

VIRGINIE LABERGE

**VÉGÉTALISATION DE MARES CRÉÉES EN
TOURBIÈRE RESTAURÉE : TECHNIQUES DE
STABILISATION ET D'ENSEMENCEMENT**

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

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

2011

Résumé court

Le présent projet visait à faciliter la recolonisation de rives de mares artificiellement créées en tourbière récoltée par des sphaignes et des espèces d'herbacées associées aux mares naturelles. Le premier objectif consistait à stabiliser le substrat aux abords des mares par des transplants d'éricacées. Ceux-ci ont facilité l'établissement de sphaignes, limité le soulèvement gélival de la tourbe et n'ont pas influencé l'établissement de semis d'herbacées.

Le second objectif évaluait quel type de tapis de bryophytes favorisait l'établissement de semis d'herbacées. Les *Carex* ont germé similairement sur tous les types de tapis. Ceux formés de *Sphagnum cuspidatum* ont avantaagé la germination de *Scheuchzeria palustris*. Les plantules d'herbacées ont eu une meilleure croissance sur des tapis de bryophytes récemment restaurés constitués de fragments de sphaignes que sur des tapis déjà bien établis. La transplantation d'arbustes est recommandée sur les rives de mares artificielles ainsi que les semis d'herbacées, sous certaines conditions.

Résumé

Après leur restauration, les tourbières dont la tourbe a été récoltée par aspirateur conservent un relief uniforme dépourvu de mares, pourtant caractéristiques des bogs naturels. Même lorsque recrées artificiellement sur les sites restaurés, les mares ne contribuent pas à en accroître la diversité végétale. En effet, les espèces typiques des mares ne se réimplantent pas spontanément à leur pourtour, dû à une absence de graines ou de rhizomes dans le matériel végétal réintroduit. Le transfert ciblé de fragments de végétation de surface issus du pourtour de mares d'emprunt vers des mares artificielles ne permet pas non plus l'établissement des plantes vasculaires qui y sont présentes. L'érosion de la tourbe et les conditions instables du substrat prévalant près des mares comptent parmi les facteurs limitant la survie des plantules.

Le premier objectif poursuivi dans le cadre de ce projet de recherche consiste à faciliter la recolonisation de bords de mares de tourbière par des sphaignes et des espèces d'herbacées typiques de ce milieu. La méthode employée vise à stabiliser le substrat près de mares artificiellement créées en utilisant des transplants de deux espèces d'éricacées : *Andromeda glaucophylla* Link et *Vaccinium macrocarpon* Aiton. Les résultats indiquent que le couvert d'arbustes favorisait la survie des sphaignes dans la zone située près de la ligne d'étiage des mares. Les arbustes, combinés ou non à des sphaignes, ont également limité le soulèvement gélival de la tourbe de surface. Enfin, la présence d'un couvert d'éricacées n'a pas influencé l'établissement ni la croissance de cinq espèces d'herbacées semées au pourtour des mares créées.

Le second objectif consiste à évaluer le type de tapis de bryophyte qui favorise l'établissement de trois espèces récalcitrantes d'herbacées introduites par semis. Les espèces de *Carex* ont germé de façon similaire sur tous les types de tapis, alors que les tapis de *Sphagnum cuspidatum* ont avantagé la germination de *Scheuchzeria palustris*. Enfin, les plantules d'herbacées ont eu une meilleure croissance sur des tapis de bryophytes récemment restaurés constitués de fragments de sphaignes que sur des tapis déjà bien établis. À la lumière de ces résultats, il serait avantageux de transplanter des arbustes d'éricacées dans la zone d'étiage des mares afin de stabiliser le substrat et de favoriser l'établissement de sphaignes. Le semis d'espèces d'herbacées dans cette zone serait envisageable dès les premiers stades de restauration.

Abstract

Restored peatlands are characterized by a uniform vegetation cover and a surface lacking open water bodies. Since pools are known to increase biodiversity in natural peatlands, their creation were investigated for restored sites. So far, we cannot rely on spontaneous recolonization for these created microhabitats. Mosses transfer from natural pool margins to artificial ones is a technique that failed to restore vascular plant communities associated with these microhabitats, although diaspores (rhizome, seeds, plants fragments) are transferred with mosses. Peat erosion and substrate instability around pool margins are factors affecting survival of seedlings.

The main objective of this research project was to facilitate *Sphagnum* and vascular plants establishment around pool margins created in restored peatlands. One way to achieve this was through substrate stabilization using two species of shrubs (transplants of *Andromeda glaucophylla* Link and *Vaccinium macrocarpon* Aiton). Results show that ericaceous cover increased survival of *Sphagnum* along pool margins. Ericaceous shrubs -with or without mosses- also reduced frost heaving compared to the control but did not influence establishment or growth of five herbaceous species sowed around pool margin.

The second objective was to evaluate different types of bryophyte seed beds to determine which one increase establishment of three herbaceous species sowed. *Carex* species have equally germinated on all seed beds, although *Scheuchzeria palustris* had a higher germination rate on *Sphagnum cuspidatum* seed beds. Finally, seedlings had a better growth rate on newly restored *Sphagnum* seed beds than on those well established. According to these results, we recommend transplanting ericaceous shrubs along pool margins as they stabilize substrate and promote *Sphagnum* growth. The best timing for herbaceous species sowing along pool margins would be in the first restoration process steps.

Remerciements

La réalisation de ce projet de maîtrise n'aurait pu être possible sans le soutien de plusieurs personnes. Je tiens tout d'abord à remercier ma directrice de recherche qui m'a offert la possibilité de mener à bien mon projet, Monique Poulin : mon parcours n'aurait pas été le même sans ses conseils éclairés et sa grande compréhension tout au long de ces deux années. Un grand merci également à ma co-directrice Line Rochefort pour ses commentaires constructifs et son dynamisme qui aura été une belle source d'inspiration. C'est grâce à l'opportunité extraordinaire que vous m'avez offerte si j'ai pu découvrir les tourbières et apprendre à aimer les différentes facettes de ces merveilleux écosystèmes.

J'aimerais remercier les professionnelles de recherche du Groupe de recherche en écologie des tourbières pour leur aide à plus d'un niveau, Stéphanie Boudreau, Claire Boismenu, Josée Landry, Marie-Claire Leblanc et Sandrine Hogue-Hugron. Je tiens à remercier Hélène Crépeau et Gilles Ayotte pour l'aide fournie dans la réalisation des analyses statistiques.

Un merci tout spécial à ceux qui m'ont assisté sur le terrain à un moment ou à un autre au cours de mes deux merveilleuses saisons de terrain en Acadie: Maud Gauthier, Catherine Emond, Hélène Picard, Tuong Le, Torben Russo et Étienne Paradis. Je voudrais aussi remercier l'équipe de la tourbière de FPM Peat Moss à Inkerman-Ferry au Nouveau-Brunswick pour leur collaboration et leur aide technique.

Mes remerciements s'adressent également à tous les membres du Gret pour les suggestions, le support, ainsi que pour toutes les discussions extra-académiques!

Enfin, je désire remercier particulièrement mes sœurs et mes proches pour leur présence et leurs encouragements, de même que ma nièce pour son exemple de persévérance!

Table des matières

Résumé court	ii
Résumé	iii
Abstract	iv
Remerciements	v
Table des matières	vi
Liste des tableaux	viii
Liste des figures	x
Liste des Annexes	xii
Nomenclature	xiii
Chapitre 1	1
Introduction générale	1
Origine et caractéristiques des mares.....	1
Végétation des mares.....	2
Exploitation des tourbières et restauration après abandon.....	3
La création de plans d'eau en tourbière.....	4
Problématique des rives de mares.....	7
Rôle de la végétation des milieux riverains.....	8
Autre rôles de la végétation.....	9
Restauration par ensemencement.....	11
Objectifs et hypothèses de recherche.....	11
Chapitre 2	13
Stabilisation du substrat par des éricacées près de mares artificielles créées en tourbière récoltée	13
2.1 Introduction.....	13
Mise en contexte.....	13
2.2 Matériel et méthodes.....	17
2.2.1 Description du site.....	17
2.2.2 Description des mares.....	18
* n=1.....	20
2.2.3 Matériel végétal.....	20
2.2.4 Traitements et design expérimental.....	23
2.2.5 Mise en place des traitements.....	25
2.2.6 Collecte des données.....	27
2.2.7 Variables environnementales.....	28
2.2.8 Analyses statistiques et descriptives des données.....	28
2.3 Résultats.....	30
2.3.1 Couvert d'éricacées pour la stabilisation de la tourbe.....	30
2.3.2 Effet des éricacées sur la croissance des sphaignes.....	31
2.3.3 Effet des différents traitements sur l'établissement de plantes vasculaires.....	32
2.3.4. Données environnementales.....	36
2.4 Discussion.....	40
2.4.1 Couvert d'éricacées pour la stabilisation de la tourbe – Contrôle du soulèvement gélival.....	40
2.4.2 Effet des éricacées sur la croissance des sphaignes.....	41

2.4.3 Effet des éricacées sur l'établissement de plantes vasculaires	44
2.5 Conclusion et recommandations	48
Chapitre 3	50
Influence des types de lits de semences sur des semis de plantes vasculaires	
associées aux mares de tourbière	50
3.1 Introduction.....	50
3.2 Matériel et méthodes.....	54
3.2.1 Description du site de l'étude	54
3.2.2 Matériel végétal	54
3.2.3 Traitements et design expérimental	55
3.2.4 Mise en place des traitements	55
3.2.5 Collecte des données.....	56
3.2.6 Variables environnementales.....	57
3.2.7 Analyses statistiques des données.....	58
3.3 Résultats.....	60
3.3.1 <i>Carex limosa</i>	60
3.3.2 <i>Carex magellanica</i>	62
3.3.3 <i>Scheuchzeria palustris</i>	63
3.3.4 Données environnementales	64
3.4 Discussion	66
Germination	66
Croissance.....	67
3.5 Conclusion	69
Chapitre 4	71
Conclusion générale.....	71
Liste de références	76
Annexe 1.....	92

Liste des tableaux

Tableau 1 – Valeurs moyennes (\pm écart-type) des caractéristiques chimiques d'échantillons de tourbe provenant des rives de 6 mares et de l'eau de ces mares (n=6).	20
Tableau 2 – Coordonnées et localités des sept tourbières où les semences des espèces à l'étude ont été récoltées, incluant les dates de récolte (2009)..	22
Tableau 3 – Viabilité des semences utilisées pour l'expérience d'établissement des six espèces associées aux bords de mares, estimée par un test de tétrazolium pour un lot de 100 graines par espèce.	23
Tableau 4 – Description des 12 traitements de couverts étudiés pour leur effet sur la germination et la croissance de plantes vasculaires associées aux mares de tourbière.	25
Tableau 5 – Transformations opérées sur les variables dépendantes de l'expérience d'établissement des semis afin de réduire l'hétérogénéité des variances.	30
Tableau 6 – Viabilité des semences utilisées pour l'expérience d'établissement des quatre espèces associées aux bords de mares, estimée par un test de tétrazolium pour un lot de 100 graines par espèce.	55
Tableau 7 – ANOVA à deux voies selon un plan en blocs complets aléatoires pour évaluer l'effet de l'espèce de bryophyte composant un lit de semences et du stade de restauration de ce dernier sur le taux de germination (après 2 mois et demi) de 3 espèces de plantes herbacées.	60
Tableau 8 – ANOVA à deux voies selon un plan en blocs complets aléatoires pour évaluer l'effet de l'espèce de bryophyte composant un lit de semences et du stade de restauration de ce dernier sur la croissance en longueur des semis (après 2 mois et demi) de 3 espèces de plantes herbacées	62
Tableau 9 – ANOVA à deux voies selon un plan en blocs complets aléatoires pour évaluer l'effet de l'espèce de bryophyte composant un lit de semences et du stade de restauration de ce dernier sur la teneur en eau volumétrique du substrat (%).	65
Tableau 10 – Décomposition des degrés de liberté pour chacun des ensembles de données de l'expérience présentée au chapitre 2.	92
Tableau 11 – Analyses de variance des moyennes de 4 variables selon un plan en tiroirs (split-block ou split-split-block) pour évaluer l'effet de différents couverts de végétation et de la distance à la ligne d'eau des mares sur la survie de <i>Sphagnum majus</i> introduit par transfert (% de couvert final), le déplacement vertical de la tourbe induit par le gel, la densité apparente (g/cm ³) et la teneur en eau volumétrique de la tourbe (%).	95

Tableau 12 – ANOVA à trois voies selon un plan en tiroirs (split-split-block) pour évaluer l’effet d’un couvert d’éricacées, d’un couvert de sphaignes et de la distance à la ligne d’eau des mares sur la germination de 5 espèces de plantes herbacées.....	96
Tableau 13 – ANOVA à trois voies selon un plan en tiroirs (split-split-block) pour évaluer l’effet d’un couvert d’éricacées, d’un couvert de sphaignes et de la distance à la ligne d’eau des mares sur l’élongation des plantules de 4 espèces de plantes herbacées.	97

Liste des figures

Figure 1- a) Schéma de la tourbière d'Inkerman-Ferry no529 en cours d'exploitation par la compagnie FPM. La photo aérienne en b) montre la partie restaurée (en orange) de la zone abandonnée et les 6 mares (identifiées A à F).). La teinte beige de la zone restaurée est due à la paille ajoutée.	18
Figure 2 - Schéma d'une mare, d'après Quinty et Rochefort 2003. Les mesures indiquées représentent la dimension des mares créées à Inkerman-Ferry.....	19
Figure 3 – Localisation de la tourbière no 530 utilisé comme site d'emprunt.	21
Figure 4 – Schéma des traitements disposés près des mares.	24
Figure 5 – Déplacement vertical de bâtonnets de bois (cm) selon a) trois distances à la ligne d'eau (0,5 m, 2 m et 3,5 m) et b) la présence d'éricacées et l'introduction de sphaignes avec paille	31
Figure 6 – Pourcentages de recouvrement final de <i>Sphagnum majus</i> (%) selon trois distances à la ligne d'eau (0,5 m, 2 m et 3,5 m) et la présence d'un couvert d'éricacées.	32
Figure 7 – Taux de germination (%) chez cinq espèces d'herbacées associées aux bords de mares selon deux distances à la ligne d'eau (0.5 m et 3.5 m) et la présence d'un couvert de sphaignes.....	35
Figure 8 – Élongation des plantules (cm) chez quatre espèces d'herbacées associées aux bords de mares selon deux distances à la ligne d'eau (0,5 m et 3,5 m) et la présence d'un couvert de sphaignes	36
Figure 9 – Teneur en eau volumétrique de la tourbe (%) selon deux distances à la ligne d'eau (0,5 m et 3,5 m), la présence d'un couvert d'éricacées, la présence d'un couvert de sphaignes et la combinaison des deux couverts.....	37
Figure 10 – Densité apparente de la tourbe (g/cm ³) selon deux distances à la ligne d'eau (0,5 m et 3,5 m), la présence d'un couvert d'éricacées, la présence d'un couvert de sphaignes et la combinaison des deux couverts.....	38
Figure 11 – Moyennes des profondeurs de nappe phréatique des mares par rapport à la surface à 0,5, 2 et 3,5 m de la ligne d'eau pour la période de mai à août 2010. Les valeurs positives représentent des niveaux d'eau au-dessus du sol.....	39
Figure 12 – Exemple d'une mare près de son plus haut niveau à l'automne 2010, aux rives à moitié submergées et affectées par l'action des vagues. La paille des traitements où avaient été transférées des sphaignes flotte un peu à la surface.	42

- Figure 13 – Exemple de cylindres disposés au sein des différents types de lit de semences, chacun représentant une unité expérimentale où 100 graines de chaque espèce d’herbacées furent semées.57
- Figure 14 – Moyennes des profondeurs de nappe phréatique (cm) pour l’ensemble des bassins de culture pour la période de juin à août 201058
- Figure 15 – Nombre de plantules émergées en fonction du nombre de jours écoulé depuis les semis pour des lots de 100 semences de trois espèces d’herbacées.....61
- Figure 16 – Élongation des plantules (cm) de trois espèces d’herbacées récalcitrantes établies sur des lits de semences formés de trois espèces de bryophytes (*Cladopodiella fluitans*, *Sphagnum cuspidatum* ou *Sphagnum magellanicum*) selon deux stades de restauration des lits (récemment restaurés au stade de fragments, ou bien établis formant des tapis).....63
- Figure 17 – Taux de germination (%) chez *Scheuchzeria palustris* sur des lits de semences formés de trois espèces de bryophytes (*Cladopodiella fluitans*, *Sphagnum cuspidatum* ou *Sphagnum magellanicum*) selon deux stades de restauration des lits (récemment restaurés au stade de fragments, ou bien établis formant des tapis).64
- Figure 18 – Teneur en eau volumétrique (%) des lits de semences formés de trois espèces de bryophytes (*Cladopodiella fluitans*, *Sphagnum cuspidatum* ou *Sphagnum magellanicum*) selon deux stades de restauration des lits (récemment restaurés au stade de fragments, ou bien établis formant des tapis)65

Liste des Annexes

Annexe 1	92
----------------	----

Nomenclature

La nomenclature des espèces végétales suit la version électronique de la « *USDA Plants Database* » (United States Department of Agriculture) consulté en avril 2011.

Chapitre 1

Introduction générale

Origine et caractéristiques des mares

Les mares se situent à l'extrémité la plus humide du gradient de butte-dépression dans les tourbières, et se distinguent des dépressions par la présence d'eau au-dessus de la surface durant toute l'année (Belyea et Baird 2006). Les mares se définissent comme étant de "petites étendues d'eau stagnante avec peu de plantes, des rives tourbeuses habituellement bien définies et un fond non consolidé" (Karofeld 1998). Dans les tourbières naturelles, elles sont fréquentes (Payette et Rochefort 2001) et de superficies et de profondeurs variables (Seppä 2002) avec des rives plus ou moins accentuées. Leur taille et leur forme dépendent des forces hydrologiques, elles-mêmes liées au climat et à la topographie locale (Ivanov 1981; Lindsay *et al.* 1985; Sjörs 1990; Belyea et Lancaster 2002). Elles supportent une variété d'assemblages végétaux particuliers qui s'établissent préférentiellement à leurs marges (Gauthier 1980; Lindsay *et al.* 1985; Nordbakken 1996; Guinan *et al.* 1998; Poulin *et al.* 1999; Fontaine *et al.* 2007; Laine *et al.* 2007). Les mares contribuent conséquemment à diversifier le nombre d'espèces et d'habitats présents au sein des tourbières et sont par ailleurs fréquentées par plusieurs communautés animales (Murkin et Batt 1987; Larson et House 1990; Desrochers 1999; Mazerolle *et al.* 2006).

Les théories divergent quant à l'initiation du processus de formation des mares (Belyea et Lancaster 2002; Seppälä et Koutaniemi 2008) : une combinaison de facteurs autogènes ou allogènes peuvent être à l'origine de leur apparition. Certains auteurs attribuent leur formation à l'érosion des dépressions et à la fusion de plusieurs mares plus petites ou de dépressions peu profondes (Foster et Fritz 1987; Payette et Rochefort 2001). En région nordique, ce phénomène de coalescence des mares, appelé « aqualyse », a d'ailleurs été observé dans des complexes de fens (Tardif *et al.* 2009). L'évolution des mares dans le temps peut donc être relativement rapide sous certaines conditions changeantes (Seppälä et Koutaniemi 2008), bien qu'il soit convenu qu'elles soient généralement assez stables (Seppä 2002).

Végétation des mares

La stabilité rend possible le développement de communautés végétales typiques des mares qui s'implantent à leurs contours (Wheeler 1999). La composition en espèces de cette végétation est largement documentée dans les tourbières d'Europe (Sjörs 1952; Malmer 1962; Ruuhijarvi 1983; Euroala 1984; Lindsay *et al.* 1985; Hroudová et Zakravsky 2002; Laine *et al.* 2007) et d'Amérique du nord (Dansereau et Segadas-Vianna 1952; Vitt et Slack 1975; Damman 1977; Gauthier 1980; Glaser 1992; Poulin 2002). On dénombre plusieurs types d'assemblages basés sur les espèces dominantes, généralement des sphaignes associées à des éricacées et des herbacées. La topographie des bords de mares détermine la répartition des communautés végétales, les bryophytes et les plantes vasculaires typiques du gradient de buttes et de dépressions étant habituellement fidèles à leur habitat (Campbell et Rochefort 2001). Aux abords des mares, les communautés à dominance de sphaignes et d'éricacées se trouvent sur les rives les plus abruptes alors que celles à dominance d'herbacées se développent en périphérie des rives en pente faible (Foster et King 1984; Crum 1992). Le niveau d'eau des mares naturelles fluctue peu durant l'année (Laitinen *et al.* 2007) et la végétation située très près de l'eau, en pente faible, y est inondée de façon quasi-permanente. Les espèces possédant les adaptations nécessaires pour supporter une anoxie prolongée, tels que les *Carex*, sont donc plus présentes à cet endroit. À l'inverse, les espèces d'éricacées tendent à coloniser davantage les buttes plus sèches (Campbell et Rochefort 2001).

Près des mares, la végétation tend parfois à former des tapis flottants, ou floating bogs (aussi appelés schwingmooren) qui se composent de cypéracées, de sphaignes et d'arbustes (Hammond *et al.* 2008). Le développement de tels tapis flottants est associé à des plans d'eau relativement peu profonds (Bunting *et al.* 1998). On les rencontre également aux abords de bassins de petite superficie et relativement profonds, pouvant avoir une topographie de rives très abrupte (Wilcox et Simonin 1988).

Comme les sphaignes occupent des niches spécifiques le long du gradient d'humidité (Vitt et Slack 1975; Gignac *et al.* 1991; Nordbakken 1996; Okland *et al.* 2001), certaines espèces se trouvent plus fréquemment au périmètre des mares naturelles, soit celles de la section Cuspidata (*Sphagnum majus*, *S. cuspidatum*), caractéristiques des dépressions (Campbell et

Rochefort 2001; Pouliot 2011). De même, certaines hépatiques sont associées aux mares, comme *Cladopodiella fluitans* (Poulin *et al.* 2002; Fontaine *et al.* 2007) qui se retrouvent fréquemment sur les tapis flottants. On recense plusieurs cypéracées parmi les espèces de plantes vasculaires colonisant ces habitats (Foster et King 1984, Allen et Leech 1997) tel que *Carex limosa*, *C. magellanica*, *C. oligosperma*, *Eriophorum virginicum*, *Rhynchospora alba*, qui possèdent des adaptations physiologiques leur permettant de supporter les périodes d'anoxie plus ou moins prolongées près des mares (Moog et Janiesch 1990; Wheeler 1999). Les éricacées sont également présents près des mares (Mazerolle *et al.* 2006) dont l'andromède (*Andromeda glaucophylla* Link), la canneberge (*Vaccinium macrocarpon* Aiton) et la cassandre (*Chamaedaphne calyculata*), trois espèces qui font partie des associations phytosociologiques préférentielles des communautés colonisant les tapis de sphaignes flottants en bordure de mares (Gauthier 1980; Couillard et Grondin 1986). La quasi-totalité de toutes les espèces précédemment citées est absente des tourbières abandonnées suite à leur exploitation (Poulin *et al.* 2005; Fontaine *et al.* 2007).

Exploitation des tourbières et restauration après abandon

En Amérique du Nord, les tourbières sont exploitées à des fins horticoles, la tourbe étant extraite mécaniquement par aspiration. Les activités d'exploitation d'une tourbière implique le drainage du site, le retrait de toute végétation vivante en surface, puis la récolte de tourbe par couches successives jusqu'à épuisement de la ressource. Les tourbières sont abandonnées lorsque le dépôt résiduel de tourbe mesure moins de 50 cm, ou encore lorsque la tourbe n'a plus la qualité requise pour en permettre la commercialisation. Le régime hydrologique de ces tourbières abandonnées est sévèrement perturbé (Price *et al.* 2003): il existe des fluctuations fréquentes et importantes du niveau de la nappe phréatique (Schouwenaars 1993; Price 1996) qui demeure généralement bas après l'exploitation. L'humidité de surface s'en trouve réduite, étant par ailleurs influencée par la capacité de conductivité hydraulique du dépôt de tourbe résiduel, plus faible en tourbière exploitée (Price 1997). L'irradiation de la tourbe nue amène quant à elle de grandes variations de températures et accroît l'évaporation (Price 1997; Tuittila *et al.* 2000). Il en résulte un assèchement prononcé de la tourbe en surface, dès lors sujette au craquement et à l'érosion par le vent et l'eau (Salonen 1987; Price *et al.* 1998; Campbell *et al.* 2002). À l'automne et au printemps, durant les périodes de gel, la tourbe de surface est également soumise au

phénomène de soulèvement gélival (Groeneveld et Rochefort 2005). Celui-ci consiste en la formation de cristaux de glace rendant le substrat très instable et pouvant déraciner les plantules au stade d'établissement. En raison des perturbations importantes du substrat, la végétation peine à recoloniser la tourbe résiduelle (Poulin *et al.* 2005).

