



# **La régénération spontanée d'une tourbière manitobaine après extraction de la tourbe : diversité des assemblages végétaux et propositions d'aménagement**

**Mémoire**

**Félix Gagnon**

**Maîtrise de recherche en aménagement du territoire et développement régional  
M.ATDR**

Québec, Canada

© Félix Gagnon, 2016

**La régénération spontanée d'une tourbière manitobaine après  
extraction de la tourbe : diversité des assemblages végétaux et  
propositions d'aménagement**

**Mémoire**

**Félix Gagnon**

Sous la direction de :

Claude Lavoie, directeur de recherche  
Line Rochefort, codirectrice de recherche

## Résumé

L'extraction de la tourbe à des fins horticoles laisse parfois un écosystème résiduel avec une tourbe de type minérotrophe qui ne retrouve pas un couvert végétal représentatif d'un milieu naturel sans assistance humaine. Par contre, on peut y retrouver des couverts végétaux "spontanés" très importants. Mieux connaître ces tourbières pourrait permettre de comprendre les facteurs favorisant le retour de la végétation après une perturbation importante. La tourbière de Moss Spur (Manitoba) fait partie de ces tourbières s'étant revégétées de façon naturelle et constitue l'objet de ce mémoire. Dix-neuf ans se sont écoulés entre la cessation des activités d'extraction et la collecte des données. Le site a été séparé en 24 secteurs, sur lesquels ont été répartis 97 quadrats de végétation et 47 puits de mesure de la nappe phréatique. En plus des données de végétation et de nappe phréatique, plusieurs variables environnementales ont été mesurées. Une analyse de groupement a été faite sur les données de végétation et des analyses multivariées ont été effectuées révélant que le pH de l'eau, l'épaisseur de tourbe résiduelle et la nappe phréatique sont les variables ayant le plus de pouvoir explicatif. Les trois groupes de quadrats inventoriés ont des assemblages végétaux bien distincts, s'apparentant à ceux qu'on trouve dans des fens modérément riches, des bogs ou des marais. Le pH de l'eau (allant de 4,27 à 6,88) est lié positivement avec le gradient de végétation bog-fen-marais et varie grandement à l'échelle de la tourbière, donnant ainsi un paysage de mosaïque qui représente les différences chimiques du site. Les résultats indiquent qu'une tourbière de type minérotrophe peut retrouver une végétation de milieu humide sans assistance humaine autre que certaines actions de remouillage.

# Table des matières

Résumé .....	I
Table des matières .....	II
Liste des tableaux.....	III
Liste des figures.....	IV
Remerciements.....	V
1 Introduction .....	- 1 -
2 Site d'étude .....	- 6 -
3 Méthodologie .....	- 10 -
3.1 Plan d'échantillonnage.....	- 10 -
3.2 Collecte des données .....	- 11 -
3.3 Variables .....	- 13 -
3.4 Analyses statistiques .....	- 13 -
4 Résultats.....	- 15 -
4.1 Variables spatio-historiques.....	- 15 -
4.2 Variables abiotiques .....	- 15 -
4.3 Aperçu général de la végétation .....	- 16 -
4.4 Groupements végétaux .....	- 18 -
4.5 Corrélations espèces – variables.....	- 23 -
4.6 Variations dans les assemblages végétaux en lien avec les variables .....	- 23 -
5 Discussion .....	- 28 -
5.1 Le site de Moss Spur dans son ensemble .....	- 28 -
5.2 Les trois groupements végétaux de Moss Spur .....	- 30 -
6 Conclusion .....	- 34 -
Bibliographie .....	- 38 -
Annexe 1.....	- 43 -

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Richesse spécifique et fréquence d'apparition moyenne par type de plante et par groupement de quadrats dans la tourbière de Moss Spur .....	- 18 -
Tableau 2 : Résultats de l'analyse de groupement <i>K-means</i> , séparation des quadrats en trois groupes : G1 <i>Scirpus</i> , G2 <i>Trichophorum</i> et G3 <i>Eriophorum</i> .....	- 19 -
Tableau 3 : Fréquence d'apparition moyenne des espèces ayant une fréquence d'apparition d'au moins 5 % dans au moins un groupe et variables abiotiques mesurées au sein de chaque groupe de quadrats d'échantillonnage de la tourbière de Moss Spur .....	- 22 -

## Liste des figures

Figure 1 : Vue d'ensemble de la tourbière de Moss Spur avec ses 24 secteurs et l'emplacement des puits d'observation de la nappe phréatique et des quadrats d'échantillonnage.....	- 8 -
Figure 2 : Photographies aériennes historiques de la tourbière de Moss Spur pour les années 1948, 1955, 1970 et 1983 .....	- 9 -
Figure 3 : Cartes A) du niveau de la nappe phréatique, B) de la différence de niveau de la nappe mesurée entre les deux séries de prises de données effectuées à l'été 2014, C) de l'épaisseur de la tourbe résiduelle et D) du pH de l'eau pour la tourbière de Moss Spur. ....	- 17 -
Figure 4 : Photographies de différentes sections de Moss Spur : A) Section A, G1 ( <i>Scirpus</i> ); B) Section C, G2 ( <i>Trichophorum</i> ); C) Section D, G2 ( <i>Trichophorum</i> ); D) Section J, G3 ( <i>Eriophorum</i> ) .....	- 21 -
Figure 5 : Résultats des régressions multiples effectuées entre les 10 espèces de plantes vasculaires et les quatre espèces de bryophytes les plus fréquemment observés dans l'ensemble de la tourbière de Moss Spur et les variables abiotiques mesurées .....	- 25 -
Figure 6 : Analyse en composantes principales (ACP) illustrant la variation de la composition en espèces des quadrats d'échantillonnage de la végétation du site de Moss Spur d'une part, et l'association des espèces avec les quadrats d'autre part .....	- 26 -
Figure 7 : Analyse de redondance (ADR) illustrant l'influence des variables abiotiques sur la composition en espèces des quadrats d'échantillonnage de la végétation du site de Moss Spur.....	- 27 -

## Remerciements

Merci à Claire Boismenu pour ses conseils, à Alain Brousseau pour les analyses chimiques, à Cliff Duma pour l'aide dans la reconstitution de l'histoire d'extraction du site d'étude, à Elisabeth Groeneveld pour l'aide dans la collecte et la compilation des données, à Melanie Hawes pour sa contribution à la compréhension de l'hydrologie du site, à Sandrine Hogue-Hugron pour son aide dans l'analyse des données, à Sylvain Jutras pour ses conseils sur la méthodologie, à Claude Lavoie pour tout son support, ses conseils et son rôle dans l'écriture de ce mémoire, à Marie-Claire LeBlanc pour l'organisation de l'été de terrain, à Connie Proceviat pour l'assistance sur le terrain, à Line Rochefort pour ses conseils et son rôle de co-directrice, à Jonathan Rosset pour son rôle important dans la collecte des données, à Stephanie Singh pour son aide dans la collecte des données et à Peter Whittington pour sa contribution à la compréhension de l'hydrologie du site.

Merci à l'entreprise SunGro horticulture pour l'aide financière, pour avoir donné accès au site d'étude et pour avoir fourni de l'aide sur le terrain.

Ce mémoire a été financé grâce à une subvention du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada en partenariat avec l'industrie canadienne de la tourbe (CSPMA).

# 1 Introduction

La restauration des écosystèmes ayant été dégradés par des activités humaines est une discipline scientifique en pleine expansion (Suding, 2011). Bien que la restauration soit une pratique faisant appel au travail de plusieurs spécialistes, les écologistes ont un rôle important à jouer dans la mise en œuvre des projets puisque leur compréhension du fonctionnement des écosystèmes est à la base de toute planification et entreprise de restauration écologique. Le concept de restauration a été défini par la Society for Ecological Restoration comme « *une action intentionnelle qui initie ou accélère l'autoréparation d'un écosystème* » (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004, p. 2). Cette “autoréparation” est bien souvent l’œuvre d’espèces végétales : il est donc important de prendre en compte le rôle écologique des plantes qui sont réintroduites dans l’écosystème, que ce soit de manière volontaire ou par un processus de dissémination naturelle, afin d’assurer le retour des fonctions de l’écosystème et des services qu’il procure (Shackelford et al., 2013). Pour sa part, la restauration des tourbières minérotrophes, contrairement à la restauration des tourbières ombrotrophes, n’est pas une pratique bien maîtrisée en Amérique du Nord et elle mérite qu’on s’y attarde davantage (Chimner et al. 2016).

Les tourbières utilisées à des fins industrielles constituent un exemple d’écosystèmes qui nécessitent une restauration. Les tourbières dont la tourbe a été extraite sont souvent des environnements hostiles à la recolonisation par les espèces qui constituaient le couvert végétal d’origine (voir par exemple Triisberg et al., 2011). Afin d’être exploitée, une tourbière doit tout d’abord être drainée à l’aide de canaux. On retire en premier lieu l’acrotelme, c’est-à-dire la couche de tourbe en surface à l’intérieur de laquelle la nappe phréatique fluctue. La tourbe est ensuite extraite par aspiration sur une période s’étendant sur plusieurs décennies. Tout ce processus n’est pas sans endommager l’écosystème. Le drainage et le passage répété de la machinerie lourde entraîne une compaction du sol et une diminution de la conductivité hydraulique de la tourbe en surface (Price et al., 2003). Le niveau de la nappe phréatique s’abaisse et la structure diplothemique du sol est perdue (Price, 1996). L’assèchement de la tourbe en surface nuit à la recolonisation par les sphaignes et les autres espèces de plantes une fois que le site n’est plus utilisé



(Poulin et al., 2005). Même si les canaux de drainage sont bloqués et que la nappe phréatique remonte vers la surface, ce qui améliore quelque peu les conditions de croissance, les plantes sont confrontées au phénomène du soulèvement gélival (Groeneveld et Rochefort, 2002) qui déracine les jeunes plants. Tous ces facteurs nuisent grandement au phénomène de revégétation dite “spontanée” (Lavoie et al., 2005a).

La revégétation spontanée est le processus par lequel un écosystème perturbé ayant perdu son couvert végétal voit ce couvert se rétablir, soit en son état initial, soit en un autre état, et ce, sans intervention humaine. Le phénomène a été étudié à plusieurs reprises dans les tourbières. Girard et al. (2002) ont identifié le niveau de la nappe phréatique, l'épaisseur de la tourbe résiduelle et le pH de l'eau comme les principaux facteurs influençant la qualité de la revégétation. Lanta et al. (2004) ont remarqué que la végétation s'installe principalement en bordure des canaux de drainage, là où les conditions hydrologiques sont les meilleures. Poulin et al. (2005) ont constaté que les tourbières où la tourbe fut extraite à la main ont un plus fort couvert végétal que celles qui furent aspirées et où la tourbe est plus sèche et plus compacte au moment de la cessation des activités d'extraction. La présence de tourbières non perturbées à proximité peut aussi expliquer la nature et la composition de la revégétation spontanée puisqu'elles constituent des sources importantes de diaspores (Konvalinková et Prach, 2014).

Il serait intéressant de pouvoir identifier dès le départ les sites perturbés qui ont le potentiel de se revégéter spontanément avec des plantes assurant le retour des fonctions écosystémiques. On pourrait ainsi laisser la nature faire son travail et concentrer les ressources humaines, logistiques et financières aux sites qui nécessitent une activité de restauration plus soutenue. Cependant, toute revégétation ne mène pas nécessairement à un couvert végétal satisfaisant en tourbière. D'abord, de manière générale, les tourbières qui ont été aspirées ont, même après plusieurs années, un couvert végétal très faible avec fort peu de sphagnes (Poulin et al., 2005; Graf et al., 2008; González et al., 2013). Certaines rares espèces de plantes vasculaires opportunistes profitent parfois de la situation pour coloniser les surfaces de tourbe desséchées, souvent de façon massive. C'est notamment le cas de la linaigrette à large gaine (*Eriophorum vaginatum*) qui peut recouvrir

presqu'entièrement le sol de certaines tourbières (Lavoie et al., 2005b), situation très rarement observée en milieu non perturbé. Les tourbières post-extraction sont aussi susceptibles d'être colonisées par des arbres comme le bouleau gris (*Betula populifolia*), arbres qui accentuent les pertes d'eau par phénomène d'évapotranspiration (Lavoie et Saint-Louis, 1999; Fay et Lavoie, 2009). Le genre *Typha*, souvent considéré envahissant dans les milieux humides (Hager, 2004; Shih et Finkelstein, 2008), peut, à l'occasion, s'établir assez densément dans les canaux de drainage d'une tourbière une fois les activités d'extraction terminées (Bourgeois et al., 2012). La plupart des chercheurs s'étant intéressés à la revégétation spontanée en tourbière recommande donc que des mesures de restauration se substituent au processus naturel de recolonisation végétale, qui est beaucoup trop lent, de manière à stabiliser le substrat et accélérer le retour d'un couvert de plantes représentatif des écosystèmes tourbeux (voir par exemple : Girard et al., 2002; Poulin et al., 2005; Graf et al., 2008; Nishimura et al., 2009). D'autres suggèrent néanmoins que la revégétation spontanée pourrait suffire, dans certains cas, pour ramener les tourbières sur leur trajectoire historique, à savoir qu'elles pourraient ainsi poursuivre un développement, influencé par l'accumulation progressive d'une couche de sol organique, qui ressemble à ce que l'on observe dans les sites non perturbés (González et al., 2013).

On ne compte plus guère de nos jours, du moins en Amérique du Nord, sur la revégétation spontanée pour restaurer le couvert végétal de la plupart des tourbières ombrotrophes (bogs) qui ont fait l'objet d'activités d'extraction de la tourbe, puisqu'il existe des techniques très efficaces en génie écologique pour atteindre beaucoup plus rapidement cet objectif. La méthode nord-américaine consiste à réintroduire par transfert du tapis muscinal du matériel végétal (surtout des sphaignes) en provenance d'un site donneur, à épandre un paillis pour protéger les mousses du dessèchement et à bloquer les canaux de drainage une fois les gros travaux de machinerie terminés (Graf et al., 2012). La méthode permet un retour rapide (quatre à sept ans) d'un couvert de sphaignes presque complet (Boudreau et Rochefort, 2008) et la création d'une microtopographie propre aux bogs naturels (Pouliot et al., 2011). Toutefois, l'extraction des couches supérieures de tourbe peut exposer une tourbe de type minérotrophe (fen) sous-jacente, essentiellement composée de restes de cypéracées et de mousses brunes (famille des Amblystegiaceae ou des

Calliergonaceae). Lamers et al. (2015) soutiennent qu'en de telles circonstances, il est préférable de restaurer ces sites en fonction de leur meilleur potentiel (ici, des fens) plutôt que de chercher à rétablir un état original, pré-perturbation, beaucoup plus difficile à obtenir (ici, des bogs). En effet, on a remarqué que les bogs où l'on a extrait de la tourbe jusqu'aux couches minérotrophes ont des propriétés chimiques qui ressemblent davantage à celles des fens (Wind-Mulder et al., 1996; Wind-Mulder et Vitt, 2000).

Peu de chercheurs se sont intéressés à la revégétation spontanée des fens ou des bogs dont la tourbe a été extraite jusqu'à la tourbe minérotrophe. En Amérique du Nord, Cooper et MacDonald (2000) ont été parmi les premiers à étudier le sujet. Au Colorado, 43 % des espèces trouvées dans les fens perturbés ne sont pas considérées représentatives des fens n'ayant pas subi de perturbation. La richesse végétale est aussi plus faible dans les fens perturbés (30 espèces) que dans les fens n'ayant pas été utilisés (122). Graf et al. (2008), dans leur étude des tourbières nord-américaines utilisées à des fins industrielles et avec tourbe résiduelle de type minérotrophe, ont remarqué dans ces sites une forte densité de plantes vasculaires de tourbières mais avec une absence de sphaignes et une faible présence des mousses brunes (couverture ~1 %). En Lettonie, une grande proportion (65 %) des plantes s'étant établies dans les tourbières ayant des conditions minérotrophes suite à des perturbations ne sont pas spécifiques aux tourbières (Priede et al., 2016). Ces études révèlent ainsi qu'une nappe phréatique élevée favorise le retour des espèces de tourbières, mais il n'y a pas de consensus quant à l'impact du pH de l'eau et de l'épaisseur de tourbe résiduelle sur la régénération.

