in increasing plant diversity in peatlands.

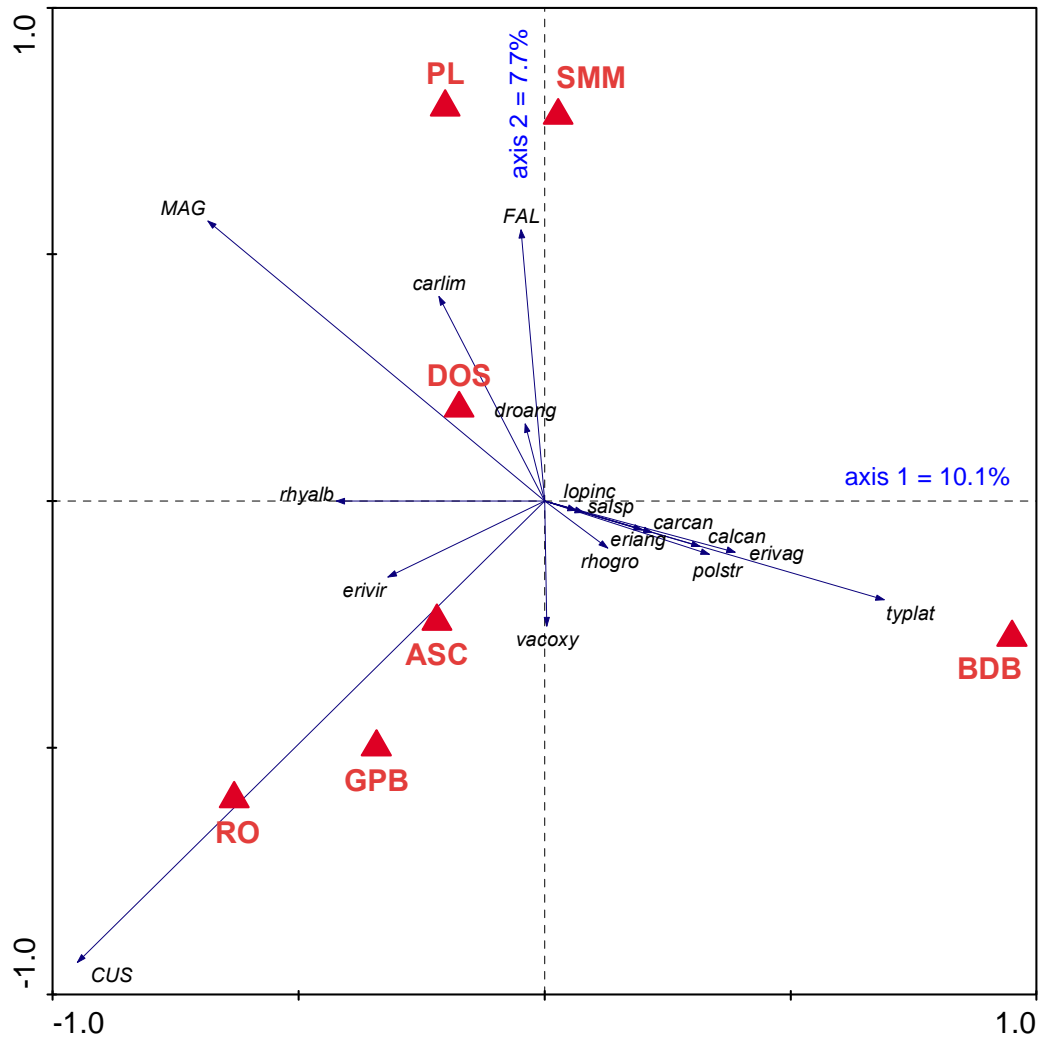


Figure 2.6 RDA of the pool vegetation of natural peatlands (Pointe-Lebel = PL, Ste-Marguerite-Marie = SMM, Dosquet = DOS, L'Ascension = ASC, Grande-Plé-Bleue = GPB, Rivière Ouelle= RO) and the restored peatland (Bois-des-Bel = BDB). Only species with a species fit higher than 10% were included in the presentation of results. See Table 2.1 for site characteristics and Appendix 2.1 for species codes.

For the restored peatland, both the relatively low β -diversity and the ordination indicated that areas with and without pools shared many species. This is not surprising because the same restoration technique was applied uniformly over the site (PERG unpublished data). However, as in natural peatlands, the presence of pools was still an important contributory factor to variation in species distribution. Some species were associated with created pools so that the species richness of the site was higher when quadrats placed around pools were considered. Yet an increase in species diversity associated with the presence of pools does not necessarily mean that restoration has been successful. For that, the restored ecosystem must show species assemblages and community structure similar to those of the reference ecosystem (SERi 2004). At the Bois-des-Bel restored site, the vegetation around created pools included both peatland and non-peatland species that established following the restoration of flat, dry areas. The species that grew only or mostly around created pools were not peatland plants (*Carex canescens*, *Juncus brevicaudatus*, *Lophozia incisa*, *Lycopus uniflorus*, *Salix sp.*, and *Typha latifolia*; Appendix 2.1). Although most of these species were too rare or their distributions too variable to stand out in the ordination, pools were clearly characterised by high abundance of *Typha latifolia*. This very competitive species is not associated with bogs but forms monotypic stands in areas of shallow open water (Grace & Wetzel 1981) leading to low vegetation diversity (McNaughton 1968; Drexler & Bedford 2002). It follows that *T. latifolia* might compete with peatland species to colonise created pools at Bois-des-Bel. Its presence could in turn have an impact on the hydrological characteristics of created pools as the quality and quantity of the vegetation cover usually influences the physical and chemical characteristics of ponds (Angélibert *et al.* 2004). Conversely, the pool characteristics at Bois-des-Bel could themselves be an ecological filter limiting plant establishment. Peat areas near the steep banks of the pools may have been elevated slightly when peat was scooped out to form the pools, even though it was spread as uniformly as possible. This effect may explain the differences in species frequency between pool and non-pool samples from the restored site, a suggestion that is supported by the fact that bog species associated with drier microsites, like *Sphagnum fuscum*, were more common around pools than elsewhere. Also, the pH of water in created pools was higher than that of natural pools (Mazerolle *et al.* 2006). The mean water pH for pools at BDB (4.53 ± 0.55 for the years 2000 to 2006; PERG unpublished data),

corresponds to the highest 1% of the pH of natural bog pools (Mazerolle *et al.* 2006). This could also have hampered the establishment of bog plants and promoted the occurrence of non-peatland species.

Non-peatland species may disappear with time as they are not adapted to peatland conditions. In particular, as *T. latifolia* is not adapted to acidic environments which are nutrient poor (Brix *et al.* 2002), it should decrease in abundance with time as *Sphagnum* mats develop. Indeed, *Sphagnum* is known to be a key ecosystem engineer that acidifies the ecosystem due to its high ion exchange capacity (Clymo 1964). Since 1999, the occurrence of *Sphagnum* at the site has increased steadily to 55% in 2005 and some *Sphagnum* cushions are now up to 20 cm thick (PERG unpublished data).

The high β -diversity between natural and created pools indicates that their vegetation communities are quite different from one another. After six years of restoration, only four species that grow exclusively or mostly in natural pools were found in created pools, namely *Sphagnum cuspidatum*, *S. fallax*, *S. papillosum* and *Drosera rotundifolia* (Appendix 2.1). *Sphagnum* species were found in very few samples (between 2% and 8% occurrence) whereas *D. rotundifolia* was present everywhere in the restored peatland, with a higher percentage occurrence in non-pool quadrats than in pool quadrats. Other species associated with natural pools were absent from created pools, irrespective of whether they were common or rare in natural pools. These results were predictable as there is no seed bank in mined peatlands to facilitate rapid plant colonisation (Salonen 1987; Huopainen *et al.* 1998; Huopainen *et al.* 2001). Moreover, there are no pools at the donor site where the plant fragments that were spread at Bois-des-Bel were collected. Nonetheless, spores and seeds from natural peatlands could colonise created pools, as peatland mosses and shrubs have high dispersion potential (Campbell *et al.* 2003; Sundberg *et al.* 2006). However, the time since restoration is probably too short for plant propagules to have colonised created pools and, moreover, the closest and second closest bog pools are located 40 and 70 km, respectively, from the study site. In fact, BDB is located within a region where peatlands have been either lost or greatly disturbed through peat mining, forestry and agricultural activities (Pellerin 2003). Thus, limitation of natural sources of plant

propagules for species associated with peatland pools may greatly impede the natural colonisation of created pools.

2.7 Conclusion

Our study emphasised the importance of pools for preserving peatland plant diversity. As restoration techniques for pools have not yet been developed, the most reliable way to preserve plant species associated with pools would be to protect peatlands with pools from industrial activities. Our study has shown that, when pools are created in mined peatlands, natural pool vegetation does not return within six years. This may be due to unfavourable physical and chemical attributes of the created pools, which may or may not diminish with time; but propagule availability is another potential issue. One approach to reducing the problem would be through altering the method used for creating pools so that they physically resemble more closely pools in natural peatlands. However, active plant introduction may also be needed to promote the establishment of species associated with pools. *Andromeda glaucophylla*, *Cladopodiella fluitans*, *Carex limosa*, *Eriophorum virginicum*, *Rhynchospora alba* and *Sphagnum cuspidatum* would be good target species since they are associated with and common in natural peatland pools and they do not seem to colonise created pools spontaneously. These species could be introduced as mixtures in order to re-create pool edge habitat, which would be consistent with the coarse filter approach of Noss (1987). Additional species that would be of high interest as fine filters owing to their rarity and their strict association with pools are *Drosera intermedia*, *D. anglica*, *Nuphar variegatum*, *Sphagnum papillosum*, *Utricularia cornuta* and *Vaccinium macrocarpon*. We restricted our survey to bogs because this is the type of peatland that is mined for horticultural peat in Québec and for which restoration techniques are now available. However, a number of abandoned peatlands and sectors of peatland complexes contain minerotrophic peat, and restoration approaches are currently being developed for these. As pools or flarks also occur in fens, the restoration of abandoned peatlands with minerotrophic peat may also benefit from interest regarding pool restoration.

2.8 Acknowledgements

The authors wish to thank G. Caisse, E. Chatel, G. Lambert and M. Lemieux for field assistance. We are also grateful to R. Andersen, S. Boudreau, M. Graf, C. Lavoie and two

anonymous reviewers for providing valuable comments on earlier versions of the manuscript, and to G. Ayotte and D. Bastien for the identification of some plants. This work was supported by the NSERC's Industrial Research Chair in Peatland Management. The Chair benefits from the following industrial partners: Canadian *Sphagnum* Peat Moss Association, ASB Greenworld Ltd., Cie de Tourbe Fafard ltée, Fafard et frères ltée., La Mousse acadienne (1979) ltée., Les Tourbes Nirom Peat Moss inc., Les Tourbières Berger inc., Modugno-Hortibec, Premier Horticulture ltée., Sun Gro Horticulture inc., Tourbières Lambert inc., Ministère des ressources naturelles du Nouveau-Brunswick. N. Fontaine benefited from a NSERC scholarship.

2.9 Appendix 2.1

List of species and their percentage occurrence in quadrats around pools and distant from pools in six natural and one restored peatlands. Species are ordered according to their occurrence around natural pools in order to aid interpretation. Species in bold type are those mentioned in the text and shown in the Figures.

Code	Species	Nat. pools	Nat. no pool	Rest. pools	Rest. no pool
	Number of Quadrats	180	180	48	48
chacal	<i>Chamaedaphne calyculata</i> (L.) Moench	71	86	58	92
rhyalb	<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl.	69	0	0	0
MAG	<i>Sphagnum magellanicum</i> Brid.	69	46	56	71
vacoxy	<i>Vaccinium oxycoccos</i> L.	54	72	50	83
CUS	<i>Sphagnum cuspidatum</i> Ehrh. ex Hoffm.	51	0	2	0
RUB	<i>Sphagnum rubellum</i> Wils.	50	82	85	100
carlim	<i>Carex limosa</i> L.	46	1	0	0
erivir	<i>Eriophorum virginicum</i> L.	46	11	0	0
drorot	<i>Drosera rotundifolia</i> L.	36	9	46	85
andgla	<i>Andromeda polifolia</i> L. var. <i>glaucophylla</i> (Link) DC.	30	12	0	0
claflu	<i>Cladopodiella fluitans</i> (Nees) H. Buch	30	1	0	0
FAL	<i>Sphagnum fallax</i> (Klinggr.) Klinggr.	25	9	8	0
sarpur	<i>Sarracenia purpurea</i> L.	19	10	10	19
kalang	<i>Kalmia angustifolia</i> L.	16	82	10	42
kalpol	<i>Kalmia polifolia</i> Wangenh.	16	51	0	8
PAP	<i>Sphagnum papillosum</i> Lindb.	14	1	2	0
drint	<i>Drosera intermedia</i> Hayne	13	0	0	0
droang	<i>Drosera anglica</i> Huds.	12	0	0	0
FUS	<i>Sphagnum fuscum</i> (Schimp.) Klinggr.	11	59	71	42
nuplut	<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm. ssp. <i>variegata</i> (Dur.) E.O. Beal	11	0	0	0
warflu	<i>Warnstorfia fluitans</i> (Hedw.) Loeske	9	0	0	2