Afin de favoriser la recolonisation des surfaces dégradées et instables par un couvert végétal, plusieurs méthodes visant à améliorer les conditions de surface ont été testées dans les tourbières restaurées du nord-est américain. Le blocage des canaux combiné à l'utilisation d'un paillis se sont révélés efficaces pour modifier positivement le microclimat à l'interface du sol (Price *et al.* 1998; Wheeler et Proctor 2000). Ces méthodes ont donc été retenues comme étant économiquement applicables à large échelle et font partie intégrante de la technique de restauration des tourbières par transfert muscinal (Rochefort *et al.* 2003). Cette technique vise à rétablir la fonction d'accumulation de tourbe à long terme en rétablissant les conditions hydrologiques typiques des tourbières et en implantant un couvert de végétation composé de sphaignes (Rochefort *et al.* 2003). Elle consiste à épandre une couche de végétation, prélevée en tourbière naturelle, dans un plus faible ratio sur les sites à restaurer. Le couvert muscinal ainsi qu'une cohorte de plantes vasculaires incluses dans le matériel végétal transféré se développent relativement rapidement (Isselin-Nondedeu 2007), en l'espace de 4 à 6 ans si le remouillage du site est adéquat (Shantz et Price 2006). Cette technique est remarquablement efficace pour l'établissement de la strate muscinale et des plantes vasculaires associées aux platières (Boudreau et Rochefort 1999; D'Astous 2011). Il reste que les sites restaurés sont caractérisés par un couvert de végétation encore distinct de celui des tourbières naturelles après 10 ans (D'Astous 2011) et que les espèces communes aux mares de bogs sont totalement absentes de ces sites, même si des mares y ont été recréées (Fontaine *et al.* 2007).

La création de plans d'eau en tourbière

En Amérique du Nord, les projets de restauration de tourbières incluent de plus en plus la création de réservoirs d'eau, qui favorisent la répartition latérale de l'eau (LaRose *et al.* 1997) ainsi que la diversité des habitats (Fontaine *et al.* 2007). Cette tendance est toutefois récente et peu d'exemples existent en tourbière ombrotrophe au Canada. Par contre, les

techniques de restauration des tourbières pratiquées dans d'autres régions du monde résultent bien souvent en de larges plans d'eau.

Dans le nord-ouest du continent européen, les conditions climatiques de même que le contexte d'utilisation des terres ont menée à des techniques de restauration qui consistent à créer des « lagons », de larges superficies ennoyées où la profondeur d'eau varie entre 0,5 m et 1 m. Ces techniques sont appliquées là où existe une alternance de sécheresses estivales et d'inondations plus ou moins prononcées en saison froide. Cette technique consiste essentiellement à modifier les conditions physiques des dépôts de tourbes résiduelles pour créer des bassins de rétention des eaux de surface, soit par la construction d'andains ou par le retrait de tourbe. Selon certains auteurs, ces lagons ennoyés s'apparentent aux larges mares situées en tourbières naturelles (Wheeler *et al.* 2002). De nombreuses mares ont été créées en Europe du Nord au cours des derniers siècles en conséquence de l'exploitation à petite échelle de la tourbe pour le chauffage par la population locale. La strate muscinale autour de celles-ci parvient difficilement à se régénérer spontanément (Poschlod *et al.* 2007). Toutefois, il arrive que des tapis flottants de type fen combent ces mares (turbaries) tel que relevé en Estonie, en Angleterre, dans les Pays-Bas et en Russie (Van Wirdum 1993; Hammond *et al.* 2008). Bien que rare, la composition de la végétation de ce type de tapis peut par la suite évoluer en une végétation de bogs, incluant des sphaignes.

L'établissement de la végétation s'est généralement révélé déficient pour plusieurs des projets de lagons ennoyés: l'action des vagues a été mise en cause, ainsi que la profondeur et les propriétés physicochimiques de l'eau. Le niveau trop élevé d'azote, la trop faible transmittance de la lumière et la disponibilité en CO₂ inadéquate à 50 cm sous l'eau empêchaient d'assurer une bonne croissance des sphaignes (Schouwenaars 1993; Tomassen *et al.* 2010). Les méthodes employées pour solutionner ce problème concernent principalement l'amélioration des caractéristiques physicochimiques des plans d'eau créés (souvent par chaulage), avec l'espoir d'initier la formation spontanée de radeaux flottants de végétation, eux-mêmes précurseurs de tourbe.

Des efforts d'aménagement des abords des lagons sont parfois entrepris pour favoriser le retour d'une végétation accumulatrice de tourbe et la formation de tapis flottants

(Hammond *et al.* 2008). Au Royaume-Uni, on cherche à optimiser les rivages afin de créer des berges peu profondes et des étendues dominées par les roseaux (*Phragmites australis*; White et Gilberts 2003). De plus, des essais de tapis flottants artificiels sont en cours en Angleterre dans le Norfolk (Kelly et Southwood 2006) et sur quelques lagons ennoyés d'Allemagne, visant la production de fibres de sphaignes (Prager *et al.* 2011).

Il existe d'autres types de projets consistant en la création de mares destinées spécifiquement à améliorer la diversité végétale des tourbières. Ainsi, dans la réserve naturelle de Wigan Flashes au Royaume Unis, des reliques de tourbières où se trouvent toujours des sphaignes acidophiles sont conservées alors que les canaux de drainages adjacents sont bloqués dans le but de créer des habitats favorables à la recolonisation de ces dépressions par des espèces de bryophytes (Mills *et al.* 2010). Dans les tourbières dégradées par le feu en Australie, des mares sont activement recréées par le blocage de canaux de drainage à l'aide de balles de paille. Leurs pourtours sont ensuite revégétés en y transférant une végétation comprenant des sphaignes et des *Carex* (Good *et al.* 2010).

Aux Pays-Bas, il existe des projets de création de mares visant la restauration d'une végétation typique des mares de tourbières, quoique les espèces végétales visées dans ce cas soient minérotrophes. L'objectif consiste à augmenter la diversité végétale de mares en phase d'acidification, ou à l'inverse d'eutrophisation, et de favoriser certaines espèces rares de fen présentes lors des premiers stades de succession des plans d'eau (Beltman *et al.* 1996; Beltman et Allegrini 1997; Lamers *et al.* 2002; Beltman *et al.* 2011). Dans ce cas, les mares sont creusées de façon à atteindre le sol minéral, et la technique de restauration consiste à retirer la couche de tourbe de surface recouvrant les mares entourbées, ceci afin de reproduire les conditions d'acidité des fens (Beltman *et al.* 1996).

La création de mares n'est pas toujours entreprise dans le but d'augmenter la diversité végétale, l'objectif premier étant bien souvent la création d'habitats pour la faune sauvage ou domestique. Ainsi, en République tchèque comme dans plusieurs pays d'Europe, des mares creusées en tourbières ombrotrophes -datant parfois de milliers d'années- sont encore aujourd'hui utilisées pour l'élevage de poissons. Bien qu'originellement pauvres en nutriments, ces mares artificielles sont aujourd'hui eutrophisées et présentent habituellement peu de ressemblance avec leur écosystème d'origine. Ainsi, la majorité des

communautés de plantes associées aux bords de mares de bog sont peu représentées et menacées d'extinction (Květ 2002). La majorité des plans d'eau artificiels s'intègre à une dynamique d'utilisation du territoire qui ne se prête pas aux projets de restauration, et les actions entreprises pour ramener une diversité floristique propre aux mares de tourbières naturelles dans une région comme la réserve de Trebon sont de moindre importance.

Lorsqu'entrepris, les efforts de restauration de la végétation près des plans d'eau créés en tourbière concernent également des espèces bénéfiques à la faune aviaire limicole ou de marais. Au Royaume Uni dans le Norfolk, les roselières créées à partir de terres arables où s'étendaient autrefois des tourbières visent le retour d'oiseaux tel que les butors, les râles et de fauvettes des marais (Mills *et al.* 2010). D'anciennes tranchées de récolte sont ainsi ennoyées et des roseaux sont activement réintroduits (McCartney *et al.* 2003). Toutefois, cette restauration se bute à des problèmes d'instabilité du substrat qui compromet la survie des roseaux transplantés (Hammond *et al.* 2008).

Problématique des rives de mares

Les écotones à la limite de la terre et l'eau constituent des zones extrêmement sensibles à l'érosion (Comoss *et al.* 2009). Ainsi, les rives artificielles présentent des risques de dégradation accrus, engendrés par les conditions physiques et hydrologiques des mares elles-mêmes. Le faible pouvoir d'agrégation de la tourbe (Morgan 2005) et les rives en pente entraînent davantage de dommages autour des mares que dans le reste de la tourbière (Holden *et al.* 2006; Dykes et Warburton 2007). De plus, à l'instar d'autres écosystèmes riverains, elles peuvent être altérées par des processus hydrodynamiques tel que les vagues (Keddy et Reznicek 1986), le mouvement des glaces (Nilsson *et al.* 1989), le ruissellement de surface (Dykes *et al.* 2006) et les cycles de gel-dégel (Gatto *et al.* 2001). Les vagues laissent également des débris sur les rives et y transportent des particules fines et des sédiments qui proviennent de l'érosion des rives elles-mêmes (Shields *et al.* 2003) ou qui sont amenées par le vent (Campbell *et al.* 2002). Ces particules de tourbe se redéposent à la surface des rives, lorsque le niveau de l'eau s'abaisse et que les vagues se retirent (Evans et Warburton 2005).

Tous ces facteurs de perturbation des conditions du substrat ont des conséquences directes sur le profil des rives et l'établissement de la végétation (Keddy et Constabel 1986; Coops *et al.* 1996; Wheeler 1999). Dans les écosystèmes de milieux humides, le recrutement des espèces végétales est régi par l'exposition aux vagues et aux glaces (Day *et al.* 1988) et l'enfouissement par les sédiments (Jurik *et al.* 1994; Campbell et Rochefort 2003). Les cycles d'inondation-sécheresse provoqués par les fluctuations du niveau d'eau affectent également la végétation (Weiher et Keddy 1995; Peterson et Baldwin 2004), la majorité des plantules d'espèces des tourbières étant particulièrement peu tolérantes aux écarts d'humidité du substrat (Wheeler 1999). De plus, le système racinaire des plantules peut subir des dommages physiques à la suite de soulèvement gélival et entraîner leur mortalité (Graber 1971). La plante entière peut être totalement expulsée du substrat par le mouvement du sol suite aux événements de gel-dégel (observations personnelles). Pour surmonter les obstacles potentiels pouvant nuire à l'établissement de la végétation en bordure de mares recréées, la stabilisation du substrat le long des rives est une étape obligatoire et prérequis à leur restauration.

Les milieux riverains, où l'érosion est un problème récurrent, font l'objet de recherches extensives visant à stabiliser leurs rives depuis nombre d'années (Evette *et al.* 2009). Les techniques préconisées dépendent de la gravité du problème, et vont du simple ensemencement des rives à des techniques interventionnistes issues du génie végétal (voir les guides techniques suivants : Gray et Sotir (1996); Allen et Leech (1997) et Adam *et al.* (2008). On reconnaît généralement que l'utilisation de plantes vasculaires est un moyen de lutte efficace contre l'érosion, et les références à ce sujet sont légion dans la littérature scientifique (Rey *et al.* 2004).

Rôle de la végétation des milieux riverains

La végétation intervient principalement de quatre façons pour protéger les rives (Klingeman et Bradley 1976). La première consiste à prévenir l'action des agents érosifs de surface, soit les précipitations et le ruissellement. Elle réduit l'énergie de l'érosion pluviale en jouant un rôle d'interception des gouttes de pluie, grâce aux parties aériennes des plants (Martinez-Meza et Whitford 1996; Crockford et Richardson 2000). Cette interception a été démontrée à la suite d'études menées dans une variété d'écosystèmes, et est fonction de la

densité de la surface foliaire et de la structure du couvert végétal (Gómez *et al.* 2001; Castro *et al.* 2002). En tourbière, la végétation limite également les ruissellements en favorisant une meilleure infiltration de l'eau (Holden et Burt 2002).

Un deuxième rôle important joué par les plantes vasculaires est le maintien du sol par leur système racinaire (Abernethy et Rutherford 2000). Même en faible densité, les racines favorisent une meilleure agrégation du substrat et améliorent donc la résistance à l'érosion (Norris *et al.* 2008). L'architecture du système racinaire est importante car elle influe sur le potentiel de stabilisation des pentes en jouant sur les propriétés hydrologiques et mécaniques du sol (Reubens *et al.* 2007). De plus, les plantes vasculaires ont démontré leur potentiel pour limiter le soulèvement gélival (Marcoux 2000).

La végétation limite également l'impact des facteurs hydrodynamiques, telles que les vagues et le mouvement des glaces au moment de la fonte printanière (Allen et Leech 1997). Retenons également que les espèces végétales n'ont pas toutes la même capacité de contrôle de l'érosion hydrique : l'efficacité de la protection mécanique dépend de leur morphologie, et de leur taille (Bochet *et al.* 2006). Les arbustes sont fréquemment utilisés avec succès dans la stabilisation des rives puisqu'ils possèdent une bonne masse racinaire favorisant l'infiltration de l'eau (Abernethy et Rutherford 2000; Norris *et al.* 2008).

Enfin, par leurs structures aériennes, les plantes vasculaires jouent un rôle sur la sédimentation. Elles réduisent la vélocité éolienne et hydrique, captent les sédiments (Thorne 1990; Meyer *et al.* 1995) et peuvent, lors de la montée du niveau d'eau, prévenir la resuspension des sédiments (Carpenter et Lodge 1986; Barko *et al.* 1991) et retenir les débris (Rey *et al.* 2004).

Autre rôles de la végétation

Les plantes vasculaires modifient les conditions microclimatiques existant sous leur couvert : en interceptant une partie des radiations solaires, elles réduisent la température du sol. Ainsi, les pertes d'eau qu'elles génèrent par transpiration sont contrebalancées par leur capacité à diminuer les pertes d'eau par évaporation à la surface du sol, puisque moins de chaleur et d'énergie y sont disponibles (Breshears *et al.* 1998). Cet effet des plantes vasculaires sur le microclimat peut s'avérer bénéfique à l'établissement d'autres espèces

végétales: on parle alors de facilitation. Ce phénomène survient particulièrement au sein d'environnements aux conditions difficiles à fort stress où des espèces dites pionnières rendent le milieu plus adéquat à la colonisation et à la croissance de plantes apparaissant naturellement plus tard dans la succession (Connell et Slatyer 1977). Les processus de facilitation ont été démontrés dans nombre d'écosystèmes perturbés (Callaway 2007), incluant les tourbières, où ils ont été observés sous des couverts d'herbacées pour des sphaignes et d'autres espèces de vasculaires (Salonen *et al.* 1992; Grosvernier *et al.* 1995; Money 1995; Ferland et Rochefort 1997; Boudreau et Rochefort 1999; Sliva et Pfadenhauer 1999; Tuittila *et al.* 2000).

Ces processus de facilitation peuvent intervenir à certains stades vitaux seulement ou tout au long du développement des plantes. Néanmoins, celles-ci sont particulièrement vulnérables lorsqu'elles sont au stade de plantules ou d'établissement, moment où elles seront plus susceptibles de bénéficier de la présence de plantes facilitatrices. En effet, les premiers stades de vie suivant la germination sont cruciaux, puisque les plantules sont alors très dépendantes des conditions microclimatiques prévalant au sein de leur environnement immédiat. La survie des plantules a par ailleurs été identifiée comme un frein au recrutement des espèces végétales à partir de graines lors de restaurations de sites.

En ce qui concerne les plantes associées aux mares de tourbière (*Carex* et *Scheuchzeriaceae*, *Utricularia*, etc...), leur comportement lors de leurs premiers stades de vie dans un contexte de restauration est peu documenté, quoiqu'une étude en serre ait permis de cibler les conditions optimales de croissance pour ces espèces en particulier (Landry 2010). Cette dernière étude s'ajoute à de nombreuses autres identifiant les contraintes initiales à l'établissement des *Cyperaceae* (faibles production, dispersion et viabilité des semences et dormance physiologique). Les *Carex* sont par ailleurs désignées comme des « espèces récalcitrantes » puisqu'elles possèdent des exigences strictes pour arriver à germer et à s'établir et qu'elles ne se réimplantent pas facilement dans les habitats restaurés.

Restauration par ensemencement

Bien que la restauration par ensemencement des *Cyperaceae* et autres plantes de bords de mares à partir de semis présentent de nombreux défis, elle demeure toutefois une technique intéressante à appliquer sur les rives de mares de tourbières. Dans ce contexte particulier où les conditions du substrat rendent périlleuses les opérations mécanisées, l'idéal est d'employer les méthodes les plus simples possibles et de réduire au minimum la circulation sur le site pour minimiser les perturbations infligées au milieu, et ainsi éviter de nuire au recrutement des plantes en tourbière restaurée (Stammel *et al.* 2006). La restauration par ensemencement peut ainsi être envisagée puisqu'elle comporte plusieurs avantages. Il s'agit d'abord d'une méthode requérant peu d'interventions humaines, puisqu'elle ne consiste généralement qu'en un simple semis à la volée, appliqué stratégiquement dans les zones risquant le moins d'être lessivées. Il s'agit par conséquent d'une technique nécessitant peu de temps et de ressources financières (Maas et Schopp-Guth 1995; Kettenring et Galatowitsch 2011), contrairement aux transplants (Graf 2008). L'utilisation de semences permet également une plus grande flexibilité par rapport à la zone exacte d'implantation, puisque les semences de plusieurs espèces possèdent la capacité de flotter et peuvent ainsi être transportées vers un microsite adéquat à leur établissement, qui pourra alors se faire au temps opportun (Bohnen et Galatowitsch 2005). De plus, la technique d'ensemencement assure une plus grande diversité génétique du site restauré que les rhizomes ou les transplants (Falk *et al.* 2006), les semences étant prélevées sur une grande quantité d'individus et idéalement de sites. Enfin, elle laisse les rives de mares naturelles intactes puisque seules les semences sont prélevées sur des plants matures. Bien que la technique de restauration par ensemencement présente un potentiel intéressant dans le cas des mares artificielles, il importe de savoir si les conditions du substrat des rives se prêtent à une telle restauration et si elles permettent un établissement adéquat des plantules.

Objectifs et hypothèses de recherche

L'objectif global de ma recherche est d'évaluer des techniques de restauration spécifiquement adaptées aux rives de mares artificielles créées en tourbière abandonnée après exploitation de la tourbe.

Cette recherche se divise en deux parties principales. Le premier volet, présenté dans le chapitre deux, concerne la végétalisation des rives de mares par des éricacées et évalue l'influence qu'un tel couvert peut avoir sur la stabilité du substrat et sur l'établissement d'autres plantes de bords de mare. Le deuxième volet, développé au chapitre trois, porte sur l'ensemencement de rives et vise à identifier les types de lits de semences favorisant l'établissement de plantes vasculaires récalcitrantes à la restauration par transfert muscinal.

Chapitre 2

Stabilisation du substrat par des éricacées près de mares artificielles créées en tourbière récoltée

2.1 Introduction

Mise en contexte

L'extraction de la tourbe par aspiration endommage les tourbières de façon irréversible une fois les activités d'exploitation arrêtées (Price, 1996) : l'hydrologie est perturbée et la tourbe résiduelle demeure dénuée de végétation. La restauration des tourbières par la technique de « transfert muscinal », développée au Canada, vise à rétablir un couvert végétal ainsi que les conditions hydrologiques typiques de ces milieux, pour arriver à rétablir les fonctions écologiques de ces écosystèmes.

Bien que le patron de buttes et de dépressions soit visible à l'échelle microtopographique après quelques années (Pouliot *et al.* 2011a) le relief des tourbières restaurées reste assez homogène (Rocheffort *et al.* 2003) et l'intérêt de créer des mares pour augmenter la biodiversité des sites incite de plus en plus de gestionnaires à intégrer des plans d'eau artificiels aux projets de restauration. Toutefois, les mares artificiellement créées ne contribuent pas à en augmenter la diversité végétale si aucun soin particulier n'est apporté à leur restauration. En effet, les espèces typiques des mares ne se réimplantent pas spontanément sur leurs rives (Mazerolle *et al.* 2006), dû à l'absence de propagules dans le matériel végétal utilisé. Les résultats d'une expérience de restauration de bords de mares artificielles par transfert muscinal impliquant l'utilisation d'une végétation prélevée près d'une mare naturelle, ont mis en évidence la difficulté d'établissement des espèces de plantes vasculaires typiquement associées aux mares (Fontaine 2008). Bien que les sphaignes (*Sphagnum cuspidatum*, *S. fallax*, *S. papillosum*) se soient bien établies, les pourcentages de recouvrement moyens des espèces de plantes vasculaires présentes dans le matériel transféré (*Andromeda glaucophylla*, *Vaccinium oxycoccos*, *Chamaedaphne calyculata*, *Carex limosa*, *Rhynchospora alba*) étaient négligeables après trois ans (<1%). Une seule espèce s'est bien régénérée, *Eriophorum virginicum*, avec des taux de recouvrement avoisinants ceux des tapis d'origine. Le fait qu'*A. glaucophylla* ait colonisé

des parcelles où elle n'avait pas été inventoriée dans la végétation transférée, malgré des taux de recouvrement minimes, montre la capacité de cette espèce à se régénérer à partir de propagules. Les causes du faible taux de survie des autres espèces peuvent être multiples, mais les auteurs l'attribuent entre autre à la présence d'un important couvert d'*Eriophorum vaginatum*, une espèce envahissante, atypique des bords de mares et tolérante aux variations de niveaux d'eau, ayant spontanément colonisé les parcelles expérimentales. Outre le phénomène de compétition, des contraintes à l'établissement de nature physiologique expliqueraient la régénération déficiente des plantes vasculaires à la marge des mares artificielles, comme par exemple le faible taux de viabilité et de germination des graines (Galatowitsch et Valk 1996; Cooper et MacDonald 2000; Patzelt *et al.* 2001). De plus, le caractère particulièrement instable du substrat près des mares, soumis à l'érosion, à des variations du régime hydriques et à de fortes perturbations, pourraient également limiter le succès d'établissement de la végétation.

Le soulèvement gélival représente un facteur de perturbation qui contribue à l'érosion de surface (Brink *et al.* 1967; Luoto et Seppälä 2000). Il consiste en la formation d'aiguilles de glace sous des conditions particulières de température et d'humidité (Outcalt 1971) ce qui entraîne le soulèvement de plaques de tourbe allant jusqu'à plusieurs centimètres (Groeneveld et Rochefort 2005), entraînant la mortalité des plantules (Graber 1971). Les sols contenant une grande proportion de particules fines et ayant une porosité permettant le mouvement de l'eau par capillarité seront plus susceptible au soulèvement gélival (Konrad 1999). Cette susceptibilité du substrat est en outre inhérente à la disponibilité en eau à la surface (Russell *et al.* 1978). La tourbe des zones ceinturant les mares recréées est donc particulièrement sensible au soulèvement gélival.