En général, les tourbières avec tourbe minérotrophe résiduelle ont, tout comme les bogs, de la difficulté à retrouver un couvert végétal satisfaisant, à la différence près qu'elles sont souvent colonisées par une ou deux plantes ayant des comportements envahissants. On trouve aussi parfois, dans de telles tourbières, des couverts végétaux "spontanés" très importants (Graf et al., 2008) qui suggèrent qu'il serait possible, en certaines circonstances, de faire des interventions pour créer les conditions propices à cette revégétation naturelle afin de restaurer, à peu de frais, les autres tourbières où le phénomène ne se manifeste pas encore. Étudier plus à fond ces tourbières permettrait peut-être aussi d'apporter une réponse à une question à laquelle sont parfois confrontés

les restaurateurs (Lamers et al., 2015) : doit-on entreprendre des actions pour revenir à l'état historique de l'écosystème (bog) ou doit-on plutôt faire une restauration qui tienne compte des conditions nouvelles (fen) ? Autrement dit, serait-il plus pertinent de restaurer la tourbière avec des espèces minérotrophes dans ces conditions ?

L'objectif de ce projet de maîtrise est de comprendre le phénomène de revégétation spontanée qui se produit dans les tourbières ombrotrophes utilisées à des fins industrielles et qui présentent des conditions minérotrophes suite à l'extraction de la tourbe. De façon plus spécifique, il s'agit 1) de décrire les communautés végétales s'étant rétablies de manière spontanée, 2) de qualifier les différents assemblages de plantes observés et 3) d'associer des caractéristiques abiotiques et du paysage à ces mêmes assemblages. La première hypothèse qui sera testée dans ce mémoire est que la revégétation dans de telles tourbières est dominée par des espèces de milieux humides, en particulier de fens, et non de bogs. La seconde est que le niveau de la nappe phréatique (l'état de remouillage) est le principal facteur expliquant les différences observées entre les assemblages et que plus la nappe phréatique se situe près de la surface du sol, plus le couvert végétal ressemble à celui d'un fen. Exprimé autrement, je prédis qu'une nappe phréatique trop haute (bien au-dessus de la surface du sol) ou trop basse (bien en-deçà de la surface du sol) engendre des assemblages végétaux non représentatifs des tourbières (fens ou bogs). La troisième hypothèse sera que le pH et la conductivité électrique de l'eau sont les variables qui expliquent le plus la composition des assemblages après le niveau de nappe phréatique. Sur la base des travaux de Andersen et al. (2011), je prédis qu'un pH bas (~4,0) et une conductivité électrique basse (~57  $\mu\text{s}$ ) favorisent, localement, la présence des espèces de bogs, alors qu'un pH élevé (> 5,2) et une conductivité électrique élevée (> 80  $\mu\text{s}$ ) favorisent plutôt les espèces de fen.

## 2 Site d'étude

Dans le cadre de ce mémoire de maîtrise, je me suis concentré sur un site présentant une revégétation spontanée assez exceptionnelle quant à l'importance du couvert et sa diversité. La tourbière de Moss Spur est située dans le sud-est de la province du Manitoba (*circa* 49° 59' Nord et 96° 08' Ouest), à environ 60 km à vol d'oiseau à l'est de Winnipeg. Son altitude moyenne est de 280 m. La tourbière est située au point de rencontre entre le bouclier canadien et la plateforme intérieure. Elle est insérée dans un grand complexe tourbeux s'étendant sur plusieurs centaines de kilomètres carrés. La superficie de la tourbière où la tourbe a été extraite est de 430 ha (figure 1). Les parties de la tourbière qui n'ont pas été utilisées pour l'extraction de la tourbe se trouvent en périphérie et sont aujourd'hui couvertes par une forêt d'épinette noire (*Picea mariana*). Ce travail se concentre sur la zone centrale de 430 ha où la tourbe fut extraite.

La station météorologique la plus proche, PINAWA WNRE (Environnement Canada, 2014), est située à 20 km au nord de la tourbière. On y enregistre des précipitations annuelles moyennes de 578 mm, dont 464 mm tombent sous forme de pluie. La température annuelle moyenne est de 2,8 °C. La moyenne des températures pour le mois le plus froid est de -16,9 °C (janvier) et de 19,3 °C pour le mois le plus chaud (juillet).

La zone d'extraction de la tourbe était à l'origine ombrotrophe et au profil bombé. Cela peut être démontré en observant une photographie aérienne du site prise en 1948 (figure 2). On y aperçoit clairement un contraste entre le dôme ombrotrophe grossièrement circulaire situé au centre de l'image et les parties minérotrophes adjacentes. De plus, les autres îlots ombrotrophes situés sur les tourbières minérotrophes environnantes ont la même apparence (ton de gris) que Moss Spur. Le site est aujourd'hui dominé par des représentants de la famille des Cyperaceae (*Rhynchospora alba*, *Scirpus cyperinus*, *Trichophorum alpinum*) et du genre *Typha* (*T. angustifolia*, *T. latifolia*). Une partie importante de la superficie du site (environ 30 %) est inondée pendant toute la période estivale. La zone d'extraction est traversée par un chemin de fer (construction : décennie 1880) et une route de terre (construction : entre 1955 et 1970). La tourbe a été extraite du site de 1936 à

1995. La surface en exploitation dans la tourbière a considérablement changé au cours des années (figure 2). En 1948, seulement 8 % des 430 ha utilisés (au total) étaient en phase d'extraction. Ce pourcentage est passé à 53 % en 1955, à 92 % en 1970 et à 95 % en 1983. L'extraction s'est d'abord faite à la main avec des pelles, puis s'est poursuivie à l'aide de méthodes mécaniques (aspirateurs) un peu avant 1970. L'utilisation de la partie nord du site a cessé à la suite d'un feu accidentel ayant brûlé, en 1995, les usines ainsi qu'une bonne partie (environ 25 %) de la zone d'extraction, essentiellement au sud de la route. On ignore quelles furent les conséquences de ce feu sur la tourbière. L'extraction dans la partie sud du site s'est terminée en 1999. Les végétaux ont ensuite progressivement recolonisé le site. Malgré la fin des activités d'extraction de la tourbe, quelques canaux de drainage (figure 1) sont encore maintenus à l'état opérationnel car ils servent à drainer une autre tourbière au sud-ouest, toujours utilisée à des fins industrielles. Plusieurs castors ont élu domicile sur le site et ont érigé des barrages dans certains canaux de drainage, ce qui réduit probablement l'efficacité du système en place.

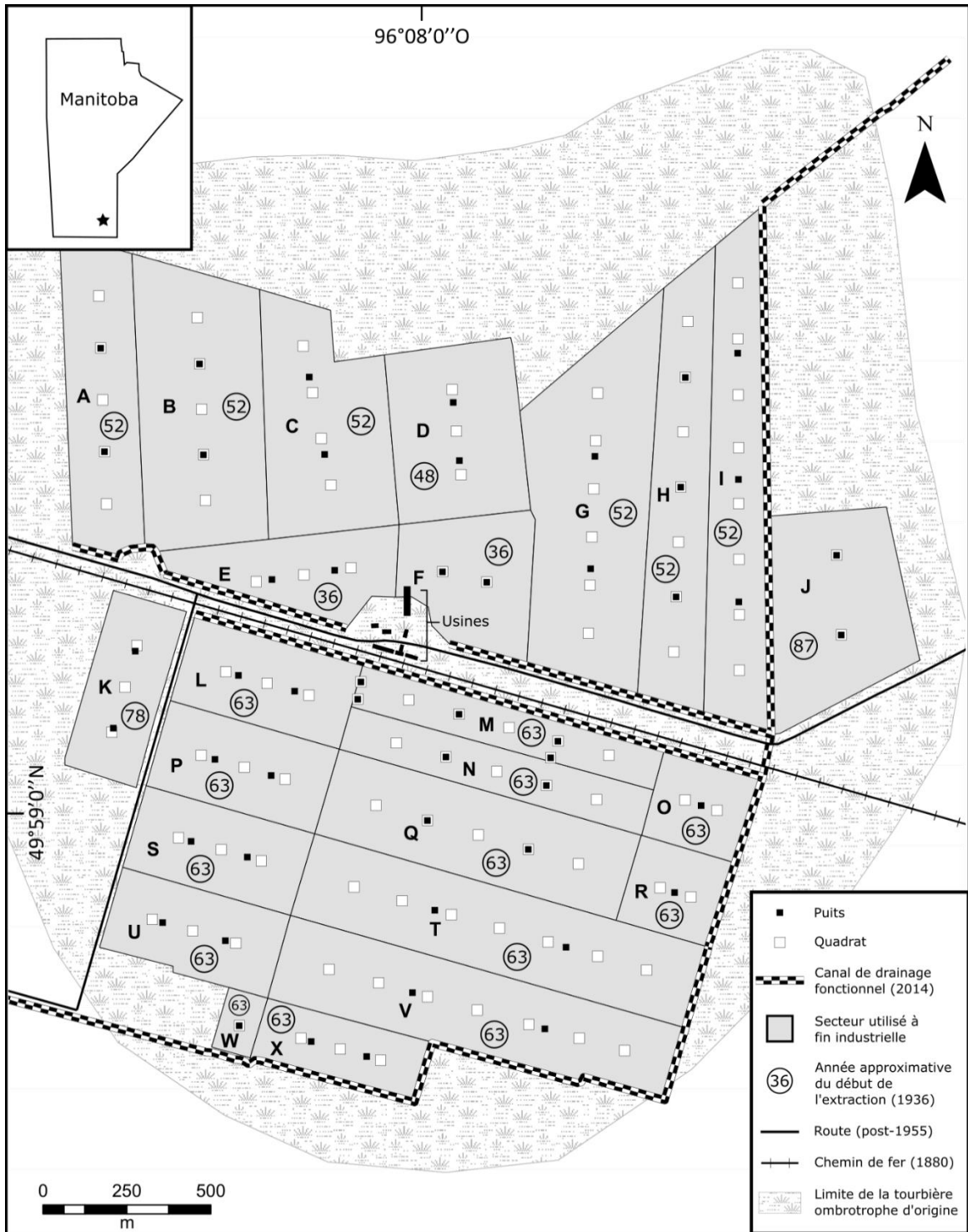


Figure 1 : Vue d'ensemble de la tourbière de Moss Spur avec ses 24 secteurs (séparés par les canaux de drainage principaux) et l'emplacement des puits d'observation de la nappe phréatique et des quadrats d'échantillonnage. L'année approximative du début de l'extraction de la tourbe selon les secteurs est aussi indiquée.

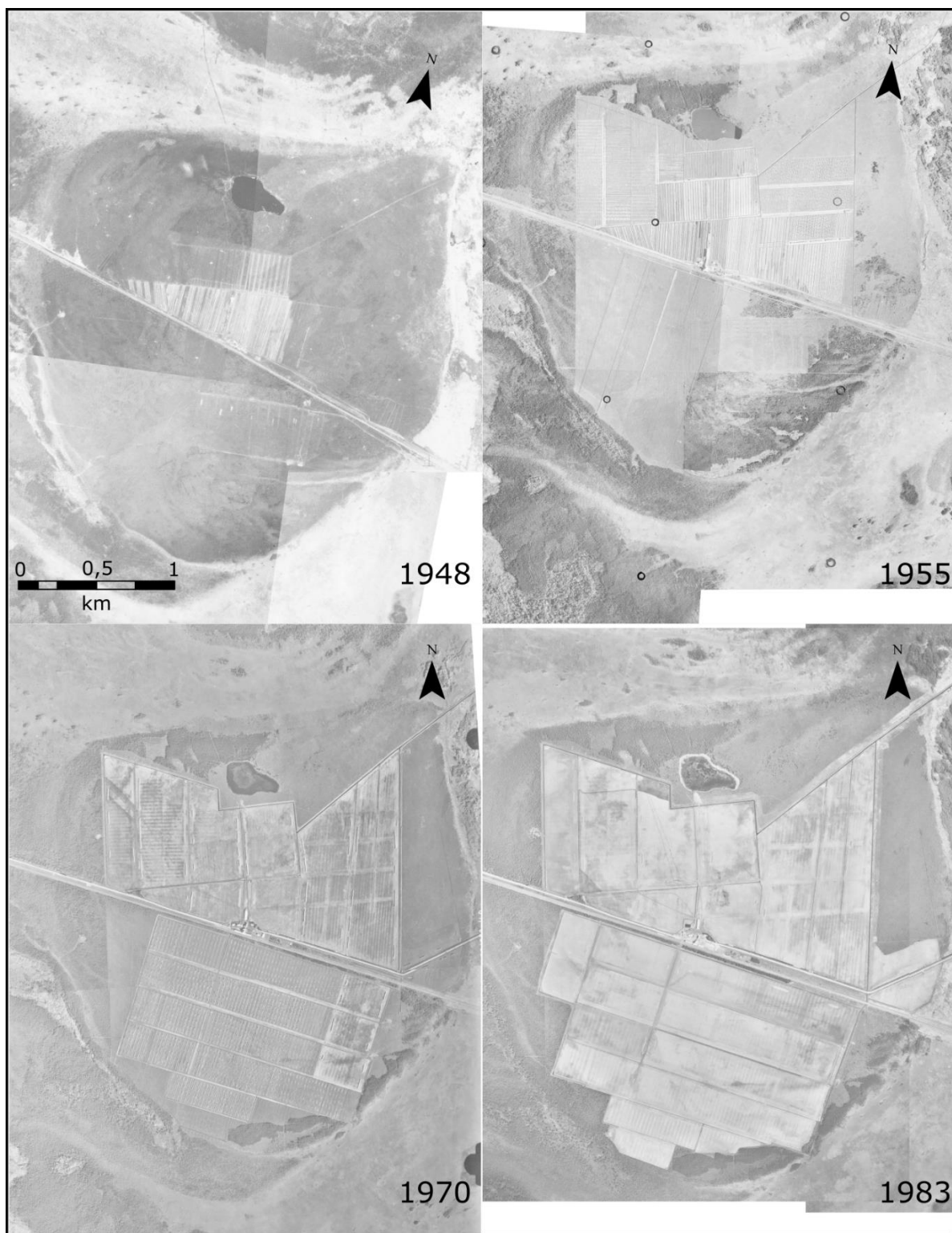


Figure 2 : Photographies aériennes historiques de la tourbière de Moss Spur (Manitoba, Canada) pour les années 1948, 1955, 1970 et 1983 (Canada Map Sales, 2014).



## 3 Méthodologie

### 3.1 Plan d'échantillonnage

Des images satellites récentes de la tourbière (Google Earth, 2014) ont été géoréférencées dans un système d'information géographique, ou SIG (ArcGIS; ESRI, 2015). Aux fins de ce travail, la tourbière a été subdivisée en 24 secteurs séparés par les principaux fossés de drainage (figure 1). Cette subdivision a produit des secteurs de tailles inégales, mais dont les frontières étaient facilement repérables sur le terrain. Une première exploration du site a été effectuée au début du mois de juin 2014 afin d'avoir un aperçu de la composition de la végétation des différents secteurs et pour faire une évaluation des facilités d'accès.