rhogro	<i>Rhododendron groenlandicum</i> (Oeder) K.A. Kron & Judd	7	77	29	90
caroli	<i>Carex oligosperma</i> Michx.	6	16	0	0
utrcor	<i>Utricularia cornuta</i> Michx.	5	0	0	0
vacmac	<i>Vaccinium macrocarpon</i> Ait.	5	0	0	0
MAJ	<i>Sphagnum majus</i> (Russ.) C. Jens.	4	1	0	0
vacang	<i>Vaccinium angustifolium</i> Ait.	4	21	4	33
betmic	<i>Betula michauxii</i> Spach	4	8	0	0
ANG	<i>Sphagnum angustifolium</i> (C. Jens. ex Russ.) C. Jens. in Tolf	3	20	10	33
polstr	<i>Polytrichum strictum</i> Brid.	3	48	48	100
mylano	<i>Mylia anomala</i> (Hook.) Gray	3	14	25	44
plable	<i>Platanthera blephariglottis</i> (Willd.) Lindl.	3	1	0	0
eriang	<i>Eriophorum angustifolium</i> Honckeny	3	0	23	15
FIM	<i>Sphagnum fimbriatum</i> Wils. in Wils. & Hook. f. in Hook. f.	3	0	0	0
erivag	<i>Eriophorum vaginatum</i> L.	2	22	35	90
picmar	<i>Picea mariana</i> (P. Mill.) B.S.P.	2	20	0	10
dicund	<i>Dicranum undulatum</i> Brid.	2	6	0	0
cartri	<i>Carex trisperma</i> Dewey	1	4	4	27
rubcha	<i>Rubus chamaemorus</i> L.	1	27	0	4
larlar	<i>Larix laricina</i> (Du Roi) K. Koch	1	8	0	0
maitri	<i>Maianthemum trifolium</i> (L.) Sloboda	1	6	0	0
sciatr	<i>Scirpus atrocinctus</i> Fern.	1	0	8	15
junpel	<i>Juncus pelocarpus</i> E. Mey.	1	0	0	0
xyrmon	<i>Xyris montana</i> Ries	1	0	0	0
claran	<i>Cladina rangiferina</i> (L.) Nyl.	0	16	2	8
plesch	<i>Pleurozium schreberi</i> (Brid.) Mitt.	0	9	0	0
calmit	<i>Cladina mitis</i> (Sandst.) Hustich	0	8	0	8
claste	<i>Cladina stellaris</i> (Opiz) Brodo	0	7	0	10
empnig	<i>Empetrum nigrum</i> L.	0	6	0	0
rhocan	<i>Rhododendron canadense</i> (L.) Torr.	0	4	2	8
clachl	<i>Cladonia chlorophaea</i> (Florke ex Sommerf.) Sprengel	0	3	0	0
clacri	<i>Cladonia crispata</i> (Ach.) Flotow	0	3	0	0
elequi	<i>Eleocharis quinqueflora</i> (F.X. Hartman) Schwarz	0	3	0	0
gauhis	<i>Gaultheria hispidula</i> (L.) Muhl. ex Bigelow	0	3	0	0
nemmuc	<i>Nemopanthus mucronatus</i> (L.) Loes.	0	3	0	0
aromel	<i>Aronia melanocarpa</i> (Michx.) Ell.	0	2	2	0
dicpol	<i>Dicranum polysetum</i> Sw.	0	1	0	0
pticil	<i>Ptilidium ciliare</i> (L.) Hampe	0	1	0	0
clasqu	<i>Cladonia squamosa</i> Hoffm.	0	1	0	0
RIP	<i>Sphagnum riparium</i> Ångstr.	0	1	0	0
vibcas	<i>Viburnum cassinoides</i> L.	0	1	0	0
typlat	<i>Typha latifolia</i> L.	0	0	69	2
calcan	<i>Calamagrostis canadensis</i> (Michx.) Beauv.	0	0	38	27
carcan	<i>Carex canescens</i> L.	0	0	23	6
lopinc	<i>Lophozia incisa</i> (Schrad.) Dumort.	0	0	19	4
salsp	<i>Salix</i> sp.	0	0	19	4
junbre	<i>Juncus brevicaudatus</i> (Engelm.) Fern.	0	0	10	0
equiarv	<i>Equisetum arvense</i> L.	0	0	6	4

lycuni	<i>Lycopus uniflorus</i> Michx.	0	0	6	0
solgra	<i>Solidago graminifolia</i> (L.) Salisb.	0	0	4	6
aulpal	<i>Aulacomnium palustre</i> (Hedw.) Schwaegr.	0	0	4	0
onosen	<i>Onoclea sensibilis</i> L.	0	0	4	0
rumcri	<i>Rumex crispus</i> L.	0	0	4	0
betpap	<i>Betula papyrifera</i> Marsh.	0	0	2	10
arahis	<i>Aralia hispida</i> Vent.	0	0	2	4
astpun	<i>Aster puniceus</i> L.	0	0	2	2
betcor	<i>Betula cordifolia</i> Regel	0	0	2	2
diccer	<i>Dicranella cerviculata</i> (Hedw.) Schimp.	0	0	2	2
solrug	<i>Solidago rugosa</i> P. Mill.	0	0	2	2
SQU	<i>Sphagnum squarrosum</i> Crome	0	0	2	0
warexa	<i>Warnstorfia exannulata</i> (Schimp. in B.S.G.) Loeske	0	0	2	0
poptre	<i>Populus tremuloides</i> Michx.	0	0	0	21
spilat	<i>Spiraea latifolia</i> (Ait.) Borkh.	0	0	0	4
rubida	<i>Rubus idaeus</i> L.	0	0	0	2

2.10 Appendix 2.2

Statistical comparisons of species richness (diversity) between: 1) natural peatland areas with and without pools, 2) areas in the restored Bois-des-Bel (BDB) peatland with and without pools, and 3) natural pools and created (at BDB) pools. N: number of observations; CL: confidence limits; SD: standard deviation; SE: standard error; DF: degrees of freedom. The analyses were conducted using SAS 8 software (SAS Institute 1999–2001).

1. NATURAL PEATLANDS			2. BDB (RESTORED PEATLAND)			3. POOL QUADRATS		
quadrats	obs	no. species	quadrats	obs	no. species	site	obs	no. species
all	1	39	all	1	35	BDB	1	26
	2	34		2	33		2	29
	3	39		3	36		3	25
	4	33		4	32		4	16
	5	31						
	6	33						
non-pool	7	27	non-pool	5	28	natural peatlands	5	29
	8	24		6	24		6	26
	9	26		7	28		7	23
	10	25		8	29		8	22
	11	23					9	21
	12	19					10	23
1. Comparison of species numbers in natural peatlands								
variable	quadrats	N	range	mean	CL of mean	SD	CL of SD	SE
species	non-pool	6	19–27	24	21.032 to 26.968	2.8284	1.7655 to 6.937	1.1547
species	all Diff	6	31–39	34.833	31.295 to 38.371	3.3714	2.1045 to 8.2689	1.3764
species	(1-2)			-10.83	-14.84 to -6.83	3.1118	2.1743 to 5.461	1.7966
T-TESTS	method		variances		DF	t –	Pr > t	
	Pooled		equal		10	6.03	0.0001	
	Satterthwaite		unequal		9.71	-6.03	0.0001	
EQUALITY OF VARIANCES	method		DF (numerator)	DF (denominator)	F value	Pr > F		
	Folded F		5	5	1.42	0.7093		
2. Comparison of species numbers at BDB								
variable	quadrats	N	range	mean	CL of mean	SD	CL of SD	SE
species	non-pool	4	24–29	27.25	23.722 to 30.778	2.2174	1.2561 to 8.2675	1.1087
species	all Diff	4	32–36	34	31.095 to 36.905	1.8257	1.0343 to 6.8074	0.9129
species	(1-2)			-6.75	-10.26 to -3.236	2.031	1.3088 to 4.4724	1.4361
T-TESTS	method		variances		DF	t	Pr > t	
	Pooled		equal		6	-4.70	0.0033	
	Satterthwaite		unequal		5.79	-4.70	0.0037	
EQUALITY OF VARIANCES	method		DF (numerator)	DF (denominator)	F value	Pr > F		
	Folded F		3	3	1.48	0.7571		
3. Comparison of species numbers between created pools at BDB and natural pools								

variable	site	N	range	mean	CL of mean	SD	CL of SD	SE
species	BDB	4	16–29	24	15.093 to 32.907	5.5976	3.171 to 20.871	2.7988
species	natural	6	21–29	24	20.887 to 27.113	2.9665	1.8517 to 7.2756	1.2111
species	Diff (1-2)			0	-6.182 to 6.1823	4.1533	2.8054 to 7.9568	2.681
T-TESTS	method		variances		DF	T	Pr > t	
	Pooled		equal		8	0.00	1.000	
	Satterthwaite		unequal		4.14	0.00	1.000	
EQUALITY OF VARIANCES	method		DF (numerator)	DF (denominator)	F value	Pr > F		
	Folded F		3	5	3.56	0.2053		

Chapitre 3

Restoring pool vegetation in cutover peatlands

3.1 Résumé

Cette recherche concerne la restauration de la végétation de mare de tourbière. Deux expériences ont été mises en place en tourbière restaurée. La première expérience visait à mesurer la régénération d'une hépatique associée aux mares, *Cladopodiella fluitans*. Après deux ans, les résultats montrent que *C. fluitans* doit être couverte de paille pour se régénérer. Les tailles de fragments et les densités testées n'ont eu aucun effet sur la régénération de l'hépatique. La deuxième expérience testait l'approche du « transfert du tapis muscinal » pour restaurer les communautés de mare. Les communautés associées aux mares se sont établies partiellement avec la technique testée. Les sphaignes ont colonisé les bords de mare, cependant les plantes vasculaires ne se sont implantées que faiblement. Des études à long terme sont nécessaires pour savoir si l'établissement des plantes vasculaires de mare est une question de temps. D'autres techniques adaptées à ces plantes devront certainement être développées pour assurer leur établissement en milieu restauré.

3.2 Abstract

This study focuses on the restoration of pool margin vegetation in cutover peatlands. We established an experiment to measure the regeneration potential of a typical edge pool liverwort, *Cladopodiella fluitans*. After two years, we found that *C. fluitans* fragments regenerate better with a protective straw cover. Yet, the fragment sizes and the densities tested had no effect on the regeneration of the liverwort. We conducted a second experiment to test the moss layer transfer approach to restore plant diversity around pool margins. The reintroduction method by the moss layer transfer led to partial success only. *Sphagnum* mosses did colonise pool margins, but the introduced vascular plants had a low cover after three years. Long-term monitoring is needed to assess if the colonization of restored pool margins by typical pool vascular plants is a question of time.

3.3 Introduction

In the past twenty years, several approaches have been developed to restore peatlands that have been drained for agriculture and forestry or mined for horticultural peat (Lamers *et al.* 1999; Sliva & Pfadenhauer 1999; Tuittila *et al.* 2000; Smolders *et al.* 2002; Rochefort *et al.* 2003; Vasander *et al.* 2003). In North America, active plant reintroduction has been the focus of restoration for peatlands mined for horticultural peat, sites also known as cutover peatlands. Large quantities of moss could be reintroduced by the transfer of plant material because of the great accessibility to donor sites compared to Europe. This moss layer transfer method developed in North America consists in collecting the top 10 cm of vegetation in a natural site, spreading plants as fragments on cutover surfaces, covering them with straw mulch for improving the microclimate at the soil-air interface, and blocking the drainage ditches to restore the hydrology of the site (Rochefort *et al.* 2003). This technique has been successful in accomplishing short term restoration goals such as stabilizing the residual peat substrate and re-establishing a thriving *Sphagnum* moss carpet (Gorham & Rochefort 2003). The creation of a more stable humid environment with mulching is a determinant factor in *Sphagnum* moss establishment on bare peat (Rochefort & Quinty 1997; Rochefort 2000; Rochefort *et al.* 2003). It reduces soil water tension and soil temperature and increases soil moisture (Price *et al.* 1998).

For a lasting persistence in the landscape, the restoration of peatlands should lead to a resilient ecosystem with the full return of biodiversity and functions (Gorham & Rochefort 2003). Biodiversity in peatlands is known to be directly correlated with the number of different biotopes (van Duinen *et al.* 2003; Verberk *et al.* 2006; Vitt *et al.* 1995; Glaser 1992). Pools are often part of natural peatlands (Glaser & Janssens 1986; Karofeld 1998) and their presence augments biodiversity (Lindsay *et al.* 1985; Guinan *et al.* 1998; Poulin *et al.* 1999; Poulin *et al.* 2002; Fontaine *et al.* 2007). However, in a Canadian restored site where pools were created, species usually associated with natural pools had not yet spontaneously recolonised six years after restoration (Fontaine *et al.* 2007).. This project focuses on pool creation within restored peatlands and the need to actively introduce plants specific to pools in restored site.

A first interest is to succeed to reestablish one of the most common liverwort species in peatlands of eastern Canada: *Cladopodiella fluitans* (Nees) H. Buch (Gauthier 1980; Fontaine *et al.* 2007). Succeeding to restore *C. fluitans* carpets around pool should contribute to increase biodiversity as several specialized peatland plant are associated with *C. fluitans* carpet: *Drosera* species, *Utricularia* species, *Rhynchospora alba*, etc. But this bryophyte do not recolonise spontaneously the edges of created pools (Peatland Ecology Research Group (PERG) unpublished data). This can be explained by its propensity to reproduce by underground asexual means rather than airborne sexual means (Duckett & Clymo 1988). We have thus decided to test the regeneration potential of *C. fluitans* in the context of restored peatlands.