Afin d'assurer le succès d'établissement des communautés végétales, le substrat doit d'abord être stabilisé. Puisque les transplants d'arbustes sont efficaces dans des contextes apparentés, cette technique simple a semblé intéressante à appliquer sur les rives des mares artificiellement créées. Deux espèces d'arbustes de la famille des éricacées souvent associées en communautés ont été sélectionnées pour ce projet de recherche. L'andromède (*Andromeda glaucophylla* Link) est une espèce préférentielle des mares qu'on rencontre aussi fréquemment dans les zones ouvertes les plus humides des tourbières ombrotrophes

(Voss 1996; Jacquemart 1998; Marie-Victorin *et al.* 2002), alors que la canneberge (*Vaccinium macrocarpon* Ait.), est une espèce strictement associée aux mares en habitat de tourbières (Fontaine *et al.* 2007). Toutes deux possèdent des feuilles persistantes étroites limitant l'interception lumineuse (Bland 1996; Jacquemart 1997) ainsi qu'un système racinaire majoritairement superficiel pouvant représenter jusqu'à 98% de leur biomasse (Wallén 1986). L'andromède est considérée comme une colonisatrice primaire dans la succession végétale des tourbières (Janssen 1967; Schwintzer et Williams 1974) et peut tolérer des variations importantes du niveau de la nappe phréatique (Jacquemart 1998; Laitinen *et al.* 2007). La canneberge, quant à elle, est tolérante aux stress hydriques (Stewart et Nilsen 1995; Trehane 2004) et se propage facilement à partir de stolons rampants qui se développent bien lorsqu'enfouis par les sphaignes ou le sable (Svensson 1995, Théroux Rancourt 2009). Ces deux espèces présentent donc des caractéristiques avantageuses dans un contexte de restauration de rives de mares fortement perturbées. Puisqu'une plus grande diversité végétale augmente généralement la résilience d'un écosystème (Hooper *et al.* 2005) et favorise davantage la stabilisation du substrat (Pohl *et al.* 2009) ces deux espèces seront transplantées en communauté mixte.

À l'instar des plantes vasculaires en général, les éricacées sont également connues pour altérer le microclimat sous leur couvert. Les pertes d'eau qu'elles génèrent par transpiration peuvent être contrebalancées par leur capacité à diminuer les pertes d'eau par évaporation à la surface du sol (Breshears *et al.* 1998). En effet, les éricacées maintiennent une plus grande humidité relative sous leur couvert de même que des températures plus stables (Pouliot *et al.* 2011b) puisque les radiations sont interceptées par leurs parties aériennes, qui participent également à réduire la vitesse du vent (Heijmans *et al.* 2001). De plus, les buissons d'éricacées peuvent améliorer les conditions hydriques du substrat de tourbe en augmentant son contenu en eau volumétrique (Farrick 2008). Les espèces d'éricacées transplantées près des mares pourraient dès lors avoir une influence positive sur l'établissement et la persistance d'autres plantes établies sous leur couvert.

Les éricacées et les sphaignes sont souvent associées ensemble dès les premiers stades de développement des tourbières (Robert *et al.* 1999) ce qui laisse croire en une interaction de facilitation. Cette association est fréquemment rapportée dans les tourbières abandonnées

(Mörnsjö 1969; Smart *et al.* 1989; Joosten 1995), où il a été observé que les sphaignes avaient une meilleure croissance sous un couvert d'éricacées (McNeil et Waddington 2003). Sous certaines conditions, les éricacées favorisent l'ancrage des sphaignes et leur croissance verticale (Malmer *et al.* 1994; Pouliot *et al.* 2011b). Les tapis de sphaignes perdent moins d'eau par évaporation lorsque protégés par un couvert d'arbustes (Crum 1992) tout en bénéficiant de conditions de luminosité favorisant leur croissance (Harley *et al.* 1989; Murray *et al.* 1993). Pour ce qui est de l'interaction des éricacées avec d'autres plantes vasculaires, peu d'études ont été menées spécifiquement en ce sens dans les tourbières. On peut toutefois croire que les conditions microclimatiques particulières prévalant sous les éricacées amélioreraient également leur croissance, comme on observe au sein d'autres environnements hostiles (Callaway 2007).

Objectif et hypothèses

L'instabilité du substrat autour des mares constitue le premier facteur à traiter pour arriver à y rétablir une végétation adaptée à un milieu semi-aquatique. Le premier objectif est donc d'évaluer l'impact de l'établissement de transplants d'espèces d'éricacées sur la stabilité du substrat via une étude du soulèvement gélival. En sous objectif, l'impact des éricacées sur l'établissement de sphaignes et de plantes herbacées sera évalué dans les mêmes parcelles expérimentales. L'influence des éricacées sera mesurée à trois distances de la ligne d'étiage des mares (le niveau d'eau annuel le plus bas) puisque les rives seront affectées à divers degrés par les agents érosifs en fonction de la distance à la masse d'eau (Keddy et Reznicek 1986). De plus, le gradient hydrologique risque d'affecter la survie des sphaignes et des plantes vasculaires (Rocheffort et Bastien 1998; Kellogg *et al.* 2003).

Nous avançons l'hypothèse selon laquelle la présence d'un couvert d'éricacées participera à contrôler le soulèvement gélival, et donc à améliorer la stabilité du substrat. Cet effet devrait se faire sentir davantage dans les zones les plus près de la ligne d'étiage, qui seront également les plus perturbées par le soulèvement. Des sphaignes de la section *Cuspidata*, transférées au site expérimental, couvriront une plus grande superficie sous les couverts d'éricacées et ce tout le long du gradient de pente sur la rive (aux trois distances). Enfin, la germination et la croissance de six espèces de plantes vasculaires seront avantagées par la

présence d'un couvert d'éricacées, notamment près de la ligne d'étiage des mares, dû aux conditions améliorées du substrat et du microclimat.

2.2 Matériel et méthodes

2.2.1 Description du site

L'expérience s'est déroulée dans une tourbière ombrotrophe de 948 ha située à Inkerman-Ferry, dans le Nord-Est de la péninsule du Nouveau-Brunswick (47° 42' N, 64° 49' W). Cette tourbière fait partie d'un large complexe près du Golfe du St-Laurent (Keys et Henderson 1987) appartenant à la classe des tourbières boréales atlantiques (*National Wetlands Working Group* 1986). La température moyenne annuelle enregistrée à la station météorologique de Bathurst, entre 1971 et 2000 est de 4,5°C, avec des moyennes de - 11,1°C et 19,3°C pour les mois de janvier et de juillet respectivement. Les précipitations annuelles atteignent 1058,6 mm, dont 70% sous forme de pluie (Environnement Canada, 2011).

Depuis 1960, la compagnie FPM Peat Moss Co. Ltd exploite par aspiration près de 244 hectares de cette tourbière. En 1991, une petite section de 8 hectares a été abandonnée, laissant un dépôt de tourbe variant de 1 à 4 mètres d'épaisseur (délimitée en orange, Figure 1). Un plan de restauration de cette section a été élaboré puis mis en œuvre à l'automne 2007, en débutant par la création de mares artificielles. Le matériel excavé des mares a été utilisé pour former des andains à la limite de la zone restaurée. La restauration de la végétation par la technique de transfert muscinal (Quinty et Rochefort 2003) a ensuite été réalisée à l'été 2008 sur près de 4 hectares. Des bandes d'une largeur de 2 mètres en bordure des mares ont été exclues de la restauration : aucune végétation n'y a été transférée à ce moment. Par ailleurs, deux mares se situent à l'extérieur de la zone de restauration (A et B). Enfin, les canaux de drainage ont été bloqués à l'automne 2008.

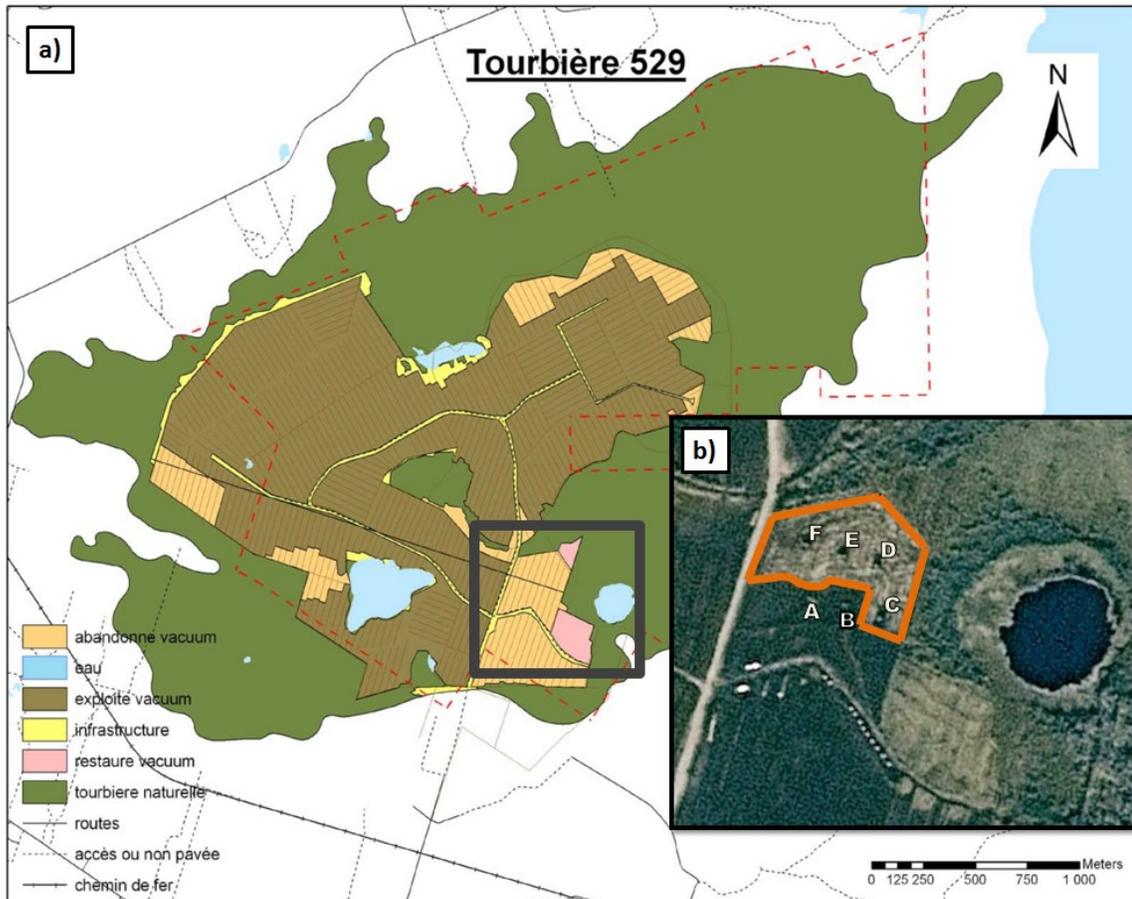


Figure 1- a) Schéma de la tourbière d'Inkerman-Ferry no529 en cours d'exploitation par la compagnie FPM. La photo aérienne en **b)** montre la partie restaurée (en orange) de la zone abandonnée et les 6 mares (identifiées A à F). La teinte beige de la zone restaurée est due à la paille ajoutée.

2.2.2 Description des mares

2.2.2.1 Caractéristiques physiques

Les six mares rectangulaires ont été creusées dans la section abandonnée là où le dépôt de tourbe était le plus épais (4 m), sans atteindre le sol minéral sous-jacent. Elles ont été construites selon un modèle facilitant les opérations de creusage par la machinerie (Quinty et Rochefort 2003). Leur profondeur de 1,5 m au point le plus bas garantit la présence d'eau libre durant les mois les plus secs de la saison de croissance. Chaque mare couvre une surface de 130 m² (10 m par 13 m), ce qui est considéré suffisant pour être utilisé par la faune (Uresk et Severson 1988). Les côtés les plus longs forment un angle droit, alors que les autres côtés présentent des pentes abrupte et douce. La pente la plus sévère mesure 2 m

et forme un angle d'environ 45°, alors que la pente opposée s'étend sur environ 7 m selon un angle de 10° (Figure 2). Les traitements expérimentaux ont été installés le long de ces pentes douces, à chacune des six mares.

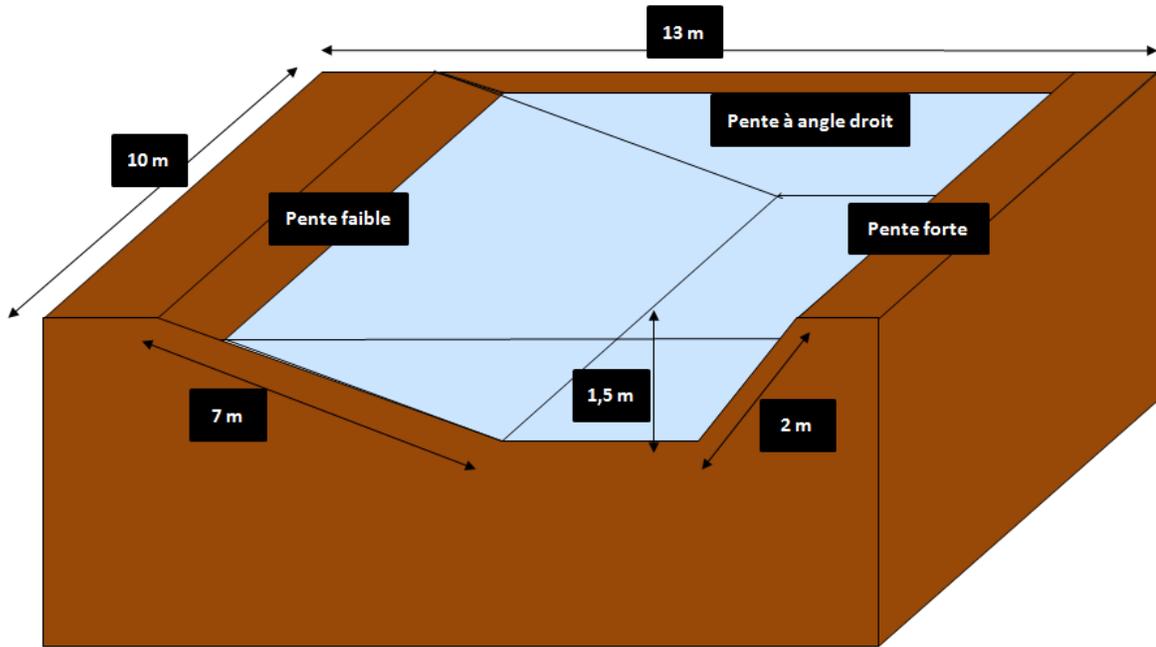


Figure 2 - Schéma d'une mare, d'après Quinty et Rochefort 2003. Les mesures indiquées représentent la dimension des mares créées à Inkerman-Ferry.

2.2.2.2 Chimie de la tourbe et de l'eau et profondeur de la nappe phréatique

Le 8 août 2009, préalablement à l'installation des traitements, des échantillons de tourbe et d'eau furent prélevés respectivement le long des rives formant une pente faible et directement dans l'eau libre de chacune des mares. Le pH et la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ont été mesurés directement dans l'eau des mares avec un appareil portatif (modèle HI98129, Hanna Instruments, Woonsocket, RI, USA). Des échantillons d'eau ont ensuite été prélevés et congelés le plus rapidement possible en vue d'être analysés pour plusieurs éléments. Les concentrations (en ppm) de sodium, potassium, calcium, magnésium, fer et manganèse ont été analysées à l'aide d'une torche à plasma (« inductively coupled plasma analysis » ou « ICP »; modèle Optima 4300 DV, Perkin-Elmer Instruments, Waltham, MA, États-Unis). Les concentrations (en ppm) de NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- et de PO_4^{3-} ont été déterminées par injection de flux (« flow injection analysis »; méthodes 10-107-06-2-B pour le NH_4^+ , 12-107-04-1-F pour le NO_3^- , 10-116-10-1-C pour le SO_4^{2-} , 10-117-07-1-C

pour le Cl⁻ et 12-115-01-1-A pour le PO₄³⁻; modèle Quikchem 4000, Lachat Instruments, Loveland, CO, États-Unis). Le Tableau 1 présente les caractéristiques de l'eau et de la tourbe de chacune des mares. La profondeur de la nappe phréatique a été mesurée 2 fois par mois, de mai à août 2010, par le biais de puits d'observation (tuyaux de PVC de 10 cm de diamètre perforés sur leur longueur) d'un mètre, enfoncés à 65 cm dans la tourbe. Trois puits par mare ont été installés à différentes distances de la ligne d'étiage, le long du gradient de pente (0,5 m, 2 m et 3,5 m ; Figure 4)

Tableau 1 – Valeurs moyennes (± écart-type) des caractéristiques chimiques d'échantillons de tourbe provenant des rives de 6 mares et de l'eau de ces mares (n=6). Le pH et la conductivité électrique (EC) de l'eau libre ont été mesurés le 8 août 2009. Les éléments chimiques ont été analysés en laboratoire sur des échantillons prélevés au même moment. Outre le pH et l'EC (en µS/cm), toutes les mesures sont en parties par million (ppm).

	Tourbe	Eau
pH	3,64 (0,08)	3,79 (0,12)
EC	96,83 (24,73)	62,50 (16,44)
P-Bray 2	12,61 (24,55)	
P/PO43-		0,04 (0,01)
N/NO3-	0,61*	0,04 (< 0,01)
N/NH4+	105,55 (19,17)	0,07 (0,01)
Cl-	268,67 (87,38)	4,63 (0,83)
Ca	680,00 (143,61)	0,24 (0,06)
Mg	1134,50 (74,81)	0,79 (0,14)
Fe	26,52 (13,66)	0,04 (0,06)
Mn	7,40 (3,67)	0,01 (0,01)
K	116,50 (13,40)	0,62 (0,14)
Na	409,50 (107,65)	2,18 (0,38)
SO42-		13,26 (0,54)

* n=1

2.2.3 Matériel végétal

Les végétaux utilisés pour constituer les traitements furent récoltés à la main dans une tourbière abandonnée située à proximité du site d'étude (tourbière no 530, Figure 3). Des buissons d'*Andromeda glaucophylla*, mesurant entre 25 et 35 cm, incluant les racines, ont été prélevés sur des tranchées anciennement exploitées et recolonisées spontanément. Des tiges de *Vaccinium macrocarpon*, mesurant entre 15 et 35 cm, ont quant à elles été récoltées dans un ancien canal de drainage désormais comblé. Les 10 premiers cm d'un

couvert très dense de *Sphagnum majus* (estimé à 100%) tapissant le fond d'anciens canaux de drainage partiellement remplis d'eau ont été prélevés. Afin de garantir la reprise optimale des végétaux, ils furent récoltés d'un à trois jours précédant leur transfert, entreposés dans des bacs en plastique à moitié remplis d'eau et conservés à l'ombre.



Figure 3 – Localisation de la tourbière no 530 utilisée comme site d'emprunt.

Six espèces de plantes herbacées associées aux mares naturelles ou aux dépressions humides ont été sélectionnées pour tester l'influence des arbustes d'éricacées sur leur établissement à partir de semences. *Carex oligosperma* Michx., *C. pauciflora* Lightf., *C. magellanica* L. subsp. *irrigua* (Wahlenburg) Hultén, *Eriophorum virginicum* L., *Rhynchospora alba* (L.) Vahl., et *Scheuchzeria palustris* L. sont des espèces récalcitrantes aux efforts de restauration dont la germination et la croissance ont été étudiées lors de tests en serres (Landry 2010). Les infrutescences matures de chacune de ces espèces furent récoltées près des mares de sept tourbières de l'est du Canada, entre le 30 août et le 15 septembre 2009 en vue d'en introduire les semences au site expérimental au printemps 2010 (Tableau 2). Les origines multiples des infrutescences permettaient d'assurer une

bonne diversité génétique. Celles-ci furent entreposées dans des sacs de papier et séchées à l'air libre pendant 4 mois, pour être ensuite séparées manuellement des hampes florales et des débris végétaux. Dans le cas des *Carex*, les périgynes furent conservés entiers.

Tableau 2 – Coordonnées et localités des sept tourbières où les semences des espèces à l'étude ont été récoltées, incluant les dates de récolte (2009). Les espèces sont, dans l'ordre : *Carex magellanica*, *Carex oligosperma*, *Carex pauciflora*, *Eriophorum virginicum*, *Rhynchospora alba* et *Scheuchzeria palustris*.

Sites	Localités	Coordonnées	Car mag	Car oli	Car pau	Eri vir	Rhy alb	Sch pal
Tourbière naturelle	Ste-Catherine, Qc	N 46°52', W 71°35'		25/09	20/08 25/09		25/09	25/09
Mousse Acadienne ltée	Lamèque, NB	N 47°50', W 64°35'	27/08		27/08			
Terres de la Couronne	Shippagan, NB	N 47°44', W 64°42'	06/08					
Tourbière naturelle	Caraquet, NB	N 47°46', W 64°57'	28/08 07/09			07/09		
Sungro Horticulture inc.	Chiasson Village, NB	N 47°45', W 64°37'	28/08					
ASB Greenworld ltd.	Pointe-Sapin, NB	N 46°58', W 64°51'				08/09	08/09	
Les Tourbes Nirom inc.	St-Charles-de-Bellechasse, fen, Qc	N 46°46', W 71°00'		27/07 14/08 17/09		17/09	17/09	17/09

Les semences de chaque espèce, avec et sans périgynes, furent ensuite placées par groupes de 100 dans des plats de pétri, puis stratifiées sur sable humide à 4 °C pour trois mois, du 1^{er} mars au 1^{er} juin 2010, une étape nécessaire pour lever leur dormance (Baskin et Baskin 2000; Leck et Schütz 2005; Budelsky et Galatowitsch 1999). La viabilité des graines fut évaluée à la fin de la période de stratification par un test au tétrazolium (Grabe, 1970), pour 100 graines de chaque espèce (Tableau 3).

Tableau 3 – Viabilité des semences utilisées pour l’expérience d’établissement des six espèces associées aux bords de mares, estimée par un test de tétrazolium pour un lot de 100 graines par espèce.

Espèces herbacées	Viabilité (%)
<i>Carex magellanica</i>	21
<i>C. oligosperma</i>	33
<i>C. pauciflora</i>	13
<i>Eriophorum virginicum</i>	29
<i>Rhynchospora alba</i>	50
<i>Scheuchzeria palustris</i>	59

2.2.4 Traitements et design expérimental

Afin de déterminer le potentiel des éricacées en tant que plantes stabilisatrices et plantes compagnes, une expérience a été mise en place à l’été 2009 le long des rives en pente douces des mares, chacune représentant un bloc. Les unités expérimentales (UE) ont été disposées selon un plan en tiroirs (split-split-block) répété 6 fois. Trois facteurs ont été testés en combinaison, soit l’introduction d’éricacées en parcelles principales, la présence de sphaignes en sous-parcelles, et la distance à la ligne d’eau en sous-sous-parcelles, pour un total de 12 traitements (Figure 4 ; Tableau 4). Ce modèle permettait de vérifier l’effet de chaque facteur individuellement ainsi que la possibilité d’interaction entre ces facteurs. Les UE consistaient en des aires de 1 m², espacées de 50 cm au minimum.