Suite à cette exploration, l'emplacement des sites d'échantillonnage (quadrats de végétation) et des puits d'observation de la nappe phréatique a été déterminé. Compte tenu du temps disponible pour la collecte des données ainsi que des différents obstacles au déplacement (surtout les fossés de drainage), il a été estimé qu'il était possible d'inventorier 100 quadrats de végétation et de prélever des niveaux de nappe phréatique sur un court laps de temps dans au plus 50 puits. La mesure de tous les niveaux de nappe phréatique nécessitait d'être faite en au plus deux ou trois jours, question d'éviter de brusques fluctuations des niveaux causées par une sécheresse soutenue ou une pluie torrentielle subite, des phénomènes susceptibles de nuire à la comparaison des données entre les puits. Il ne fut donc pas possible de placer un puits à l'emplacement de chaque quadrat, car faire une série de prélèvements de données dans 100 puits aurait requis près d'une semaine de travail. La configuration des quadrats a toutefois permis, grâce à la méthode de krigage comprise dans ArcMap (Geostatistical Analyst, ESRI, 2015), d'extrapoler les données entre les puits et donc d'associer une mesure de niveau de nappe phréatique à chacun des quadrats de végétation pour un moment de prise de données.

La distribution des points d'échantillonnage (quadrats et puits) entre les secteurs s'est faite en répartissant les 100 quadrats et les 50 puits en fonction de la longueur du plus long côté des

secteurs. Le choix de l'emplacement exact des quadrats et des puits s'est fait en traçant une ligne à l'aide du SIG qui traversait le centre du secteur sur toute sa longueur. Ce plan d'échantillonnage évite volontairement les bordures à proximité des fossés de drainage, mais a le mérite de garder les conditions de localisation uniformes entre les quadrats. Les quadrats et les puits ont été disposés sur cette ligne de façon à laisser une distance égale entre chacun d'eux et avec la bordure du secteur. Puisque le nombre de quadrats et de puits distribué par secteur a été arrondi à l'unité, 97 quadrats et 47 puits ont, dans les faits, été échantillonnés avec cette stratégie (figure 1).

### **3.2 Collecte des données**

La collecte des données s'est faite entre le 18 juin et le 22 juillet 2014. Les quadrats consistaient en un carré de  $9 \times 9$  m dans lequel un quadrillé à espacement d'un mètre a été placé. À chaque intersection du quadrillé (total : 100 par quadrat), un bâton d'un diamètre de 5 cm a été planté dans le sol à la verticale et le nom de toutes les espèces de plantes y touchant a été pris en note, à l'exception des hépatiques et des lichens dont seule la présence a été notée, sans identification à l'espèce. Compte tenu que le stade de croissance des quenouilles lors de la collecte des données était parfois très peu avancé, il n'était pas toujours possible de différencier sur le terrain les deux représentants du genre *Typha* (*T. latifolia* et *T. angustifolia*). Ces deux espèces ont donc été jumelées dans ce mémoire. La présence de tourbe nue ou d'eau au-dessus de la surface du sol à la base du bâton a aussi été notée. Pour chaque quadrat, la profondeur de la tourbe a été mesurée à deux coins opposés du carré en enfonçant une tige métallique dans le sol organique jusqu'à l'atteinte du sol minéral sous-jacent. De plus, le pH et la conductivité de l'eau ont été mesurés à l'aide d'un pH mètre - conductimètre portatif. La nappe phréatique étant généralement élevée sur le site, il était toujours possible de creuser un trou peu profond pour y accéder lorsqu'elle se trouvait sous la surface du sol. La mesure était prise après que l'eau se soit accumulée au fond du trou, sans que la tourbe environnante ne soit pressée pour l'en extraire. Un échantillon de tourbe a été prélevé à la surface du sol de chaque quadrat afin de mesurer son pH (*saturated media extraction*), de déterminer le niveau de décomposition de la tourbe grâce au test au pyrophosphate (Soil Classification Working Group, 1998), de mesurer sa concentration en Ca total (Parkinson et

Allen, 1975), ainsi que sa composition en macrorestes (dominée par des débris de sphaignes, de mousses brunes, de plantes herbacées ou de tissus ligneux). Le niveau de la nappe phréatique a été mesuré à deux reprises, soit les 28 et 29 juillet et les 6 et 7 août. Durant la période allant du 27 juillet au 7 août, 2,8 mm de pluie sont tombés et les températures ont varié entre un maximum de 22 à 29 °C et un minimum de 8 à 17 °C. Les mesures de nappe phréatique ont subséquemment été séparées en deux groupes, soit les valeurs minimales ou maximales mesurées (ou estimées par kriegage) à chaque quadrat. La différence entre ces valeurs a aussi été calculée.

D'autres données ont été colligées à l'aide de documents historiques et du SIG. Pour ce faire, des photographies aériennes du site (échelle : 1:16 000) prises en 1948, 1955, 1970, 1983, 1996, 1997 et 2011 (Canada Map Sales, 2014) ont été utilisées. L'année correspondant au début de la période d'extraction à l'emplacement de chaque quadrat a été estimée à l'aide des photographies aériennes. Puisque les photographies historiques sont peu nombreuses, l'année du début de l'extraction des secteurs n'a pu être déterminée avec précision. Elle fut donc plutôt estimée, en prenant l'année médiane entre la plus récente photographie sans indice d'activité d'extraction et la suivante avec preuve manifeste que l'extraction avait débuté dans le secteur concerné. Le témoignage d'un employé ayant travaillé dans la tourbière et une demande d'informations auprès de l'entreprise ayant effectué les travaux (SunGro Horticulture) ont permis de préciser davantage l'année où l'extraction du site a pris fin, selon les secteurs. Les photographies ont aussi été utilisées afin de déterminer la méthode d'extraction de chacun des secteurs (manuelle ou mécanique), selon les périodes. Le SIG été utilisé pour calculer la distance la plus courte séparant un quadrat 1) du chemin de fer et 2) de la limite la plus proche de la zone d'extraction. Enfin, puisqu'un chemin de fer construit à travers une tourbière peut l'isoler de part et d'autre d'un point de vue hydrologique (Van Seters et Price, 2001), une variable prenant une valeur de « 1 » (situé au nord du chemin de fer) ou de « 0 » (au sud) a été associée à chaque quadrat selon l'endroit où il était localisé.

### 3.3 Variables

Les données sur la végétation consistaient en des fréquences d'apparition par espèce et par quadrat. La nomenclature taxonomique suit celle proposée par Flora of North America Editorial Committee (1993+) pour les plantes vasculaires et Faubert (2013, 2014) pour les bryophytes. Divers ouvrages ont été utilisés pour associer un habitat (bog, fen, marais et/ou marécage, habitat non humide) à chaque espèce végétale répertoriée. Seul l'habitat jugé le plus commun pour l'espèce (là où elle se trouve la plupart du temps) par la principale autorité en la matière consultée a été pris en note (annexe 1). Une liste d'espèces végétales en danger colligée par le Gouvernement du Manitoba a été consultée (Manitoba Government, 2017), mais aucune des plantes de la liste ne s'est retrouvée dans la tourbière. Les variables abiotiques qui ont été mesurées à chaque quadrat regroupaient 1) le pH de l'eau (*pH eau*) et 2) de la tourbe (*pH tourbe*), 3) la conductivité électrique (corrigée pour le pH) de l'eau (*conductivité*), 4) le niveau minimal de la nappe phréatique pour un puits donné (*nappe min*), 5) le niveau maximal de la nappe phréatique (*nappe max*), 6) la différence entre ces niveaux (*nappe dif*), 7) la concentration en Ca total de la tourbe (*Ca total*), 8) l'indice de pyrophosphate de la tourbe (*pyrophosphate*), 9) l'épaisseur de la tourbe résiduelle (*tourbe*) et deux variables binaires indiquant si la tourbe de surface est principalement composée par 10) des résidus de cypéracées (*cypéracée*) ou 11) de sphaignes (*sphaigne*). Les données spatio-historiques associées à chaque quadrat comprenaient quatre autres variables, soit 12) l'année (approximative) du début de l'extraction de la tourbe (*début extraction*), 13) la distance la plus courte entre le quadrat et le chemin de fer (*chemin de fer*), 14) la distance la plus courte entre le quadrat et la plus proche bordure de la zone d'extraction de la tourbe (*bordure*) et 15) une variable nominale indiquant l'emplacement (nord ou sud) du quadrat par rapport au chemin de fer (*nord/sud*).

### 3.4 Analyses statistiques

Des régressions linéaires multiples ont été utilisées lors d'une première phase exploratoire des données afin de calculer les corrélations entre les fréquences d'apparition (par quadrat) d'espèces de plante (variables dépendantes) avec les variables abiotiques et spatio-historiques (variables

indépendantes). Les 10 espèces les plus fréquemment observées (toutes vasculaires), les trois espèces de bryophytes les plus fréquemment observées et les groupes d'espèces des genres *Carex* et *Sphagnum* (deux taxons importants en tourbière) ont été sélectionnés pour ces analyses. Une sélection ascendante a été effectuée sur chaque régression afin de ne conserver que les variables apportant une contribution significative au modèle.

Une analyse de groupement a ensuite été effectuée afin de séparer les quadrats en plusieurs groupes en utilisant leur composition en espèces (toutes celles recensées) comme critère de distinction. L'indice de Caliński-Harabasz (Caliński et Harabasz, 1974) a été utilisé pour déterminer le nombre de groupes optimal avant l'analyse (ici, trois). La partition s'est faite par la méthode des K centroïdes, une méthode agglomérative maximisant les ressemblances au sein de chaque groupe (Jain et Dubes, 1988). Des calculs d'ordination ont enfin été effectués afin d'associer les quadrats, les espèces et les variables abiotiques et spatio-historiques. Afin de représenter visuellement la similarité des quadrats au niveau de la composition en espèces, une analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée. L'effet des variables environnementales sur la composition en espèces des quadrats a été pris en compte par une analyse de redondance (ADR). La matrice quadrats–espèces a subi une transformation de Hellinger avant le calcul de l'ADR de façon à éviter le problème des doubles-zéros (Legendre et Gallagher, 2001). L'ADR a ensuite été effectuée en sélectionnant d'abord de manière ascendante les variables qui apportaient une contribution significative au modèle. Une seconde ADR a ensuite été calculée uniquement avec les variables sélectionnées. Les variables retirées de l'ADR ont été le pH de la tourbe, la conductivité électrique de l'eau, le niveau maximal de la nappe phréatique, la concentration en Ca de la tourbe, l'indice de pyrophosphate de la tourbe et la composition en sphaignes ou en cypéracées de la tourbe de surface. Enfin, un test de permutations (au nombre de 1 000) a été utilisé pour tester la significativité de l'analyse (Legendre et Legendre, 2012). Tous les tests statistiques ont été effectués dans la version 3.2.1 du logiciel R (R Core Team, 2016) à l'aide des extensions *fpc* (Henning, 2014) et *vegan* (Oksanen et al., 2016).

## 4 Résultats

### 4.1 Variables spatio-historiques

L'extraction de la tourbe a débutée vers 1936 dans les secteurs E et F (figure 1). La plupart des secteurs ont été défrichés dans les années 1950 et 1960. Le dernier secteur dans lequel la tourbe a été extraite (J) a vu ses activités débuter vers 1987. En définitive, les différents secteurs ont été utilisés sur une période allant de 3 à 54 ans, mais ces durées demeurent approximatives étant donné le manque de précision sur les années de début et de fin des travaux. Les quadrats d'échantillonnage au sein des secteurs étaient pour leur part situés à des distances très variables de la bordure (entre 61 et 909 m) ou du chemin de fer (entre 95 et 1 340 m).

### 4.2 Variables abiotiques

Les conditions environnementales varient au sein du site d'étude (figure 3). Les niveaux moyens de nappe phréatique se situaient entre 44 cm sous la surface du sol à 23 cm au-dessus de la surface, notamment au centre du bog original (figure 3a). Les secteurs les plus humides se trouvaient au nord-ouest et au centre, alors que les plus secs étaient plutôt situés au sud-ouest et au nord-est. Localement, la plus faible différence de niveau d'eau entre les deux périodes de prises de mesures était de 1 cm et la plus forte de 13 cm (figure 3b). Les plus fortes différences de niveau d'eau ont été enregistrées là où la nappe phréatique était la plus basse (sud-ouest). La couche de tourbe résiduelle sur l'ensemble de la tourbière variait de 83 à 300 cm (figure 3c) en épaisseur. Les secteurs avec la couche la plus épaisse étaient concentrés le long d'une bande allant du nord-ouest au sud-est du site. Les valeurs de pH de la tourbe (3,8–6,7) différaient légèrement de celles du pH de l'eau (4,3–6,9; figure 3d). Les pH de l'eau étaient plus acides sur le pourtour de la tourbière qu'au centre (de manière générale). La concentration en Ca total tendait à augmenter avec le pH de la tourbe et les valeurs étaient comprises entre 3,7 mg g<sup>-1</sup> et 21,5 mg g<sup>-1</sup>. La conductivité électrique de l'eau variait entre 30,5 et 256,9 µS. L'indice de pyrophosphate minimal était de 3 et le maximal de 7. Puisque les patrons spatiaux du Ca total, de la conductivité électrique de l'eau et

de l'indice de pyrophosphate étaient semblables, mais moins contrastés, que celui du pH de l'eau, ils n'ont pas été représentés dans ce mémoire par une carte.

### 4.3 Aperçu général de la végétation

Entre quinze à vingt ans après la fin des activités d'extraction dans la tourbière Moss Spur, 94 % des points d'échantillonnage de végétation étaient occupés par au moins une espèce de plante. Au total, 137 espèces, regroupées dans 41 familles de plantes vasculaires et de bryophytes, ont été identifiées dans les quadrats. Six autres espèces ont aussi été observées ailleurs sur le site lors des déplacements sur la tourbière durant la collecte de donnée (*Calla palustris*, *Cypripedium parviflorum*, *Iris versicolor*, *Rhododendron canadensis*, *Sarracenia purpurea*, *Spiranthes romanzoffiana*). Il y avait en moyenne 18 espèces de végétaux (plantes vasculaires et bryophytes) par quadrat (minimum : 2, maximum : 39). À l'été 2014, la tourbière était dominée par des plantes de la famille des cypéracées : les 27 espèces de cette famille avaient, prises dans leur ensemble, une fréquence d'apparition moyenne de 81 %, avec quatre espèces particulièrement bien représentées, à savoir *Trichophorum alpinum* (34 %), *Eriophorum vaginatum* (23 %), *Scirpus cyperinus* (14 %) et *Rhynchospora alba* (13 %). Des 137 espèces de plantes trouvées dans les quadrats de Moss Spur, 46 (34 %) étaient des bryophytes. Pris dans leur ensemble, les bryophytes étaient présents sur 24 % des points d'échantillonnage des quadrats, surtout *Polytrichum strictum* (5 %), *Campylium stellatum* (4 %), *Aulacomnium palustre* (4 %) et 15 espèces de *Sphagnum* (section *Acutifolia* : 3 %; section *Squarrosa* : 3 %; section *Cuspidata* : 1 %; section *Sphagnum* : 0,5 %; section *Subsecunda* : 0,5 %). La plupart (82 %) des espèces ayant été identifiées à Moss Spur sont représentatives des milieux humides (tous types confondus), le reste étant principalement constitué d'espèces d'habitat non humide. Parmi les espèces de milieux humides, 21 % sont surtout associées aux bogs et 38 % aux fens. Le couvert végétal était pour sa part occupé à 93 % d'espèces de milieux humides (tous types confondus), 39 % de plantes de bogs et 58 % de plantes de fens (tableau 1 et annexe 1).