Besides *C. fluitans* carpets, the edges of natural pools are also characterized by communities dominated by *Sphagnum* species of the section *Cuspidata* or *Subsecunda*. Along with these wet liking species, comes also an associated diversity of plants such as *Andromeda glaucophylla*, *Carex limosa*, *Eriophorum virginicum*, *Vaccinium macrocarpon*. As this plant community is dominated by *Sphagnum* mosses, we suppose that the local transfer of the upper 10 cm vegetation layer around created pool in the same fashion as done for the restoration of peat fields could succeed to restore pool community diversity. At a site that has been restored for 7 years, an attempt was done to introduce pool vegetation around created pools in Canada (Mazerolle *et al.* 2006). These species were introduced in small bunches of 25 x 25 cm² amidst the usual plant material used to restore peat fields: *Sphagnum cuspidatum* G. F. Hoffman (introduced in the water column), *Rhynchospora alba* (L.) Vahl and *Utricularia cornuta* Michx. (introduced on bare peat on pool perimeters), and *Carex limosa* L. and *Eriophorum virginicum* L. (planted 50-70 cm from the waterline around the pool perimeters). This method of introduction had no influence on pool vegetation colonisation because according to the authors, either the stocking density was too low or competition too severe from the other plant material reintroduced extensively. Nevertheless, over and over, introducing plants as delimited plugs has proved unsuccessful for bog restoration. Other works conducted in North America and Germany have shown that plugs of *Sphagnum* dominated vegetation survive but do not spread well over bare peat surfaces in cut-over peatlands (Rochefort 2001) Therefore, we believe that the restoration of pool communities around created pool should be done by transferring a

wide band of fragmented pool vegetation (2 to 8 m). An experiment was carried out to test this assumption.

3.4 Methods

3.4.1 Site description

3.4.1.1 Restored site

The two experiments were carried out at Ste-Marguerite-Marie peatland (48°47' N, 72°10' W; Figure 3.1) from 2005 to 2007. The 350 ha cut-over site was restored in the middle of an ombrotrophic peatland complex extending over 4 310 ha. One experiment was designed to measure the regeneration potential of *Cladopodiella fluitans*. The other experiment was planned to test whether the moss layer transfer approach applied for pool communities only (Rochefort *et al.* 2003; Graf & Rochefort submitted) could be successfully used to restore pool margins. Mean annual precipitations are 887 mm, of which 71% falls as rain. Mean annual temperature is 2.3 °C, which varies from -16 °C in January to 18 °C in July (Environment Canada 2006). The overall site was restored between 2000 and 2003 with the moss layer transfer approach (Rochefort *et al.* 2003) with no particular attention paid to recreate pools. Former drainage ditches with shallow banks and gently sloping bare peat surfaces were used as a proxy to test techniques for restoring pool margins. We studied the regeneration success of different plant communities usually found along pool margins in natural peatlands, hereafter named the pool margin communities experiment. To study the regeneration potential of *Cladopodiella fluitans*, we recreated water saturated peat surfaces by filling floating baskets with peat and placing the baskets in open water former ditches. This experiment will be further called the *Cladopodiella fluitans* regeneration experiment.

3.4.1.2 Donor sites

Plant material was collected from three different natural peatlands in central Québec (Figure 3.1). *Cladopodiella fluitans* was collected from a mined peatland in St-Charles-de-Bellechasse from several floating mats within a poor fen remnant (10 ha) dominated by *Sphagna*. The pool margin communities were collected at L'Ascension and St-Ludger-de-Milot peatlands. Both peatlands are large bog remnants (over 1 000 ha) aside vacuum harvested zones and are characterized by the presence of pools.

We assessed the vegetation regeneration at the three donor sites by evaluating the vegetation cover in the harvested quadrats after one and two growing seasons. For nomenclature see: Ley and Crowe (1999) for *Cladopodiella fluitans*, Anderson (1990) for *Sphagnum*, and Gleason and Cronquist (1991) for vascular plants.

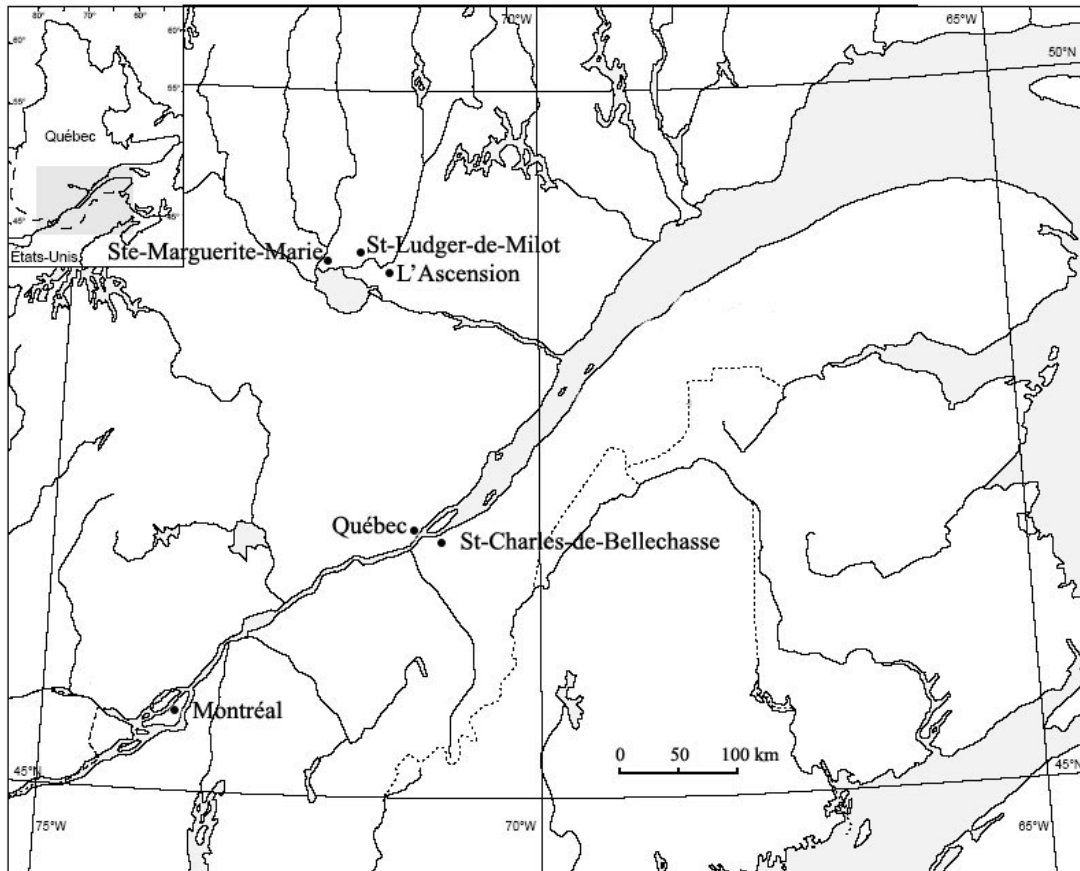


Figure 3.1 Localisation of Ste-Marguerite-Marie restored site as well as the donor sites (St-Charles-de-Bellechasse, L'Ascension, St-Ludger-de-Milot) in Québec, Canada.

3.4.1.3 Pool characteristics

We monitored pH, the dissolved inorganic CO₂, nitrate and potassium in all experimental ditches and in the natural pools from the donor sites (Table 3.1); pH varied between 3.3 and 4.0 depending of the site, dissolved inorganic CO₂ from 42.2 to 93.5 (µM/l). Nitrate and potassium ranged from 0.8 ppm to 3.9 ppm and from 0.1 ppm to 0.3 ppm respectively. We also measured the water level every month from June to October during the first growing season (2005) and twice (in spring and in fall) during the second (2006) and the third (2007) growing season at the experimental site. Water level varied between -17 cm below

the soil surface and 7 cm over the surface in plots where was conducted the experiment on pool margin communities.

Table 3.1 Mean values (\pm SD) of pH, dissolved inorganic CO₂, nitrogen and phosphorus in experimental ditches and natural pools of donor sites. Data were monitored in July 2005, August 2005, June 2006, October 2006 and June 2007.

	Experimental site	Donor sites		
	Ste-Margueritte-Marie	St-Charles-de-Bellechasse	L'Ascension	St-Ludger-de-Milot
pH	3.34 (0.7)	3.84 (0.47)	3.76 (0.46)	4.04 (0.26)
CO ₂ (μ M/l)	55.73 (34.33)	42.20 (15.87)	93.47 (93.73)	52.88 (60.24)
N (ppm)	3.87 (2.75)	0.87 (0.37)	0.84 (0.54)	0.86 (0.21)
P (ppm)	0.32 (0.24)	0.10 (0.04)	0.12 (0.04)	0.21 (0.14)

3.4.2 Experimental designs, data sampling and analyses

3.4.2.1 *Cladopodiella fluitans* regeneration

The effect of plant material, the fragment size and the necessity of mulch was tested in a blocked design replicated four times (Table 3.2). Experimental units were placed in four ditches, each ditch corresponding to a block of 10 treatments randomly assigned over the area. We tested three densities: 1:8, 1:4 and 1:2 this refers to the ratio between collected surface areas and restored surface areas (Quinty & Rochefort 2003). We also looked at the influence of fragment size on the establishment of *C. fluitans*. Here, we tested three different sizes: 1) the large patches measure 1 cm x 2 cm with a thickness of 0.5 cm and they were extracted with a knife from the *C. fluitans* carpet, 2) the stretched patch were obtained by hand stretching entangled *C. fluitans* carpet until they cover the peat surface within baskets, 3) the fine shredded fragments were obtained by shredding *C. fluitans* with a food processor. Finally, we assessed the influence of a protector cover on *C. fluitans* regeneration by adding by adding straw mulch to some of the plots.

Cladopodiella fluitans was collected in the donor site and quadrats were marked permanently to allow the assessment of natural regeneration. *C. fluitans* was transferred in plastic baskets (36 cm x 29 cm x 14 cm depth) filled with peat which was previously collected, along ditches close to the experimental zones. Floaters were attached around each

basket to keep their surface levelled with water level. The baskets were perforated to keep the peat saturated at all times and a fine meshed screen was used to confine peat within baskets.

At the end of the first and second growing season, the cover of *Cladopodiella fluitans* was evaluated in the experimental baskets. To increase sampling accuracy, each experimental unit was split into 25 smaller quadrats (4 cm x 5 cm) from which we randomly choose ten quadrats to be evaluated. The same quadrats were evaluated for all sampling periods. The cover of *C. fluitans* and bare peat was evaluated to the nearest 5% in each small quadrat. A series of planned comparisons (nine a priori contrasts) were conducted, each one testing a hypothesis on the effect of mulch, fragment size or introduced plant density.

Table 3.2 Treatments for the *Cladopodiella fluitans* regeneration experiment

Treatment	Density ^a	Size	Mulch
1	1 :8	Stretched ^b	No
2	1 :8	Large ^c	No
3	1 :8	Large ^c	Straw
4	1 :4	Fine ^d	No
5	1 :4	Fine ^d	Straw
6	1 :4	Large ^c	No
7	1 :4	Large ^c	Straw
8	1 :2	Large ^c	No
9	1 :2	Large ^c	Straw
10	Control	Control	Control

^a Ratio between surface of collected area and surface of restored areas.

^b Hand stretched large patches (2 cm²).

^c 2 cm².

^d *C. fluitans* shredded with a food processor.

3.4.2.2 Pool margin communities

Nine treatments were randomly distributed to four blocks within an incomplete factorial design (Table 3.3). We tested two densities (1:5 and 1:10) and four communities: 1) *S. cuspidatum*, 2) *S. fallax*, 3) *S. Papillosum* and 4) a mix. The mix was composed of one third of each of the following: *C. fluitans*, *S. cuspidatum* and *S. papillosum*.

We selected four communities at the donor sites, of which only one species of bryophyte and one or few vascular plant species were dominant (prior column of Table 3.4). Henceforth, we will refer to the communities by naming only the dominant bryophyte

species to alleviate the text. We harvested by hand only the upper layer (10 cm) of the vegetation including bryophyte and vascular plant species in each community (Campeau & Rochefort 1996). Collecting only the top surface also allows a faster recovery of donor sites since living plant material is left *in situ* (Rochefort *et al.* 2003). We evaluated the percent cover for all species before harvesting plants. We also marked the quadrats permanently in order to evaluate the vegetation regeneration at the donor sites. The plant material was spread homogeneously by hand in eight plots (1 m x 1.5 m) within each block. One additional plot did not receive any plant fragments and therefore served as a control within each block. For all treatments, a straw mulch (2000 kg/ha) was manually spread on the introduced plant material to protect it from desiccation (Price *et al.* 1998).

We assessed plant establishment by estimating the percent cover of moss and vascular plant species from six quadrats of 25 cm x 25 cm systematically located within each 1.5 m² plots after one, two and three growing seasons. The percent cover was evaluated to the nearest 10%. The effect of treatments on plant establishment was estimated by performing a two-way ANOVA for an incomplete randomized factorial block design. We calculated the least significant difference (LSD) value to determine differences among treatments. All the analyses were conducted using the GLM procedure of SAS Software (SAS Institute 2003). Some variables were square-root transformed prior to analysis to reduce heterogeneity of variances (see Appendix 3.1 for details). The level of significance was set at $P = 0.05$ for all analyses.

Table 3.3 Treatments of pool margin restoration experiment

Treatment	Community	Density ^a
1	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	1 :5
2	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	1 :10
3	<i>Sphagnum fallax</i>	1 :5
4	<i>Sphagnum fallax</i>	1 :10
5	<i>Sphagnum papillosum</i>	1 :5
6	<i>Sphagnum papillosum</i>	1 :10
7	Mix ^b	1 :5
8	Mix ^b	1 :10
9	Control ^c	

^a Ratio between surface of collected area and surface of restored areas.