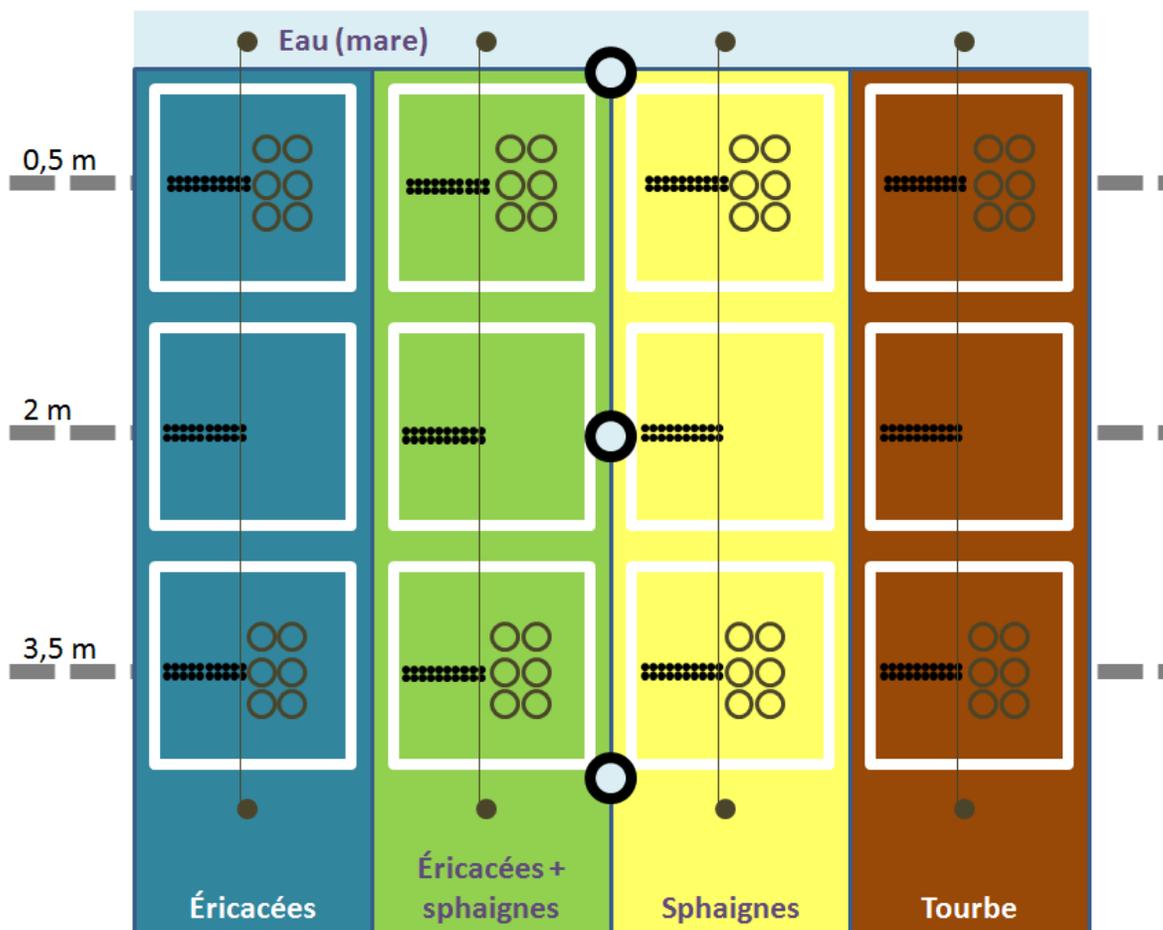


Figure 4 – Schéma des traitements disposés près des mares. Les traitements sont ceux décrits au Tableau 4. Les carrés blancs représentent les UE, à l'intérieur desquels sont disposés les cylindres servant aux semis et les dispositifs de mesure de soulèvement gélique (bâtonnets). Les lignes transversales le long de chacun des types de couvert représentent le fil de référence servant aux mesures de soulèvement gélique. Les cercles représentent les puits installés aux 3 distances de la ligne d'étiage.

L'effet du premier facteur, la présence d'éricacées, a été testé par l'ajout de transplants d'*Andromeda glaucophylla* et de *Vaccinium macrocarpon* sur l'une des moitiés de la surface des mares déterminée aléatoirement de façon à constituer une aire de plantation assez large pour réduire le biais induit par l'effet de bordure, présent au périmètre des parcelles. L'influence des éricacées sur la végétation réintroduite pourra ainsi être testée. Puisque l'un des buts de la restauration est d'arriver à réintroduire des communautés végétales associées aux mares et que celles-ci incluent les sphaignes, nous avons ensuite testé, en sous-parcelles, l'influence que peut avoir un couvert de *Sphagnum majus* sur des semis. De façon aléatoire, la moitié des parcelles principales ont étéensemencées par des

propagules de sphaignes et recouvertes de paille. Dans l'autre moitié, la tourbe a été laissée à nue. Enfin, l'influence de l'humidité du substrat a été testée en délimitant des sous-sous-parcelles à 3 distances de la ligne d'étiage des mares (0,5 m, 2 m et 3,5 m).

Tableau 4 – Description des 12 traitements de couverts étudiés pour leur effet sur la germination et la croissance de plantes vasculaires associées aux mares de tourbière. Les types de couvert végétal sont composés d'éricacées, de *Sphagnum majus* ou de la combinaison des 2. Des témoins de tourbe nue ont aussi été ajoutés. Chacun des couverts a été répliqué à 3 distances de la ligne d'étiage, soit à 0,5, 2 et 3,5 m.

Traitement	Type de couvert	Distance à la ligne d'étiage
1	Éricacées, <i>S. majus</i>	0,5 m
2	Éricacées, <i>S. majus</i>	2 m
3	Éricacées, <i>S. majus</i>	3,5 m
4	Éricacées	0,5 m
5	Éricacées	2 m
6	Éricacées	3,5 m
7	<i>S. majus</i>	0,5 m
8	<i>S. majus</i>	2 m
9	<i>S. majus</i>	3,5 m
10	Témoin (tourbe nue)	0,5 m
11	Témoin (tourbe nue)	2 m
12	Témoin (tourbe nue)	3,5 m

2.2.5 Mise en place des traitements

En juillet 2009, une zone de 40 m² (10 m par 4 m) située sur la rive en pente faible de chaque mare fut dégagée des débris de surface, uniformisée à l'aide d'un râteau et le dénivelé de la pente fut corrigé à partir de la ligne des basses eaux (ou ligne d'étiage) jusqu'à 4 m de distance. La surface a ensuite été légèrement compactée avec des planches.

Les arbustes d'éricacées furent transplantés à la fin du mois d'août 2009. Un total de 400 plants d'*Andromeda glaucophylla* par bloc fût nécessaire pour couvrir la moitié des UE (no 1 à 6), avec une densité de 25 plants/m² et un espacement de 20 cm entre les plants. Environ 800 tiges de *Vaccinium macrocarpon* par bloc furent transplantées entre les plants d'*A. glaucophylla*. Le pourcentage de couvert total initial, formé des deux espèces, fut

estimé à 25%. La profondeur de plantation pour *A. glaucophylla* était entre 5 et 10 cm, alors que les tiges de *V. macrocarpon* étaient enfoncées superficiellement entre 2 et 5 cm.

Les sphaignes furent transférées manuellement en septembre 2009 sur la moitié des UE dans un ratio de 1 m² pour 10 m² (densité préconisée par la technique de transfert muscinal employée à large échelle). Les propagules de *Sphagnum majus* furent distribuées uniformément et le pourcentage de couvert initial fut évalué à 50%. Une couche de paille protectrice fut appliquée sur les sphaignes (3000 kg/ha) afin de reproduire les conditions optimales prévalant sous un paillis (Price *et al.* 1998). Un filet de plastique à larges mailles a par la suite été installé pour limiter le déplacement de la paille par le vent et pour maintenir le couvert lors d'inondations.

À l'automne 2009, des tiges de métal (diamètre =1 cm, longueur =2,5 m) furent insérées à 2 m dans la tourbe afin de servir de point de référence stable pour les mesures de soulèvement gélival. Quatre paires de tiges par bloc furent mises en place, et un fil de nylon fut fermement attaché entre chacune des paires, à environ 20 cm au dessus de la surface des UE (Figure 4). À l'hiver 2009, des billots de *Larix laricina* furent fixés ensembles et amenés en travers des mares, de façon à former une structure d'appui à un pont amovible, surplombant les UE. Ce pont fut utilisé pour circuler entre les traitements au printemps, au moment où le niveau d'eau est le plus haut, sans perturber le substrat fragilisé.

À la fin du mois de mai 2010, des cylindres furent installés comme structures de contention pour les semis d'herbacées. Ces cylindres, faits d'une bande de plastique trouée recouverte d'un fin moustiquaire (hauteur de 20 cm, diamètre de 18 cm, mailles <1mm), furent insérés par groupe de 6 dans la tourbe des UE (Figure 4) Ils permettaient de laisser passer la lumière de même que l'eau, lors de pluies ou de hausses du niveau de l'eau, tout en empêchant la dispersion des graines. Le 2 juin 2010, 100 graines de chacune des 6 espèces d'herbacées sélectionnées furent semées séparément dans chaque cylindre des UE situées à 3,5 m de la ligne d'eau. Une autre série de graines fut semée le 24 juin 2010, dans les UE les plus près de la ligne d'eau, à 0,5 m (Figure 4). Les UE situées à 2 m de la ligne d'eau ne

furent pas utilisées pour cette expérience à cause des contraintes de temps (traitements no 2, 5, 8 et 11).

2.2.6 Collecte des données

Les données de soulèvement gélival furent récoltées 18 semaines après l'ensemencement, en novembre 2010, alors que les autres données furent récoltées 10 semaines après l'ensemencement, en août 2010. Pour chaque UE où *Sphagnum majus* avait été introduit, le couvert de sphaignes fut évalué après une saison de croissance (13 août 2010) à l'aide de deux quadrats de 25 cm par 25 cm pour chaque UE.

Des bâtonnets de bois (diamètre de 0,6 mm, longueur de 15 cm) furent utilisés pour estimer le déplacement vertical de la tourbe lors d'épisodes de soulèvement gélival. À chaque traitement, sous le fil de nylon tendu entre 2 tiges de métal fixes, 20 bâtonnets furent enfoncés de 10 cm dans la tourbe et disposés en 2 rangs rapprochés de 5 cm, avec 5 cm entre chaque bâtonnet (Figure 4). La distance entre le fil et le sommet de chaque bâtonnet fut d'abord mesurée le 12 août 2010 à l'aide d'une règle graduée au millimètre, avant tout épisode de gel. Les mesures furent prises avec un niveau de précision de 2,5 mm, étant donné les contraintes de lecture de mesures sur le terrain. La distance fut remesurée à l'aide d'une règle graduée de nouveau les 2 et 3 novembre 2010 durant la période de gel automnal. La méthode décrite est similaire à celle utilisée par Groeneveld et Rochefort (2005), basée à partir de celle de Decker et Ronningen (1957).

Un suivi de germination par comptage fut effectué 2 fois par mois, de juin à août, pour toutes les UE et pour chaque espèce. Lors du décompte final des plantules effectué à la fin de la saison de croissance (12 août 2010), la longueur des plantules fut mesurées à l'aide d'une règle graduée au millimètre (15 échantillons par UE et par espèce) afin d'en estimer la croissance en longueur avec une précision de 5 mm. Cette précision découle de la difficulté de se rapprocher des plants et a été jugée adéquate compte tenu du nombre total de plants mesurés (1440). Pour tous les traitements, la hauteur des plantules a été prise à partir du substrat de tourbe résiduel (même en présence de sphaignes).

2.2.7 Variables environnementales

La teneur en eau de la tourbe fut mesurée directement à partir d'un lecteur électronique Campbell Scientific 21X Micrologger WET sensor (Campbell Scientific, Inc), en insérant complètement les sondes à la verticale jusqu'au collet de l'appareil, soit à une profondeur de 15 cm. Six lectures furent prises par UE à l'intérieur d'un intervalle de temps restreint, au court de la même journée (le 12 août 2010), lors d'une journée ensoleillée. Les UE situées à 2 m ne furent pas utilisées.

La densité apparente (g/cm^3) de la tourbe fut mesurée à partir d'échantillons récoltés le 22 juillet 2010 (1 échantillon par UE). Pour ce faire, la surface de la zone à échantillonner fut enlevée, et un cylindre ouvert aux deux extrémités, au volume connu, fut introduit dans la tourbe (profondeur de 5 cm) sans la compacter. L'échantillon fut ensuite prélevé en creusant autour du cylindre et l'excès de tourbe fut enlevé à l'aide d'un couteau plat. Les échantillons de tourbe furent ensuite transférés dans des sacs de plastique, pesés puis séchés à l'étuve à 70°C pendant 24 h, pour être enfin repesés. Les UE situées à 2 m ne furent pas utilisées.

2.2.8 Analyses statistiques et descriptives des données

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées en utilisant la procédure MIXED du logiciel SAS (version 9.2, SAS (SAS 2010), Cary, NC, USA, ©2010). Le niveau de signification a été établi à $p < 0,05$. Les données ont aussi été testées pour l'homogénéité de la variance et la normalité de leurs résidus. Dans le cas d'un effet significatif, les différences entre les traitements ont été déterminées à l'aide de la procédure LSMEANS, alors qu'en présence d'une interaction significative entre deux facteurs, nous avons d'abord employé l'option SLICE de l'énoncé LSMEANS pour fixer les niveaux du premier facteur afin de tester le second, et ainsi cerner les différences entre chaque traitement.

En ce qui concerne l'établissement de la sphaigne dans chacune des communautés végétales, l'effet de la présence d'éricacées et la distance à l'eau a été analysé à l'aide d'ANOVA à deux voies, suivant le modèle de plans en tiroirs où la « distance » était considérée comme un sous-facteur fixe et les « éricacées » comme facteur principal

(distribué aléatoirement). Les pourcentages de couvert de sphaignes furent donc seulement évalués pour les 6 traitements où *Sphagnum majus* a été introduit (no 1 à 2, et 7 à 9), puisque la colonisation spontanée ou par dérive de matériel était marginale dans les autres traitements (Tableau 10, en annexe 1).

Une ANOVA à 3 voies avec un plan en tiroirs (split-split-block) a été effectuée sur les données de déplacements verticaux des bâtonnets de bois, où le facteur principal «éricacées» était distribué aléatoirement tout comme le sous-facteur «sphaignes», alors que la «distance», considérée comme un sous-sous-facteur, était fixe (Tableau 10, en Annexe 1). Cent soixante-quinze données (sur un total de 1440, soit 12 %) ont été éliminées, puisqu'elles provenaient de zones ayant subies des perturbations (passages d'animaux, enfoncements accidentels).

Chaque espèce qui a été semée a été traitée individuellement pour les analyses statistiques et 2 variables ont été considérées (décomptes finaux de plantules et valeurs d'élongation). Là encore, les variables ont été analysées à l'aide d'ANOVA à 3 voies en plan en tiroirs, mais pour laquelle le sous-sous-facteur fixe «distance» ne comportait que 2 niveaux (0,5 m et 3,5 m). Seuls 8 traitements ont alors été utilisés (no 1, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 12) (Tableau 10, en Annexe 1). Le Tableau 5 décrit pour chaque espèce et pour les 2 variables quelles transformations des données furent appliquées pour réduire l'hétérogénéité des variances. Les tableaux des résultats des ANOVA pour chaque analyse sont présentés à l'Annexe 1. Un graphique représentant l'évolution du niveau de la nappe phréatique fut réalisé à partir des relevés mensuels incluant les précipitations pour l'été 2010.

Tableau 5 – Transformations opérées sur les variables dépendantes de l'expérience d'établissement des semis afin de réduire l'hétérogénéité des variances.

Espèces impliquées	Germination finale (#plants)	Élongation finale (cm)
ANOVA à 3 facteurs (éricacées, sphaignes, distance à l'eau)		
<i>Carex magellanica</i>	-	Sqrt
<i>C. oligosperma</i>	/	/
<i>C. pauciflora</i>	Sqrt	Sqrt
<i>Eriophorum virginicum</i>	-	Sqrt
<i>Rhynchospora alba</i>	-	Sqrt
<i>Scheuchzeria palustris</i>	Sqrt	/

- : aucune transformation requise

/ : analyse non-pertinente en raison de la présence insuffisante de l'espèce

2.3 Résultats

2.3.1 Couvert d'éricacées pour la stabilisation de la tourbe

Les résultats des mesures de soulèvement gélique indiquent que la distance à la ligne d'eau influe sur l'amplitude du déplacement vertical de la tourbe, les UE à proximité de l'eau étant les plus affectées. (Figure 5a, Tableau 11 à l'Annexe 1). En effet, le soulèvement fut 63 % plus élevé dans cette zone qu'aux autres distances ($F = 14,0$; $P < 0,0001$).

L'amplitude du soulèvement gélique sous le couvert d'éricacées (avec ou sans sphaigne) était similaire à celui observé lorsque seule la sphaigne était présente ($1,3 \pm 0,1$ cm dans les deux cas ; $F = 9,9$; $P_{\text{interaction}} = 0,01$). La présence d'un couvert de végétation, quel qu'il soit, contrôlait 2 fois mieux l'amplitude du soulèvement gélique de la tourbe (52 % moins de déplacement) que les traitements témoins sans aucun couvert (Figure 5b).

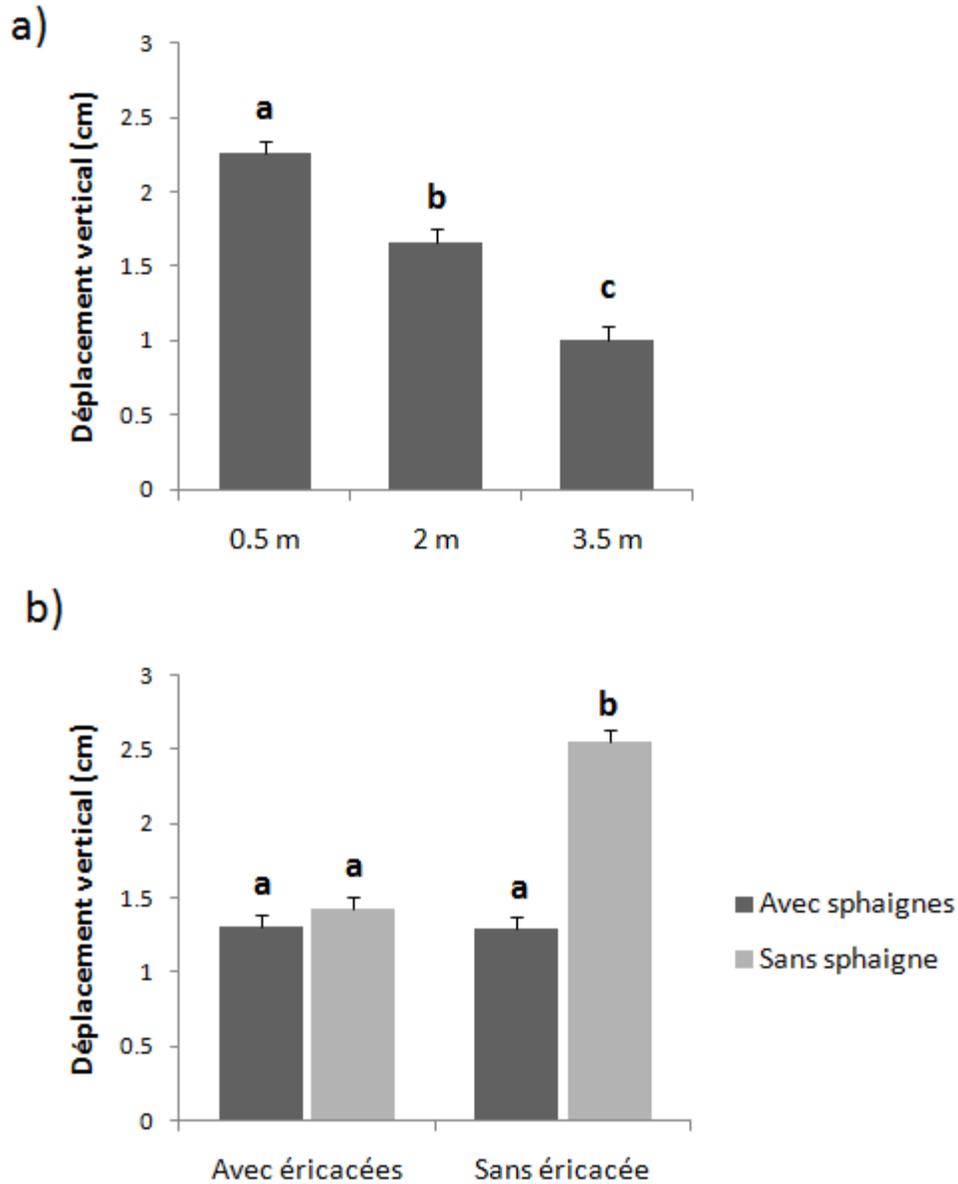


Figure 5 – Déplacement vertical de bâtonnets de bois (cm) selon a) trois distances à la ligne d'eau (0,5 m, 2 m et 3,5 m) et b) la présence d'éricacées et l'introduction de sphaignes avec paille. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type.

2.3.2 Effet des éricacées sur la croissance des sphaignes

Après une saison de croissance, le taux de recouvrement moyen de *Sphagnum majus* pour l'ensemble des traitements était de $18 \pm 3\%$, soit une réduction de 2/3 par rapport au

couvert initial des fragments qui avait été évalué à 50 % (Figure 6). L'épaisseur des couverts de sphaignes n'a pas été mesurée, mais était de l'ordre de moins de 1 cm.

La présence d'éricacées a favorisé la survie des sphaignes seulement dans la zone d'étiage, près de l'eau ($P_{\text{interaction}} < 0.05$; Figure 6, Tableau 11 à l'Annexe 1), où le couvert de *S. majus* était près de 4 fois plus dense sous les arbustes qu'en absence de protection. Ailleurs, la présence d'éricacées n'a pas influencé le succès d'établissement des sphaignes quoiqu'on observe un début de tendance inverse dans la zone la plus éloignée de la mare, où les éricacées semblant alors désavantager la survie des sphaignes.

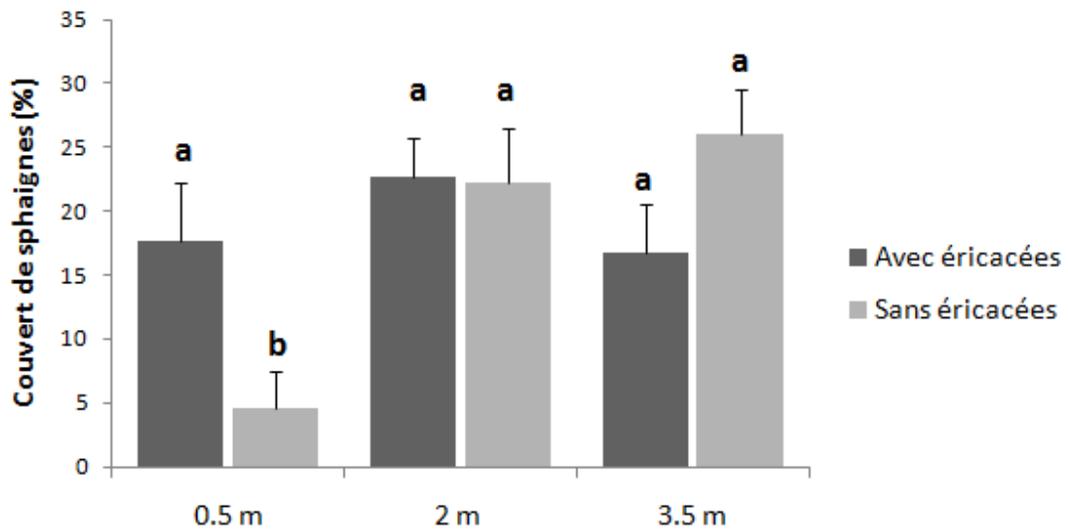


Figure 6 – Pourcentages de recouvrement final de *Sphagnum majus* (%) selon trois distances à la ligne d'eau (0,5 m, 2 m et 3,5 m) et la présence d'un couvert d'éricacées. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type.

2.3.3 Effet des différents traitements sur l'établissement de plantes vasculaires

La germination et l'élongation des plantules des plantes vasculaires seront détaillées individuellement par espèce, puisque chacune possède des exigences particulières par rapport aux conditions optimales de germination et de croissance. De plus, la grande variabilité dans les taux de germination ne permet pas de regrouper les espèces en une seule analyse aux données homogènes. Les résultats de l'ensemble des espèces montrent une

tendance commune, soit l'absence d'effet significatif de la présence d'éricacées sur la germination et l'élongation des plantules.

L'établissement de chacune des espèces fut toutefois affecté différemment par la présence de sphaignes et la distance à la ligne d'eau, tel que décrit dans les prochaines sections. La croissance en longueur fut meilleure dans la zone d'étiage (située à 0,5 m des mares) peu importe le type de couvert. De plus, l'élongation fut généralement favorisée par la présence de sphaignes.

2.3.3.1 *Carex magellanica*

Les taux de germination obtenus pour *Carex magellanica* étaient de 29 ± 4 % en moyenne. La germination a été meilleure dans les zones les plus éloignées des mares ($31,8 \pm 3,9$ %), comparativement aux zones les plus près ($25,5 \pm 3,6$ %), et ce peu importe la présence de sphaignes (Figure 7a, Tableau 12 à l'Annexe 1).