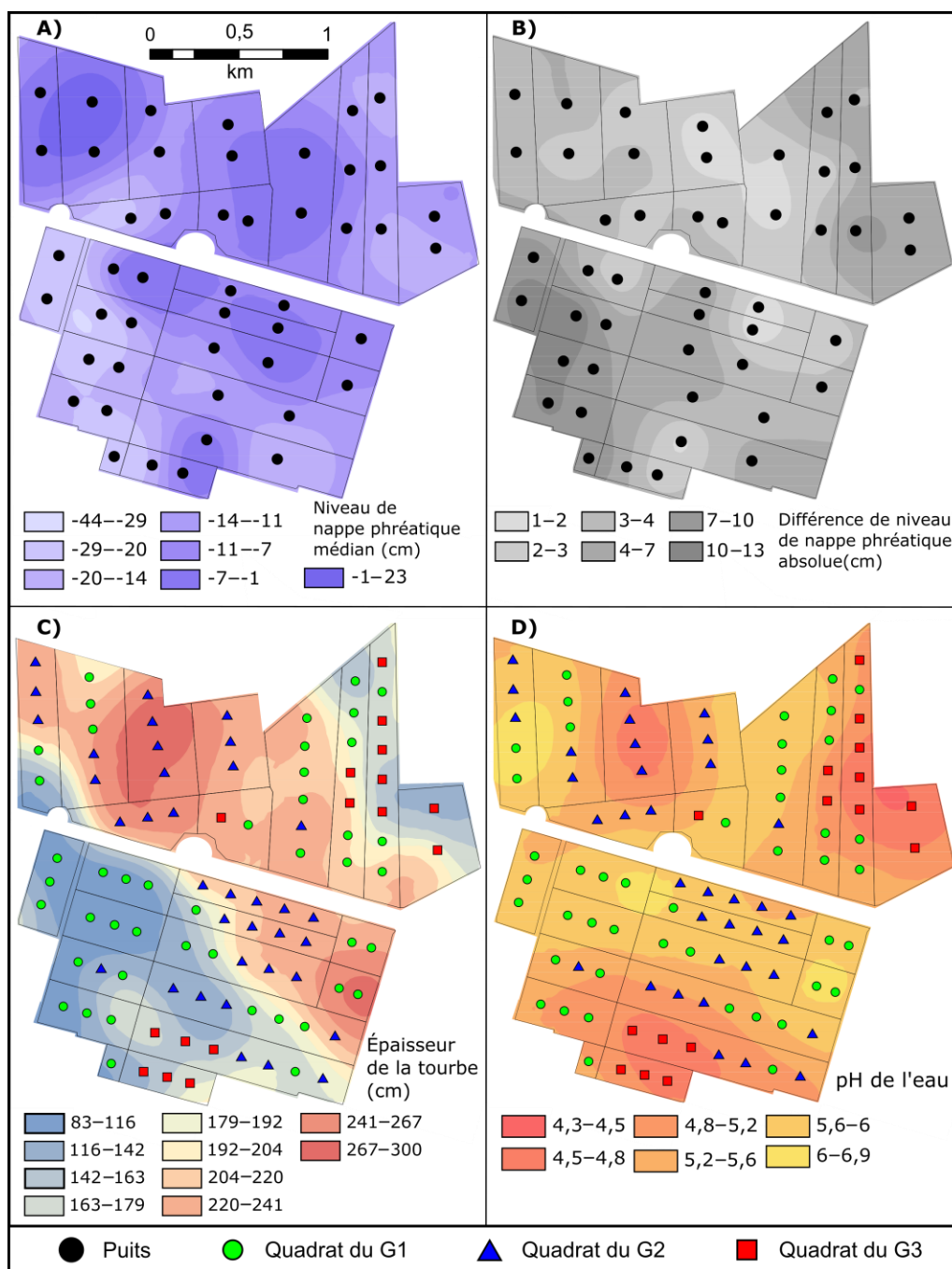


Figure 3 : Cartes A) du niveau de la nappe phréatique (un signe négatif indique une position sous la surface du sol), B) de la différence de niveau de la nappe mesurée entre les deux séries de prises de données effectuées à l'été 2014, C) de l'épaisseur de la tourbe résiduelle et D) du pH de l'eau pour la tourbière de Moss Spur. Les limites des secteurs sont indiquées sur les cartes. Les classes ont été séparées par intervalles géométriques à l'aide du logiciel ArcGIS (ESRI, 2015) de manière à représenter le plus adéquatement possible les patrons de répartition spatiale. Voir le texte pour la signification des types de quadrat (G1, G2, et G3; voir section 4.4).



Tableau 1 : Richesse spécifique et fréquence d'apparition moyenne par type de plante et par groupement de quadrats (G1, G2, G3; voir section 4.4) dans la tourbière de Moss Spur (N = 97).

Catégorie d'espèces	Site dans son ensemble	G1 <i>Scirpus</i>	G2 <i>Trichophorum</i>	G3 <i>Eriophorum</i>
Espèces de plantes vasculaires (n)	97	92	73	35
Espèces de bryophytes (n)	40	30	30	24
Espèces de milieux humides (n)	113	104	87	44
Espèces de bogs (n)	24	22	22	15
Espèces de fens (n)	42	38	35	17
Fréquence d'apparition d'espèces de milieux humides (%)	93	88	98	98
Fréquence d'apparition d'espèces de bogs (%)	39	24	35	92
Fréquence d'apparition d'espèces de fen (%)	58	41	92	27
Indice de Shannon	2,01	2,18	1,84	1,95

#### 4.4 Groupements végétaux

Trois groupes de sites d'échantillonnage (quadrats) ont été formés par l'analyse de groupement des végétaux (tableau 2). De grandes différences dans la composition en espèces existaient entre ces groupes (voir figure 4) mais il n'y avait pas de différence dans la richesse spécifique moyenne (Groupe 1 [G1] : 20 espèces; Groupe 2 [G2] : 18; Groupe 3 [G3] : 19). Il y avait cependant une différence significative dans la valeur de l'indice de diversité de Shannon des quadrats entre les groupes (ANOVA,  $P = 0,019$ ). Selon cet indice, le **G1** (ou **groupe *Scirpus***) était celui au sein duquel on trouvait la diversité végétale la plus élevée, alors que le **G2** (ou **groupe *Trichophorum***) était celui où la diversité était la plus faible (tableau 1). *Carex canescens*, *Scirpus cyperinus* et *Typha* spp. ont été rencontrés le plus fréquemment dans le G1 (fréquence d'apparition respectivement de 14, 26 et 21 %). Parmi les espèces ayant une fréquence d'apparition supérieure à 5 % dans le G1, on trouvait des espèces représentatives des fens (*Campylium stellatum* et *Trichophorum alpinum*) ou des bogs (*Aulacomnium palustre* et *Vaccinium oxycoccos*), mais surtout des espèces de marais et/ou marécages (*Calamagrostis canadensis*, *C. canescens*, *Phragmites australis*, *Typha* spp., *Salix bebbiana* et *S. cyperinus*). L'espèce la plus abondante de

la tourbière, *T. alpinum*, se trouvait surtout dans les quadrats du G2 (fréquence d'apparition : 77 %) mais était presque absente des quadrats du G3 (4 %). Pour sa part, *Rhynchospora alba* était presque totalement absent du G3 (< 1 %), peu fréquent dans le G1 (3 %) mais plus souvent observé dans le G2 (39 %). Les quadrats du G2 étaient surtout couverts par des espèces de fens (*C. stellatum*, *R. alba* et *T. alpinum*), accompagnées par quelques espèces de bogs (*Drosera rotundifolia* et *V. oxycoccus*) et de marais et/ou marécages (*C. canescens* et *S. cyperinus*). La fréquence d'apparition d'*Eriophorum vaginatum* était très contrastée entre les groupes. On trouvait un fort pourcentage (82 %) au sein du **G3** (ou **groupe Eriophorum**) et une très faible fréquence dans les G1 et G2 (4 %). Le G3 était pour sa part surtout couvert par des espèces de bogs (*D. rotundifolia*, *E. vaginatum*, *Polytrichum strictum* et *V. oxycoccus*), mais abritait aussi des espèces de marais et/ou marécages (*C. canescens*, *Larix laricina*, *S. cyperinus*), de fens (*Betula pumila* et *Polytrichum commune*) et une espèce (*Betula papyrifera*) non représentative des milieux humides. Enfin, on note que le G1 était couvert par le plus grand nombre d'espèces de milieux humides mais que ces espèces totalisaient aussi le plus faible couvert entre les trois groupes, que le G2 était principalement couvert par des espèces de fens et que c'était sur le G3 que la fréquence d'apparition des espèces de bog était la plus élevée (tableau 1).

**Tableau 2 : Résultats de l'analyse de groupement K-means, séparation des quadrats en trois groupes : G1 *Scirpus*, G2 *Trichophorum* et G3 *Eriophorum***

<b>G1 <i>Scirpus</i></b>	<b>G2 <i>Trichophorum</i></b>	<b>G3 <i>Eriophorum</i></b>
Quadrats (n=45)	Quadrats (n=36)	Quadrats (n=16)
A4 A5 B1 B2 B3 F2 G1 G2 G3 G4 G6 H1 H2 H3 H6 H7 I2 I7 I8 K1 K2 K3 L1 L2 L3 N1 O1 O2 P1 P2 P3 Q1 Q2 R1 R2 S1 S3 T4 T5 T6 U1 U2 U3 V6 W1	A1 A2 A3 B4 B5 C1 C2 C3 C4 D1 D2 D3 E1 E2 E3 G5 M1 M2 M3 M4 M5 N2 N3 N4 N5 Q3 Q4 Q5 S2 T1 T2 T3 T7 V4 V5 V7	F1 H4 H5 I1 I3 I4 I5 I6 J2B J5B V1 V2 V3 X1 X2 X3

Du côté des variables abiotiques, le G1 était caractérisé par des variables dont les valeurs variaient beaucoup à travers le groupe, notamment pour le niveau de la nappe phréatique minimale et maximale, l'épaisseur de tourbe et le pH de l'eau (tableau 3). Le G2 rassemble les quadrats avec les épaisseurs de tourbe, les conductivités électriques de l'eau et les niveaux minimaux et maximaux de nappe phréatique qui étaient, en moyenne, les plus élevées sur le site. Le G3 se distingue pour sa part par des valeurs peu élevées quant au pH de l'eau, à la concentration en Ca de la tourbe et à la conductivité électrique de l'eau. L'épaisseur de la couche de tourbe résiduelle s'apparentait à celle du G1.



Figure 4 : Photographies de différentes sections de Moss Spur : A) Section A, G1 (*Scirpus*); B) Section C, G2 (*Trichophorum*); C) Section D, G2 (*Trichophorum*); D) Section J, G3 (*Eriophorum*); photographies : F. Gagnon).

Tableau 3 : Fréquence d'apparition moyenne des espèces ayant une fréquence d'apparition d'au moins 5 % dans au moins un groupe et variables abiotiques mesurées (valeurs moyennes, écart-type et valeurs minimales-maximales) au sein de chaque groupe de quadrats d'échantillonnage de la tourbière de Moss Spur. Voir le texte pour la signification des abréviations des variables (N = 97).

Site	G1 <i>Scirpus</i>	G2 <i>Trichophorum</i>	G3 <i>Eriophorum</i>
<b>Espèces végétales</b>			
<i>Aulacomnium palustris</i>	5	3	4
<i>Betula papyrifera</i>	1	0	5
<i>Betula pumila</i>	2	0	11
<i>Calamagrostis canadensis</i>	5	1	2
<i>Campylium stellatum</i>	6	5	0
<i>Carex canescens</i>	14	6	12
<i>Drosera rotundifolia</i>	3	18	8
<i>Eriophorum vaginatum</i>	4	4	82
Hépatique spp.	6	21	17
<i>Larix laricina</i>	3	2	6
<i>Phragmites australis</i> subsp. <i>americanus</i>	7	4	0
<i>Polytrichum commune</i>	1	1	7
<i>Polytrichum strictum</i>	1	3	16
<i>Rhynchospora alba</i>	3	39	0
<i>Salix bebbiana</i>	9	2	2
<i>Scirpus cyperinus</i>	26	5	7
<i>Trichophorum alpinum</i>	18	77	4
<i>Typha</i> spp.	10	5	0
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	5	5	11
Richesse en espèces (n)	20	18	19
<b>Variables environnementales</b>			
pH eau	5,7 ± 0,6 [4,3–6,9]	5,4 ± 0,6 [4,3–6,2]	4,6 ± 0,7 [4,3–5,0]
pH tourbe	5,6 ± 0,5 [4,3–6,4]	5,3 ± 0,6 [4,2–6,7]	4,6 ± 0,6 [3,8–5,3]
Conductivité (µS)	119 ± 47 [52–273]	125 ± 58 [57–282]	83 ± 39 [49–126]
Nappe max (cm)	-7 ± 2 [-15–2]	-5 ± 2 [-12–2]	-8 ± 2 [-14–4]
Nappe min (cm)	-12 ± 5 [-28–4]	-9 ± 5 [-21–1]	-11 ± 7 [-20–6]
Nappe dif (cm)	5 ± 1 [1–13]	3 ± 2 [1–9]	4 ± 3 [2–6]
Ca total (mg g <sup>-1</sup> )	13,7 ± 4,0 [5,0–20,2]	11,4 ± 4,0 [3,7–21,5]	7,9 ± 4,2 [4,9–12,4]
Pyrophosphate	5,8 ± 0,9 [3–7]	5,7 ± 1,1 [3–7]	5,6 ± 0,9 [3–7]
Tourbe (cm)	170 ± 34 [83–278]	218 ± 43 [109–300]	170 ± 49 [126–229]
Chemin de fer (m)	559 ± 310 [179–1190]	478 ± 271 [94–948]	842 ± 339 [275–1340]
Bordure (m)	284 ± 161 [61–760]	403 ± 245 [89–909]	185 ± 179 [77–529]

## 4.5 Corrélations espèces – variables

À une exception près (*Carex canescens*), tous les modèles de régression multiple entre les fréquences d'apparition des espèces et les variables mesurées (figure 5) étaient significatifs ( $P < 0,001$ ), et six espèces avaient un modèle avec coefficient de détermination ( $R^2$ ) supérieur à 0,30, soit (par ordre décroissant) *Typha* spp. (0,57), *Scirpus cyperinus* (0,55), *Eriophorum vaginatum* (0,49), *Rhynchospora alba* (0,42), *Drosera rotundifolia* (0,36) et *Polytrichum strictum* (0,32). Trois variables étaient significatives dans au moins cinq modèles, soit le pH de l'eau, le niveau minimal de la nappe phréatique et l'épaisseur de tourbe. Quatre espèces (ou groupes d'espèces) avaient une fréquence d'apparition positivement corrélées au pH de l'eau (*Campylium stellatum*, *Carex* spp., *Salix bebbiana* et *Typha* spp.) alors que trois autres affichaient plutôt une corrélation négative (*E. vaginatum*, *S. cyperinus* et *Sphagnum* spp.). Dans tous les modèles où le niveau de nappe phréatique minimal a été retenu, la variable était négativement corrélée avec la fréquence d'apparition de l'espèce, donc plus la nappe était basse, plus la fréquence d'apparition était élevée. On note par contre que le niveau de nappe phréatique maximal était positivement corrélé avec *Typha* spp., ce qui en fait la seule espèce (deux espèces, en fait) positivement corrélée avec la nappe phréatique parmi les modèles de régression multiple. Enfin, il est intéressant de constater que la différence de nappe phréatique entre les deux séries de mesure de l'été 2014 était fortement corrélée aux espèces *E. vaginatum* (négativement, moyenne de 4 cm pour les quadrats ayant une fréquence d'apparition supérieure à 30 %) et *S. cyperinus* (positivement, moyenne de 7 cm pour les quadrats ayant une fréquence d'apparition supérieure à 30 %).