^b The mix of *Sphagnum cuspidatum*, *Sphagnum papillosum* and *Cladopodiella fluitans* communities (Table 3.4 for a complete species description of communities).

^c Bare peat plot.

3.5 Results

3.5.1 Donor sites

The assessment of plant regeneration at the donor sites revealed that *Cladopodiella fluitans* is strongly impacted by harvesting. After two years, all of the permanently marked quadrats where we collected *Cladopodiella fluitans* were still as bare as when we have just harvested the liverwort. The mosses regenerated partly after two years (Table 3.4). *Sphagnum cuspidatum* was the most prolific moss with a mean cover of 57% two years only after harvesting plant material. *Sphagnum fallax* and *Sphagnum papillosum* were also doing well with a mean cover of 18% and 24% respectively after two years. Some vascular plants such as *Andromeda glaucophylla* and *Rhynchospora alba* exhibited a strong ability to recover from harvest when considering their low cover prior to harvest. Other vascular plants such as *Carex limosa* and *Eriophorum virginicum* were more strongly impacted from harvest as new shoots were scarce even two years following harvest.

Table 3.4 Mean percent cover (\pm SD) of the species at the donor sites *in* the harvested quadrats for the four communities (*Cladopodiella fluitans*, *Sphagnum cuspidatum*, *Sphagnum fallax* and *Sphagnum papillosum*) prior to harvest (2005) and two years after harvest (2007).

	<i>C. fluitans</i>		<i>S. cuspidatum</i>		<i>S. fallax</i>		<i>S. papillosum</i>	
	Prior	After	Prior	After	Prior	After	Prior	After
<i>Cladopodiella fluitans</i>	100	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	0	0	99 (2)	57 (22)	0	3 (4)	0	0
<i>Sphagnum fallax</i>	0	0	0	0	98 (4)	18 (9)	0	0
<i>Sphagnum papillosum</i>	0	0	0	0	0	0	99 (1)	24 (17)
<i>Andromeda glaucophylla</i>	0	0	0		28 (12)	8 (3)	7 (1)	4 (5)
<i>Carex limosa</i>	28 (18)	0	44 (2)	0	16 (19)	0	20 (16)	0
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	1 (1)	0	1 (2)	3 (5)	7 (9)	1 (1)	2 (2)	1 (4)
<i>Eriophorum virginicum</i>	0	5 (7)	24(20)	0	0	0	6 (6)	2 (5)
<i>Rhynchospora alba</i>	0	2 (1)	14(16)	5 (1)	0	5 (4)	4 (5)	3 (2)
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	2	0	4 (3)	1 (4)	3 (4)	1 (4)	3(2)	1 (4)

3.5.2 *Cladopodiella fluitans* regeneration

After two years, *Cladopodiella fluitans* covered a larger surface area in treatment were the liverwort has been introduced than in the control control where peat had been left bare (Table 3.5, contrast 1). However, the liverwort benefited from straw mulch to regenerate in the restored site. The four highest mean percent covers after two years corresponded to the four treatments with straw (Figure 3.2). Treatment with straw (3-5-7-9) had a mean percent cover of 55% (\pm 10%) while other treatments excluding the control (1-2-4-6-8) had a mean percent cover of 11% (\pm 10%). *C. fluitans* regenerated better when treated with fine fragments protected with mulch (5) than in the treatment with fine fragments without mulch (4) (Table 3.5, contrast 2). Moreover, the liverwort showed a better regeneration potential in treatments with large fragments with mulch (3-7-9) than in treatments with large fragments with no mulch (2-6-8) (Table 3.5, contrast 3). The size of fragments and the density had no effect on the regeneration of *Cladopodiella fluitans*.

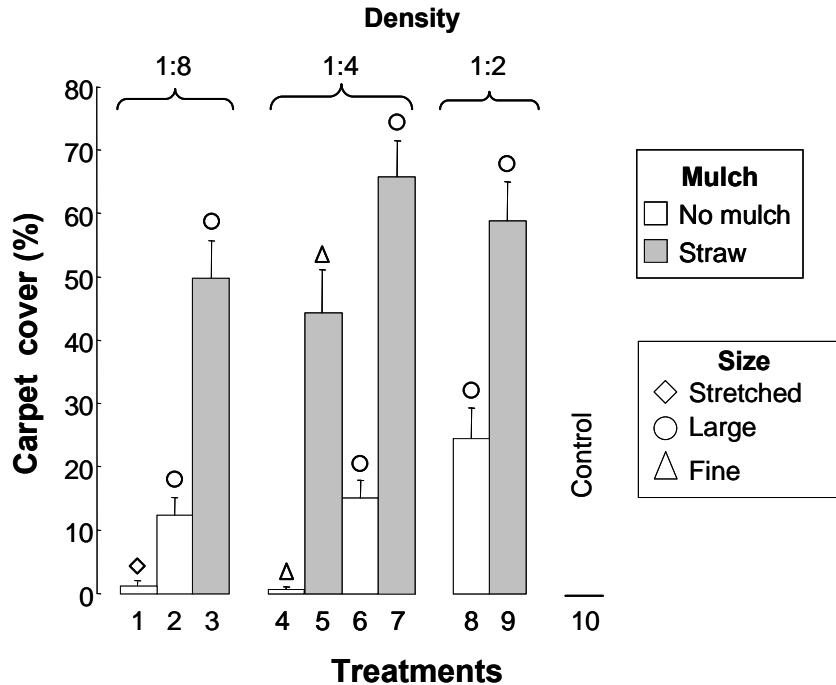


Figure 3.2 Effect of density of introduced plant material, fragment size and straw mulch on the regeneration of *Cladopodiella fluitans* after two growing seasons. Refer to Table 3.1 for details on treatments and to Table 3.5 for significant effects.

Table 3.5 ANOVAs and *a priori* multiple range contrasts testing the effect of density, fragment size and straw mulch on *Cladopodiella fluitans* regeneration after two growing seasons. Numbers in parenthesis refer to treatments in Table 3.1. *P* values in bold show significant effects.

Source of variation	d.f.	F	<i>P</i>
Block	3		
Treatment	9	4.97	< 0.01
Error	27		
Total	39		
Contrasts			
1) Control (10) vs Other treatments (1 to 9)	1	6.28	0.02
2) Straw 1:4 fine (5) vs No straw 1:4 fine (4)	1	6.73	0.02
3) Straw large (3-7-9) vs No straw large (2-6-8)	1	19.53	< 0.01
4) Stretched 1:8 no straw (1) vs Large 1:8 no straw (2)	1	0.45	0.51
5) Fine 1:4 no straw (4) vs Large 1:4 no straw (6)	1	0.97	0.33
6) Fine 1:4 straw (5) vs Large 1:4 straw (7)	1	2.21	0.15
7) 1:8 large (2-3) vs 1:4 large (6-7)	1	0.97	0.33
8) 1:8 large (2-3) vs 1:2 large (8-9)	1	1.03	0.32
9) 1:4 large (6-7) vs 1:2 large (8-9)	1	0.00	0.98

3.5.3 Pool margin communities

Bryophytes species established rapidly on bare peat along ditches in the restored site. After three years, bryophyte covers for all communities were by far higher in the experimental plots (43%) than in the control plots where no introduction was done (2%; see Figure 3.3 A). In general, introducing plant material with a higher density ratio (1:5) proved beneficial for bryophytes (Figure 3.3 A; Appendix 3.1). *Sphagnum papillosum* established better than *Sphagnum cuspidatum* and *Sphagnum fallax* in pure communities (Figure 3.3 A) and better than *Cladopodiella fluitans* and *S. cuspidatum* in the mixed community (Figure 3.4). Moreover, *S. papillosum* seemed to benefit from other moss species, covering twice the surface area when introduced as a mix than as a pure community (Figure 3.4). On the other hand, *S. cuspidatum* seemed to suffer from competition with other moss species, its surface area dwindled to and eighth of its original size when introduced as a mix than as a pure community (Figure 3.4). *Cladopodiella fluitans* was introduced only as a mixed community and reach a successful establishment phase (Figure 3.4). Despite an excellent establishment of *S. papillosum* in the mixed community, the weak establishment of *C. fluitans* and *S. cuspidatum* in that community led to lower total bryophyte cover in the mixed community compared to the pure *S. papillosum* community (Figure 3.3 A).

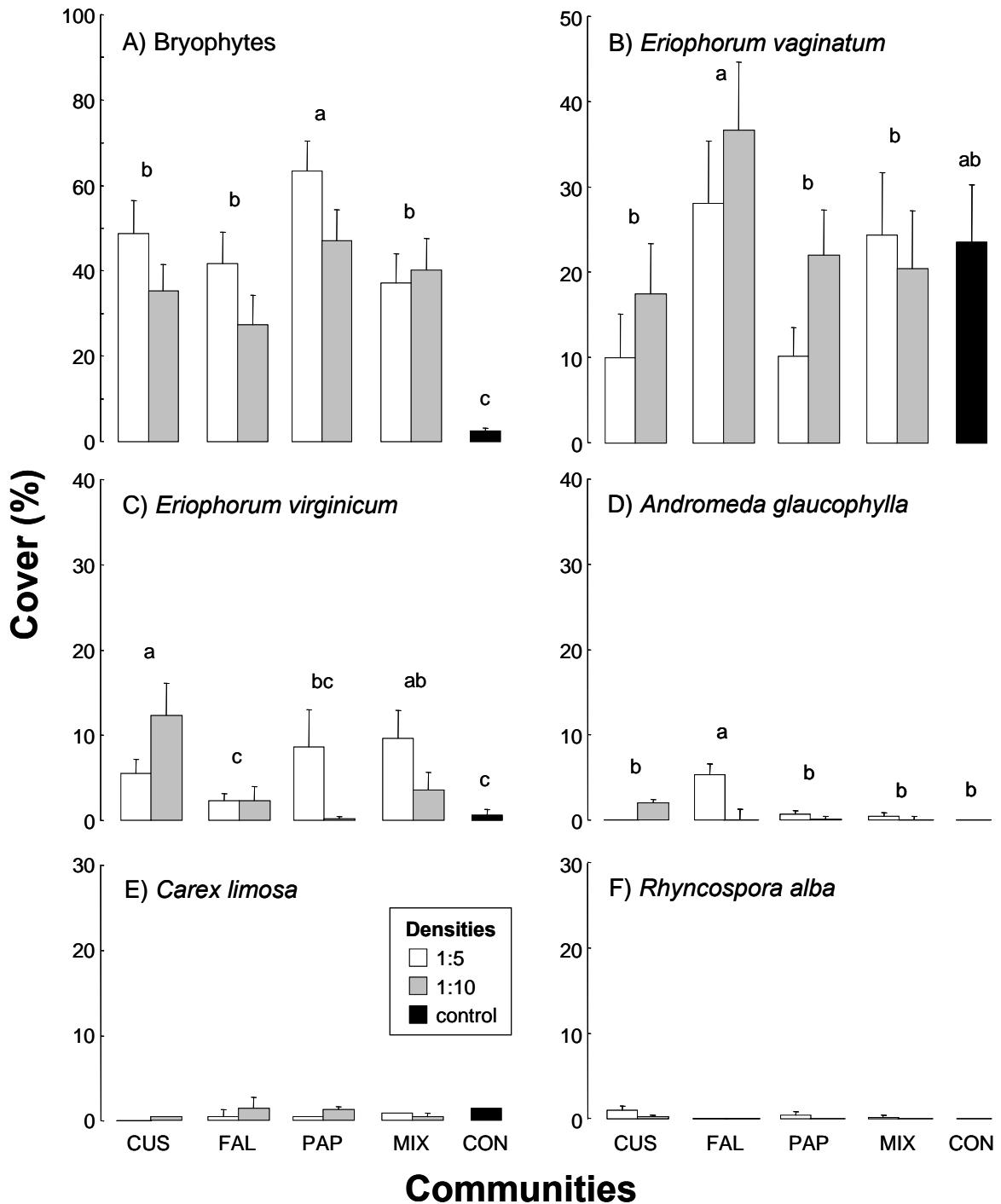


Figure 3.3 Effect of density and community on plant establishment. The horizontal axis represents the four community types that were tested: CUS = *Sphagnum cuspidatum*, FAL = *Sphagnum fallax*, PAP = *Sphagnum papillosum*, MIX = mixed community (see Table 3.4), CON = control. Bryophytes include *Cladopodiella fluitans*, *S. cuspidatum*, *S. fallax* and *S. papillosum*. Different letters refer to significant differences between communities regardless of the density ($P \leq 0.05$; see Appendix 3.1).

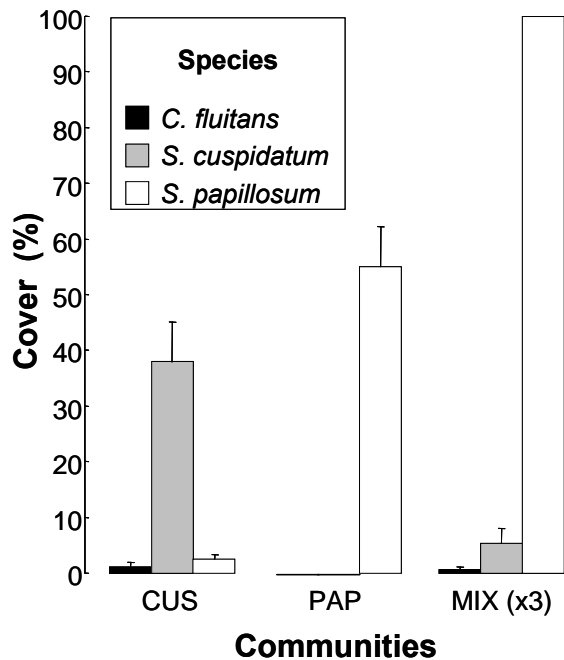


Figure 3.4 Establishment of bryophytes from the mixed community (*Cladopodiella fluitans*, *Sphagnum cuspidatum* and *Sphagnum papillosum*) reintroduced in the pure *S. cuspidatum* (CUS) and *S. papillosum* (PAP) communities as well as in the mixed community (MIX). Mean percent covers have been multiplied by three for the mixed community to correspond to the same mean initial percent cover as for the CUS and PAP communities, facilitating direct comparison of establishment success between pure and mixed communities.