La longueur moyenne des plantules de *C. magellanica* était de $3,5 \pm 0,1$ cm. La présence de sphaigne a favorisé l'élongation des plantules mais cet effet était plus prononcé loin des mares, où l'élongation était plus de deux fois supérieure en présence qu'en absence de sphaignes (Figure 8a, Tableau 13 – ANOVA à trois voies selon un plan en tiroirs (split-split-block) pour évaluer l'effet d'un couvert d'éricacées, d'un couvert de sphaignes et de la distance à la ligne d'eau des mares sur l'élongation des plantules de 4 espèces de plantes herbacées à l'Annexe 1).

2.3.3.2 *Carex pauciflora*

Les taux de germination obtenus pour *Carex pauciflora* étaient de $8,7 \pm 2,4$ % en moyenne. La germination a été meilleure en absence de sphaignes ($11,2 \pm 2,6$ %) qu'en leur présence ($6,1 \pm 2,1$ %), alors que la distance à la ligne d'eau n'a pas joué de rôle significatif (Figure 7b, Tableau 12 à l'Annexe 1).

La longueur moyenne des plantules de *C. pauciflora* était de $2,8 \pm 0,1$ cm. La présence d'un couvert de sphaignes a un effet positif sur l'élongation moyenne des plantules de *C. pauciflora* qui se fait particulièrement sentir à plus grande distance des mares, en zone plus

sèche, où les plantules étaient près de deux fois plus longue sous couvert de sphaignes (Figure 8b, Tableau 13 à l'Annexe 1).

2.3.3.3 *Eriophorum virginicum*

Les taux de germination obtenus pour *Eriophorum virginicum* étaient de $21,4 \pm 3,9$ % en moyenne. Dans les zones situées loin des mares, la présence de sphaignes influençait négativement le taux de germination ($11,1 \pm 3,7$ % avec sphaignes et $28,4 \pm 4,5$ % sans couvert) tandis qu'elle n'a pas eu d'influence près des mares ($23 \pm 3,7$ % en moyenne, Figure 7c, Tableau 12 à l'Annexe 1).

La longueur moyenne des plantules d'*E. virginicum* était de $7,2 \pm 0,4$ cm. La croissance a été meilleure près des mares ($9,3 \pm 0,5$ cm), comparativement aux zones les plus distantes ($5,2 \pm 0,2$ cm) peu importe la présence ou non de sphaignes (Figure 8c, Tableau 13 à l'Annexe 1).

2.3.3.4 *Rhynchospora alba*

Les taux de germination obtenus pour *Rhynchospora alba* étaient de $38,5 \pm 5,5$ % en moyenne. Tout comme *Eriophorum virginicum*, les taux de germination ont plus élevé en absence de sphaigne dans les zones éloignées ($17,8 \pm 2,9$ % avec sphaignes et $45,9 \pm 4,1$ % sans couvert), alors qu'ils étaient similaires en présence ou absence de sphaignes près des mares ($45,1 \pm 7,5$ % en moyenne, Figure 7d, Tableau 12).

La longueur moyenne des plantules de *R. alba* était de $4,6 \pm 0,2$ cm. La croissance a été meilleure près des mares ($5,4 \pm 0,2$ cm), comparativement aux zones plus distantes ($3,8 \pm 0,2$ cm). La présence de sphaignes a favorisé une plus grande élongation des plantules ($5,4 \pm 0,2$ cm sur un couvert de sphaignes et $3,8 \pm 0,2$ cm sans sphaignes) (Figure 8d, Tableau 13 à l'Annexe 1). Tableau 13 – ANOVA à trois voies selon un plan en tiroirs (split-split-block) pour évaluer l'effet d'un couvert d'éricacées, d'un couvert de sphaignes et de la distance à la ligne d'eau des mares sur l'élongation des plantules de 4 espèces de plantes herbacée).

2.3.3.5 *Scheuchzeria palustris*

Les taux de germination obtenus pour *Scheuchzeria palustris* étaient de $4,2 \pm 0,5$ % seulement en moyenne. Bien que très faible, la germination a été meilleure dans les zones les plus rapprochées des mares ($7,5 \pm 1,9$ % près de la ligne d'étiage, $1,0 \pm 0,3$ % à une

distance éloignée de la ligne). La présence de sphaignes a légèrement désavantagé la germination, avec des taux de $3,8 \pm 1,1$ % sur un couvert de sphaignes et de $4,7 \pm 1,1$ % sans sphaignes (Figure 7e, Tableau 12 à l'Annexe 1).

Les faibles taux de germination de *S. palustris* n'ont pas permis d'obtenir un échantillon suffisant de plantules pour pouvoir analyser les différences d'élongation chez cette espèce.

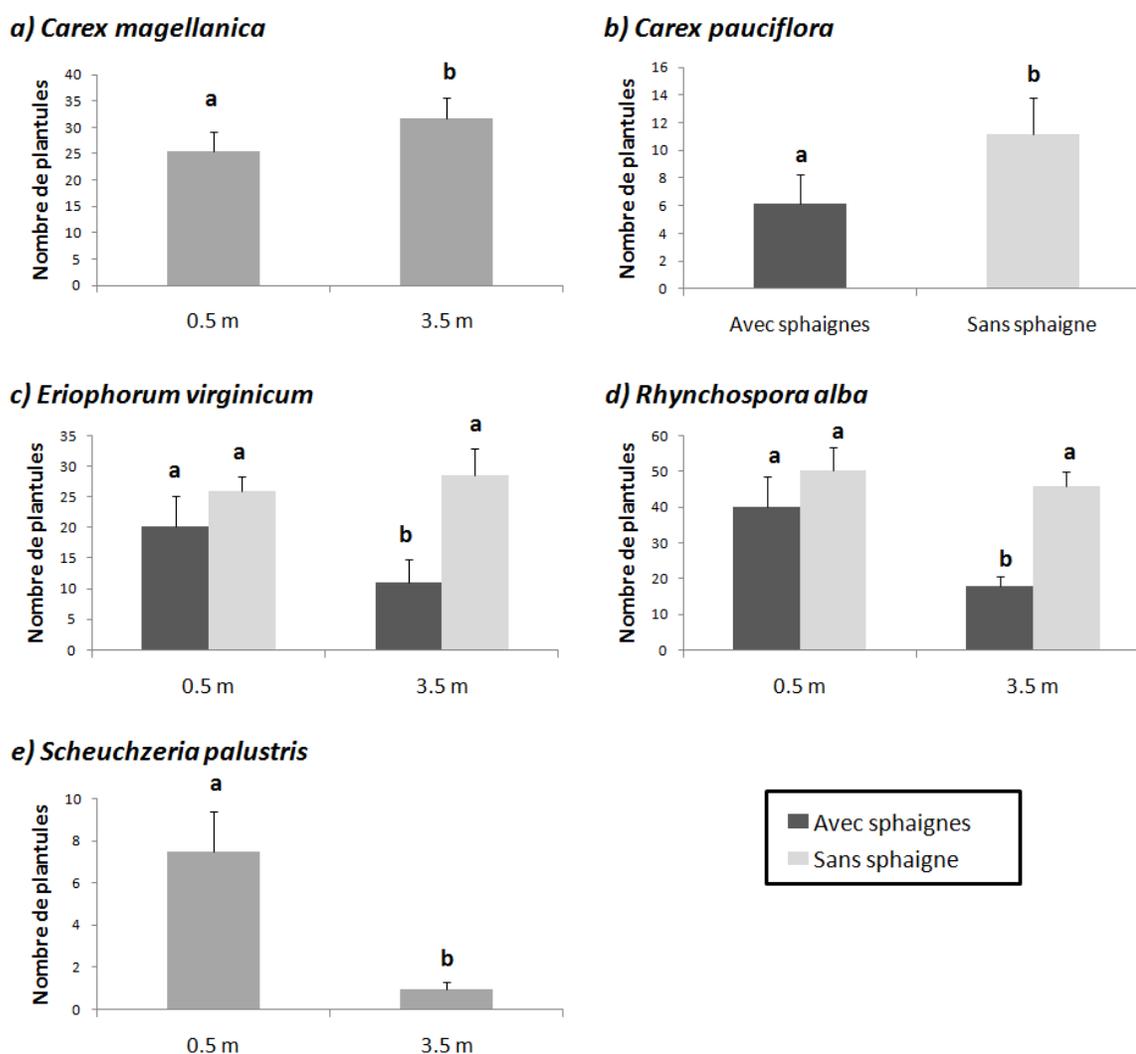


Figure 7 – Pourcentage de germination (%) chez cinq espèces d'herbacées associées aux bords de mares selon deux distances à la ligne d'eau (0,5 m et 3,5 m) et la présence d'un couvert de sphaignes. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type.

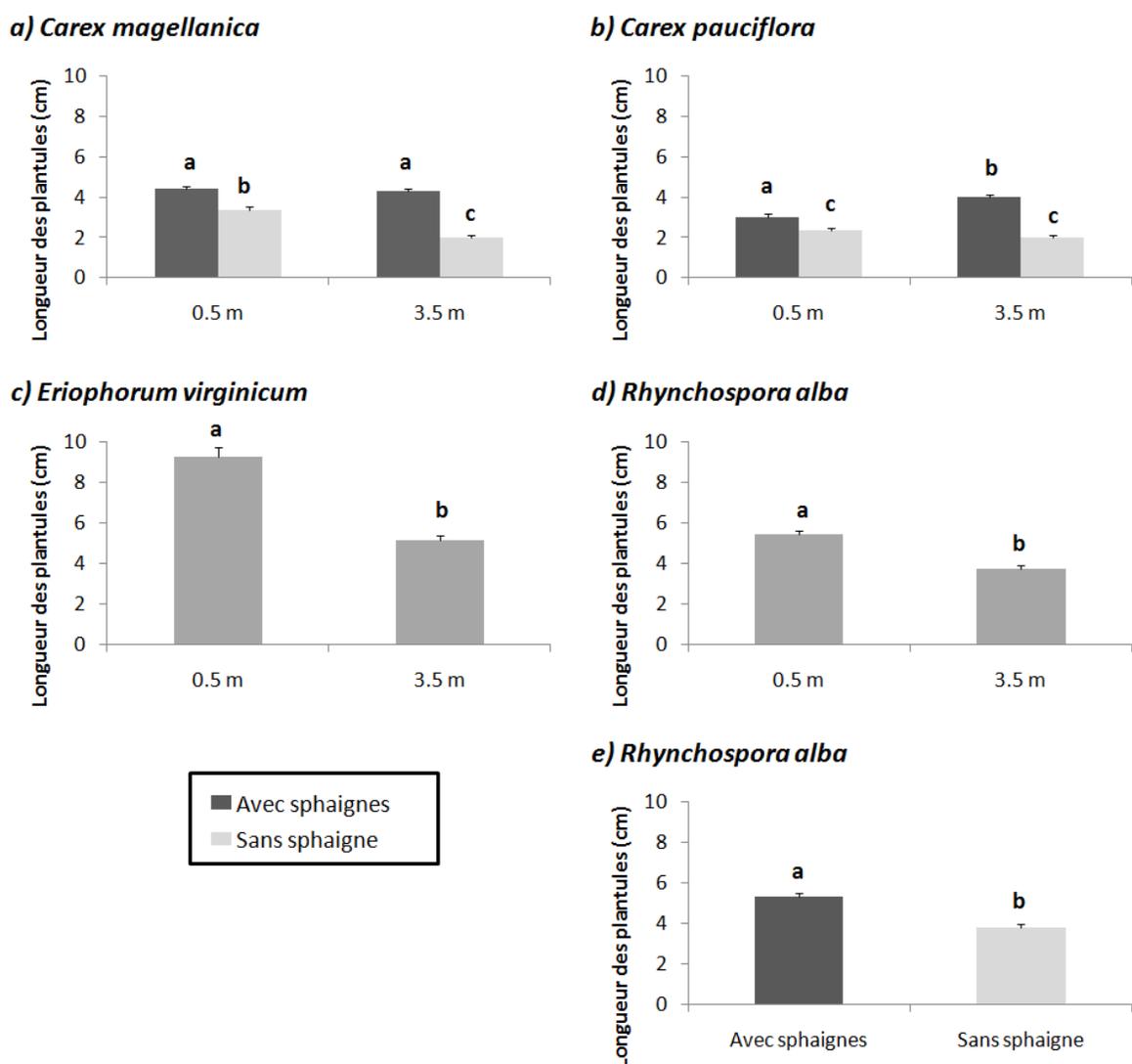


Figure 8 – Élongation des plantules (cm) chez quatre espèces d'herbacées associées aux bords de mares selon deux distances à la ligne d'eau (0,5 m et 3,5 m) et la présence d'un couvert de sphaignes. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type.

2.3.4. Données environnementales

a) Teneur en eau volumétrique de la tourbe

La teneur en eau par volume (θ) de la tourbe à 15 cm de profondeur n'a pas été influencée par la présence d'éricacées ($P = 0,3$; Figure 9, Tableau 11 à l'Annexe 1) ou de sphaignes ($P = 0,8$). Par contre, le contenu en humidité variait fortement en fonction de l'éloignement aux mares, avec une moyenne de $70 \pm 1\%$ à proximité des mares et de $50 \pm 1\%$ à une distance éloignée de la ligne d'étiage ($P < 0,0001$; Figure 9, Tableau 11 à l'Annexe 1).

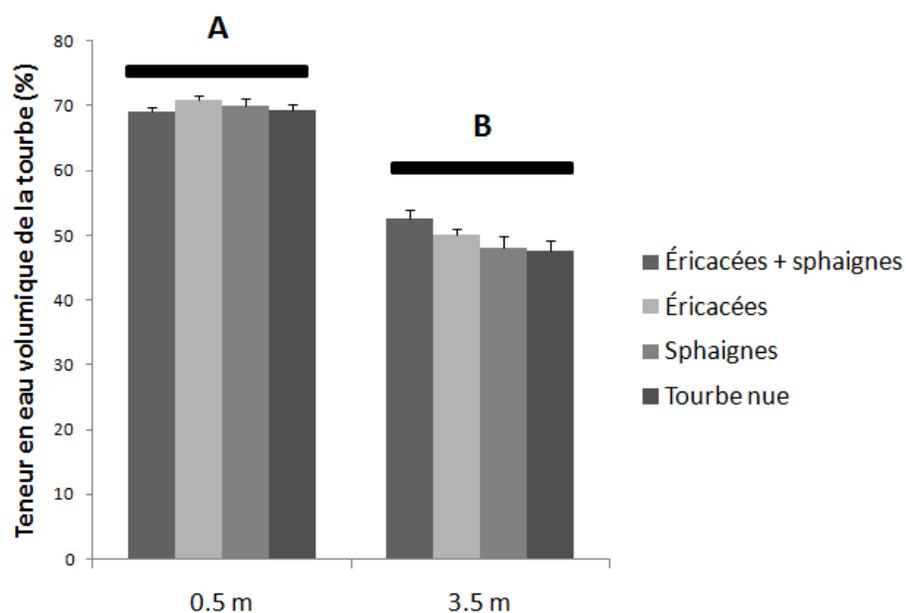


Figure 9 – Teneur en eau volumétrique de la tourbe (%) selon deux distances à la ligne d'eau (0,5 m et 3,5 m), la présence d'un couvert d'éricacées, la présence d'un couvert de sphaignes et la combinaison des deux couverts. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type. Les traitements qui ne diffèrent pas entre eux sont regroupés par un trait horizontal.

b) Densité apparente de la tourbe

La densité apparente de la tourbe était de $0,103 \pm 0,007$ g/cm³ en moyenne et variait en fonction de la distance à la ligne d'eau seulement ($P < 0,0001$; Figure 10, Tableau 11 à l'Annexe 1). La densité était significativement plus basse près des mares ($0,092 \pm 0,01$ g/cm³ près de la ligne d'étiage, $0,114 \pm 0,01$ g/cm³ à plus grande distance).

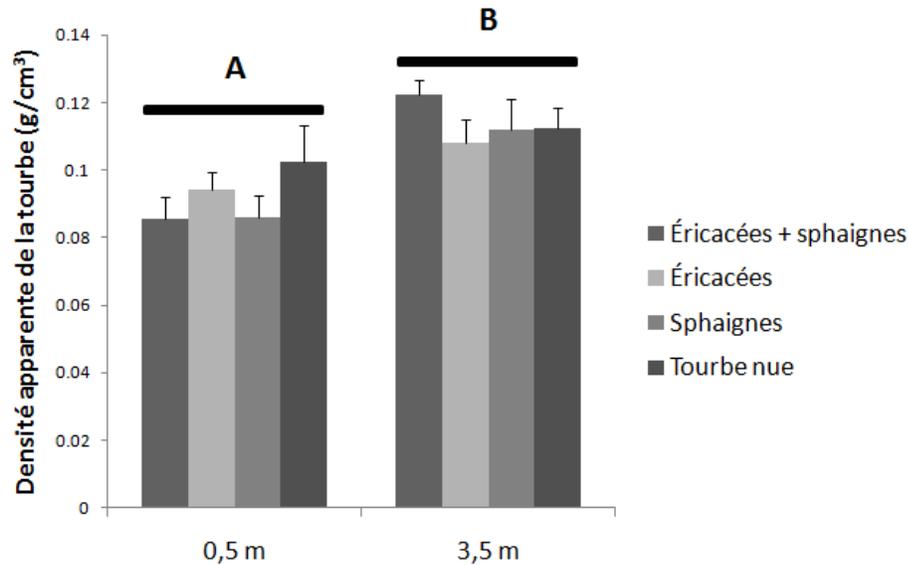


Figure 10 – Densité apparente de la tourbe (g/cm³) selon deux distances à la ligne d'eau (0,5 m et 3,5 m), la présence d'un couvert d'éricacées, la présence d'un couvert de sphaignes et la combinaison des deux couverts. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type.

c) Profondeur de la nappe phréatique

En 2010, la nappe phréatique moyenne pour toutes les UE se situait à 21 cm sous la surface. Elle était beaucoup plus près de la surface (sinon au-dessus) dans les UE situées près de la ligne d'étiage que dans celles éloignées des mares (Figure 11), une différence de près de 40 cm ayant été enregistrée tout au long de l'été entre ces 2 distances. Pour ce qui est des UE situées à 2 m de la ligne d'étiage des mares, la profondeur de la nappe phréatique atteignait des valeurs intermédiaires. En moyenne, entre le 2 juin et le 11 août 2010, la nappe s'est située respectivement à 2, 22 et 40 cm sous la surface dans les UE très près de la masse d'eau libre, intermédiaires et éloignées de la ligne d'étiage. Dans la zone la plus près des mares, le niveau d'eau s'était maintenu dans les premiers 20 cm durant toute la saison de croissance.

Lors de la mesure initiale au printemps prise le 14 mai, l'eau recouvrait les UE situées à proximité de l'eau libre de plus de 20 cm: ce n'est qu'à partir du 24 juin que le niveau d'eau est tombé sous la surface. Dès le 2 juin, soit au moment du semis des unités les plus éloignées de la ligne d'étiage des mares, la nappe se situait déjà à 30 cm sous la surface pour ceux-ci. Vers la fin de juin, le niveau d'eau s'est maintenu durant environ 3 semaines avant de plonger drastiquement de la mi-juillet à la mi-août. Cette profondeur a continué

d'augmenter jusqu'à atteindre un maximum de 56 cm sous la surface à la fin de la saison de croissance, le 11 août.

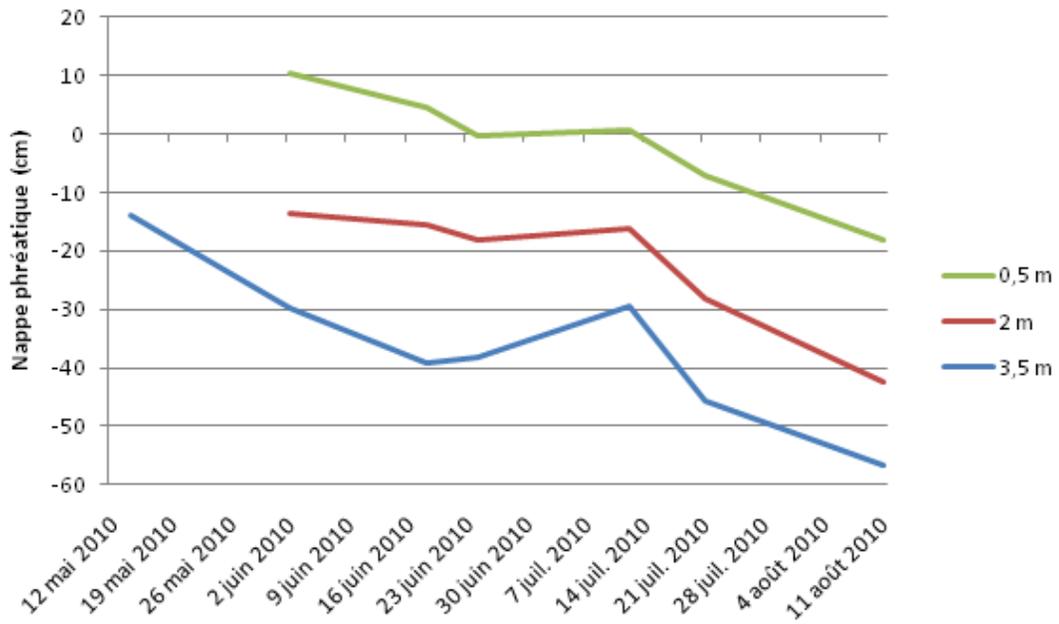


Figure 11 – Moyennes des profondeurs de nappe phréatique des mares par rapport à la surface à 0,5, 2 et 3,5 m de la ligne d'eau pour la période de mai à août 2010. Les valeurs positives représentent des niveaux d'eau au-dessus du sol.

2.4 Discussion

2.4.1 Couvert d'éricacées pour la stabilisation de la tourbe – Contrôle du soulèvement gélival

Les résultats obtenus suite à des épisodes de gel au sol, à l'automne 2010, indiquent que les soulèvements de tourbe les plus importants surviennent près de la ligne d'étiage des mares, là où la teneur en eau du substrat est la plus élevée. L'amplitude du soulèvement gélival (de plus de 2 cm) n'est pas négligeable, compte tenu que les tapis de sphaignes tout comme les racines des plantules d'herbacées ne dépassent pas quelques cm. Notre hypothèse de départ sur les conditions de base qui enclenchent le mécanisme de soulèvement est donc confirmée. En effet, la disponibilité en eau liquide au niveau de la surface est essentielle pour la formation de lenticelles de glace (Graber 1971) : un sol humide est sensible au soulèvement gélival, alors qu'un sol sec ne l'est pas (Russell *et al.* 1978; Matsuoka 1996). L'abaissement du niveau d'eau dans le sol constitue par conséquent la meilleure méthode pour contrer le phénomène de soulèvement gélival, ce qui n'est évidemment pas applicable en tourbière, particulièrement près des mares. Par contre, le soulèvement peut être limité si les écarts de températures au niveau du substrat sont réduits entre le jour et la nuit, empêchant ainsi les cycles de gel-dégel de se produire. Les denses couverts de végétation sont très efficaces pour y arriver (Decker et Ronningen 1957) et parviennent à réduire jusqu'à 95% du soulèvement, comme on a observé avec des tapis de *Polytrichum strictum* (Groeneveld *et al.* 2007). De même, l'utilisation d'un paillis de paille empêche le sol de geler avant que les températures sous zéro soient permanentes (Kohnke et Werkhoven 1963). Les résultats obtenus près des mares indiquent que le couvert d'éricacées, pourtant faible (< 25%), parvient à contrôler le soulèvement comme le fait un couvert de fragments de sphaignes recouvertes de paille. Cela peut être dû à la modification du microclimat en surface, puisque des réductions de radiations solaires de 40% (Breshears *et al.* 1998) et de 50% (Pouliot 2011b) et une réduction des variations de températures journalière ont été enregistrées sous des arbustes et des éricacées, comparativement à des témoins sans végétation, ce qui réduirait en théorie les cycles de gel-dégel. L'effet de l'ombrage reste toutefois hypothétique puisque les variables microclimatiques n'ont pas été mesurées dans le cadre de cette expérience. Le mécanisme d'action par lequel les éricacées réussissent à limiter le soulèvement gélival reste donc à évaluer.