## 4.6 Variations dans les assemblages végétaux en lien avec les variables

L'ACP (figure 6) permet de représenter 59 % de la variation de la composition en espèces des quadrats. L'analyse montre une claire ségrégation entre les quadrats du G3 et ceux des G1 et G2, ces derniers étant disposés de part et d'autre le long d'une longue bande continue. *Eriophorum vaginatum* est fortement associé au G3; *Scirpus cyperinus* et les *Typha* spp. sont plutôt associés au G1 et *Trichophorum alpinum* et *Rhynchospora alba* au G2. En termes de composition en espèces,

le G1 rassemble des quadrats qui s'apparentent, lorsque dominés par *S. cyperinus*, à une tourbière de type minérotrophe ou lorsque dominés par *Typha* spp., à un marais (Flora of North America Editorial Committee, 2000), quoique Vitt (2006) considère que *S. cyperinus* et les *Typha* sont tous deux des taxons représentatifs des marais. Le G2 est principalement dominé par *T. alpinum* et *R. alba*, deux espèces typiques des fens (quoique aussi associées aux bogs). Enfin, le G3, en raison de la fréquence d'apparition élevée d'*E. vaginatum* et de *Polytrichum strictum*, s'apparente à une tourbière ombrotrophe ayant été l'objet d'activités d'extraction de la tourbe.

Un peu plus de 29 % de la variation dans la composition en espèces des quadrats a pu être expliquée par l'ADR (figure 7) et le modèle est significatif ( $P < 0,001$ ). Huit variables explicatives ont été conservées dans le modèle. Les quadrats appartenant à un même groupe sont grossièrement rassemblés sur le plan formé par les deux premiers axes de l'analyse. Les quadrats du G1 sont associés à un pH de l'eau élevé, à une différence de niveau de nappe phréatique élevée et à une faible épaisseur de tourbe. Ceux du G2 se distinguent par une épaisse couche de tourbe résiduelle, une faible différence de niveau de nappe phréatique, une nappe phréatique élevée, une grande distance les séparant de la bordure de la zone d'extraction et un début des activités d'extraction de la tourbe plutôt tardif. Enfin, les quadrats du G3 sont généralement loin du chemin de fer et de la bordure, ont une eau plutôt acide et une nappe phréatique basse.

Espèces	pH eau	Tourbe	Nappe min	Bordure	Chemin de fer	Nappe dif	Conductivité	Nord/sud	Début extraction	Ca total	Sphaigne	Cypéracée	Pyrophosphate	Nappe max	pH tourbe	R <sup>2</sup> ajusté	P
<i>Typha</i> spp.	***	***												***		0,565	<0,001
<i>Scirpus cyperinus</i>	*		*	*	***	***			*	*		*				0,545	<0,001
<i>Eriophorum vaginatum</i>	***	***			**	***		*								0,494	<0,001
<i>Rhynchospora alba</i>		***					*									0,424	<0,001
<i>Drosera rotundifolia</i>		***	*	***						*	**					0,364	<0,001
<i>Polytrichum strictum</i>					**			*	*						**	0,320	<0,001
<i>Trichophorum alpinum</i>		***		***												0,290	<0,001
<i>Sphagnum</i> spp.	***										**					0,233	<0,001
<i>Campylium stellatum</i>	*		*													0,162	0,001
<i>Vaccinium oxycoccos</i>				*									*			0,149	<0,001
<i>Aulacomnium palustre</i>			*				*					*				0,137	0,001
<i>Salix bebbiana</i>	*		*													0,125	0,004
<i>Carex</i> spp.	**															0,079	0,007
<i>Carex canescens</i>		*														0,040	0,054

+ Corrélation positive     
- Corrélation négative     
  Non significatif ou retiré du modèle  
Signification des codes : \*  $P < 0,05$ ; \*\*  $P < 0,01$ ; \*\*\*  $P < 0,001$ .

Figure 5 : Résultats des régressions multiples effectuées entre les 10 espèces (ou groupes d'espèces) de plantes vasculaires et les quatre espèces ou groupes d'espèces de bryophytes les plus fréquemment observés dans l'ensemble de la tourbière de Moss Spur et les variables abiotiques mesurées. Voir le texte pour la signification des abréviations des variables. Les espèces sont présentées par ordre de coefficient de détermination (R<sup>2</sup>) décroissant, les variables par ordre du nombre de fois où elles ont été considérées significatives dans les modèles.



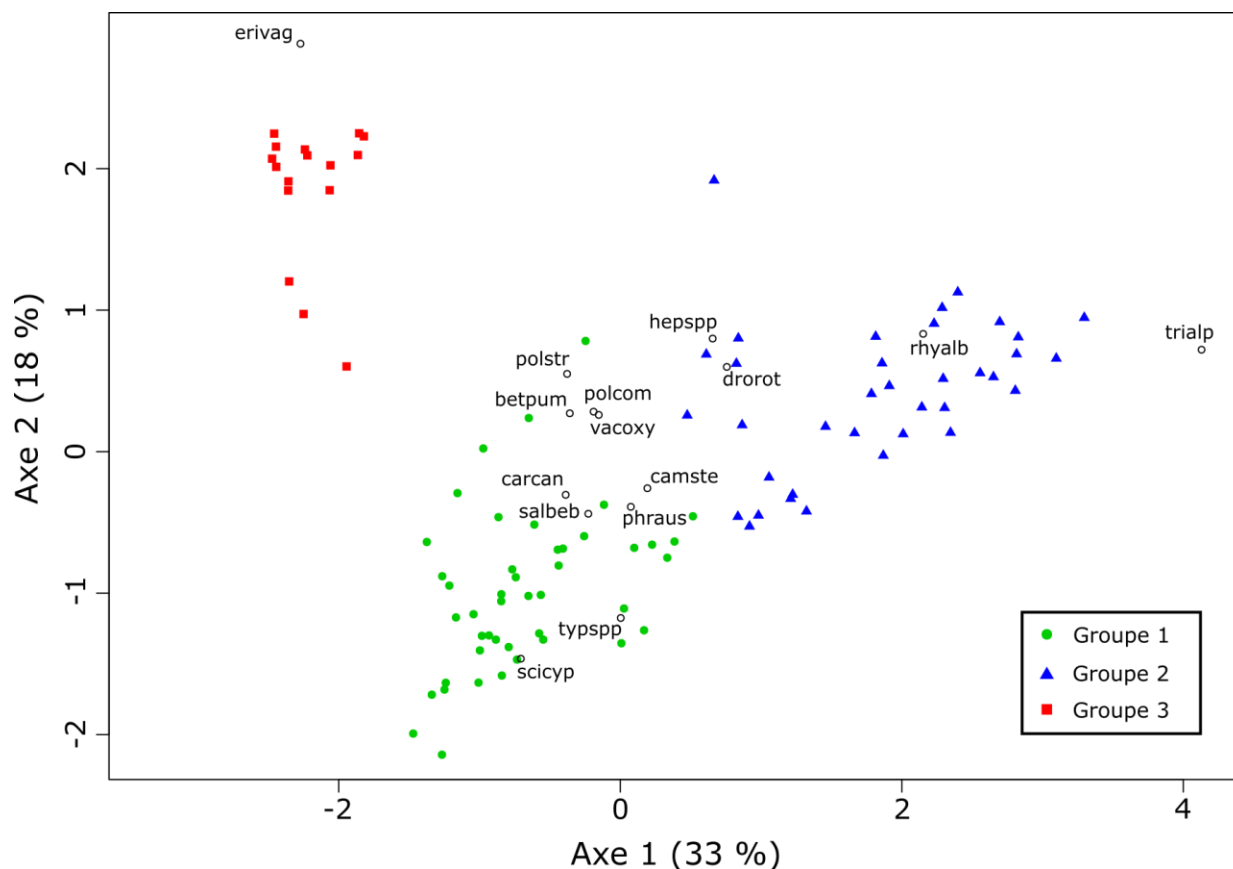


Figure 6 : Analyse en composantes principales (ACP) illustrant la variation de la composition en espèces des quadrats d'échantillonnage de la végétation du site de Moss Spur d'une part, et l'association des espèces avec les quadrats d'autre part (espèces proches de l'origine retirées pour la lisibilité). Les quadrats sont présentés par groupes. Le pouvoir explicatif des axes est indiqué entre parenthèses. Code des espèces : betpum : *Betula pumila*; camste : *Campylium stellatum*; carcan : *Carex canescens*; drorot : *Drosera rotundifolia*; erivag : *Eriophorum vaginatum*; hepspp : hépatiques spp.; phraus : *Phragmites australis*; polcom : *Polytrichum commune*; polstr : *Polytrichum strictum*; rhyalb : *Rhynchospora alba*; salbeb : *Salix bebbiana*; scicyp : *Scirpus cyperinus*; trialp : *Trichophorum alpinum*; typpspp : *Typha* spp.; vacoxy : *Vaccinium oxycoccos*.

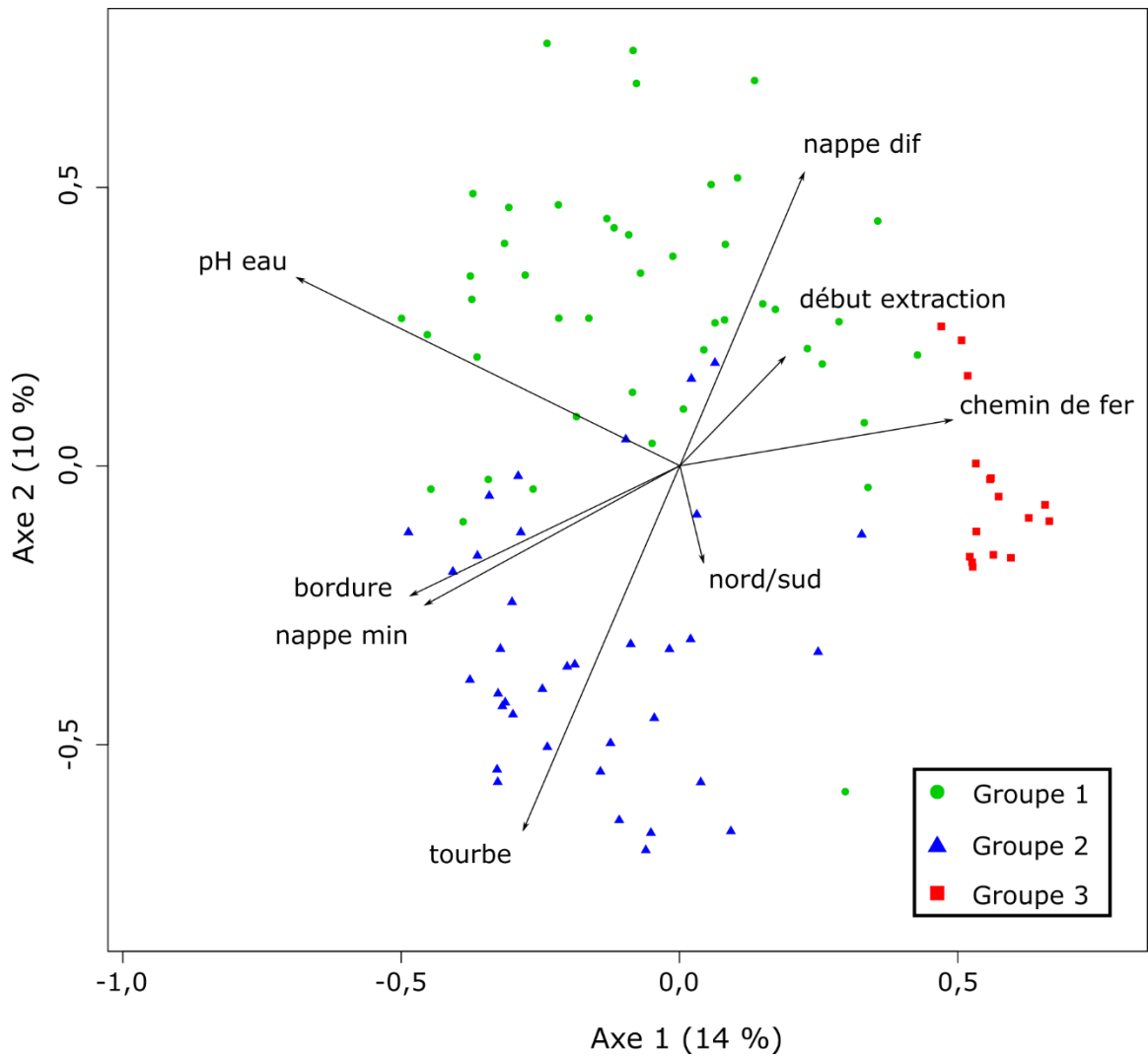


Figure 7 : Analyse de redondance (ADR) illustrant l'influence des variables abiotiques sur la composition en espèces des quadrats d'échantillonnage de la végétation du site de Moss Spur. Les sites sont représentés en fonction de leur appartenance aux groupes et les variables abiotiques sont représentées par des vecteurs. Le pouvoir explicatif des axes est indiqué entre parenthèses. Voir le texte pour la signification des abréviations des variables.

## 5 Discussion

### 5.1 Le site de Moss Spur dans son ensemble

Avec un nombre total d'espèces de plantes s'élevant à 163, 94 % des points d'échantillonnage couverts par de la végétation et une richesse moyenne de 18 espèces par quadrat (81 m<sup>2</sup>), la tourbière de Moss Spur s'est densément revégétée, et ce, avec une assistance humaine minimale (blocage de quelques fossés à des endroits indéterminés). On remarque néanmoins que la composition des assemblages végétaux varie considérablement à travers le site en fonction de certaines variables abiotiques, notamment le pH de l'eau, le niveau de la nappe phréatique et l'épaisseur de la couche de tourbe résiduelle, et que ces assemblages n'ont pas tous la même qualité dans une perspective de restauration.

La végétation actuelle de Moss Spur est probablement très différente de celle qu'on pouvait y observer avant le début de l'extraction de la tourbe, lorsque cette section du complexe tourbeux avait la forme d'un îlot (dôme) ombrotrophe. Bien que, 19 ans après l'arrêt de l'extraction, 82 % des espèces croissant sur le site soient représentatives des milieux humides (*sensu lato*), seule la moitié (49 %) est représentative des tourbières (18 % bogs, 31 % fens). Cela dit, les espèces de fens sont celles qui couvrent la plus grande proportion de la surface du site. De ce point de vue, Moss Spur s'est donc revégété de façon fort différente de son état original, en autant bien sûr qu'on présume que la végétation d'origine était de type ombrotrophe, une hypothèse très probable malgré l'absence de données historiques présent sur le terrain pour le prouver. La première hypothèse du mémoire à l'effet que le couvert végétal à Moss Spur est maintenant dominé par des espèces de milieux humides, en particulier de fens (et non de bogs), est donc vérifiée, même si une surface importante du site a été colonisée par des espèces de bogs.

Les trois groupes de quadrats inventoriés ont des assemblages végétaux bien distincts et se situent à des endroits différents au sein des gradients environnementaux trouvés à Moss Spur. Le pH de l'eau forme le gradient le plus important parmi ceux mesurés et permet de particulièrement bien distinguer les quadrats des G1 (*Scirpus*) et G2 (*Trichophorum*), qui ont

une eau plus neutre, de ceux du G3 (*Eriophorum*), qui ont une eau plus acide. La seconde hypothèse à l'effet que le niveau de la nappe phréatique est le principal facteur expliquant les différences observées entre les assemblages est donc fautive. Deux autres variables environnementales contribuent à différencier le G1 du G2 : les sites du G1 semblent subir des fluctuations de nappe phréatique un peu plus prononcées et ceux du G2 ont une couche de tourbe résiduelle plus épaisse. Il faut toutefois demeurer extrêmement prudent quant aux présumées fluctuations de la nappe phréatique car les estimations ne reposent, dans ce mémoire, que sur deux séries de données prises dans un intervalle de huit à neuf jours, ce qui est nettement insuffisant pour conclure sur le caractère variable d'une nappe en tourbière.