Vascular plants that were introduced had less than 5% cover after three years, except *Eriophorum virginicum* which was also present in the restored site outside the experimental plots (Figure 3.3 C). Even though *Eriophorum vaginatum* was not included in the introduced plant material, it invaded all communities in experimental plots with a mean percent cover between 10% and 37% depending on the treatment (Figure 3.3 B). Propagules dispersed from restored surfaces outside the experimental plots where this species established densely. Beside the *Eriophorum sp.*, *Andromeda glaucophylla* was best established in *Sphagnum fallax* community (Figure 3.3 D), but its percent cover was still low (3%) after three years when considering the initial percent cover at the donor site (28%, see Table 3.4). *Carex limosa* and *Rhynchospora alba* did not succeed in establishing itself either; there was no difference between their mean percent covers in the control and in the other communities (Figure 3.3 E and F).

3.6 Discussion

3.6.1 *Cladopodiella fluitans* regeneration

Our study shows that *Cladopodiella fluitans* is able to regenerate in a restored site when the peat surface is continually kept moist. However, straw mulch is essential to improve the liverwort development. After two years, *C. fluitans* indeed covered a surface five times larger in the experimental units protected with straw mulch than in those without protection. Straw mulch is known to reduce evaporation and decrease the effects of temperature differences between day and night at the peat surface. It is also known to improve the moisture and hydrological conditions of the peat substrate for the establishment of *Sphagnum* (Price *et al.* 1998). As for *Sphagnum*, *C. fluitans* benefited from straw mulch because it is a poikilohydric bryophyte, a species strongly dependant on its immediate environment for an adequate water supply (Héban 1977). However, in restored peatlands where *Sphagnum* fragments are introduced, the mean water table depth is around -30 cm the first two growing seasons post-restoration (Petroni *et al.* 2004), while the water level was always at the surface of the floating baskets in our study. Thus, *C. fluitans* was less exposed to drought than *Sphagnum* usually are in restored sites. Our observations lead us to believe that *C. fluitans* clung to the straw as a substrate for growth. First, in the experimental units with large patches protected with straw, *C. fluitans* covered two times more surfaces after two growing seasons than originally. Yet, it did not grow directly on bare peat between patches but instead extended mainly on the straw. Without straw protection, large patches failed to extend and even shrunk at higher densities. Straw thus seems to provide a suitable substrate for the growth and expansion of *C. fluitans* mats. Secondly, fine shredded fragments did not develop on bare peat without straw protection, while it extended greatly when protected with straw. Despite *C. fluitans* low growth rate (During & van Tooren 1987), the fine shredded fragments reached almost 50% cover after two growing seasons, which corresponds to two times the original density. The experiment was too short to evaluate the growth of *C. fluitans* when straw will be decomposed after few years.

As in our experiment, *C. fluitans* did not spontaneously regenerate on bare peat in donor sites after plant harvest. Our observations in donor sites are in accordance with Nordbakken

(2000) who showed that *C. fluitans* has a high persistence, i.e., a tendency to remain in its original position over time and not colonize new sites in bogs. However, hepatics often reach dominance on new sites by colonization of dead peat or in areas with high disturbance frequencies (Okland 1990). The lack of a suitable substrate could explain the low regeneration potential of *C. fluitans* in donor sites despite the fact that harvested quadrats were surrounded by *C. fluitans* mats. In fact, harvest created a gap in the *C. fluitans* mat which was filled by water. Because bare peat was submerged by approximately 10 cm of water, liverwort struggled to colonize on this particular substrate; liverwort usually grows in habitats with a water-table depth between -1 cm and -6 cm (Nordbakken 1996). Adding straw after harvesting *C. fluitans* may provide a substrate and facilitate the establishment and growth of the liverwort. This may improve the regeneration of *C. fluitans* in donor sites as we observed for the restoration experiment.

On the contrary to straw mulch, the density and the fragment size had no effect on the regeneration of *Cladopodiella fluitans* in our restoration experiment. Lower densities should be favoured for restoring pool margins since it required a smaller amount of initial plant material to reach densities similar to other experimental plots. However, testing lower density may be worthwhile because areas dominated by *C. fluitans* mats in natural peatlands are restricted, which may limit availability of plant material for restoration. In the case of introducing *C. fluitans* directly on the pool margin of restored sites, we suggest using large patches because it is the simplest method of introduction. Indeed, large patches were cut directly in the liverwort mats and set on bare peat without further manipulations. As *C. fluitans* mats establish when peat accumulation stops (Paasio 1934) and may thus contribute to the process of pool enlargement in natural peatlands (Gauthier 1980), a successful colonisation of restored pool margins by the liverwort could lead to more natural pool shapes in restored sites.

3.6.2 Pool margin communities

In our study, using the moss layer transfer approach, which includes seeds and rhizomes from pool communities, to restore cutover peatlands was partially successful to revegetate pool margins. *Sphagnum* mosses did establish on flat bare peat surfaces along the edges of degraded ditches, but the colonisation by vascular plants was not as extensive.

In our experimental plots, *Sphagnum* species associated with natural pools (*Sphagnum cuspidatum*, *Sphagnum fallax* and *Sphagnum papillosum*) covered almost half of the restored plots after three years: three times the initial cover after introduction. In contrast, *Sphagnum* cover was very low (2%) in control plots where no intervention was done. These results differ from Mazerolle *et al.* (2006), who found that *Sphagnum* colonized 25% of the surfaces at the margin of created pools in a restored peatland after four years when no specific intervention was done to introduce vegetation around restored pools. However, Fontaine *et al.* (2007) assessed in details the species composition around these pools and found that the dominant *Sphagnum* species were the same species introduced on surfaces further away in dryer habitats (*Sphagnum fuscum*, *Sphagnum magellanicum* and *Sphagnum rubellum*) during the restoration of the site. The authors concluded that when pools are created in mined peatlands, spontaneous recolonization does not result in the return of the full array of past diversity, which is one of the chief restoration goals. Our study shows that active reintroduction is one step towards this goal, at least for bryophyte species.

The three *Sphagnum* species we tested had similar establishment success compared to other *Sphagnum* species used for restoring dry surfaces. As the latter reach 65% cover within six to nine years in restored peatlands (PERG unpublished data), we can believe that the three *Sphagnum* species tested in this experiment would quickly form a full carpet and could thus lead to successful restoration of pool margins. Furthermore, the three species showed a good regeneration rate in the donor sites which is particularly applicable to improving net restoration efficiency (Quinty & Rochefort 1997). In that respect, Rochefort and Campeau (2002) have shown that donor sites quickly recover after plant harvest. For example, total *Sphagnum* cover was 70% in a *S. fuscum* dominated site five years after harvest and a full cover of mosses was reached in a *S. capillifolium* dominated site during the same period.

Among the four bryophyte species that we tested, *Sphagnum papillosum* was the most successful. In pure communities, it established better than *Sphagnum cuspidatum* and *Sphagnum fallax* with a mean cover of 55% for the two densities compare to 42% for *S. cuspidatum* and 35% for *S. fallax*. Moreover *S. papillosum* established twice better when mixed with other bryophytes, than in the pure community. It affected *S. cuspidatum* as the latter covered a surface twenty times smaller in the mix than in the pure community. In a

greenhouse experiment, Robroek *et al.* (2007) also observed a better establishment and growth rate for *S. papillosum* at the expense of *S. cuspidatum* in a mixed community. In fact, different species mixes were tested in this experiment, all of which were composed of two *Sphagnum* species. The authors showed that, because of their stronger resistance to drought, the cover of naturally occurring species well above the water table increased at a faster rate than and naturally occurring species closer to the water table. The better establishment of *S. papillosum* in the mixed community compare to the pure community shows that introducing mixed communities composed of several bryophytes species could enhance the establishment of particular species of bryophytes on pool margin. In our study, *C. fluitans* did not establish in the mixed community most likely because it is not a good competitor due to its small size and slow growth rate (Schuster 1966). In natural peatlands, it is likely that *C. fluitans* compete with *Sphagnum* when the latter are affected by algae (Gauthier 1980). When *Sphagnum* are healthy and dominant, liverworts are not able to compete with them (Paasio 1934). Further research is needed to test if the liverwort is able to establish on pool margins in restored peatland.

Despite successful establishment for *Sphagnum*, we did not observe the return of whole communities. Although initial pool communities were dominated by *Sphagnum* or *Cladopodiella fluitans*, vascular plants were a significant component of these communities. However, their mean percent covers in our experimental plots were still very low after three years. No community type or introduction density seemed to favour the establishment of vascular plants associated with pools (*Andromeda glaucophylla*, *Carex limosa*, *Eriophorum virginicum*, *Rhynchospora alba*). The restoration technique we used focus on *Sphagnum* establishment (Rocheffort 2000) and functions on the basis of reproduction by primarily vegetative mechanisms (Cronberg 1992). In contrast with vascular plants, every part of *Sphagnum* fragments is potentially able to initiate new shoots and colonize bare peat. Yet, vascular plants are well established on dry surfaces of restored sites. The dominance of *Eriophorum vaginatum* may have prevented the establishment of the vascular species we introduced due to competition for light, nutrients and space. This plant is a competitive species known to be one of the few plants able to colonize vacuum mined peatlands (Campbell & Rocheffort 2003; Lavoie *et al.* 2005). However, a decrease in the number of *E. vaginatum* tussocks in time has been observed in abandoned peatlands (Lavoie *et al.* 2003;

Lavoie *et al.* 2005). Moreover, preliminary results on the vegetation dynamic of Ste-Marguerite-Marie restored site suggest that *E. vaginatum* cover decreases as *Sphagnum* carpet is developing (Pouliot unpublished data). It follows that vascular plants associated with pools might be able to develop on restored pool margin in the long-term, after a decrease in *E. vaginatum* cover. Further studies will be necessary to test this hypothesis. As *E. vaginatum* is a peatland species that is always present on restored sites nearby created pools, we suggest to first reintroduce wet *Sphagnum* species with the moss layer transfer approach around pools as we showed this technique to be successful for created pools. Seeds, seedling or rhizomes of the targeted vascular species should be introduced within the *Sphagnum* carpet after *E. vaginatum* population has decreased on pool margins.

3.7 Acknowledgements

The authors wish to thank R. Anderson, R. Beaudette, M. Bellemare, G. Lambert, N. Mosnier, Rémy Pouliot, C. St-Arnaud, P. Soku and D. Sarrazin and for field assistance. We are also grateful to S. Boudreau, C. Lavoie and M. Darvault for providing valuable comments on earlier versions of the manuscript. This work was supported by the NSERC's Industrial Research Chair in Peatland Management. The Chair benefits from the following industrial partners: Canadian *Sphagnum* Peat Moss Association, ASB Greenworld Ltd., Cie de Tourbe Fafard ltée, Fafard et frères ltée., La Mousse acadienne (1979) ltée., Les Tourbes Nirom Peat Moss inc., Les Tourbières Berger inc., Modugno-Hortibec, Premier Horticulture ltée., Sun Gro Horticulture inc., Tourbières Lambert inc., Ministère des ressources naturelles du Nouveau-Brunswick. N. Fontaine benefited from a NSERC scholarship.

3.8 Appendix 3.1

ANOVAs for the establishment of introduced plant species after three growing seasons in the pool communities experiment. *P* values in bold show significant effects.

Source of variation	d.f.	Bryophytes ^a		<i>Eriophorum vaginatum</i>		<i>Eriophorum virginicum</i>	
		F	<i>P</i>	F	<i>P</i>	F	<i>P</i>
Block	3						
Density	2	6.59	0.02	3.08	0.09	2.01	0.17
Community	3	4.84	0.01	5.95	< 0.01	4.45	0.01
Density x Community	3	1.15	0.35	1.02	0.40	6.37	< 0.01
Error	21						
Total	30						

	d.f.	<i>Andromeda glaucophylla</i> ($\sqrt{}\text{)}^b$		<i>Carex limosa</i>		<i>Rhynchospora alba</i>	
		F	<i>P</i>	F	<i>P</i>	F	<i>P</i>
Block	3						
Density	2	12.32	< 0.01	0.53	0.47	2.96	0.10
Community	3	28.51	< 0.01	0.25	0.86	1.90	0.16
Density x Community	3	2.45	0.09	0.25	0.86	0.67	0.58
Error	21						
Total	30						

^a Bryophytes include *Cladopodiella fluitans*, *S. cuspidatum*, *S. fallax* and *S. papillosum*.