2.4.2 Effet des éricacées sur la croissance des sphaignes

Les résultats de pourcentages de couvert de sphaignes indiquent en premier lieu que *Sphagnum majus* s'est moins bien établi dans la zone située près de la ligne d'étiage des mares en absence d'éricacées. C'est pourtant à cet endroit qu'étaient rassemblées les conditions idéales à la survie des sphaignes : la nappe phréatique est demeurée près de la surface tout au long de la saison de croissance de 2010 (< 20 cm), la teneur en eau de la tourbe y était la plus élevée (70 %) alors que la conductivité hydraulique (K) était la meilleure en théorie. Cette propriété de la tourbe représente la capacité du substrat à transférer l'eau par capillarité. La densité apparente de la tourbe, représentative de la taille des pores de la tourbe, a une incidence sur la K . En tourbière exploitée et non restaurée où les couches plus décomposées sous-jacentes sont exposées et sujettes à l'oxydation, la tourbe se compacte : la densité de la tourbe augmente alors (pour atteindre jusqu'à $0,13 \text{ g/cm}^3$) et la K diminue. C'est d'ailleurs ce qui a été observé sur les rives des mares, où la densité apparente était élevée dans les zones plus éloignées de la mare et plus faible à la ligne d'étiage, laquelle était près des normales (autour de $0,08 \text{ g/cm}^3$; Farrick et Price 2009).

Les sphaignes ont besoin d'un certain niveau d'humidité pour croître (Rydin 1993), particulièrement pour *Sphagnum majus*, une espèce préférentielle des dépressions les plus humides et des tapis flottants (Gauthier 1980; Bragazza 1997) et qui croît bien lorsque submergée (Rocheffort *et al.* 2002). Les zones restaurées qui subissent des inondations temporaires sont d'ailleurs les endroits où la sphaigne se régénère le mieux (Bugnon *et al.* 1997). Puisque les conditions d'humidité de la tourbe ne sont pas en cause pour cette zone, d'autres facteurs physiques ont pu affecter le substrat et expliqueraient la réduction de la survie des sphaignes, particulièrement de nature mécanique.

Bien que les traitements aient été protégés par un filet de nylon solidement fixé au sol, le recouvrement par l'eau a pu déplacer les sphaignes encore au stade de fragments en régénération et parfois les recouvrir d'une couche de sédiments en surface. Il se pourrait également que les unités les plus près de la ligne d'étiage aient souffert davantage du mouvement de l'eau et de l'action des vagues puisqu'elles étaient inondées plus longtemps et plus souvent. Les mares artificielles ont subi des fluctuations importantes de leur niveau

d'eau tout au long de l'année 2010 (Figure 11). À la mi-mai, l'eau recouvrait encore la majorité des traitements mis en place le long des rives l'année précédente, lorsque le niveau d'eau des mares était au plus bas. Seules les unités expérimentales situées à 3,5 m de la ligne d'étiage de référence étaient exondées au 14 mai. Le niveau d'eau a pris plusieurs semaines pour s'abaisser au même point que celui de l'été 2009 : les unités ont complètement émergées au 24 juin seulement. En novembre 2010 suite à de fortes pluies, le niveau d'eau est remonté jusqu'à recouvrir de nouveau tous les traitements (observation personnelle). La Figure 12 montre l'état de la rive d'une mare au 1^{er} novembre 2010, avant la montée complète du niveau d'eau : on remarque que la paille flotte en surface et que le substrat est clairement perturbé par les vagues. Celles-ci entraînent deux phénomènes liés, soient l'érosion des rives et le dépôt de tourbe fine en surface (Kløve 1998; Holden et Burt 2002).



Figure 12 – Exemple d'une mare près de son plus haut niveau à l'automne 2010, aux rives à moitié submergées et affectées par l'action des vagues. La paille des traitements où avaient été transférées des sphaignes flotte un peu à la surface.

C'est ce qui pourrait expliquer que les sphaignes entourbées ne réussissent pas à bien se rétablir une fois le niveau d'eau descendu. En effet, Faubert et Rochefort (2002) ont montré que certaines espèces de sphaignes se régénèrent moins bien sous une épaisseur de tourbe aussi faible que 1 cm, puisque l'ensoleillement y est fortement réduit (Clymo et Hayward 1982). Il a d'ailleurs été remarqué qu'une inondation profonde ou de longue durée résulte en de faible succès d'établissement des sphaignes, attribuable au phénomène d'érosion (Bugnon *et al.* 1997; Quinty et Rochefort 2000) ou encore à la réduction lumineuse et en CO₂ (Tomassen *et al.* 2010). D'autre part, la paille se plaque au substrat suite au retrait de l'eau (observation personnelle), et perd donc sa structure en trois dimensions qui lui confère son pouvoir facilitant lorsqu'appliquée sur les sphaignes (Rochefort et Lode 2006). Ces dernières ont par conséquent pu souffrir du manque de protection par le paillis.

L'autre résultat intéressant à relever est l'effet positif des éricacées sur l'établissement des sphaignes dans la zone la plus près de la mare et qui subit davantage les fluctuations du niveau d'eau. En effet, les sphaignes étaient quatre fois plus denses sous le couvert d'arbustes alors qu'elles ne couvraient que 5% des unités sans éricacées. On sait que les végétaux émergés protègent les rives des dommages dus à l'érosion, puisque leur partie émergée réduit la vitesse des vagues et peut intercepter les sédiments qui demeurent sur leur feuillage persistant, pendant que leur partie submergée maintient le sol en place (Coops *et al.* 1996) et empêche la remise en suspension de sédiments (Carpenter et Lodge 1986). Les éricacées sont dès lors susceptibles de protéger les sphaignes croissant sous leur couvert de façon mécanique, en jouant sur la stabilité et l'agrégation du substrat (Reubens *et al.* 2007), d'autant plus que les espèces choisies possèdent une importante masse racinaire (Wallén 1986). Il est possible également que l'architecture des branches des éricacées, qui servent de points d'ancrage aux sphaignes et favorisent leur croissance (Fenton et Bergeron 2006; Pouliot *et al.* 2011b) aient pu jouer un rôle positif. L'enchevêtrement des structures aériennes des arbustes aurait pu permettre à la paille de demeurer en place, ou même de conserver une certaine épaisseur, et de ce fait favoriser la croissance des sphaignes en période plus sèche. L'action bénéfique des éricacées sur les sphaignes résulterait donc plutôt d'une protection mécanique à cet endroit des rives.

Les résultats obtenus aux deux autres distances de la mare renforcent cette hypothèse. À 2 m de la ligne des basses eaux, où l'eau inonde moins longtemps les traitements, les éricacées n'ont pas eu d'impact sur la survie des sphaignes. Pour ce qui est des traitements situés à plus grande distance de la ligne d'étiage des mares qui ne sont pratiquement pas affectés par les facteurs d'érosion hydrodynamique, le recouvrement par les sphaignes est également similaire avec ou sans éricacées, mais on remarque tout de même une légère tendance inverse, puisque les éricacées semblent avoir eu un impact négatif (quoique non significatif) sur les sphaignes à cet endroit.

2.4.3 Effet des éricacées sur l'établissement de plantes vasculaires

Les six herbacées testées représentaient des espèces récalcitrantes à la technique de transfert muscinal, difficiles à réimplanter dans les tourbières restaurées, et possédant des exigences strictes en terme de conditions de germination et d'établissement des plantules (Landry 2010; Kettenring et Galatowitsch 2011). Parmi les espèces de cypéracées semées, trois ont eu des taux d'établissement moyens similaires (21 %, 29 % et 39 %), alors que celui de *Carex pauciflora* n'était que de 8 %. Cette dernière espèce avait par ailleurs eu des taux de survie similairement faibles lors d'une expérience en milieu contrôlé (Landry 2010). Les *Carex* sont reconnus pour leur taux de germination très bas (Patzelt *et al.* 2001). Toutefois, lorsqu'on compare l'établissement avec les taux de viabilité estimés au départ par un test au tétrazolium, on constate que toutes les espèces se sont établies dans les mêmes proportions : *Eriophorum virginicum* a eu un taux d'établissement ajusté de 74 %, *Rhynchospora alba* de 77 %, *C. pauciflora* de 67 % alors que *C. magellanica* a eu un taux d'établissement observé bien au-delà du taux de viabilité estimé (137 %). Il est possible que ceci soit dû à une estimation du taux de viabilité de *C. magellanica* trop conservatrice, comme il a été relevé lors d'expériences de germination d'autres espèces de *Carex* (Budelsky et Galatowitsch 1999). *Carex oligosperma*, pour sa part, n'a pratiquement pas germé (< 1 %), bien que le taux de viabilité de ses semences ait été estimé à 33 %. La stratification employée (14 semaines, 4 °C) n'était vraisemblablement pas adéquate pour briser leur dormance, ce qui indique qu'un traitement particulier devrait être appliqué, comme par exemple une scarification ou une stratification plus longue ou encore double des semences (Baskin et Baskin 2000; Leck et Schütz 2005). *Scheuchzeria palustris* a eu un établissement problématique avec un taux d'établissement de moins de 5 % (7 % ajusté), et

ce malgré le fait que la viabilité de ses graines était très bonne (59 % ; Tableau 3). Le suivi bimensuel a montré qu'elle réussissait à germer quelques semaines après les semis, mais que les jeunes plantules mourraient par la suite. Les résultats finaux d'établissement de cette espèce indiquent que le facteur d'humidité a drastiquement affecté la survie des plantules, leur nombre étant pratiquement nul en zone sèche (Figure 7e). Il s'agit en effet d'une espèce qui a montré peu de résistance à une baisse du niveau d'eau lors d'une expérience en serre (Landry 2010) et qui est par ailleurs préférentielle des milieux inondés (Bragazza et Gerdol 1996).

Aucune des espèces n'a vu son taux de germination ou sa croissance affecté positivement par la présence d'éricacées, contrairement à l'hypothèse de départ. Pourtant, des expériences impliquant des espèces d'éricacées ont indiqué que les conditions hydriques étaient meilleures sous leur couvert: un plus haut taux d'humidité relative y a été observé (Pouliot *et al.* 2011b) de même qu'une plus faible pression d'eau dans le sol et une teneur en eau plus élevée de la tourbe (Farrick 2008). Cette humidité aurait pu favoriser de meilleurs taux d'établissement des plantules puisque celles-ci sont particulièrement sensibles à l'assèchement du substrat (van der Valk *et al.* 1999). Les graines nécessitent de plus une imbibition de départ, et donc un sol très humide en surface. Les éricacées auraient pu jouer un rôle à ce niveau, malgré le fait qu'elles diminuent le contenu en eau des couches profondes du substrat (Farrick 2008). Le prélèvement par les racines peut avoir des effets positifs à la surface, puisque les arbustes qui possèdent un système racinaire mixte comme l'andromède (constitué de racines latérales superficielles et de racines pivotantes profondes) redistribuent l'eau prélevée en profondeur vers les couches superficielles de tourbe. Le phénomène impliqué, appelé «hydraulic lift » en anglais (décrit par (Richards et Caldwell 1987), survient de façon passive lorsque les arbustes ne transpirent pas, de nuit (Vetterlein *et al.* 1993), et peut constituer une source d'eau importante pour les plantules avoisinantes, favorisant leur survie (Aguiar et Sala 1994). Ce phénomène s'applique par contre seulement si la pression d'eau dans le sol est élevée et si la nappe se situe juste au-dessus de la profondeur maximale des racines. On peut croire que ce ne fut pas le cas dans cette expérience-ci, où le niveau d'eau des traitements les plus éloignés de la ligne d'étiage était plutôt de l'ordre de 40 cm sous la surface. Comme les racines des éricacées ne

dépassaient pas 15 cm au moment de leur transplantation, il est pratiquement impossible que leur masse racinaire ait pu atteindre la nappe phréatique et favoriser la remonté d'eau.

Les conditions microclimatiques particulières présentes sous les couverts d'éricacées auraient pu, au contraire, avoir un effet négatif sur les plantules, notamment en raison de l'ombrage accru. Certaines études en milieux restaurés montrent que la présence d'une végétation préexistante nuit au recrutement des plantules (Isselstein *et al.* 2002; Kettenring et Galatowitsch 2011). Ceci n'a pas été observé dans ce cas-ci, où l'ombrage n'a pas influencé ni la germination ni l'établissement des semis de *Cyperaceae* et de *S. palustris*, pourtant reconnus pour être sensibles à une diminution du rayonnement solaire et du rapport rouge / rouge lointain (rouge sombre) existant sous la canopée (Pons 2000), tel que rapporté dans nombre d'études d'espèces riveraines en serres (Jurik *et al.* 1994; Schütz et Rave 1999; Kettenring *et al.* 2006). La densité de plantation des arbustes était probablement trop basse pour avoir un impact réel sur le microclimat en surface.

D'autre part, chacune des espèces fut affectée différemment par la présence de sphaignes et la distance à la ligne d'eau. La germination des plantules a été plus faible sur des tapis de sphaignes (*C. pauciflora*), une tendance particulièrement visible en zone sèche pour *S. palustris*, *E. virginicum* et *R. alba*. Pourtant, des expériences de germination menées sur des lits de semences composés de bryophytes montraient que la présence de mousses avantagait les semis comparativement à des sols nus (Richardson 1958; Johnson et Thomas 1978; Landry 2010). Toutefois dans notre expérience de restauration des rives, les bryophytes étaient fragmentées et recouvertes par une couche de paillis encore très présente après un an. La paille est connue pour créer un ombrage en surface, intercepter les rayons solaires atteignant la surface et par conséquent, abaisser les températures au niveau du sol. Sa présence est essentielle pour les sphaignes en établissement dans les tourbières restaurées, mais elle a pu avoir un impact négatif sur les semis, particulièrement dans les zones où la paille restait intacte (telle qu'en zones éloignées de la mare non soumises à des inondations). On sait aussi que la capacité de germination des espèces étudiées requiert un ensoleillement suffisant, particulièrement pour les *Carex* (Schütz et Rave, 1999). On croit ainsi que c'est la présence d'une couche de paille, davantage que les sphaignes dont le couvert était bas (autour d'1 cm d'épaisseur), qui aurait nuit à l'établissement des plantules

d'herbacées en réduisant le nombre de microsites adéquats à leur germination. Les taux d'établissement sous couvert de sphaignes et de paille montrent que des graines ont toutefois pu atterrir dans des « safe site » favorisant leur germination (moins ombragé par exemple ; Fenner et Thompson 2005).

Il est surprenant de voir qu'à l'exception de *S. palustris*, la germination des espèces n'a pas été amoindrie de façon plus marquée en fonction de la distance à la ligne d'étiage des mares, particulièrement sur tourbe nue, en absence de sphaignes. Pourtant, le niveau de la nappe était en moyenne très bas dans les traitements les plus éloignés de celle-ci, à 3,5 m. En effet, le niveau d'eau y était descendu à plus de 55 cm à la fin de la saison de croissance, alors qu'il s'était maintenu dans les premiers 20 cm dans la zone la plus près des mares. Le gradient hydrologique est d'ailleurs considéré comme un facteur déterminant du succès d'établissement des plantules en milieu riverain (Leck et Schütz 2005). Les semences doivent d'abord être imbibées pour germer (Baskin et Baskin 2000), et les plantules sont sensibles à la dessiccation dans leurs premiers stades. Il faut par contre se référer plus précisément au moment où furent semées les espèces dans les traitements éloignés de la ligne d'étiage (Figure 11) : autour du 2 juin, la nappe y était élevée (30 cm sous la surface). Le niveau d'eau des mares était encore très haut, recouvrant par ailleurs les traitements situés à 2 m et 0,5 m de la ligne d'étiage de référence. Bien qu'elle n'ait pas été mesurée à ce moment, on peut supposer que la teneur en eau de la tourbe en surface était aussi très élevée lors des semis.

L'effet de l'humidité du substrat s'est fait sentir davantage une fois les semis établis. La croissance de deux espèces (*E. virginicum*, *R. alba*) a été plus élevée à proximité de la ligne d'étiage des mares. À l'exception d'*E. virginicum*, les plantules situées dans les traitements en zone plus sèche se sont étonnamment mieux développées en présence de sphaignes et de paille. La modification du microclimat engendrée par la présence de paille et de fragments de sphaignes créerait donc, dans cette zone, des conditions favorables au développement des plantules (par exemple en réduisant le vent et l'évaporation en surface, et en conservant une humidité relative plus stable et élevée près du sol). De plus, le tapis de sphaignes de moins de 1 cm de hauteur ne devait pas avoir d'effet néfaste sur les plantules en ce qui a trait à la compétition pour la lumière. Près des mares où le niveau d'eau est plus adéquat,

les plantules étaient également plus longues en présence de sphaignes et de paille, sauf pour *E. virginicum* dont la croissance fut similaire lorsqu'en présence ou absence de sphaignes. Cette espèce a par ailleurs eu l'élongation la plus importante, dépassant 10 cm de croissance dans certaines unités expérimentales: la protection par les sphaignes et la paille aurait donc eu peu d'impact sur son développement. La bonne capacité de régénération de cette espèce concorde avec les travaux de Poulin *et al.* (2011).

2.5 Conclusion et recommandations

La création d'habitats particuliers dans les tourbières restaurées, telles les mares, amène de nouveaux défis en ce qui a trait à la restauration de ces écosystèmes. Les rives des mares créées subissent en effet des perturbations importantes, particulièrement entre la ligne des basses eaux (étiage) et la ligne des hautes eaux, où la technique de restauration par transfert muscinal doit être adaptée.

Dans cette zone et même au-delà, un faible couvert d'éricacées (< 25%) composé d'*Andromeda glaucophylla* et de *Vaccinium macrocarpon* parvient à contrôler le soulèvement gélival en automne de la même façon qu'un couvert de fragments de sphaignes recouverts de paille (3000 kg/ha).

Le couvert d'éricacées favorise la survie de *Sphagnum majus*, mais uniquement dans la zone des rives la plus affectée par les fluctuations du niveau d'eau et où la nappe phréatique se maintient dans les 20 premiers cm. Dans les zones où la nappe s'abaisse au-delà de cette profondeur, l'établissement des sphaignes typiques de bord de mares est plus faible sans que les éricacées interviennent. Par conséquent, il serait primordial de bien cerner l'étendue des rives affectée par les fluctuations du niveau d'eau des mares avant tout effort de restauration, afin de transplanter les éricacées dans une zone où ils peuvent avoir une répercussion bénéfique sur les sphaignes.

L'amélioration des conditions microclimatiques par un couvert d'éricacées en contexte de mares restaurées reste hypothétique, puisque 1) ces conditions n'ont pas été mesurées dans le cadre de cette expérience et que 2) l'établissement des sphaignes et des semis n'ont pas été avantagés de façon nettement supérieure par la présence des arbustes. L'évaluation spécifique du microclimat serait donc intéressante à évaluer.

Pour ce qui est des semis de plantes vasculaires, une étude plus poussée des conditions favorisant leur établissement, en lien avec le type de lit de semences, serait intéressante à tester. Il reste en effet à savoir si les espèces d'herbacées récalcitrantes s'établiraient mieux sur un couvert de bryophytes formant un tapis bien établi plutôt que fragmenté et discerner le rôle que joue la paille. Il serait également intéressant de savoir si l'espèce de bryophyte composant le lit de semences pourrait avoir une influence sur le développement des semis.

Chapitre 3

Influence des types de lits de semences sur des semis de plantes vasculaires associées aux mares de tourbière

3.1 Introduction

Les plantes herbacées sont fréquentes autour de mares naturelles de tourbières ombrotrophes. Les *Carex* et les Scheuchzeriaceae, entre autres, forment des communautés associées aux sphaignes et aux autres bryophytes établies près des mares et contribuent à la richesse spécifique de ces types d'habitats. Elles sont cependant absentes des tourbières abandonnées après exploitation de la tourbe (Poulin 2002; Fontaine *et al.* 2007) et ne se réimplantent pas spontanément près de mares qui y sont artificiellement créées (Mazerolle *et al.* 2006). Les espèces vasculaires typiques des bords de mares dans les bogs se sont également révélées récalcitrantes à la technique de transfert muscinal (Poulin *et al.* 2011).

La réintroduction des *Carex* a été identifiée comme problématique lors de diverses tentatives de restauration de milieux humides à partir de graines (van der Valk *et al.* 1999; Cooper et MacDonald 2000; Kettenring et Galatowitsch 2011) et de transfert de foin (« hay transfer », en anglais) contenant des graines (Patzelt *et al.* 2001). Dans les prairies du nord des États-Unis (« prairie pothole region »), où se déroulent plusieurs études écologiques sur des sites dégradés, van der Valk et collaborateurs (1999) et Galatowitsch (2008) ont relevé les difficultés d'établissement de nombreuses espèces de *Carex*, très diversifiées dans cette région. Le taux de viabilité de leurs semences est faible de même que leur taux de germination (Kettenring et Galatowitsch 2011). Par contre, elles se réimplantent bien en tourbières par transplants (Cooper et MacDonald 2000) et par rhizomes (Graf 2008), bien que ces derniers puissent être sensibles à la dessiccation (Budelsky et Galatowitsch 2004). Les *Carex* sont d'ailleurs des espèces qui se propagent et se multiplient majoritairement par croissance clonale ou végétative. La technique de semis assure toutefois une plus grande diversité génétique du site restauré que les rhizomes ou les transplants (Falk *et al.* 2006), tout en requérant moins de temps et de ressources financières (Kettenring et Galatowitsch 2011). L'établissement des semis sera cependant influencé par les conditions du substrat près des mares et la présence ou non d'un tapis muscinal.

Plusieurs auteurs soulignent l'importance de substrat exposé pour assurer la germination de semences (Kotorova et Leps 1999; Roth *et al.* 1999; Bullock 2000; Poschlod et Biewer 2005). Il arrive d'ailleurs que le recrutement d'espèces de milieux humides introduites par semis soit meilleur sur des zones dépourvues de végétation bien établie (Roth *et al.* 1999; Kettenring et Galatowitsch 2011). Ainsi, dans l'expérience de restauration des rives décrite au chapitre 2, la germination de semences stratifiées de certaines espèces récalcitrantes a été plus faible sur un tapis fragmenté de sphaignes que sur tourbe nue, notamment pour *Carex pauciflora* et *Scheuchzeria palustris* ainsi que pour *Rhynchospora alba* et *Eriophorum virginicum* sur des substrats plus secs, des résultats appuyés par l'étude de Landry (Landry 2010). Ces espèces sont en effet reconnues pour leurs exigences particulièrement strictes en termes de luminosité et de températures en phase de germination et d'établissement (Budelsky et Galatowitsch 1999; Leck et Schütz 2005). L'ombre créée par la paille, présente dans les premiers stades de restauration et nécessaire au bon développement des bryophytes, pourrait expliquer les plus faibles taux d'établissement des plantules d'herbacées dans les expériences sur le terrain (Jurik *et al.* 1994; Price *et al.* 1998); voir chapitre 2). De plus, un niveau d'eau adéquat doit exister en surface pour permettre l'imbibition des semences puis l'émergence des plantules, sans toutefois qu'elles soient inondées puisque les semences doivent être en présence d'oxygène et de lumière au-delà de certains seuils pour briser leur dormance (Baskin et Baskin 2000). Le rapport rouge / rouge lointain doit être élevé (Schütz et Rave 1999) et les températures au niveau du sol doivent être variables pour initier la germination mais demeurer entre 20 et 30°C (Shiple et Parent 1991). Une fois émergées, les plantules d'espèces de milieu humide restent sensibles aux stress potentiels de leur environnement, comme la dessiccation ou l'anoxie, ou encore le manque d'accès à la lumière pouvant être causé par la compétition interspécifique (Peterson et Baldwin 2004; Fenner et Thompson 2005).

La présence d'un paillis ou d'un couvert muscinal peut entraîner l'interception du rayonnement solaire. Toutefois, l'introduction de sphaignes combinée à la paille fait partie intégrante de tout projet de restauration en tourbière, puisque les sphaignes constituent les espèces-clés qui relancent les fonctions d'accumulation propres à ces écosystèmes (Rocheport 2000). La présence de bryophytes sur les rives de mares est donc inévitable. Quant à la paille, elle est essentielle à la survie des propagules, du moins pendant la phase

d'établissement des premières années (Price *et al.* 1998). Dans un tel contexte, la fenêtre temporelle des semis d'herbacées pourrait alors être décalée en fonction du stade de restauration du tapis de bryophytes et du niveau de décomposition de la paille. Pour ce qui est des espèces associées aux bords de mares, Landry (2010) recommande de faire les semis sur des tapis bien établis de sphaignes, puisque les taux de germination et de croissance des plantules y sont généralement meilleurs que sur tourbe nue lorsque le niveau d'eau est près de la surface. Toutefois, les conditions microclimatiques favorisant la germination ne seront pas nécessairement celles favorisant le développement et la croissance des plantules (Isselstein *et al.* 2002). Le stade de restauration des tapis doit donc être pris en compte pour évaluer le succès d'établissement des semis, en considérant à la fois la germination et la croissance.