On peut tracer un parallèle entre les types de communautés végétales (voir tableau 1) et les valeurs de pH de l'eau. Le G1 (*Scirpus*) est semblable à un marais ou à un fen riche et a le pH le plus élevé. Le G2 (*Trichophorum*) ressemble à un fen intermédiaire à riche avec un pH plus bas. Enfin, le G3 (*Eriophorum*) est colonisé par des plantes de tourbières ombrotrophes et a le pH le plus faible des trois groupes, quoique cette valeur (4,6) ne corresponde pas tout à fait à un pH de bog qui tournerait plutôt autour d'une valeur de 4,0 (Andersen et al., 2011). Quant à la conductivité électrique de l'eau, elle est plus élevée dans les quadrats des G1 et G2 (120  $\mu$ s, 127  $\mu$ s) que dans les quadrats du G3 (92  $\mu$ s). L'hypothèse selon laquelle un pH bas et une conductivité électrique basse favorisent, localement, la présence des espèces de bogs, alors qu'un pH élevé et une conductivité électrique élevée favorisent plutôt les espèces de fen est vérifiée. Il est difficile d'expliquer directement les différences de pH par l'épaisseur de tourbe résiduelle puisque les deux variables ne sont pas corrélées entre elles. L'explication la plus plausible pour les différences dans le pH de l'eau (et de la tourbe, les deux variables étant corrélées à Moss Spur) est simplement que l'extraction de la tourbe a généré de la variation dans les conditions chimiques des tourbières (Wind-Mulder et Vitt, 2000). Il est fort possible que l'extraction ait laissé une couche de tourbe dont les conditions de surface oscillent entre la minérotrophie et l'ombrotrophie, engendrant ainsi une variation dans les valeurs de pH de l'eau. L'industrie de la tourbe étant principalement intéressée par la tourbe de sphaigne, l'extraction cesse généralement lorsque la tourbe minérotrophe est atteinte. Cette façon de faire a probablement eu pour conséquence de laisser la surface de la tourbière à la frontière des deux types de tourbe.

Si le niveau de la nappe phréatique demeure un facteur ayant du poids pour expliquer la composition de la végétation des tourbières (Gignac et al., 2004; Talbot et al., 2010; Duval et al., 2012), il ne ressort pas comme très important dans les analyses. En fait, en examinant les régressions multiples, on observe que le niveau de nappe phréatique minimal, lorsque conservé dans les modèles, est toujours négativement corrélé avec la fréquence d'apparition, alors que la nappe phréatique maximale est positivement corrélée avec les quenouilles, des plantes qu'on associe plutôt à des marais. Il semble donc qu'à Moss Spur, le problème soit moins un manque d'eau – une situation fréquemment observée dans les tourbières où la tourbe fut extraite de manière industrielle (Haapalehto et al., 2014; Malloy et Price, 2014; McCarter et Price, 2014) – que sa surabondance, particulièrement dans les sites du G1 (*Scirpus*) dominés par les quenouilles. En effet, la plupart des plantes de bogs, et dans une moindre mesure de fens, ne s'accommodent pas de niveaux d'eau situés bien au-dessus de la surface du sol (Andrus et al., 1983; Gignac et al., 2004). L'explication la plus plausible pour cette surabondance d'eau est que la topographie relativement plate de la région ralentit le drainage de la tourbière et mène à une accumulation d'eau sur le site, où par ailleurs plusieurs canaux de drainage ne semblent plus fonctionnels et où la route obstrue l'écoulement de l'eau (F. Gagnon, observations personnelles). Enfin, il est possible que les secteurs ayant une nappe phréatique située bien au-dessus du sol correspondent à des dépressions dans la topographie de la tourbière, qu'elles soient naturelles ou qu'elles résultent d'activités industrielles (Girard et al., 2002). En résumé, une partie de ma prédiction de départ (une nappe phréatique trop haute engendre des assemblages végétaux non représentatifs des tourbières) semble exacte, mais l'autre partie (une nappe phréatique trop basse, comme à plus de 40 cm sous la surface du sol, a le même effet) n'a pas pu être vérifiée étant donné que cette situation ne s'est pas présentée sur le terrain.

## **5.2 Les trois groupements végétaux de Moss Spur**

Les quadrats du G1 (*Scirpus*) sont ceux ayant l'indice de Shannon le plus élevé, signifiant qu'on y trouve beaucoup d'espèces végétales avec des abondances relatives bien réparties entre les espèces. Les assemblages végétaux de ce groupe sont soit dominés par *Scirpus cyperinus* ou par le taxon *Typha*. La fréquence d'apparition élevée de *S. cyperinus* dans ce

groupe n'est pas nécessairement surprenante. En effet, cette espèce est connue pour couvrir les tourbières perturbées avec conditions minérotrophes en Amérique du Nord alors qu'elle est présente de façon moins abondante en conditions naturelles (Graf et al., 2008). Il faut toutefois savoir que *S. cyperinus* peut être considérée comme une plante indésirable en trop grand nombre puisqu'elle s'établit rapidement et densément sur les sites perturbés et tend à former des populations monospécifiques (Graf et al., 2008; Lajoie, 2015). Cette caractéristique de la plante n'est toutefois pas appuyée par mes données puisque le G1 est le groupe qui, en moyenne, affiche l'indice de Shannon le plus élevé. De plus, la biomasse de ce scirpe se décompose lentement (Graf et Rochefort, 2009), indiquant un potentiel pour l'accumulation de la tourbe, et sa présence dans les tourbières minérotrophes en font une plante qui n'est peut-être pas sans intérêt pour la restauration.

Pour leur part, les quenouilles ne sont pas des espèces représentatives des tourbières, du moins en aussi forte abondance. Les quenouilles, en particulier *Typha x glauca* et *T. angustifolia*, tendent à avoir un comportement envahissant dans les milieux humides d'Amérique du Nord. Les populations de *Typha* y sont en augmentation (Shih et Finkelstein, 2008) et à terme, elles réduisent la diversité végétale (Mitchell et al., 2011). Il est possible que les quenouilles aient été présente lors d'un stade antérieur de la tourbière. Il semble en effet que les tourbières continentales canadiennes passent généralement, au début de leur formation, par un stade d'étang colonisé par des quenouilles, ces plantes contribuant à l'accumulation de la tourbe (Kuhry et al., 1993). Il est donc possible que l'extraction de la tourbe à Moss Spur ait fait remonter l'horloge de la succession écologique de la tourbière au tout début de la période d'accumulation de la tourbe, un retour dans le temps d'environ 2 000 à 3 000 ans (Kuhry et al., 1993).

L'absence de tapis de sphaignes et la prévalence des espèces de fens rendent le G2 (*Trichophorum*) similaire aux fens riches et intermédiaires (Campbell et Rochefort, 2001). On trouve dans le G2 des populations denses de *Trichophorum alpinum* et de *Rhynchospora alba*. *Trichophorum alpinum* est une espèce circumboréale (Flora of North America Editorial Committee, 2003) et calciphile (Anderson et al., 1996) connue pour coloniser surtout les fens, mais aussi les bogs. Sa tolérance pour un large spectre de pH (Gignac et al., 2004) fournit

une explication pour son abondance élevée dans l'ensemble de la tourbière et cette espèce semble avoir une préférence pour les couches de tourbe résiduelles épaisses. La tolérance de *T. alpinum* pour une large gamme de conditions et sa fréquence d'apparition à Moss Spur confirment sa capacité à occuper une tourbière perturbée et indiquent qu'elle pourrait être une bonne candidate à inclure dans un processus de restauration.

*Rhynchospora alba*, une espèce qui tolère mal la compétition, pousse généralement sur les fonds vaseux, les surfaces sans croissance de sphaignes des tourbières ombrotrophes (Ohlson et Malmer, 1990; Karofeld et al., 2015). L'espèce s'accommode de pH allant au-dessus de 6,5 et en dessous de 4,5, mais a des exigences plus précises quant aux niveaux d'eau, croissant surtout là où la nappe phréatique se situe entre 10 et 20 cm sous la surface du sol (Gignac et al., 2004). La fréquence d'apparition de *R. alba* était positivement influencée par l'épaisseur de tourbe résiduelle. De plus, sur le site à l'étude, cette plante tend à croître aux endroits où la tourbe est très molle (donc fortement décomposée) et humide (F. Gagnon, observations personnelles). De telles conditions sont semblables à celles qu'on trouve dans les fonds vaseux. *Rhynchospora alba* pourrait être une bonne plante à introduire dans une tourbière perturbée si l'objectif est de rétablir un tapis de sphaignes. Il a en effet été observé que la croissance de *R. alba* devance l'établissement des sphaignes, probablement par un effet de facilitation (Karofeld et al., 2015).

Les assemblages végétaux du G3 (*Eriophorum*) sont probablement les plus proches de l'état initial de la tourbière avant l'extraction (au début du 20<sup>e</sup> siècle) quant aux conditions abiotiques. Les communautés végétales y sont semblables à celles qu'on trouve dans les bogs ayant subi des activités d'extraction et où les conditions de surface sont toujours de nature ombrotrophe (voir par exemple Lavoie et al., 2005a et Poulin et al., 2005). On trouve beaucoup plus de sphaignes dans le G3 qu'ailleurs : certains quadrats étaient couverts d'un tapis de sphaignes étendu (fréquence d'apparition jusqu'à 90 %, toutes espèces confondues). Les trois sections de sphaignes les plus importantes en ordre de fréquence d'apparition sont *Acutifolia* (8 %), *Squarosa* (6 %) et *Cupsidata* (5 %). La présence de sphaignes en milieu humide est généralement indicatrice d'un fen pauvre ou d'un bog. Les quelques cas où la fréquence d'apparition des sphaignes a été très élevée sont remarquables, compte tenu que

les tourbières aspirées ont généralement, même plusieurs années après la cessation des activités d'extraction, un très faible couvert en sphaignes (Poulin et al., 2005; Graf et al., 2008). Il est possible que l'acidité élevée de l'eau à l'emplacement des quadrats du G3 ait favorisé l'établissement des espèces de bogs ; en s'installant, les sphaignes ont, en retour, pu contribuer à une acidification de plus en plus prononcée (Campbell et Rochefort, 2001). Une hypothèse alternative, plus probable, serait que ce soit la combinaison de conditions hydrologiques adéquates, de même que l'absence de soulèvement gélival, qui aient facilité le retour de ces plantes. L'absence de corrélation entre les variables de nappe phréatique et la présence des sphaignes suggère que sur le site de Moss Spur, l'établissement et la croissance des sphaignes ne sont pas limitées par un nappe phréatique basse : la nappe est en fait élevée partout sur le site et ne se trouvait, à l'été 2014, pratiquement jamais à plus de 40 cm sous la surface du sol, ce qui semble être, de façon approximative, la profondeur maximale tolérée par les sphaignes en tourbières post-extraction (Schouwenaars, 1988; Price et Whitehead, 2001; Hájek et al., 2013).



## 6 Conclusion

Les conditions environnementales à la surface de la tourbière Moss Spur ont été, de toute évidence, profondément transformées suite à l'extraction de la tourbe. On pourrait avancer qu'il y a plus de variation au sein la tourbière pour les variables environnementales telles que le pH de l'eau, la conductivité électrique de l'eau ou la hauteur de nappe phréatique qu'on en trouvait il y a environ un siècle, soit avant le début des activités d'extraction. La manifestation la plus évidente de ces conditions très diverses est une revégétation qui prend des formes (composition en espèces et couvert végétal) différentes selon les secteurs. On note aussi que la végétation qui recouvre aujourd'hui Moss Spur est encore principalement formée d'espèces de milieux humides et, en particulier, d'espèces de tourbières malgré les perturbations.

Les conditions variées à la surface du site à l'étude pourraient nécessiter des actions de restauration distinctes selon le contexte écologique. C'est d'ailleurs l'avis de plusieurs spécialistes des tourbières : la restauration écologique devrait être exécutée en fonction du potentiel du site (Lamers et al., 2015). Suivre ce conseil dans une tourbière comme Moss Spur, immédiatement une fois les activités d'extraction terminées, requerrait de restaurer le site perturbé en fonction de plusieurs stades de succession différents. C'est du moins ce que suggèrent les assemblages végétaux qui ont été inventoriés (marais, fen, bog). Ce travail indique aussi que la dissémination naturelle des diaspores végétales peut être suffisante, en certaines circonstances, pour recréer un couvert formé d'espèces de milieux humides. En effet, tout porte à croire que les plantes couvrant aujourd'hui la tourbière proviennent de diaspores disséminées naturellement à partir des sites voisins. Il n'est donc pas toujours nécessaire de répandre des graines et des spores sur un site si l'on désire obtenir un couvert de plantes typiques de ce type de tourbière.

L'importance de l'hydrologie en tourbière n'est plus à démontrer. Les analyses faites dans le cadre de ce travail ont cependant montré que l'hydrologie n'était pas la variable la plus déterminante pour la végétation. La nappe phréatique est toutefois très élevée à Moss Spur et donc non discriminante. Cela constitue probablement la principale raison expliquant la

revégétation assez exceptionnelle du site. Les perturbations hydrologiques ont été identifiées à de nombreuses reprises comme étant un facteur limitant pour la régénération des tourbières en raison des besoins en eau élevés des plantes caractéristiques de ces écosystèmes (Poulin et al., 2005; Graf et al., 2008; Konvalinková et Prach, 2014; Priede et al., 2016). La nappe phréatique élevée de Moss Spur a probablement permis d'éviter ces deux problèmes. D'un autre côté, certaines parties de la tourbière ont une nappe phréatique située bien au-dessus de la surface du sol, ce qui a favorisé la croissance des quenouilles. Il est probable que les sections inondées correspondent à des dépressions dans la topographie du site. Nivelier le site suite à l'extraction pourrait donc s'avérer important si le but est d'éviter l'accumulation de l'eau, et donc des assemblages végétaux représentatifs d'un marais. En somme, ces conclusions vont dans la même direction que celles de Gonzales et al. (2013), soit que le blocage des canaux de drainage peut, en certaines circonstances, être une mesure suffisante pour la revégétation d'une tourbière, au détail près que la réponse de la végétation à une hausse du niveau d'eau n'est pas unidirectionnelle.

De toutes les variables environnementales mesurées, le pH de l'eau est celle étant la plus fortement liée à la végétation. Il n'est pas clair si c'est le pH qui a tout d'abord influencé la distribution des espèces de plantes sur la tourbière ou si ce sont les communautés végétales qui, par leurs caractéristiques, ont modifié la chimie de l'eau dans laquelle elles croissent. L'absence de données prises avant l'établissement de la végétation empêche de se prononcer sur la question, mais la tourbe ayant un fort pouvoir tampon, il est probable que ce soit la chimie de l'eau qui constitue la cause et non l'inverse. Quoiqu'il en soit, compte tenu des résultats de ce mémoire, il semblerait souhaitable d'effectuer la restauration en fonction du pH de l'eau (c'est-à-dire, restaurer vers un bog en conditions acides, restaurer vers un fen en conditions plus neutres), et ce, même si cela implique d'utiliser plusieurs méthodes de restauration à l'échelle d'un même site.