^b *Andromeda glaucophylla* variables were square-root transformed prior to analysis to reduce heterogeneity of variances

Chapitre 4

Conclusion générale

La disponibilité des habitats constitue une prémisses de base pour le maintien de la biodiversité. Ainsi, la conservation et la restauration des habitats pourraient freiner l'extinction accélérée des espèces. Dans ce contexte, les résultats obtenus grâce aux inventaires végétaux réalisés durant mon projet de maîtrise témoignent de l'intérêt de préserver des tourbières naturelles avec des mares puisque celles-ci contribuent à la biodiversité végétale de cet écosystème. Il est d'autant plus important de conserver cet habitat rare dans le Québec méridional parce que la végétation associée aux mares naturelles ne se régénère pas spontanément en milieu restauré. En effet, les espèces associées aux mares étaient toujours absentes six ans après la création des mares dans une tourbière restaurée située près de Rivière-du-Loup. Des espèces de milieux autres que les tourbières comme *Typha latifolia* étaient par contre associées aux mares créées. Cela peut être causé par la technique utilisée pour creuser les mares qui fait en sorte que les caractéristiques chimiques et physiques des mares créées diffèrent des mares naturelles. Quoi qu'il en soit, lorsque la création de mares est incluse dans les projets de restauration, l'introduction d'espèces associées aux mares naturelles est recommandée pour végétaliser les berges. À ce titre, les inventaires en milieu naturel m'ont permis de repérer des espèces intéressantes pour la restauration. Ainsi, *Andromeda glaucophylla*, *Cladopodiella fluitans*, *Carex limosa*, *Eriophorum virginicum*, *Rhynchospora alba* et *Sphagnum cuspidatum* seraient de bons candidats puisqu'ils sont associés aux mares de tourbière et qu'ils y poussent abondamment. *Drosera intermedia*, *D. anglica*, *Nuphar variegatum*, *Sphagnum fallax*, *S. papillosum*, *Utricularia cornuta* et *Vaccinium macrocarpon* seraient également des espèces dont on devrait se préoccuper parce qu'elles sont strictement associées aux mares et qu'elles y sont plus rares.

Afin de tester l'approche de « transfert du tapis muscinal » pour établir la végétation typique de bord de mares autour de celles créées, j'ai mis en place deux expériences dans une tourbière restaurée située au Lac-St-Jean. Les résultats de la première expérience montrent que *Cladopodiella fluitans* s'établit dans une tourbière restaurée lorsque la tourbe est saturée en eau. Cependant, les fragments doivent être recouverts de paille pour se

régénérer. Les tailles des fragments et les densités testées n'ont pas eu d'effet sur la régénération de cette hépatique. Comme l'expérience s'est déroulée dans un milieu où le niveau d'eau était stable, d'autres recherches seront nécessaires pour évaluer l'établissement de *C. fluitans* dans un milieu contraint à des fluctuations de la nappe phréatique comme les berges de mares restaurées. La présence de tapis de *C. fluitans* pourrait permettre de maintenir un milieu ouvert en bordure des mares créées, en plus de représenter un habitat pour certaines plantes comme *Utricularia cornuta*.

Les résultats de la deuxième expérience indiquent que les communautés associées aux mares naturelles ne s'établissent que partiellement lorsqu'elles sont introduites à l'aide de fragments de plantes, et ce, aux deux densités testées. En fait, seules les sphaignes ont colonisé les berges; les plantes vasculaires avaient un recouvrement moyen très faible. Parmi les trois espèces de sphaignes introduites, *Sphagnum papillosum* s'établissait mieux que *S. cuspidatum* et *S. fallax*. Le couvert de la communauté mixte qui incluait *S. papillosum*, *S. cuspidatum* et *C. fluitans* était moins développé que celui de la communauté pure de *S. papillosum*, parce que parmi les trois espèces introduites dans le mixte seul *S. papillosum* s'est établi. Le fait que cette espèce ait été introduite en moins grande quantité dans le mixte que dans la communauté pure explique les différences mesurées entre l'étendue des couverts. Cependant, lorsque les résultats obtenus avec la communauté mixte ont été comparés avec ceux des communautés pures sur une base équivalente, il a été montré que l'introduction en communauté mixte permettait un meilleur établissement de certaines espèces de sphaignes au détriment d'autres. En effet, dans la communauté mixte, *S. papillosum* avait un couvert deux fois plus important que lorsqu'il était introduit dans une communauté pure tandis que *S. cuspidatum* avait un couvert vingt fois moins développé dans la communauté mixte que dans la communauté pure. *C. fluitans* ne s'est pas établi dans la communauté mixte parce qu'il n'était pas assez compétitif face aux sphaignes qui poussent plus rapidement. Des quatre plantes vasculaires que nous avons introduites, seul *Eriophorum virginicum* avait un couvert moyen plus grand que 5%, mais cette plante était déjà présente dans les habitats plus secs du site restauré. L'établissement très faible des autres plantes vasculaires, soit *Andromeda glaucophylla*, *Carex limosa*, et *Rhynchospora alba*, pourrait avoir été causé par un envahissement des parcelles expérimentales par *Eriophorum vaginatum* qui était abondamment présente dans le reste du

site restauré. Cette plante pourrait avoir limité l'accès aux ressources pour les plantes introduites. En effet cette plante très compétitive fait partie des rares espèces capables de coloniser les tourbières abandonnées. Cependant, le temps semble jouer contre *E. vaginatum* puisqu'une diminution du nombre d'individus a été observée au fil des années dans les sites étudiés. Dans le même ordre d'idées, des résultats préliminaires sur le développement de la végétation des tourbières restaurées suggèrent que la population de *E. vaginatum* diminuera avec le temps à mesure que le tapis de sphaignes se développera. Ainsi, les plantes vasculaires associées aux mares de tourbière auraient davantage de facilité à s'établir spontanément et à se développer à long terme. D'autres études seront nécessaires pour tester cette hypothèse. Comme *E. vaginatum* est une plante de tourbière toujours présente dans les milieux restaurés, il serait préférable de se limiter à l'établissement d'un tapis de sphaignes dans un premier temps. Une fois que la population d'*E. vaginatum* aura diminué, des graines, des plantules ou des rhizomes de plantes vasculaires typiques de bord de mare pourraient être introduits activement dans ce tapis si le déclin des *E. vaginatum* ne permettait pas une colonisation spontanée des espèces de bords de mares. Des diaspores ou individus complets introduits grâce à la technique du « transfert du tapis muscinal » pourraient également être encore viables après le déclin de la population *E. vaginatum* et permettre la colonisation des bords de mares. Dans ce cas l'introduction active d'individus supplémentaires serait inutile. Un suivi à long-terme des communautés de bord de mare en milieu restauré devra être effectué afin d'évaluer la pertinence de développer une technique de restauration complémentaire à celle du « transfert du tapis muscinal » pour favoriser la présence des plantes vasculaires typiques aux mares.

Ce projet de maîtrise a été restreint à l'étude des mares de tourbière ombrotrophe parce que c'est le type de tourbière qui est exploité au Québec à des fins horticoles et pour lequel la technique de « transfert du tapis muscinal » a été développée. Cependant, plusieurs complexes tourbeux contiennent des tourbières minérotrophes et des techniques de restauration sont présentement en développement pour ce genre de tourbière. Comme les tourbières minérotrophes sont caractérisées par la présence de mares, les restaurateurs de ce type de tourbière pourraient également bénéficier des résultats de mon projet. En outre, la création de mares peut parfois être le seul moyen disponible pour restaurer certaines

tourbières lorsque les conditions ne permettent pas de rétablir un écosystème accumulateur de tourbe. La tourbière de Pokesudie, contaminée par du sel à la suite d'une tempête océanique, est un bon exemple de ce type de cas (voir Annexe 1).

Bien que cette recherche ait répondu à certaines questions concernant la diversité végétale et la restauration des mares de tourbière, plusieurs points pourraient encore être explorés. Par exemple, des inventaires floristiques, semblables à ceux entrepris en tourbières ombrotrophes durant ce projet, pourraient être menés en tourbières minérotrophes pour identifier les espèces associées aux mares dans ce type de tourbières. Aussi, d'autres espèces typiques des mares de tourbières pourraient être introduites en milieu restauré. En effet, certaines espèces de mare identifiées lors des inventaires n'ont pas fait l'objet de cette étude (*Drosera intermedia*, *D. anglica*, *Nuphar variegatum*, *Utricularia cornuta* et *Vaccinium macrocarpon*). Par ailleurs, la diversité végétale des bords de mares créées pourrait être évaluée à plus long terme, car la réalisation des objectifs liés à la restauration de milieux perturbés se fait souvent sur une longue période de temps. En outre, des modèles de mares différents pourraient être créés en milieu restauré. Des observations personnelles me laissent croire que les pentes des bords de mares créées devraient être beaucoup plus faibles afin de permettre le retour de la végétation souhaitée. Enfin, plusieurs autres organismes autres que les végétaux utilisent les mares de tourbière comme habitat et pourraient être étudiés en milieu restauré.

Références bibliographiques

- Anderson, L.E. 1990. A checklist of *Sphagnum* in North America North of Mexico. The Bryologist 93: 500-501.
- Angélibert, S., Marty, P., Céréghino, R. & Giani, N. 2004. Seasonal variations in the physical and chemical characteristics of ponds: implications for biodiversity conservation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 14: 439-456.
- Belyea, L.R. & Clymo, R.S. 1998. Do hollows control the rate of peat bog growth? pp. 55-65, in Standen, V., Tallis, J.H. & Meade, R. (éd.), Patterned mires and mire pools - Origin and development; flora and fauna. British Ecological Society, University of Durham, Durham.
- Boatman, D.J. & Armstrong, W. 1968. A bog type in North-West Sutherland. Journal of Ecology 56: 129-141.
- Brix, H., Dyhr-Jensen, K. & Lorenzen, B. 2002. Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. Journal of Experimental Botany 53: 2441-2450.
- Calmé, S. & Desrochers, A. 1999. Nested bird and micro-habitat assemblages in a peatland archipelago. Oecologia 118: 361-370.
- Campbell, D.R. & Rochefort, L. 2003. Germination and seedling growth of bog plants in relation to the recolonization of milled peatlands. Plant Ecology 169: 71-84.
- Campbell, D.R., Rochefort, L. & Lavoie, C. 2003. Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Québec. Journal of Applied Ecology 40: 78-91.
- Campeau, S. & Rochefort, L. 1996. *Sphagnum* regeneration on bare peat surfaces: field and greenhouse experiments. Journal of Applied Ecology 33: 599-608.
- Cardinale, B.J., Palmer, M.A. & Collins, S.L. 2002. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. Nature 415: 426.
- Chapin III, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. & Diaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. Nature 405: 234-242.
- Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. Annual Review of Ecology and Systematics 31: 342-366.
- Clymo, R.S. 1964. The origin of acidity in *Sphagnum* bogs. The Bryologist 67: 427-431.

- Cronberg, N. 1992. Reproductive biology of *Sphagnum*. *Lindbergia* 17: 69-82.
- Danks, H.V. & Rosenberg, D.M. 1987. Aquatic insects of peatlands and marshes in Canada: synthesis of information and identification of needs for research. *Memoirs of The Entomological Society of Canada* 140: 163-174.
- Desrochers, A. 2001. Les oiseaux : diversité et répartition. pp. 165-167, *in* Payette, S. & Rochefort, L. (éd.), *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec.
- Downie, I.S., Coulson, J.C., O'Connell, M.J. & Whitflede, D.P. 1998. Invertebrates of importance to breeding birds in the Flow Country. pp. 182-190, *in* Standen, V., Tallis, J.H. & Meade, R. (éd.), *Patterned mires and mire pools - Origin and development; flora and fauna*. British Ecological Society, University of Durham, Durham.
- Drexler, J.Z. & Bedford, B.L. 2002. Pathways of nutrient loading and impacts on plant diversity in a New York peatland. *Wetlands* 22: 263-281.
- Duckett, J.G. & Clymo, R.S. 1988. Regeneration of bog liverworts. *New Phytologist* 110: 119-127.
- Dufour, A., Gadallah, F., Wagner, H.H., Guisan, A. & Buttler, A. 2006. Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: effects of variability and spatial configuration. *Ecography* 29: 573-584.
- During, H.J. & van Tooren, B.F. 1987. Recent developments in bryophyte population ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 2: 89-93.
- Environment Canada. 2006. National Climate Data and Information Archive. En ligne, http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climateData/canada_e.html, page consultée le 7-12-2006.
- Fontaine, N., Poulin, M. & Rochefort, L. 2007. Plant diversity associated with pools in natural and restored peatlands. *Mires and Peat* 2: art. 6, en ligne, http://www.mires-and-peat.net/map02/map_02_06.htm.
- Foster, D.R. & Fritz, S.C. 1987. Mire development, pool formation and landscape processes on patterned fens in Dalarna, Central Sweden. *Journal of Ecology* 75: 409-437.
- Friday, L.E. 1988. The conservation and amenity value of ball-clay ponds in the isle of Purbeck, Dorset, UK. *Biological Conservation* 43: 165-180.
- Gaston, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220.