Les conditions microclimatiques influençant les graines et les plantules seront modifiées non seulement par un couvert de paille mais aussi à une échelle plus fine, à l'intérieur même du tapis de bryophytes. La morphologie et le mode de croissance propre à chaque espèce de bryophytes change la structure spatiale du tapis et ses propriétés, comme le niveau d'humidité qui y est maintenu, sa porosité aux rayons lumineux ou sa capacité à laisser pénétrer les graines. Par exemple, l'hépatique *Cladopodiella fluitans*, une espèce qui se trouve fréquemment aux abords des mares, est constituée de tiges filamenteuses très fines mais nombreuses qui forme des colonies denses (Gauthier 1980) dont la surface est rugueuse et compacte, peu perméable aux semences de fortes tailles et limitant la pénétration racinaire (Chambers et MacMahon 1994; Landry 2010). Les sphaignes ont de leur côté des modes de croissance distincts entre les espèces, qui forment des tapis ayant leurs attributs propres. Par exemple, *Sphagnum magellanicum* est une espèce de la section *Sphagnum* au port robuste et dressé, possédant un bon taux de croissance : elle forme des tapis structurés et largement poreux où les semences peuvent être enfouies de quelques centimètres sous les *capitula*. La luminosité s'y trouve réduite mais l'humidité relative augmentée. Quant à *S. cuspidatum*, elle fait partie de la section *Cuspidata* dont les espèces sont connues pour croître horizontalement par étalement et recouvrir rapidement mais superficiellement les surfaces, notamment au pourtour des mares (Joosten 1995). Les tapis lâches ainsi formés permettraient aux semences d'avoir davantage de contact avec le substrat sous-jacent et d'être plus facilement atteintes par les rayons lumineux. Ainsi, le

type de bryophytes composant les lits de semences devrait affecter le nombre de microsites favorables aux semis, que ce soit au stade de graine ou de plantule (Hörnberg *et al.* 1997; Gunnarsson et Rydin 1998; Rydin *et al.* 2006).

Objectif et hypothèses

Cette expérience évaluera le type de lit de semences favorisant l'établissement de quatre espèces d'herbacées récalcitrantes à la restauration par la technique de transfert muscinal, soit *Carex limosa*, *C. magellanica*, *C. oligosperma* et *Scheuchzeria palustris*. Les espèces n'ayant pas montré suffisamment de potentiel pour la restauration au cours de précédentes expériences (telle *C. pauciflora*, une espèce peu productive en semences et dont les taux de germination étaient sous les 10%) ou possédant au contraire de bonnes capacités de régénération (*Eriophorum virginicum* et *Rhynchospora alba*) ont été écartées de l'étude. Plus spécifiquement, l'étude vise à vérifier 1) si les espèces d'herbacées récalcitrantes s'établissent mieux sur un couvert de bryophytes formant un tapis bien établi plutôt que fragmenté et 2) si l'espèce de bryophyte composant le lit de semences pourrait avoir une influence sur la germination et la croissance de plantes herbacées.

L'hypothèse avancée est que la germination et la croissance de quatre espèces de plantes vasculaires récalcitrantes (*Carex limosa*, *C. magellanica*, *C. oligosperma*, et *Scheuchzeria palustris*) seront avantagées sur des tapis de sphagnes par rapport à un tapis d'hépatiques puisque les semis bénéficieront d'un microenvironnement protecteur favorable à leur croissance. Les tapis formés de *Sphagnum cuspidatum* favoriseront davantage l'établissement des semis que *S. magellanicum* étant donné la différence de structure des tapis : ceux formés de *S. cuspidatum*, étant plus poreux à la lumière. Enfin, la germination et la croissance des plantules seront également meilleurs sur des tapis bien établis où la végétation est continue qu'à un stade précoce de restauration, où les bryophytes sont encore sous forme de fragments recouverts par de la paille, car cette dernière risque d'intercepter la lumière.

3.2 Matériel et méthodes

3.2.1 Description du site de l'étude

L'expérience s'est déroulée dans une tourbière ombrotrophe située à Shippagan, dans le nord-est de la péninsule du Nouveau-Brunswick (47°40' N, 64°43' O) sur une période de trois mois (entre le 15 mai et la 15 août 2010). La température moyenne annuelle, enregistrée à la station météorologique de Bathurst entre 1971 et 2000, est de 4,5°C, avec des moyennes de -11,1°C et 19,3°C pour les mois de janvier et de juillet respectivement. Les précipitations annuelles atteignent 1058,6mm, dont 70 % sous forme de pluie (Environnement Canada 2011). Les activités de récolte de tourbe impliquant la coupe manuelle par blocs, maintenant abandonnées, ont laissé une alternance de terre-pleins surélevés et de tranchées au microclimat plus humide. Le débit d'eau évacuant le site est contrôlé au moyen d'une digue, ce qui permet de maintenir un niveau d'eau près de la surface dans les tranchées durant la saison estivale (voir le rapport de Campeau *et al.* (2004) pour une description détaillée du site). Trois anciennes tranchées de récolte ont été sélectionnées pour y installer six bassins de culture ceinturés d'eau. Ceux-ci font toute la largeur des tranchées (18 m) et s'étendent sur 2 m. Des tapis de bryophytes typiques des bords de mares et présentant un potentiel pour la restauration y ont été installés en 2007 et 2010 par la méthode de transfert muscinal (Rocheffort *et al.* 2003). Ils ont servi de lit de semences dans le cadre de cette expérience.

3.2.2 Matériel végétal

Les sphaignes utilisées pour constituer les lits de semences ont été récoltées à la main dans les secteurs naturels de la tourbière de Shippagan peu avant leur transfert. L'hépatique *Cladopodiella fluitans* fut récoltée à la tourbière de St-Charles-de-Bellechasse (Québec, 46° 46' N, 71° 00' O) près de mares naturelles où elle formait des tapis denses qui furent découpés sur toute leur épaisseur puis conservés dans des sacs de plastique et réfrigérés jusqu'à leur transfert sur le site d'étude de Shippagan.

Quatre espèces d'herbacées récalcitrantes à la restauration par transfert muscinal furent testées, soient *Carex limosa*, *C. magellanica*, *C. oligosperma* et *Scheuchzeria palustris*. Les infrutescences matures de chaque espèce furent récoltées entre le 30 août et le 15

septembre 2009 près de mares de plusieurs tourbières de l'est du Canada, puis entreposées dans des sacs de papier, séchées à l'air libre pendant 4 mois, et enfin séparées manuellement des hampes florales et des débris végétaux. Les semences de chaque espèce –avec et sans périgyne– furent ensuite placées par groupes de 100 dans des plats de pétri, stratifiées sur sable humide à 4 °C pour trois mois, du 1^{er} mars au 1^{er} juin 2010, puis soumises à un test de viabilité par un test au tétrazolium (Grabe, 1970 ; Tableau 6).

Tableau 6 – Viabilité des semences utilisées pour l'expérience d'établissement des quatre espèces associées aux bords de mares, estimée par un test de tétrazolium pour un lot de 100 graines par espèce.

Espèces herbacées	Viabilité (%)
<i>Carex limosa</i>	37
<i>C. magellanica</i>	21
<i>C. oligosperma</i>	33
<i>Scheuchzeria palustris</i>	59

3.2.3 Traitements et design expérimental

Six types de lits de semences ont été utilisés pour tester l'établissement de plantules d'herbacées, selon un plan en blocs complets aléatoires, avec six répétitions. Les six bassins de culture constituaient les blocs, alors que les unités expérimentales (UE) étaient des cylindres en treillis de 18 cm de diamètre insérés dans la tourbe de chacun des types de lits de semences à l'intérieur d'une aire minimale de 1 m x 1 m. L'expérience factorielle choisie comprenait 2 facteurs. Le premier facteur, l'espèce composant le lit de semences, comptait 3 niveaux : *Cladopodiella fluitans*, *Sphagnum cuspidatum* ou *S. magellanicum*. Le second facteur testé, soit le stade de restauration des lits de semences, comprenait 2 niveaux : un tapis « bien établi » de 3 années et un tapis « en fragments » formé de diaspores réintroduites l'année même des semis. Ce modèle permettait de vérifier l'effet de chaque facteur individuellement ainsi que la possibilité d'interaction entre ceux-ci. Les semences des quatre espèces de plantes vasculaires ont été introduites séparément (une espèce par cylindre) et distribuées aléatoirement au sein de chaque UE.

3.2.4 Mise en place des traitements

En 2007, la végétation installée spontanément dans les anciennes tranchées de récolte en plus de 40 ans d'abandon a été retirée pour permettre la réintroduction de trois espèces de

bryophytes par ensemencement manuel. On a ainsi formé des tapis purs de 4 m par 2 m de *Sphagnum cuspidatum*, *S. magellanicum* et *Cladopodiella fluitans*. Les pourcentages de recouvrement par les bryophytes pour ces tapis étaient de 100 %. En plus des ces tapis bien établis, des lits de semences de 1 m par 1 m composés de fragments des même espèces de bryophytes ont été réintroduits en mai 2010 selon la même technique, soit 1 mois avant le début de l'expérience. Ces lits ont été localisés aléatoirement entre les lits de semences bien établis de 3 ans, également situés dans les anciennes tranchées de récolte. Pour ce faire, toute végétation a été retirée, la surface a été uniformisée au râteau puis légèrement compactée à l'aide de planches. Les sphaignes furent transférées manuellement dans un ratio de 1 m² pour 10 m². Quant à *C. fluitans*, des fragments d'environ 2 cm par 2 cm ont été étirés à la main avant d'être appliqués dans un ratio plus élevé, soit de 1 m² pour 4 m², puisque cette espèce a un taux de croissance plus lent. Les pourcentages de recouvrement par les bryophytes de ces lits de semences au stade de fragments étaient d'environ 50 %. Une couche de paille protectrice fut appliquée sur les bryophytes (1000 kg/ha). Le ratio était allégé de 50 % par rapport à la quantité recommandée (Rochefort *et al* 2003) puisqu'il s'agissait d'une zone très humide moins susceptible à la dessiccation et nécessitant donc moins de protection. Par ailleurs, ceci augmentait l'exposition des semences à la lumière. Un filet de plastique à larges mailles a ensuite été installé pour limiter le déplacement de la paille par le vent et pour maintenir le couvert lors d'inondations. Enfin, des cylindres de 18 cm de diamètre faits d'une bande de plastique trouée (hauteur de 20 cm) recouverte d'un fin moustiquaire (mailles < 1 mm) furent insérés de 10 cm dans le substrat (Figure 13). Les cylindres furent utilisés comme structures de contention pour les semis des quatre espèces d'herbacées. Ils permettaient de laisser passer la lumière de même que l'eau, lors de pluies ou de hausses du niveau de l'eau, tout en empêchant la dispersion des graines.

3.2.5 Collecte des données

Le 1er juin 2010, 100 graines de chacune des quatre espèces d'herbacées sélectionnées furent semées séparément dans chaque cylindre (UE). Un suivi de germination par comptage fut effectué 2 fois par mois, de juin à août, pour toutes les UE et pour chaque espèce. Un décompte des plantules ayant survécu fut effectué après deux mois et demi, à la

fin de l'expérience (14 août 2010) et leur longueur fut mesurée (15 échantillons choisis au hasard par UE et par espèce) afin d'estimer leur croissance (précision de 5 mm).



Figure 13 – Exemple de cylindres disposés au sein des différents types de lit de semences, chacun représentant une unité expérimentale où 100 graines de chacune des quatre espèces d'herbacées furent semées individuellement.

3.2.6 Variables environnementales

La teneur en eau de la tourbe fut mesurée à la fin de l'expérience, soit après deux mois et demi, directement à partir d'un lecteur électronique (Campbell Scientific 21X Micrologger WET sensor, Campbell Scientific, Inc). Quatre lectures furent prises par lit de semences (n=6 pour chaque type de lit de semences) au court de la même journée (le 14 août 2010).

La profondeur de la nappe phréatique a été mesurée au moins 1 fois aux 2 semaines, entre les mois de juin et d'août 2010, par le biais de puits d'observation d'un mètre (tuyaux de PVC de 10 cm de diamètre perforés sur leur longueur), enfoncés à 65 cm dans la tourbe.

Trois puits par bassin ont été installés et répartis sur toute la largeur. La nappe phréatique moyenne pour tous les bassins de culture se situait à 8 ± 5 cm sous la surface. L'eau s'est maintenue dans les 10 premiers centimètres durant le premier mois et demi suivant l'ensemencement des UE pour atteindre son niveau le plus bas à la fin de l'expérience (14 août), soit 2 mois et demi après le début de l'expérimentation (-25 ± 7 cm, figure 14).

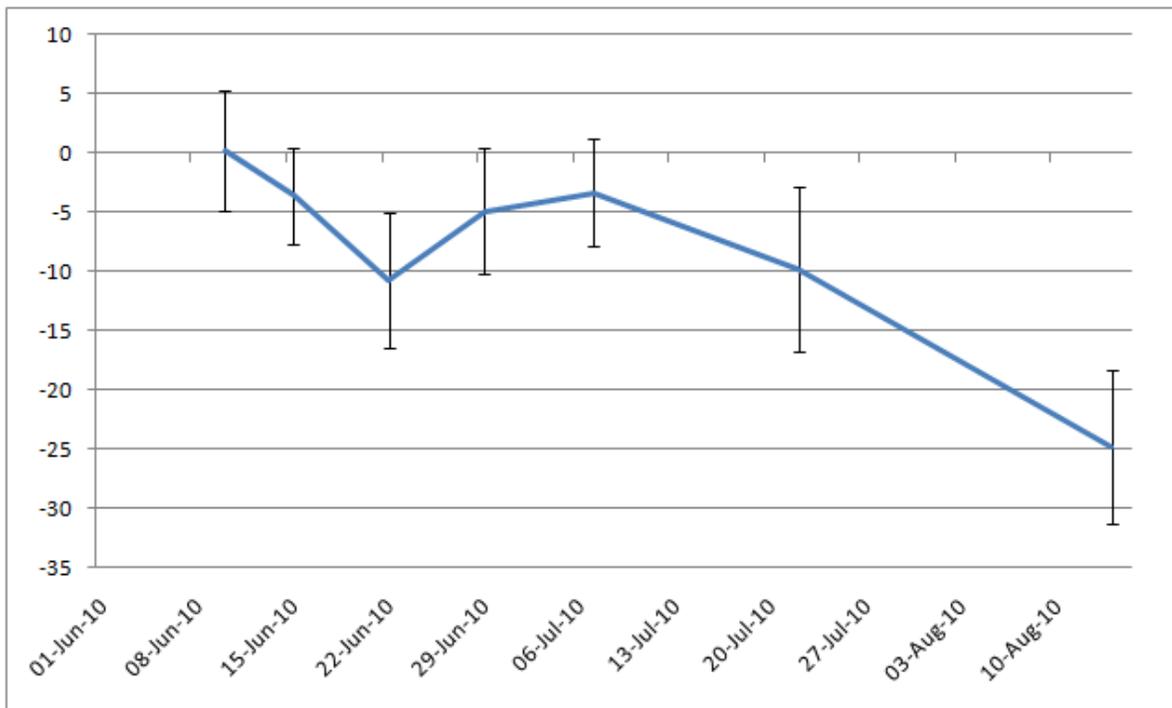


Figure 14 – Moyennes des profondeurs de nappe phréatique (cm) pour l'ensemble des bassins de culture pour la période de juin à août 2010 (n=6).

3.2.7 Analyses statistiques des données

Chaque espèce semée a été traitée individuellement pour les analyses statistiques et deux variables ont été analysées (germination et croissance). Les variables ont été analysées à l'aide d'ANOVA à 2 voies en plan à blocs complets (espèce de bryophyte, stade), pour un total de 6 traitements. *Carex oligosperma* n'ayant pas germé à des taux satisfaisant, aucun test statistique n'a pu être réalisé sur cette espèce. La teneur en eau volumétrique de la tourbe a également été analysée à l'aide d'ANOVA à 2 voies en plan à blocs complets.

Les analyses statistiques de germination (après deux mois et demi) ont été réalisées en utilisant la procédure GLM du logiciel SAS (version 9.2, SAS Cary, NC, USA, ©2010) alors que les analyses de croissance ont été réalisées en utilisant la procédure MIXED de ce même logiciel étant donné la variabilité des données et du nombre d'échantillons par unité expérimentale. Dans tous les cas, le niveau de signification a été établi à $p < 0,05$. Les données ont aussi été testées pour l'homogénéité de la variance et la normalité de leurs résidus et, lorsque nécessaire, les données ont subi une transformation racine carrée (si nécessaire, indiqué dans les tableaux).

Dans le cas d'un effet simple significatif, les différences entre les traitements ont été déterminées à l'aide de la procédure LSMEANS, alors qu'en présence d'une interaction significative entre deux facteurs, nous avons d'abord employé l'option SLICE de l'énoncé LSMEANS pour fixer les niveaux du premier facteur afin de tester le second, et ainsi cerner les différences entre chaque traitement.

3.3 Résultats

3.3.1 *Carex limosa*

La germination de *Carex limosa* est survenue principalement dans les 5 premières semaines suivant les semis, puis le nombre de plantules est demeuré stable à partir de la mi-saison, sauf pour les lits de sphaignes en fragments où le nombre de plantules a légèrement décliné (après 30 jours, soit le 7 juillet, Figure 15). Les taux de germination étaient similaires sur tous les types de lit de semences à la fin de la saison de croissance ($14 \pm 3\%$ en moyenne, Tableau 7). La longueur moyenne des plantules a, quant à elle été influencée à la fois par l'espèce formant le lit de semences et par le stade de développement de ces lits de semences (Tableau 10). L'élongation des semis a été meilleure sur les lits de semences au stade de fragments recouverts de paille ($5,0 \pm 0,2$ cm) que sur les lits dont les tapis étaient bien établis ($4,4 \pm 0,2$ cm, Figure 16b). L'espèce de bryophyte ayant le plus avantage la croissance de *C. limosa* est *Sphagnum magellanicum*, avec une longueur moyenne de $5,0 \pm 0,2$ cm, alors que *Cladopodiella fluitans* est celle où l'élongation était la plus faible ($3,5 \pm 0,1$ cm). La croissance était intermédiaire pour *S. cuspidatum* ($4,2 \pm 0,2$ cm, Figure 16a).

Tableau 7 – ANOVA à deux voies selon un plan en blocs complets aléatoires pour évaluer l'effet de l'espèce de bryophyte composant un lit de semences et du stade de restauration de ce dernier sur le taux de germination (après 2 mois et demi) de 3 espèces de plantes herbacées. Les valeurs en caractères gras soulignent les différences significatives, $P < 0.05$.

Source de variation	d.l.	Nombre de plantules					
		<i>Carex limosa</i>		<i>Carex magellanica</i>		<i>S. palustris</i>	
		F	P > F	F	P > F	F	P > F
Bloc	5						
Espèce de bryophyte	2	0.48	0.627	2.23	0.130	9.79	0.001
Stade de restauration	1	0.28	0.601	0.23	0.633	1.13	0.230
Espèce * Stade	2	1.11	0.347	0.06	0.943	2.79	0.083
Erreur	24						
Total	35						

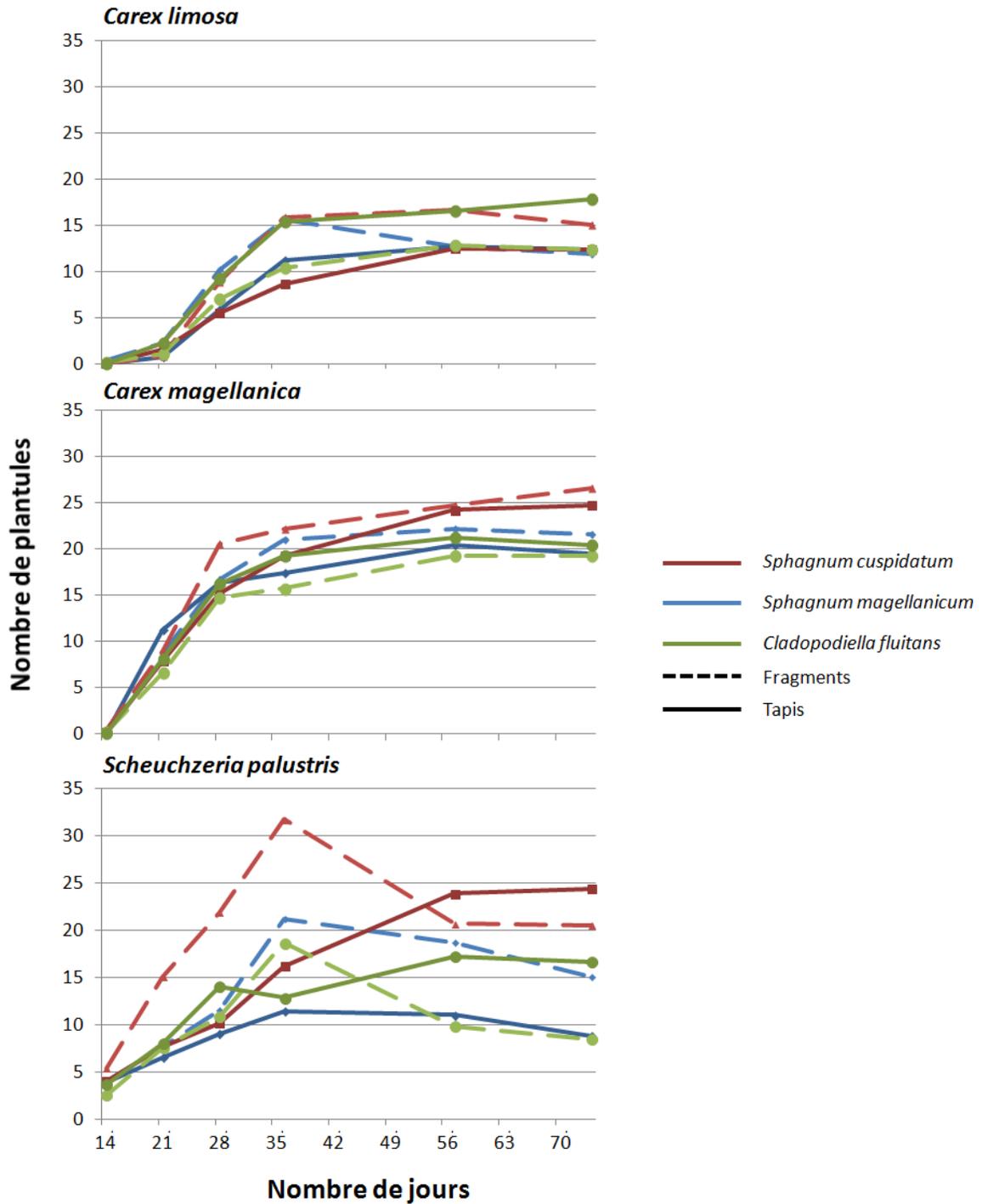


Figure 15 – Pourcentage de germination en fonction du nombre de jours écoulé depuis les semis pour des lots de 100 semences de trois espèces d’herbacées. Les mesures se sont échelonnées sur 2 mois, entre le 15 juin et le 14 août. Les lignes hachurées représentent les lits de semences sous forme de fragments, alors que les lignes pleines représentent les tapis bien établis.

Tableau 8 – ANOVA à deux voies selon un plan en blocs complets aléatoires pour évaluer l'effet de l'espèce de bryophyte composant un lit de semences et du stade de restauration de ce dernier sur la croissance en longueur des semis (après 2 mois et demi) de 3 espèces de plantes herbacées (*S. palustris* : *Scheuchzeria palustris*). Les valeurs en caractères gras soulignent les différences significatives, $P < 0.05$.