L'effet de l'épaisseur de tourbe résiduelle sur la végétation et les autres variables environnementales n'est pas clair. À Moss Spur, des communautés de plantes de tourbières ont été trouvées sur des épaisseurs de tourbes variées, ce qui indique que cette variable n'a pas été déterminante dans le succès de la régénération du site. Cette situation contraste avec

d'autres études qui soutiennent que cette variable est, au contraire, importante pour expliquer le succès de la régénération (Girard et al., 2002; Graf et al., 2008). Que les sites ayant l'épaisseur de tourbe la plus élevée soient sous conditions minérotrophes alors que certains sites avec une épaisseur de tourbe plus faible soient sous conditions ombrotrophes semble incohérent. Cela suggère qu'il ne soit pas possible de prédire le couvert végétal qui se rétablira de façon naturelle simplement par la mesure de la couche de tourbe résiduelle.

Quelques espèces de plantes brillent dans leur capacité à coloniser le site perturbé qu'était Moss Spur à la fin du 20<sup>e</sup> siècle. Que ces plantes aient réussi à coloniser le site sans assistance humaine suggère qu'elles puissent être introduites avec facilité dans un contexte de restauration. Les plantes ayant la plus grande fréquence d'apparition en conditions minérotrophes sont *Trichophorum alpinum*, *Rhynchospora alba* et *Scirpus cyperinus*. En conditions ombrotrophes, c'est *Eriophorum vaginatum* qui apparaissait le plus fréquemment. *Scirpus cyperinus* n'est généralement pas considérée comme une plante souhaitable en restauration, mais son comportement de plante colonisatrice, ainsi que son potentiel pour l'accumulation de tourbe, la rendent intéressante si l'objectif est simplement de revégéter une tourbière. De plus, cette étude montre qu'à Moss Spur, l'indice de Shannon tend à être plus élevé dans les communautés où cette plante est présente. Enfin, il semble que *S. cyperinus* est une plante qui tolère bien les fluctuations de la nappe phréatique, un autre atout en restauration des tourbières.

Pour leur part, les bryophytes ont une bonne capacité de dissémination grâce à leurs spores (Campbell et al., 2003), mais elles n'occupent pas un grand couvert sur la tourbière, contrairement à ce qu'on observe dans la plupart des fens et des bogs non perturbés (Campbell et Rochefort, 2001). Même si ce groupe n'était pas aussi bien représenté que les plantes vasculaires, trois espèces se démarquent des autres par leur abondance. Ces trois espèces sont *Aulacomnium palustre* et *Campylium stellatum* en conditions minérotrophes, et *Polytrichum strictum* en conditions ombrotrophes.

En conclusion, plusieurs facteurs semblent avoir influencé la revégétation à Moss Spur. Il est probable que le blocage des canaux de drainage ait favorisé le succès de la régénération

spontanée du site et permis la colonisation par un grand nombre d'espèces de tourbières. Ces plantes ont formé des assemblages végétaux représentatifs des marais, des marécages, des fens ou des bogs. Cela étant, et tel qu'observé dans d'autres études (Poulin et al., 2005; Graf et al., 2008), les bryophytes, à l'exception des sphaignes dans certaines parties de la tourbières, n'ont pas recolonisé une grande surface du site même si on les trouve un peu partout sur la tourbière. Le retour à un couvert élevé de bryophytes pourrait n'être qu'une question de temps.

## Bibliographie

Andersen R, Rochefort L et Landry J (2011) La chimie des tourbières du Québec: une synthèse de 30 années de données. *Le Naturaliste canadien* 135(1):5–14

Anderson DS, Davis RB, Rooney SC et Campbell CS (1996) The ecology of sedges (Cyperaceae) in Maine Peatlands. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 123:100–110

Andrus RE, Wagner DJ et Titus JE (1983) Vertical zonation of *Sphagnum* mosses along hummock-hollow gradients. *Canadian Journal of Botany* 61:3128–3139

Boudreau S et Rochefort L (2008) Plant establishment in restored peatlands: 10-years monitoring of sites restored from 1995 to 2003. Dans: *Proceedings of the 13th International Peat Congress: after wise use? The future of peatlands*. International Peat Society, Jyväskylä, pp. 362–366

Bourgeois B, Hugron S et Poulin M (2012) Establishing a moss cover inhibits the germination of *Typha latifolia*, an invasive species, in restored peatlands. *Aquatic Botany* 100:76–79

Caliński T et Harabasz J (1974) A dendrite method for cluster analysis. *Communications in Statistics* 3:1–27

Cambell DR et Rochefort L (2001) La végétation : gradients. Dans: Payette S et Rochefort L (1<sup>ère</sup> édition). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, pp. 129–140

Campbell DR, Rochefort L et Lavoie C (2003) Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. *Journal of Applied Ecology* 40:78–91

Canada Map Sales (2014) Moss Spur. Manitoba Conservation, Winnipeg

Chimner RA, Cooper DJ, Wurster, Rochefort L (2016) An overview of peatland restoration in North America: where are we after 25 years? *Restoration ecology*. doi: 10.1111/rec.12434

Cooper DJ et MacDonald LH (2000) Restoring the vegetation of mined peatlands in the southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A. *Restoration Ecology* 8:103–111

Crow GE et Hellquist B (2000) *Aquatic and wetlands plants of northeastern North America* (1<sup>ère</sup> édition). The University of Wisconsin Press, Madison

Duval TP, Waddington JM et Branfireun BA (2012) Hydrological and biogeochemical controls on plant species distribution within calcareous fens. *Ecohydrology* 5:73–89

Environnement Canada (2014) Normales climatiques canadiennes. [www.climat.meteo.gc.ca/climate\\_normals/index\\_f.html](http://www.climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html), Environnement Canada. Consulté en octobre 2014

ESRI (2015) ArcGIS Desktop: Release 10. Environmental Systems Research Institute, Redlands

Faubert J (2013, 2014) *Flore des bryophytes du Québec-Labrador* (1<sup>ère</sup> édition). Société québécoise de bryologie, Saint-Valérien. Vol. 2 (2013), vol. 3 (2014)

- Fay E et Lavoie C (2009) The impact of birch seedlings on evapotranspiration from a mined peatland: an experimental study in southern Quebec, Canada. *Mires and Peat* 5:1–7
- Flora of North America Editorial Committee (1993+) Flora of North America North of Mexico. New York et Oxford. Vol. 1 (1993), vol. 2 (1993), vol. 3 (1997), vol. 4 (2003), vol. 5 (2005), vol. 6 (2015), vol. 7 (2010), vol. 8 (2009), vol. 9 (2014), vol. 19 (2006), vol. 20 (2006), vol. 21 (2006), vol. 22 (2000), vol. 23 (2002), vol. 24 (2007), vol. 25 (2003), vol. 26 (2002), vol. 27 (2007), vol. 28 (2014)
- Garneau M (2001) Statut trophique des taxons préférentiels et des taxons fréquents mais non préférentiels des tourbières naturelles du Québec-Labrador. Dans: Payette S et Rochefort L (1<sup>ère</sup> édition) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec pp. 523–531
- Gignac LD, Gauthier R, Rochefort L et Bubier J (2004) Distribution and habitat niches of 37 peatland Cyperaceae species across a broad geographic range in Canada. *Canadian Journal of Botany* 82:1292–1313
- Girard M, Lavoie C et Thériault M (2002) The regeneration of a highly disturbed ecosystem: a mined peatland in southern Québec. *Ecosystems* 5:274–288
- González E, Rochefort L et Poulin M (2013) Trajectories of plant recovery in block-cut peatlands 35 years after peat extraction. *Applied Ecology and Environmental Research* 11:385–406
- Google Earth v. 7.1.5.1557 (2014) Moss Spur, Manitoba. 49° 59' 14,40" N 96° 07' 55,11" O altitude de l'oeil: 1,8 km. DigitalGlobe (2012) <http://www.earth.google.com>. Consulté en mai 2014
- Graf MD et Rochefort L (2009) Examining the peat-accumulating potential of fen vegetation in the context of fen restoration of harvested peatlands. *Écoscience* 16:158–166
- Graf MD, Bérubé V, Rochefort L (2012) Restoration of peatlands after peat extraction: impacts, restoration goals, and techniques. Dans: Vitt DH et Bhatti JS (1<sup>ère</sup> édition) *Restoration and reclamation of boreal ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 259–280
- Graf MD, Rochefort L et Poulin M (2008) Spontaneous revegetation of cutaway peatlands of North America. *Wetlands* 28:28–39
- Groeneveld EVG et Rochefort L (2002) Nursing plants in peatland restoration: on their potential use to alleviate frost heaving problems. *Suo* 53:73–85
- Haapalehto T, Kotiaho JS, Matilainen R et Tahvanainen T (2014) The effects of long-term drainage and subsequent restoration on water table level and pore water chemistry in boreal peatlands. *Journal of Hydrology* 519:1493–1505
- Hager HA (2004) Competitive effect versus competitive response of invasive and native wetland plant species. *Oecologia* 139:140–149
- Hájek M, Hájková P, Kočí M, Jiroušek M, Mikulášková E et Kintrová K (2013) Do we need soil moisture measurements in the vegetation-environment studies in wetlands? *Journal of Vegetation Science* 24:127–137

- Hennig C (2015) Fpc: flexible procedures for clustering. (R package version 2.1-10) <http://CRAN.R-project.org/package=fpc>
- Jain AK et Dubes RC (1988) Algorithms for clustering data (1<sup>ère</sup> édition). Michigan State University, New Jersey
- Karofeld E, Rivis R, Tõnisson H et Vellak K (2015) Rapid changes in plant assemblages on mud-bottom hollows in raised bog: a sixteen-year study. *Mires and Peat* 16:1–13
- Konvalinková P et Prach K (2014) Environmental factors determining spontaneous recovery of industrially mined peat bogs: a multi-site analysis. *Ecological Engineering* 69:38–45
- Kuhry P, Nicholson BJ, Gignac LD, Vitt DH et Bayley SE (1993) Development of *Sphagnum*-dominated peatlands in boreal continental Canada. *Canadian Journal of Botany* 71:10–22
- Lajoie J (2015) Le *Scirpus cyperinus*. Germination, établissement et compétition en contexte de restauration de fen. Université Laval, Québec. mémoire
- Lamers LPM, Vile MA, Grootjans AP, Acreman MC, van Diggelen R, Evans MG, Richardson CJ, Rochefort L, Kooijman AM, Roelofs JGM et Smolders AJP (2015) Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews* 90:182–203
- Lanta V, Doležal J et Šamata J (2004) Vegetation patterns in a cut-away peatland in relation to abiotic and biotic factors: a case study from the Šumava Mts., Czech Republic. *Suo* 55:33–43
- Lavoie C, Marcoux K, Saint-Louis A et Price JS (2005b) 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 et Saint-Louis A (1999) The spread of gray birch (*Betula populifolia*) in eastern Quebec: landscape and historical considerations. *Canadian Journal of Botany* 77:859–868
- Lavoie C, Saint-Louis A et Lachance D (2005a) Vegetation dynamics on an abandoned vacuum-mined peatland: 5 years of monitoring. *Wetlands Ecology and Management* 13:621–633
- Legendre P et Gallagher E (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271–280
- Legendre P et Legendre L (2012) Numerical ecology (3e édition) Elsevier Science BV, Amsterdam
- Lichvar RW (2014) The National Wetland Plant List: 2014 wetland ratings. *Phytoneuron* 41:1–42
- Malloy S et Price JS (2014) Fen restoration on a bog harvested down to sedge peat: a hydrological assessment. *Ecological Engineering* 64:151–160
- Manitoba Government (2017) Species at risk, Species listed under The endangered species and ecosystems act. <http://www.gov.mb.ca/sd/wildlife/sar/sarlist.html> Consulté en janvier 2017

- McCarter CPR et Price JS (2014) The hydrology of the Bois-des-Bel peatland restoration: hydrophysical properties limiting connectivity between regenerated *Sphagnum* and remnant vacuum harvested peat deposit. *Ecohydrology* 8:173–187
- Mitchell ME, Lishawa SC, Geddes P, Larkin DJ, Treering D et Tuchman NC (2011) Time-dependent impacts of cattail invasion in a Great Lakes coastal wetland complex. *Wetlands* 31:1143–1149
- Nishimura A, Tsuyuzaki S et Haraguchi A (2009) A chronosequence approach for detecting revegetation patterns after *Sphagnum*-peat mining, northern Japan. *Ecological Research* 24:237–246
- Ohlson M et Malmer N (1990) Total nutrient accumulation and seasonal variation in resource allocation in the bog plant *Rhynchospora alba*. *Oikos* 58:100–108
- Okasen JF, Blanchet G, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlenn D, Minchin PR, O’Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E et Wagner H (2015). *Vegan: community ecology package*. (R package version 2.3-2) <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Parkinson JA et Allen SE (1975) A wet oxidation procedure suitable for determination of nitrogen and mineral nutrients in biological material. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 6:1–11
- Poulin M, Rochefort L, Quinty F et Lavoie C (2005) Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* 83:539–557
- Pouliot R, Rochefort L, Karofeld E et Mercier C (2011) Initiation of *Sphagnum* moss hummocks in bogs and the presence of vascular plants: is there a link? *Acta Oecologica* 37:346–354
- Price JS (1996) Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Québec. *Hydrological Processes* 10:1263–1272.
- Price JS, Heathwaite AL et Baird AJ (2003) Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management* 11:65–83
- Price JS et Whitehead GS (2001) Developing hydrologic thresholds for *Sphagnum* recolonization on an abandoned cutover bog. *Wetlands* 21:32–40
- Priede A, Mežaka A, Dobkeviča L et Grīnberga L (2016) Spontaneous revegetation of cutaway fens: can it result in valuable habitats? *Mires and Peat* 18:1–14
- R Core Team (2016) *R: a language and environment for statistical computing*. (R version 3.2.5) R Foundation for Statistical Computing, Vienna
- Schouwenaars JM (1988) The impact of water management upon groundwater fluctuations in a disturbed bog relict. *Agricultural Water Management* 14:439–449
- Shackelford N, Hobbs RJ, Burgar JM, Erickson TE, Fontaine JB, Laliberté E, Ramalho CE, Perring MP, et Standish RJ (2013) Primed for change: developing ecological restoration for the 21st century. *Restoration Ecology* 21:297–304



Shih JG et Finkelstein SA (2008) Range dynamics and invasive tendencies in *Typha latifolia* and *Typha angustifolia* in eastern North America derived from herbarium and pollen records. *Wetlands* 28:1–16

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004) The SER international primer on ecological restoration. [www.ser.org](http://www.ser.org) et Tucson: Society for Ecological Restoration International. Consulté en septembre 2016

Soil Classification Working Group (1998) The Canadian system of soil classification (3<sup>e</sup> édition) Agriculture and Agri-Food Canada Publication, Ottawa

Suding KN (2011) Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42:465–487

Talbot J, Richard PJH, Roulet NT et Booth RK (2010) Assessing long-term hydrological and ecological responses to drainage in a raised bog using paleoecology and a hydrosequence. *Journal of Vegetation Science* 21:143–156

Triisberg T, Karofeld E et Paal J (2011) Re-vegetation of block-cut and milled peatlands: an Estonian example. *Mires and Peat* 5:1–14

Van Seters TE et Price JS (2001) The impact of peat harvesting and natural regeneration on the water balance of an abandoned cutover bog, Quebec. *Hydrological Processes* 15:233–248

Vitt DH (2006) Functional characteristics and indicators of boreal peatlands. Dans: Wieder RK et Vitt DH (1<sup>ère</sup> édition) *Boreal peatland ecosystems*, Springer, Heidelberg, pp. 9–24

Vitt DH et Hamilton CD (1975) Taxonomic status of *Tomenthypnum falcifolium*. *Bryologist* 78:168–177

Wind-Mulder HL, Rochefort L et Vitt DH (1996) Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. *Ecological Engineering* 7:161–181

Wind-Mulder HL et Vitt DH (2000) Comparisons of water and peat chemistries of a post-harvested and undisturbed peatland with relevance to restoration. *Wetlands* 20:616–628

# Annexe 1

Fréquence d'apparition (%) des espèces inventoriées dans la tourbière de Moss Spur divisées par groupement de quadrats. La nomenclature taxonomique suit celle proposée par Flora of North America Editorial Committee (1993+) pour les plantes vasculaires et Faubert (2013, 2014) pour les bryophytes.