- Gauthier, R. 1980. La végétation des tourbières et les sphaignes du parc des Laurentides, Québec. *Études écologiques*, volume 3. Université Laval, Québec. 634 pp.
- Gee, J.H.R., Smith, B.D., Lee, K.M. & Griffiths, S.N.W. 1997. The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 7: 91-104.
- Gignac, L.D. 1992. Niche structure, resource partitioning, and species interactions of mire bryophytes relative to climatic and ecological gradients in western Canada. *The Bryologist* 95: 406-418.
- Gilpin, M.E. & Diamond, J.M. 1980. Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity. *Nature* 285: 567-568.
- Glaser, P.H. 1992. Raised bogs in eastern North America: regional controls for species richness and floristic assemblages. *The Journal of Ecology* 80: 535-554.
- Glaser, P.H. 1998. The distribution and origin of mire pools. pp. 4-25, *in* Standen, V., Tallis, J.H. & Meade, R. (éd.), *Patterned mires and mire pools - Origin and development; flora and fauna*. British Ecological Society, University of Durham, Durham.
- Glaser, P.H. & Janssens, J.A. 1986. Raised bogs in eastern North America: transition in landforms and gross stratigraphy. *Canadian Journal of Botany* 64: 395-415.
- Gleason, H.A. & Cronquist, A. 1991. *Manual of vascular plants of northeastern United States and adjacent Canada* (2nd ed.). The New York Botanical Garden, New-York. 910 pp.
- Gorham, E. & Rochefort, L. 2003. Peatland restoration: a brief assessment with special reference to *Sphagnum* bogs. *Wetlands Ecology and Management* 11: 109-119.
- Grace, J.B. & Wetzel, R.G. 1981. Habitat partitioning and competitive displacement in cattails (*Typha*): experimental field studies. *The American Naturalist* 118: 463-474.
- Graf, M.D. & Rochefort, L. accepted. Techniques for restoring fen communities on cut-away peatlands in North America. *Applied Vegetation Science*
- Guinan, L., O'Commor, À., O'Commor, M. & Sheehy Skeffington, M. 1998. Small-scale vegetation patterns on a raised bog, Co. Offaly, and an atlantic blanket bog, Co. Galway, Ireland. pp. 66-86, *in* Standen, V., Tallis, J.H. & Meade, R. (éd.), *Patterned mires and mire pools - Origin and development; flora and fauna*. British Ecological Society, University of Durham, Durham.
- Hansson, L.-A., Brönmark, C., Nilsson, A.P. & Abjörnsson, K. 2005. Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology* 50: 705-714.

- Harrison, S., Ross, S.J. & Lawton, J.H. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61: 151-158.
- Hawkins, B.A. 2001. Ecology's oldest pattern? *Endeavour* 25: 133.
- Héban, C. 1977. The conducting tissues of bryophytes. J. Cramer, Germany. 157 pp.
- Hooper, D.U., Chapin III., F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. & Wardle, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Hooper, D.U. & Vitousek, P.M. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* 277: 1302-1305.
- Hunter, M.L. 2002. *Fundamentals of conservation biology* (2nd ed.). Blackwell Science, Abingdon, England. 547 pp.
- Huopalaainen, M., Tuittila, E.-S., Vanha-Majamaa, I., Nousiainen, H., Laine, J. & Vasander, H. 2001. Effects of long-term aerial pollution on soil seed banks in drained pine mires in southern Finland. *Water, Air, & Soil Pollution* 125: 69-79.
- Huopalaainen, M., Tuittila, E.S., Laine, J. & Vasander, H. 1998. Seed and spore bank in a cut-away peatland twenty years after abandonment. *International Peat Journal* 8: 42-51.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* 113: 81-101.
- Karofeld, E. 1998. The role of bottom erosion in the development of bog pools. pp. 26-36, *in* Standen, V., Tallis, J.H. & Meade, R. (éd.), *Patterned mires and mire pools - Origin and development; flora and fauna*. British Ecological Society, University of Durham, Durham.
- Karofeld, E. 2001. Transplantation experiment to study the development of mud-bottoms. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology, Ecology* 50: 256-268.
- Kiessling, W. 2005. Long-term relationships between ecological stability and biodiversity in Phanerozoic reefs. *Nature* 433: 410-413.
- Lamers, L.P.M., Farhoush, C., Van Groenendael, J.M. & Roelofs, J.G.M. 1999. Calcareous groundwater raises bogs; the concept of ombrotrophy revisited. *Journal of Ecology* 87: 639-648.
- Lamers, L.P.M., Smolder, A.J.P. & Roelof, J.G.M. 2002. The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 107-130.

- Lavoie, C., Grosvernier, P., Girard, M. & Marcoux, K. 2003. Spontaneous revegetation of mined peatlands: an useful restoration tool? *Wetlands Ecology and Management* 11: 97-107.
- 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* 25: 64-75.
- Lavoie, C., Zimmermann, C. & Pellerin, S. 2001. Peatland restoration in southern Québec (Canada): a paleoecological perspective. *Écoscience* 8: 247-258.
- Legendre, P. & Gallagher, E.D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.
- Ley, L.M. & Crowe, J.M. 1999. An enthusiasts guide to the liverworts and hornworts of Ontario. Lakehead University, Thunder Bay, Ontario. 135 pp.
- Lindsay, R.A., Riggall, J. & Burd, F. 1985. The use of small-scale surface patterns in the classification of British peatlands. *Aquilo Series Botanica* 21: 69-79.
- Linton, S. & Goulder, R. 2000. Botanical conservation value related to origin and management of ponds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 10: 77-91.
- Lundholm, J.T. & Larson, D.W. 2003. Relationships between spatial environmental heterogeneity and plant species diversity on a limestone pavement. *Ecography* 26: 715-722.
- MacArthur, R.H. & MacArthur, J.W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- Magurran, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell, Malden, MA. 256 pp.
- Mazerolle, M.J. 2005. Peatlands and green frogs: a relationship regulated by acidity? *Écoscience* 12: 60-67.
- Mazerolle, M.J., Poulin, M., Lavoie, C., Rochefort, L., Desrochers, A. & Drolet, B. 2006. Animals and vegetation patterns in natural and man-made bog pools: implications for restoration. *Freshwater Biology* 51: 333-350.
- McNaughton, S.J. 1968. Autotoxic feedback in relation to germination and seedling growth in *Typha latifolia*. *Ecology* 49: 367-369.
- Money, R.P. & Wheeler, B.D. 1999. Some critical questions concerning the restorability of damaged raised bogs. *Applied Vegetation Science* 2: 107-116.

- Murkin, H.R. & Batt, B.D.J. 1987. The interactions of vertebrates and invertebrates in peatlands and marshes. *Memoirs of The Entomological Society of Canada* 140: 15-30.
- Naeem, S. & Li, S. 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature* 390: 507-509.
- Natural Resources Canada. 2006. Canada's Wetland, distribution, wetland regions. En ligne, http://terreshumides.cfl.scf.rncan.gc.ca/regions/distribution_e.htm, page consultée le 2-10-2006.
- Nicolet, P., Biggs, J., Fox, G., Hodson, M.J., Reynolds, C., Whitfield, M. & Williams, P. 2004. The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biological Conservation* 120: 261-278.
- Nordbakken, J.-F. 1996. Plant niches along water-table gradient on an ombrotrophic mire expanse. *Ecography* 19: 114-121.
- Nordbakken, J.-F. 2000. Fine-scale persistence of boreal bog plants. *Journal of Vegetation Science* 11: 269-276.
- Noss, R.F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at the nature conservancy (USA). *Biological Conservation* 41: 11-37.
- Oertli, B., Joye, D.A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J.-B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59-70.
- Okland, R.H. 1990. A phytoecological study of the mire Northem Kisselbergmossen, SE Norway. III. Diversity and habitat niche relationships. *Nordic Journal of Botany* 10: 191-220.
- Paasio, I. 1934. Ueber die Lebermoore der Hochmoore Finnlands. *Annales botanici societatis zoologicae-botanicae Fennicae Vanamo* 5: 20-30.
- Palmer, M.A., Bell, S.L. & Butterfield, I. 1992. A botanical classification of standing water in Britain: application for conservation and monitoring. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2: 125-143.
- Palmer, M.W. 1992. The coexistence of species in fractal landscapes. *The American Naturalist* 139: 375-397.
- Pellerin, S. 2003. Des tourbières et des hommes. L'utilisation des tourbières dans la région de Rivière-du-Loup – L'Isle-Verte. *Le Naturaliste canadien* 127: 18-23.

- Petrone, R.M., Price, J.S., Waddington, J.M. & von Waldow, H. 2004. Surface moisture and energy exchange from a restored peatland, Quebec, Canada. *Journal of Hydrology* 295: 198-210.
- Poulin, M., Careau, D., Rochefort, L. & Desrochers, A. 2002. From satellite imagery to peatland vegetation diversity: how reliable are habitat maps? *Conservation Biology* 6: 16, en ligne, <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art16/>.
- 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.
- Poulin, M., Rochefort, L., Quinty, F. & Lavoie, C. 2005. Spontaneous revegetation of mined peatland in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* 83: 539-557.
- Price, J.S., Rochefort, L. & Quinty, F. 1998. Energy and moisture consideration on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and *Sphagnum* regeneration. *Ecological Engineering* 10: 213-312.
- Quinty, F. & Rochefort, L. 1997. Plant reintroduction on a harvested peat bog. pp. 133-145, *in* Trettin, C.C., Jurgensen, M.F., Grigal, D.R., Gale, M.R. & Jeglu, J.K. (éd.), Northern forested wetlands ecology and management. CRC Lewis Publishers, Boca Raton, New-york, London and Tokyo.
- Quinty, F. & Rochefort, L. 2003. Guide de restauration des tourbières, deuxième édition. Association canadienne de mousse de sphaigne et Ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick, Québec, Québec. 120 pp.
- Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235: 167-171.
- Robitaille, A. & Saucier, J.-P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Gouvernement du Québec, Québec. 214 pp.
- Robroek, B.J.M., Limpens, J., Breeuwer, A., Crushell, P.H. & Schouten, M.G.C. 2007. Interspecific competition between *Sphagnum* mosses at different water tables. 21: 805-812.
- Rochefort, L. 2000. *Sphagnum*: a keystone genus in habitat restoration. *The Bryologist* 103: 503-508.
- Rochefort, L. 2001. Restauration écologique. pp. 349-504, *in* Payette, S. & Rochefort, L. (éd.), *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec.

- Rochefort, L. & Campeau, S. 2002. Recovery of donor sites used for peatland restoration. pp. 244-251, in Schmilewski, G. & Rochefort, L. (éd.), Peat in horticulture, quality and environmental challenges. International Peat Society, Pärnu, Estonia.
- Rochefort, L. & Quinty, F. 1997. Restoration of peatland vegetation: the case of damaged or completely removed acrotelm. *International peat journal* 7: 20-28.
- Rochefort, L., Quinty, F., Campeau, S., Johnson, K. & Malterer, T. 2003. North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management* 11: 3-20.
- Rydin, H. 1985. Effect of water level on desiccation of *Sphagnum* in relation to surrounding sphagna. *Oikos* 45: 374-379.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Salonen, V. 1987. Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting. *Holarctic Ecology* 10: 171-174.
- SAS Institute. 1999-2001. SAS Proprietary Software. Release 8.02. Cary, N.C: SAS Institute, Inc.
- SAS Institute. 2003. Language Guide. Release 9.1. Cary, N.C: SAS Institute, Inc.
- Scheffer, M., van Geest, G.J., Zimmer, K., Jeppesen, E., Sondergaard, M., Butler, M.G., Hanson, M.A., Declerck, S. & De Meester, L. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227-231.
- Schuster, R.M. 1966. The hepaticae and anthocerotae of North America east of the hundredth meridian. Columbia University press, New York and London. 802 pp.
- SERi (2004). The SER international primer on ecological restoration, www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Siemann, E., Tilman, D. & Haarstad, J. 1996. Insect species diversity, abundance and body size relationships. *Nature* 380: 704-706.
- Sliva, J. & Pfadenhauer, J. 1999. Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany: a comparison of methods. *Applied Vegetation Science* 2: 137-148.
- Smits, M.J.A., van Duinen, G.A., Bosman, J.G., Brock, A.M.T., Javois, J., Kuper, J.T., Peeters, T.M.J., Peeters, M.A.J. & Esselink, H. 2002. Species richness in a species

- poor system: aquatic macroinvertebrates of Nigula Raba, an intact raised bog system in Estonia. pp. 283-291, *in* Schmilewski, G. & Rochefort, L. (éd.), Peat in horticulture, quality and environmental challenges. International peat society, Pärnu, Estonia.
- Smolders, A.J.P., Tomassen, H.B.M., Lamers, L.P.M., Lomans, B.P. & Roelofs, J.G.M. 2002. Peat bog restoration by floating raft formation: the effects of groundwater and peat quality. *Journal of Applied Ecology* 39: 391-401.
- Society for Ecological Restoration International and IUCN Commission on Ecosystem Management (2004). Ecological restoration, a means of conserving biodiversity and sustaining livelihoods. Tucson, Arizona, USA and Gland, Switzerland.
- Standen, V., Rees, D., Thomas, C.J. & Foster, G.N. 1998. The macro-invertebrate fauna of pools in open and forested patterned mires in the Sutherland Flows, north Scotland. pp. 147-155, *in* Standen, V., Tallis, J.H. & Meade, R. (éd.), Patterned mires and mire pools - Origin and development; flora and fauna. British Ecological Society, University of Durham, Durham.
- Statzner, B. & Moss, B. 2004. Linking ecological function, biodiversity and habitat: a mini-review focusing on older ecological literature. *Basic and Applied Ecology* 5: 97-106.
- Steiner, N.C. & Kohler, W. 2003. Effects of landscape patterns on species richness: a modelling approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 353-361.
- Sundberg, S., Hansson, J. & Rydin, H. 2006. Colonization of *Sphagnum* on land uplift islands in the Baltic Sea: time, area, distance and life history. *Journal of Biogeography* 33: 1479-1491.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 1998. Canoco release 4: reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for Canonical Community Ordination. Ithaca, New-York, USA.
- Thibault, J.J. 2005. Communication personnelle, Ministère des Ressources naturelles, Bathurst, Nouveau-Brunswick.
- Tilman, D., Wedin, D. & Knops, J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379: 718.
- Tilman, D., Reich, P.B. & Knops, J.M.H. 2006. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* 441: 629-632.
- Tuittila, E.-S., Vasander, H. & Laine, J. 2000. Impact of rewetting on the vegetation of a cut-away peatland. *Applied Vegetation Science* 3: 205-212.

- van Duinen, G.-J.A., Brock, A.M.T., Kuper, J.T., Leuven, R.S.E.W., Peeters, T.M.J., Roelofs, J.G.M., van der Velde, G., Verberk, W.C.E.P. & Esselink, H. 2003. Do restoration measures rehabilitate fauna diversity in raised bogs? A comparative study on aquatic macroinvertebrates. *Wetlands Ecology and Management* 11: 447-459.
- Vasander, H., Tuittila, E.S., Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M., Sallantausta, T., Heikkilä, R., Pitkänen, M.L. & Laine, J. 2003. Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management* 11: 51-63.
- Verberk, W.C.E.P., van Duinen, G.A., Brock, A.M.T., Leuven, R.S.E.W., Siepel, H., Verdonschot, P.F.M., van der Velde, G. & Esselink, H. 2006. Importance of landscape heterogeneity for the conservation of aquatic macroinvertebrate diversity in bog landscapes. *Journal for Nature Conservation* 14: 78-90.
- Vitt, D.H., Li, Y. & Belland, R.J. 1995. Patterns of bryophyte diversity in peatlands of continental western Canada. *The Bryologist* 98: 218-227.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P. & Sear, D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in southern England. *Biological Conservation* 115: 329-341.
- Zedler, J.B. 2000. Restoration of biodiversity to coastal and inland wetlands. pp. 311-330, *in* Gobal, B., Junk W.J. & Davis, J.A. (éd.), *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden.

Annexe 1

Pokesudie

Le site de Pokesudie se trouve en Péninsule Acadienne sur la côte nord-est du Nouveau-Brunswick. Cette tourbière, située sur une île, est bordée de près par la mer. Son exploitation a débuté dans les années 1960. Depuis, 100 ha ont été exploités. Les activités ont cessé en 2002 suite aux dommages causés par le débordement d'eau salée sur le site lors d'une tempête hivernale. La tourbe affectée par le sel ne pouvait en effet plus être commercialisée. La tempête n'a pas eu le même impact sur tout le site. La tourbe de certaines sections a un contenu en sel plus élevé que d'autres. Ainsi, la section C2 est la plus touchée, la section C1 l'est faiblement et B2 ne contient pas de sel (Figure A1). Quatorze mares ont été creusées dans la partie C1. Jusqu'à maintenant les tentatives pour introduire de la végétation sur le site n'ont pas été un succès. Le milieu est très hostile à l'établissement d'une nouvelle végétation. Les vents soufflent forts, le substrat est instable et le niveau de la nappe phréatique fluctue énormément. Les mares ont été creusées pour concentrer les surplus d'eau à ces endroits et éviter que le reste du site ne soit inondé. Certaines mares sont en forme de U (8 m x 25 m) alors que d'autres sont rectangulaires (8m x 22 m). Toutes les mares ont une pente faible et une pente abrupte. La faible épaisseur de la tourbe résiduelle fait en sorte que le sol minéral a été atteint lorsque les mares ont été creusées. Ce sol est mélangé à la tourbe sur les berges des mares.

Deux expériences ont été mises en place sur le site de Pokesudie (Figure A1). La première visait à mesurer le potentiel d'introduction d'arbustes (*Myrica gale*, *Spirea latifolia*, *Aronia melanocarpa*) et de *Salix fragilis* par transplants. Ces arbres et arbustes ont été sélectionnés parce qu'ils se reproduisent facilement de manière végétative et ont une grande plasticité et donc une grande facilité d'adaptation. Sur des andins de tourbe construits pour empêcher l'entrée à nouveau d'eau salée sur les terrains en exploitation entre la tourbière et la mer, il avait été noté que le myrique baumier s'y propageait abondamment de manière spontanée. Tous les arbustes mentionnés ci-haut sont aussi présents abondamment dans la région. La seconde expérience consistait à introduire de la végétation, récoltée dans une ancienne cannebergière située sur le site, selon la méthode de « transfert du tapis muscinal »

(Quinty & Rochefort 2003). L'ancienne cannebergière avait été naturellement recolonisée par plusieurs herbacées et éricacées ainsi que par quelques bryophytes.

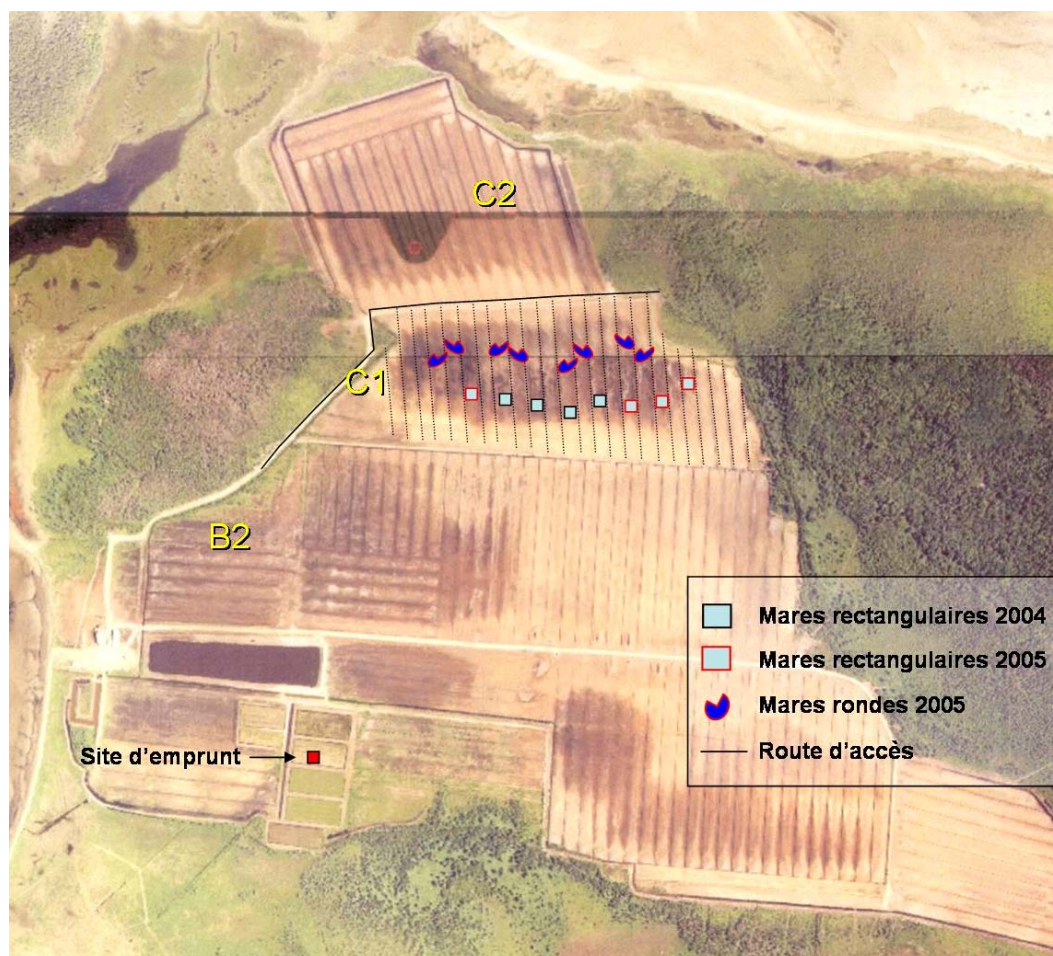


Figure A1 : Photo aérienne du site de Pokesudie montrant les 16 mares creusées dans la partie C1 et le site d'emprunt situé dans l'ancienne cannebergière. L'année apparaissant à côté des différents types de mares dans la légende est l'année de création de ces mares.

Des branches de *S. fragilis* ($n = 216$) mesurant entre un et trois centimètres de diamètre et entre 0,8 m et un mètre de long ont été coupées. Elles ont été plantées sur le bord de quatre mares (54 par mare). Avant de les planter, le bout a été trempé dans de l'hormone de croissance 0,4% IBA en poudre pour favoriser l'enracinement. La moitié de la branche a été enfoncée dans le sol, l'autre moitié est restée à l'extérieur. Des *M. gale*, *S. latifolia* et *A. melanocarpa* ont été déracinés à l'aide d'une pelle mécanique. Les arbustes ont été divisés

en 144 plants dont le système racinaire mesurait 15 cm x 15 cm. Ces plants ont été introduits sur le bord de quatre mares (36 par mare).

Comme la berge des mares de Pokesudie est caractérisée par la présence de sol minéral mélangé à de la tourbe, il fallait cibler une végétation adaptée à ce type de sol et aux inondations. La végétation se trouvant dans une cannebergière abandonnée du site a attiré notre attention (Figure A1). La dépression où elle poussait laisse présager une adaptation à un haut niveau de la nappe phréatique au printemps et à l'automne. Trois quadrats de 24 m² ont été sélectionnés pour récolter le plus d'espèces possible. Un relevé de la végétation a été fait pour pouvoir évaluer le taux d'établissement des espèces réintroduites. La végétation a été récoltée à l'aide d'une pelle mécanique sur une épaisseur de 25 cm. Les trois quadrats ont été mis dans un épandeur à fumier de façon à homogénéiser et déchiqueter le matériel végétal. Celui-ci a été étendu sur le bord de huit mares (4 rectangulaires et 4 rondes) sur une surface de 36 m² (1,8 m de large x 20 m de long) pour chaque mare. Un paillis de paille (3000 kg/ha) a été étendu par-dessus la végétation. Un filet photodégradable a été placé par-dessus la paille pour éviter l'érosion par l'eau ou le vent. Ces deux expériences ont été mises en place à titre observatoire. L'absence de différents traitements ne permet pas d'analyser statistiquement les résultats, mais je présente ci-bas des pourcentages moyen d'établissement pour chacune des espèces et ce, pour les deux essais expérimentaux.

Les résultats montrent que les saules transplantés se sont bien établis malgré les conditions difficiles. Leur pourcentage de survie moyen était de 68% après deux ans. Les arbres vivants avaient en moyenne trois nouvelles pousses la deuxième année. Leur hauteur moyenne est passée de 45 cm à 57 cm en deux ans. Les arbustes se sont encore mieux établis que les saules avec un pourcentage de survie moyen de 79%. Afin de laisser la végétation établie sur le site, l'étendue des racines après deux ans n'a pas été évaluée. De même, la végétation provenant de la cannebergière s'est régénérée autour des mares (Tableau A1). La présence du sol minéral a sûrement contribué à une reprise de la végétation autour des mares. Parmi les espèces transplantées, *Eriophorum angustifolium* était l'espèce la mieux établie après deux ans avec un recouvrement moyen de 32%. Les autres espèces avaient toutes un pourcentage de recouvrement moyen inférieur à 5%.

Barbilophozia attenuata, le bryophyte dominant dans la cannebergière avant la récolte s'est tout de même implanté autour des mares, mais son pourcentage de recouvrement moyen reste faible (4%) comparativement à celui mesuré au site d'emprunt (62%).

La prise de données s'est faite alors qu'un court laps de temps (à peine deux saisons de croissance) s'était écoulé depuis l'introduction de la végétation. Une prise de donnée à plus long terme permettra de mesurer de façon plus juste l'établissement de la végétation introduite autour des mares de Pokesudie. Les résultats obtenus à ce jour indiquent tout de même que l'établissement de la végétation autour des mares était supérieur à celui mesuré dans des parcelles situées ailleurs sur le site (Breathnach, données non publiées). L'introduction d'espèces, telles que *Carex brunesscens*, *Juncus balticus*, *Juncus buffonius*, *Spartina patens* et *Spartina pectinata*, à l'aide de diverses techniques, a conduit à un recouvrement de la végétation variant de 0% à 15% dans ces parcelles après un an. À la lumière des résultats obtenus à court terme, il est donc possible de croire que la création de mares dans des tourbières très perturbées comme Pokesudie permet de revégétaliser le site en partie. Cela pourrait également attirer des oiseaux et des invertébrés. D'autres études permettront de le confirmer.

Tableau A1 Pourcentage de recouvrement des espèces (\pm écart type) avant la récolte dans la cannebergère et deux ans après la transplantation autour des mares créées. Les pourcentages de recouvrement plus faibles que 1% sont indiqués par un P pour présence.

	Cannebergère	Mares
<i>Agrostis scabra</i> Willd.	0	5 (8)
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	0	1 (6)
<i>Bidens frondosa</i> L.	0	3 (3)
<i>Carex brunnescens</i> (Pers.) Poir.	7 (8)	P
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck.	25 (19)	32 (29)
<i>Eriophorum russeolum</i> Fr. ex Hartm.	2 (5)	0
<i>Hypericum ellipticum</i> Hook.	1 (1)	2 (4)
<i>Hypericum virgatum</i> Lam.	3 (2)	0
<i>Juncus articulatus</i> L.	3 (4)	0
<i>Barbilophozia attenuata</i> (Mart.) Loeske	62 (39)	4 (6)
<i>Lysimachia terrestris</i> (L.) Britton, Sterns & Poggenb	7 (9)	P
<i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb.	0	1 (1)
<i>Polytrichum commune</i> Hedw.	1 (3)	P
<i>Scirpus atrocinctus</i> Fern.	1 (5)	1 (6)
<i>Vaccinium macrocarpon</i> Aiton	8 (8)	1 (1)