Espèce	G1	G2	G3	Famille	Habitat	Référence
	<i>Scirpus</i>	<i>Trichophorum</i>	<i>Eriophorum</i>			
Amblystegiaceae sp.	<1	<1	0	Amblystegiaceae	nsap	nsap
<i>Andromeda polifolia</i>	<1	0	<1	Ericaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Aronia melanocarpa</i>	<1	0	0	Rosaceae	Marais/marécage	FNA (2014)
Asteraceae sp.	<1	0	<1	Asteraceae	nsap	nsap
<i>Aulacomnium palustre</i>	5	3	4	Aulacomniaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Betula papyrifera</i>	1	<1	5	Betulaceae	habitat non humide	FNA (1997)
<i>Betula pumila</i>	2	<1	11	Betulaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Brachythecium</i> sp.	1	<1	<1	Brachytheciaceae	nsap	nsap
<i>Breidleria pratensis</i>	<1	<1	0	Hypnaceae	Fen	Faubert (2014)
<i>Brotherella recurvans</i>	<1	<1	<1	Pylaisiadelphaceae	habitat non humide	Faubert (2014)
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	1	<1	<1	Bryaceae	habitat non humide	Faubert (2014)
<i>Bryum (sensu lato)</i> sp.	<1	<1	0	Bryaceae	nsap	nsap
<i>Calamagrostis canadensis</i>	5	1	2	Poaceae	Marais/marécage	Garneau (2001)
<i>Calliergon giganteum</i>	<1	<1	0	Bryaceae	Marais/marécage	Lichvar (2014)
<i>Calliergonella cuspidata</i>	0	<1	0	Calliergonaceae	Marais/marécage	Lichvar (2014)
<i>Calopogon tuberosus</i>	<1	<1	0	Orchidaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Caltha palustris</i>	<1	<1	0	Ranunculaceae	Marais/marécage	FNA (1997)
<i>Campanula aparinoides</i>	<1	0	0	Campanulaceae	Marais/marécage	Crow et Hellquist (2000)
<i>Campylium stellatum</i>	6	5	<1	Amblystegiaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Carex aquatilis</i>	<1	<1	0	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Carex canescens</i>	14	6	12	Cyperaceae	Marais/marécage	Garneau (2001)
<i>Carex chordorrhiza</i>	<1	<1	0	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Carex disperma</i>	<1	0	0	Cyperaceae	Marais/marécage	FNA (2002)
<i>Carex interior</i>	2	0	0	Cyperaceae	Marais/marécage	FNA (2002)
<i>Carex lasiocarpa</i>	3	<1	0	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Carex leptalea</i>	1	0	0	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Carex limosa</i>	0	<1	0	Cyperaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Carex livida</i>	0	<1	0	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Carex magellanica</i> subsp. <i>irrigua</i>	<1	<1	0	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Carex pellita</i>	1	0	0	Cyperaceae	Marais/marécage	FNA (2002)
<i>Carex pseudocyperus</i>	1	<1	0	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Carex sartwellii</i>	2	1	0	Cyperaceae	Fen	FNA (2002)
<i>Carex</i> spp.	2	<1	<1	Cyperaceae	nsap	nsap

Espèce	G1	G2	G3	Famille	Habitat	Référence
	<i>Scirpus</i>	<i>Trichophorum</i>	<i>Eriophorum</i>			
<i>Carex suberecta</i>	<1	0	0	Cyperaceae	Fen	FNA (2002)
<i>Carex viridula</i>	<1	0	0	Cyperaceae	Marais/marécage	FNA (2002)
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	<1	<1	1	Ericaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	0	0	<1	Onagraceae	habitat non humide	Lichvar (2014)
<i>Climacium dendroides</i>	<1	<1	0	Amblystegiaceae	habitat non humide	Faubert (2014)
<i>Comarum palustre</i>	1	<1	0	Rosaceae	Fen	Garneau (2001)
Cyperaceae sp.	1	<1	0	Cyperaceae	nsap	nsap
<i>Danthonia compressa</i>	<1	0	0	Poaceae	habitat non humide	Lichvar (2014)
<i>Dasiphora fruticosa</i>	<1	0	0	Rosaceae	Marais/marécage	Garneau (2001)
<i>Dicranum polysetum</i>	0	<1	<1	Climaciaceae	habitat non humide	Faubert (2013)
<i>Dicranum undulatum</i>	<1	<1	0	Dicranaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Drosera intermedia</i>	<1	2	<1	Droseraceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Drosera linearis</i>	0	<1	0	Droseraceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Drosera rotundifolia</i>	3	18	8	Droseraceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Dryopteris cristata</i>	<1	<1	1	Dryopteridaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Dulichium arundinaceum</i>	<1	<1	0	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Eleocharis palustris</i>	<1	0	0	Cyperaceae	Marais/marécage	FNA (2002)
<i>Eriophorum angustifolium</i>	2	1	<1	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Eriophorum gracile</i>	<1	<1	0	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Eriophorum vaginatum</i>	4	4	82	Cyperaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Eriophorum virginicum</i>	1	<1	0	Cyperaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Eriophorum viridicarinatum</i>	3	<1	0	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Euthamia graminifolia</i>	<1	<1	<1	Asteraceae	habitat non humide	FNA (2006)
<i>Euthamia</i> sp.	<1	<1	0	Asteraceae	nsap	nsap
<i>Fragaria virginiana</i>	3	0	0	Rosaceae	habitat non humide	FNA (2014)
<i>Galium trifidum</i>	<1	0	0	Rubiaceae	Marais/marécage	Crow et Hellquist (2000)
<i>Glyceria striata</i>	<1	0	0	Poaceae	Marais/marécage	Crow et Hellquist (2000)
<i>Helodium blandowii</i>	<1	<1	0	Dicranaceae	Fen	Garneau (2001)
Hépatiques spp.	6	21	17	nsap	nsap	nsap
Herbacée sp.	1	1	1	nsap	nsap	nsap
<i>Hieracium umbellatum</i>	2	0	<1	Asteraceae	habitat non humide	FNA (2006)
<i>Hypericum fraseri</i>	1	<1	0	Hypericaceae	Marais/marécage	FNA (2015)
Hypnaceae sp.	0	<1	0	Hypnaceae	nsap	nsap
Juncaceae sp.	<1	<1	<1	Juncaceae	nsap	nsap
<i>Juncus acuminatus</i>	<1	<1	0	Juncaceae	Marais/marécage	FNA (2000)
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	1	<1	0	Juncaceae	Marais/marécage	FNA (2000)

Espèce	G1	G2	G3	Famille	Habitat	Référence
	<i>Scirpus</i>	<i>Trichophorum</i>	<i>Eriophorum</i>			
<i>Juncus brachycephalus</i>	<1	0	0	Juncaceae	Marais/marécage	FNA (2000)
<i>Juncus brevicaudatus</i>	<1	<1	0	Juncaceae	Fen	FNA (2000)
<i>Juncus bufonius</i>	<1	1	0	Juncaceae	Marais/marécage	FNA (2000)
<i>Kalmia polifolia</i>	<1	<1	3	Ericaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Larix laricina</i>	3	2	6	Pinaceae	Marais/marécage	Garneau (2001)
<i>Lycopodium annotinum</i>	<1	<1	0	Lycopodiaceae	Marais/marécage	FNA (1993)
<i>Lycopodium clavatum</i>	<1	<1	0	Lycopodiaceae	habitat non humide	FNA (1993)
<i>Lysimachia borealis</i>	<1	0	0	Primulaceae	habitat non humide	FNA (2009)
<i>Lysimachia thysiflora</i>	<1	1	0	Primulaceae	Bog	FNA (2009)
Mousse brune sp.	0	<1	0	nsap	nsap	nsap
<i>Myrica gale</i>	<1	1	0	Myricaceae	Marais/marécage	Garneau (2001)
<i>Oclemena nemoralis</i>	<1	0	0	Asteraceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Palustriella falcata</i>	<1	0	0	Amblystegiaceae	Fen	Faubert (2014)
<i>Phalaris arundinacea</i>	<1	<1	0	Poaceae	Marais/marécage	Crow et Hellquist (2000)
<i>Pohlia nutans</i>	1	<1	0	Mniaceae	habitat non humide	Garneau (2001)
<i>Phragmites australis</i> subsp. <i>americanus</i>	7	4	0	Poaceae	Marais/marécage	Crow et Hellquist (2000)
<i>Picea mariana</i>	1	<1	3	Pinaceae	Marais/marécage	Garneau (2001)
<i>Platydictya</i> sp.	<1	<1	0	Amblystegiaceae	nsap	nsap
<i>Pleurozium schreberi</i>	1	0	0	Hylocomiaceae	Marais/marécage	Garneau (2001)
Poaceae sp.	2	<1	1	Poaceae	nsap	nsap
<i>Polytrichum commune</i>	1	1	7	Polytrichaceae	Fen	Faubert (2013)
<i>Polytrichum strictum</i>	1	3	16	Polytrichaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Populus balsamifera</i>	<1	<1	0	Salicaceae	Marais/marécage	FNA (2010)
<i>Populus tremuloides</i>	<1	<1	<1	Salicaceae	habitat non humide	FNA (2010)
<i>Potentilla norvegica</i>	<1	0	0	Rosaceae	Marais/marécage	FNA (2014)
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	0	0	<1	Hypnaceae	habitat non humide	Faubert (2014)
<i>Pyrola asarifolia</i>	1	<1	0	Ericaceae	Marais/marécage	FNA (2009)
<i>Rhododendron groenlandicum</i>	1	1	3	Ericaceae	Marais/marécage	Garneau (2001)
<i>Rhynchospora alba</i>	3	39	<1	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	1	0	<1	Hylocomiaceae	habitat non humide	Faubert (2014)
<i>Rosa palustris</i>	<1	0	0	Rosaceae	Marais/marécage	FNA (2014)
<i>Rubus arcticus</i>	1	<1	<1	Rosaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Rubus idaeus</i>	<1	<1	2	Rosaceae	habitat non humide	FNA (2014)
<i>Salix bebbiana</i>	9	2	2	Salicaceae	Marais/marécage	FNA (2010)
<i>Salix candida</i>	<1	<1	0	Salicaceae	Marais/marécage	FNA (2010)
<i>Salix discolor</i>	<1	0	<1	Salicaceae	Marais/marécage	FNA (2010)
<i>Salix exigua</i>	<1	<1	<1	Salicaceae	Marais/marécage	FNA (2010)

Espèce	G1	G2	G3	Famille	Habitat	Référence
	<i>Scirpus</i>	<i>Trichophorum</i>	<i>Eriophorum</i>			
<i>Salix pedicellaris</i>	1	<1	0	Salicaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Salix planifolia</i>	3	<1	1	Salicaceae	Marais/marécage	FNA (2010)
<i>Salix serissima</i>	3	1	<1	Salicaceae	Marais/marécage	FNA (2010)
<i>Salix</i> sp.	1	<1	0	Salicaceae	nsap	nsap
<i>Sanionia uncinata</i>	0	<1	0	Amblystegiaceae	habitat non humide	Faubert (2014)
<i>Scheuchzeria palustris</i>	3	1	0	Scheuchzeriaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Scirpus cyperinus</i>	26	5	7	Cyperaceae	Marais/marécage	FNA (2002)
<i>Scolochloa festucacea</i>	<1	0	0	Poaceae	Marais/marécage	Crow et Hellquist (2000)
<i>Scorpidium cossonii</i>	1	1	0	Calliergonaceae	Fen	Faubert (2014)
<i>Scorpidium revolvens</i>	<1	0	0	Calliergonaceae	Fen	Faubert (2014)
<i>Scorpidium scorpioides</i>	0	<1	0	Calliergonaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Scutellaria galericulata</i>	<1	<1	0	Lamiaceae	Marais/marécage	Crow et Hellquist (2000)
<i>Solidago canadensis</i>	<1	0	0	Asteraceae	habitat non humide	FNA (2006)
<i>Solidago</i> sp.	3	1	1	Asteraceae	nsap	nsap
<i>Sphagnum angustifolium</i>	<1	<1	1	Sphagnaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Sphagnum capillifolium</i>	0	<1	<1	Sphagnaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Sphagnum contortum</i>	<1	1	1	Sphagnaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Sphagnum fallax</i>	0	0	3	Sphagnaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	<1	<1	1	Sphagnaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Sphagnum fuscum</i>	0	<1	3	Sphagnaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	<1	<1	0	Sphagnaceae	habitat non humide	Faubert (2013)
<i>Sphagnum lindbergii</i>	<1	0	1	Sphagnaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Sphagnum magellanicum</i>	<1	<1	2	Sphagnaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Sphagnum riparium</i>	0	<1	<1	Sphagnaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Sphagnum rubellum</i>	1	3	4	Sphagnaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Sphagnum russowii</i>	<1	<1	0	Sphagnaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Sphagnum</i> sbg. <i>cuspidata</i>	0	0	<1	Sphagnaceae	nsap	nsap
<i>Sphagnum</i> sbg. <i>sphagnum</i>	0	0	0	Sphagnaceae	nsap	nsap
<i>Sphagnum squarrosum</i>	1	1	4	Sphagnaceae	habitat non humide	Faubert (2013)
<i>Sphagnum teres</i>	2	<1	1	Sphagnaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	<1	<1	1	Sphagnaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Straminergon stramineum</i>	<1	<1	0	Calliergonaceae	Fen	Faubert (2014)
<i>Thelypteris palustris</i>	2	1	1	Thelypteridaceae	Marais/marécage	FNA (1993)
<i>Thuidium recognitum</i>	<1	0	0	Thuidiaceae	habitat non humide	Faubert (2014)
<i>Tomenthypnum nitens</i>	<1	<1	0	Amblystegiaceae	Fen	Faubert (2014)
<i>Tomenthypnum falcifolium</i>	<1	<1	0	Amblystegiaceae	Bog	Vitt et Hamilton (1975)

<b>Espèce</b>	<b>G1</b> <i>Scirpus</i>	<b>G2</b> <i>Trichophorum</i>	<b>G3</b> <i>Eriophorum</i>	<b>Famille</b>	<b>Habitat</b>	<b>Référence</b>
<i>Trichophorum alpinum</i>	18	77	4	Cyperaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Trichophorum cespitosum</i>	3	1	0	Cyperaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Typha</i> spp.	23	10	<1	Typhaceae	Marais/marécage	FNA (2000)
<i>Utricularia cornuta</i>	<1	<1	0	Lentibulariaceae	Bog	Garneau (2001)
<i>Utricularia intermedia</i>	1	<1	0	Lentibulariaceae	Fen	Garneau (2001)
<i>Vaccinium angustifolium</i>	<1	<1	<1	Ericaceae	habitat non humide	Garneau (2001)
<i>Vaccinium myrtilloides</i>	0	<1	<1	Ericaceae	Marais/marécage	FNA (2009)
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	5	5	11	Ericaceae	Bog	FNA (2009)
<i>Vaccinium</i> sp.	<1	0	0	Ericaceae	nsap	nsap
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	<1	<1	1	Ericaceae	habitat non humide	FNA (2009)
<i>Viola nephrophylla</i>	<1	<1	0	Violaceae	Milieu humide	FNA (2015)
<i>Warnstorfia exannulata</i>	<1	<1	0	Calliergonaceae	Fen	Garneau (2001)

nsap = Ne s'applique pas

Note : L'acronyme FNA utilisé dans la colonne *Référence* est pour *Flora of North America Editorial Committee* (1993+)