Longueurs des plantules (cm)							
Transformation	d.l.	<i>Carex limosa</i>		<i>Carex magellanica</i>		<i>S. palustris</i>	
		Sqrt		Sqrt		–	
Source de variation		F	P > F	F	P > F	F	P > F
Bloc	5						
Espèce de bryophyte	2	14.37	<.001	18.53	<.001	29.09	<.001
Stade de restauration	1	42.22	<.001	23.54	<.001	4.35	0.048
Espèce * Stade	2	2.96	0.072	7.69	0.003	5.78	0.009
Erreur	24						
Total	35						

– : aucune transformation requise

sqrt : transformation racine carré

3.3.2 *Carex magellanica*

L'émergence des *Carex magellanica* est survenue lors des 4 premières semaines. Aucune mortalité des plantules n'a été observée par la suite, et ce sur tous les types de lits de semences, peu importe leur stade de restauration (Figure 15). La germination de cette espèce fut similaire sur tous les types de lit de semences (22 ± 3 % en moyenne, Tableau 7). L'effet du stade de restauration sur l'élongation des plantules variait en fonction du type de lit de semences (Tableau 10). La croissance des plantules a été plus rapide sur les lits de semences au stade de fragments lorsque composé de *Cladopodiella fluitans* ou *Sphagnum cuspidatum* (Figure 15). La croissance maximale des plantules a été observée sur les lits de *S. cuspidatum* en fragments ($6,1 \pm 0,2$ cm) et sur les lits de *S. magellanicum* peu importe le stade de développement ($5,9 \pm 0,2$ cm; Figure 16c).

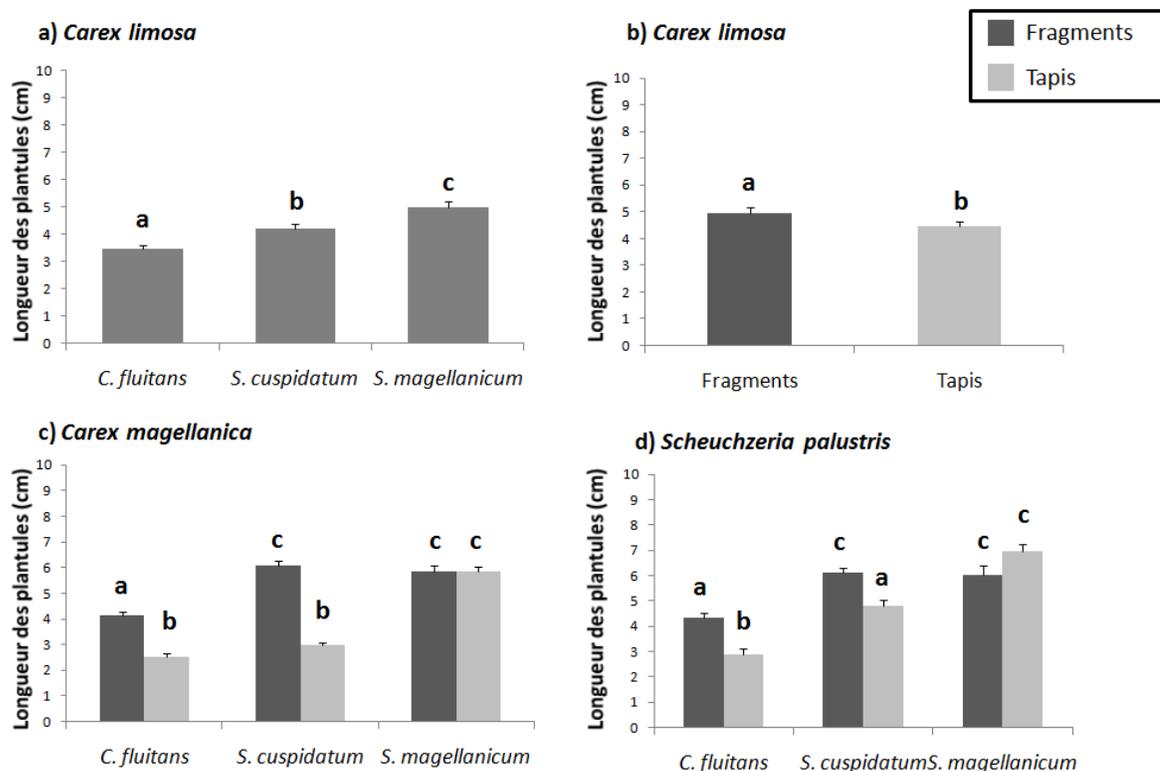


Figure 16 – Élongation des plantules (cm) de trois espèces d'herbacées récalcitrantes établies sur des lits de semences formés de trois espèces de bryophytes (*Cladopodiella fluitans*, *Sphagnum cuspidatum* ou *Sphagnum magellanicum*) selon deux stades de restauration des lits (récemment restaurés au stade de fragments, ou bien établis formant des tapis continus). Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements ($P = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'erreur-type.

3.3.3 *Scheuchzeria palustris*

La germination de cette espèce fut particulièrement rapide sur les lits récemment restaurés de *Sphagnum cuspidatum*, mais le nombre de plantules a décliné par la suite, si bien que les taux de germination finaux ont rejoint ceux des tapis bien établis (Figure 15). L'évaluation du nombre final de plantules ayant survécu révèle que seule l'espèce de bryophytes formant les lits de semences a joué un rôle sur l'établissement des plantules de *S. palustris*, le stade de restauration n'ayant pas influencé l'établissement de cette espèce (Figure 17, Tableau 9). La germination la meilleure a été observée sur les lits de *S. cuspidatum* ($22 \pm 3\%$), alors que les taux de germination pour les 2 autres bryophytes étaient comparables et beaucoup plus faibles ($12 \pm 3\%$ sur des lits d'hépatique et $13 \pm 3\%$ sur des lits formés de *S. magellanicum*).

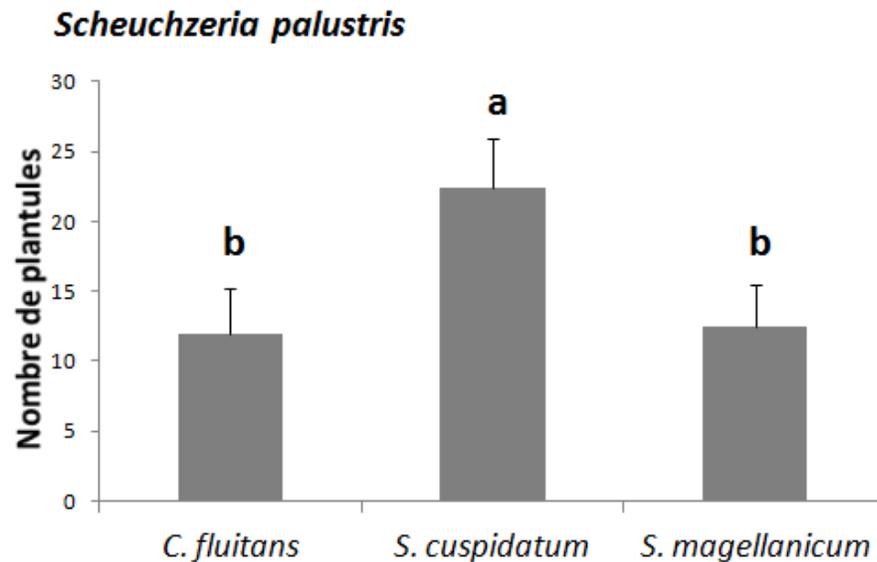


Figure 17 – Pourcentage de germination (%) chez *Scheuchzeria palustris* sur des lits de semences formés de trois espèces de bryophytes (*Cladopodiella fluitans*, *Sphagnum cuspidatum* ou *Sphagnum magellanicum*) selon deux stades de restauration des lits (récemment restaurés au stade de fragments, ou bien établis formant des tapis). Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements ($P = 0,05$) Les barres d'erreur représentent l'erreur-type.

Tout comme pour *Carex magellanica*, la croissance a été affecté par le stade de développement des lits de semences seulement lorsque composés de *Cladopodiella fluitans* ou *Sphagnum cuspidatum*. Les plantules de *Scheuchzeria palustris* étaient 28 % plus longues sur des lits de *S. cuspidatum* récemment réintroduits (encore en régénération) que sur des lits bien établis. La même tendance a été observée sur des lits de *C fluitans* encore à un stade de restauration récent, où les plantules étaient près de 50 % plus longues que sur les lits bien établis. La meilleure croissance est survenue sur des lits de semences composés de *S. magellanicum*, peu importe leur stade de restauration, où les plantules avaient plus de 2,3 fois la longueur de celles ayant été semées sur les lits d'hépatiques bien établis, équivalent au pire traitement (Figure 16d, Tableau 8)

3.3.4 Données environnementales

La teneur en eau par volume (θ) de la tourbe à 15 cm de profondeur était similaire entre tous les traitements (moyenne de $66,4 \pm 0,9$ %), sauf pour les tapis bien établis de *Sphagnum magellanicum* où la θ était inférieure d'environ 10 % (Tableau 9, Figure 18).

Tableau 9 – ANOVA à deux voies selon un plan en blocs complets aléatoires pour évaluer l'effet de l'espèce de bryophyte composant un lit de semences et du stade de restauration de ce dernier sur la teneur en eau volumétrique du substrat (%). Les valeurs en caractères gras indiquent les différences significatives, $P < 0.05$.

Source de variation	d.l.	Teneur en eau volumétrique (%)	
		F	P > F
Bloc	5		
Espèce de bryophyte	2	3.59	0.043
Stade de restauration	1	10.61	0.003
Espèce * Stade	2	6.77	0.005
Erreur	24		
Total	35		

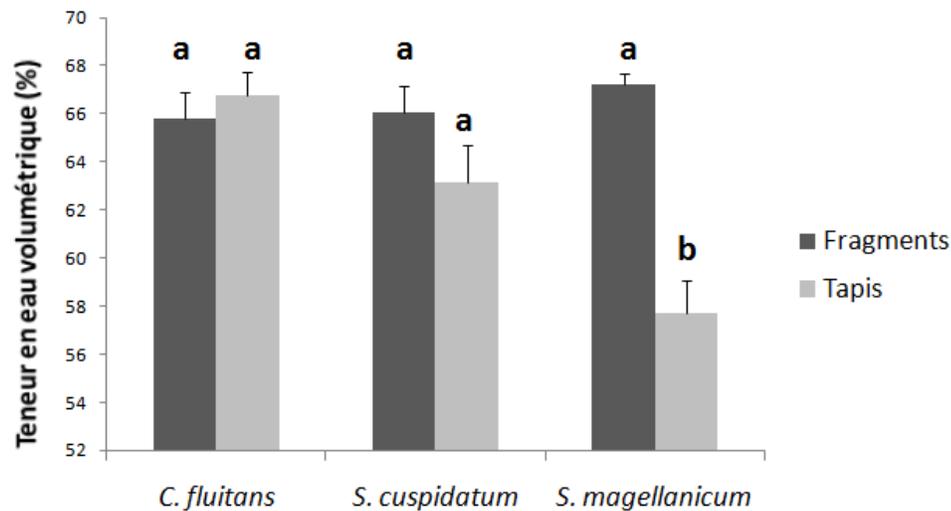


Figure 18 – Teneur en eau volumétrique (%) des lits de semences formés de trois espèces de bryophytes (*Cladopodiella fluitans*, *Sphagnum cuspidatum* ou *Sphagnum magellanicum*) selon deux stades de restauration des lits (récemment restaurés au stade de fragments, ou bien établis formant des tapis). Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements ($P = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'erreur-type.

3.4 Discussion

Germination

L'établissement des trois espèces de cypéracées fut semblable sur tous les types de lits de semences, indépendamment de l'espèce qui le composait et du stade de restauration. *Carex limosa* a eu des taux d'établissement quelque peu supérieurs à ceux obtenus lors d'une expérience en serre (14 % comparativement à 9 %, Landry 2010). Quant à *C. magellanica*, elle a eu les taux d'établissement moyens les plus élevés parmi les espèces de cypéracées (22 %) de même que comparé aux taux de l'expérience décrite au chapitre 2. Le microenvironnement créé par la paille n'a donc pas eu d'impact négatif sur les semis des deux espèces de cypéracées. Pourtant, les semences de *Carex* sont connues pour être affectées par le manque de lumière (Jurik *et al.* 1994; Schütz et Rave 1999; Kettenring *et al.* 2006), particulièrement les semences de petite taille qui exigent davantage de luminosité pour parvenir à germer (van Tooren et Pons 1988). La paille était probablement présente en quantité insuffisante pour intercepter une quantité critique de radiations solaires, ce qui expliquerait l'absence de réponse des semis sur des lits récemment restaurés. L'établissement similaire entre les espèces de bryophytes montre que les différences de structure entre les tapis n'ont pas joué de rôle sur l'initiation de la germination. L'interception lumineuse par les bryophytes ne semble donc pas avoir été suffisante pour limiter l'établissement des semis. Pourtant, certains auteurs ont noté que le type de bryophytes composant les lits de semences avait une influence sur la texture de celui-ci et sur le nombre de microsites favorables à la germination des graines (Hörnberg *et al.* 1997; Gunnarsson et Rydin 1998; Rydin *et al.* 2006). Possiblement que le niveau d'eau élevé maintenu au cours de cette expérience a atténué l'effet des différences granulométriques entre les types de surfaces (Keddy et Constabel 1986).

Scheuchzeria palustris a eu des taux de survie de 16 %, soit plus de 3 fois ceux obtenus lors de l'expérience décrite au chapitre 2 (5 %) où elle avait montré une sensibilité accrue à la dessiccation ($7,5 \pm 1,9$ % en zone humide comparativement à $1,0 \pm 0,3$ % en zone sèche). Les conditions d'humidité du substrat des bassins de culture (65 %) étaient effectivement semblables à celles de la zone située la plus près des mares, lors de l'expérience précédente (69,8 %). L'expérience en serre menée par Landry (2010) avait résulté en une germination

plus importante et plus rapide sur un substrat saturé d'eau, particulièrement sur des substrats de tourbe nue. Dans notre étude, ces conditions étaient réunies sur les lits au stade de fragments où des espaces de tourbe à nue abondaient : *S. palustris* y a germé rapidement et davantage que sur les autres tapis. Par contre, on remarque ensuite que le nombre de plantules a décliné. Malgré le fait que les taux de croissance racinaire de cette espèce ne soient pas documentés, on peut croire que les semences de *S. palustris* auraient bénéficiées de bonnes conditions d'humidité pour initier la germination, mais que peu de plantules auraient développé des racines suffisamment longues pour leur permettre de survivre lorsque soumises à des conditions du substrat plus sèches. Contrairement aux *Scheuchzeriaceae*, les *Cyperaceae* seraient pour leurs parts moins dépendantes de l'humidité du substrat puisqu'elles produisent des plantules aux racines plus longues et fines, un trait lié à la taille de leurs graines. Les résultats de Campbell (2002) indiquent en effet que les espèces à petites semences produisent des plantules dont les racines sont plus longues en comparaison des espèces à larges semences, tout en ayant un ratio biomasse racinaire versus biomasse aérienne plus élevé, les rendant par conséquent plus résistantes à la dessiccation.

Le lit de semence composé de *Sphagnum cuspidatum* est celui ayant le plus favorisé l'établissement de *Scheuchzeria palustris*. Pour cette espèce seulement, l'hypothèse de départ selon laquelle la germination serait plus grande sur *S. cuspidatum* que sur les autres bryophytes est confirmée. La structure des tapis formés par cette espèce, lâches et rampants, aurait maximisé le rayonnement solaire et l'humidité pour ainsi favoriser la germination. Il se peut également que les lits de semences composés de *S. cuspidatum* aient réduit la mortalité des plantules, probablement en maintenant un niveau d'humidité adéquat, à l'inverse des tapis composés de *Cladopodiella fluitans*. *S. palustris* étant l'herbacée la plus sensible à la dessiccation des trois espèces testées (chapitre 2), ce serait donc la seule qui réagirait en fonction du type de tapis de bryophytes formant les lits de semences.

Croissance

Bien que la germination des espèces n'ait pas été influencée par le stade de restauration des lits de semences, ce facteur a joué un rôle sur leur croissance, chacune des espèces ayant eu

une meilleure croissance en longueur sur les lits récemment restauré, encore au stade de fragments. Ceci va à l'encontre de notre hypothèse de départ, et pourrait s'expliquer par la présence de tourbe entre les fragments de bryophytes. En effet, le pourcentage initial de recouvrement par les bryophytes avait été estimé à 50%, ce qui laissait la moitié de la surface sur tourbe nue. Il a été montré par Landry (2010) que les semences de *Carex limosa* et *C. magellanica* germent plus rapidement sur la tourbe nue. Les plantules émergées hâtivement auraient ainsi pu bénéficier d'un nombre de jours de croissance supérieur, résultant en une plus longue élongation à la fin de la saison estivale. D'autre part, dans notre étude, la microtopographie de surface des lits récemment restaurés était plus uniforme, ce qui augmente les chances d'avoir une imbibition suffisante pour initier la germination (Collis George et Hector 1966), et ainsi assurer un développement plus rapide des plantules.

Les lits de semences composés de sphaignes ont particulièrement favorisé l'élongation des plantules comparativement aux lits de semences formés de *Cladopodiella fluitans*, ce qui rencontre notre hypothèse de départ. Les conditions microclimatiques à l'intérieur de ces tapis favoriseraient ainsi une meilleure croissance des plantes vasculaires. Il a d'ailleurs été montré que la structure des tapis affecte l'épaisseur de la couche limite à la surface de ceux-ci et influence les taux d'évaporation à l'intérieur des tapis, et que ces caractéristiques varient entre les bryophytes (Rice *et al.* 2001). Il serait par conséquent possible que les sphaignes préviennent davantage la dessiccation des jeunes plants que les hépatiques, et que cette différence se manifeste aussi au niveau de l'espèce de sphaignes (Gornall *et al.* 2011). Par ailleurs, les tapis composés de sphaignes n'entraveraient pas la pénétration racinaire, contrairement aux tapis de *C. fluitans* (Chambers et MacMahon 1994).

Les tapis de bryophytes bien établis favorisaient moins la croissance, sauf pour les tapis formés de l'espèce *Sphagnum magellanicum*, où la croissance était similaire aux deux stades de développement. Ces tapis sont pourtant ceux ayant enregistré la plus faible teneur en eau à la surface de tourbe. Ce sont également ceux qui avaient la plus importante croissance verticale : les tapis étaient épais de près de 10 cm par endroits, très poreux puisque les sphaignes de cette espèce ont une architecture de tiges robustes qui laisse des ouvertures dans la structure des tapis. Étant donné que la longueur de la sonde servant à

mesurer l'humidité était courte par rapport à l'épaisseur du tapis de *S. magellanicum* (15 cm versus 10 cm) il est probable qu'elle ait été enfoncée de façon incomplète dans la tourbe sous-jacente aux tiges de sphaignes. Cela expliquerait ainsi pourquoi la teneur en eau était moins élevée pour ce traitement. Par contre, puisque les plantules étaient enracinées dans la tourbe sous-jacente et non pas au sein du tapis de sphaignes (observation personnelle), il se peut que la teneur en eau réellement disponible aux plantules sur les lits bien établis de *S. magellanicum* ne différerait pas des autres traitements. Le microclimat au sein de ce tapis, avec des vents réduits et une humidité relative élevée, a pu réduire les pertes par transpiration des plantules et ainsi avoir un effet facilitant.

Il est par contre possible que les plantules ayant germé dans les tapis de *Sphagnum magellanicum* aient eu une croissance étiolée, sans produire davantage de biomasse. Il arrive que des plantules ayant germé dans un tapis de bryophytes présentent des signes d'étiollement: les tiges sont grêles mais longues, le diamètre des épicotyles est plus petit ainsi que la biomasse plus faible (Parker *et al.* 1997). Leur faible résistance mécanique prédisposerait ces plantules aux perturbations environnementales (McCarthy et Facelli 1990), quoique ce risque serait contrebalancé par le support physique offert par le tapis de bryophytes, du moins temporairement jusqu'à ce qu'elles émergent du tapis. Il a par ailleurs été relevé que le risque de mortalité des plantules par le gel hivernal serait réduit à l'intérieur d'un tapis de bryophytes (Keizer *et al.* 1985; Groeneveld *et al.* 2007). Le rôle des lits de semences devra donc être évalué sur plus d'une année en considérant la biomasse des plantules.

3.5 Conclusion

Les résultats de cette étude montrent que la fenêtre temporelle optimale des semis se situe dans les premiers stades de restauration, au moment où les lits de semences sont encore fragmentés, en régénération et recouverts de paille, du moins pour les lits de *Cladopodiella fluitans* et de *Sphagnum cuspidatum*. Quant aux lits de semences composés de l'espèce *S. magellanicum*, ils constituent un support avantageant l'établissement des semis testés et ce indifféremment de leur stade de restauration. L'application d'un couvert de paille d'une densité de 1000 kg/ha ne nuit pas à l'établissement des semis, au contraire : les lits récemment restaurés présentent de nombreux endroits de tourbe à nue, lesquels accélèrent

la germination et favorisent une meilleure croissance en longueur des plantules. L'implantation de semis dès les premiers stades de restauration comporterait d'autres avantages : les espèces introduites auraient plus de chance de persister dans l'écosystème (Simmers et Galatowitsch 2010), l'invasion par d'autres espèces serait réduite (Iannone *et al.* 2011), et les semis d'espèces récalcitrantes bénéficieraient de l'apport en nutriments issu de la décomposition de la paille (Sottocornola *et al.* 2007). Ceci va également dans le sens d'une expérience de restauration menée sur deux ans dans les Prairies du centre nord américain, où la fenêtre temporelle optimale de semis a été déterminée pour 5 espèces de *Carex* récalcitrantes. Kettenring et Galatowitsch (2011) ont observé que le succès d'établissement de semis était drastiquement plus élevé dans les milieux récemment restaurés que dans les milieux naturels où la végétation formait déjà un tapis bien établi.

L'espèce de bryophyte qui favorise le plus la germination des semences de *Scheuchzeria palustris* est *Sphagnum cuspidatum* alors que les autres cypéracées n'ont pas été influencées par le type de bryophytes composant les lits de semences. La croissance en longueur des trois espèces a été meilleure sur des tapis de sphaignes, et plus encore sur ceux composés de *S. magellanicum*. Cette espèce serait donc à privilégier dans de futures tentatives de restauration de rives de mares où des espèces de *Carex* et de *S. palustris* seraient introduites par semis.

Il sera nécessaire d'évaluer l'effet de différentes densités de paille sur les semis et les tapis de bryophytes avant de recommander la diminution de celles-ci pour les projets de restauration. Le recouvrement par les bryophytes dans les lits récemment restaurés devrait être estimé au cours des prochaines années pour s'assurer de la bonne reprise des fragments de propagules. Il sera de même important de poursuivre un suivi de la survie des plantules lors des prochaines saisons de croissance puisque le gel a une incidence mortelle sur les jeunes plantules de cypéracées (Merrilees *et al.* 1995; Richards *et al.* 1995; Sliva et Pfadenhauer 1999). Rappelons que la trajectoire d'un écosystème restauré peut prendre des directions inattendues (Kellogg et Bridgham 2002; Sarr 2002; Galatowitsch 2008) et qu'un suivi à long terme est souhaitable pour tout projet de restauration (Young *et al.* 2005; Rochefort et Lode 2006; D'Astous 2011).

Chapitre 4

Conclusion générale

Les rives des mares artificielles créées en tourbières récoltées subissent des perturbations importantes, particulièrement entre la ligne des basses eaux et la ligne des hautes eaux. Ces écotones entre milieux lacustre et tourbeux représentent des zones d'intérêt puisqu'ils supportent une diversité végétale unique en tourbière naturelle, d'où la pertinence de se pencher sur cette zone particulière dans les efforts de restauration.

Le présent projet consistait à trouver des méthodes de restauration adaptées aux mares en se concentrant sur l'introduction de plantes typiques de bord de mares. Notre étude indique que le transplant d'éricacées constitue une façon efficace de stabiliser les rives, tout en favorisant la croissance des sphaignes près de la ligne d'étiage. Les deux espèces d'éricacées à l'étude, *Andromeda glaucophylla* et *Vaccinium macrocarpon*, sont parvenues à contrôler le soulèvement de la tourbe dû au gel de plus de moitié, en comparaison avec le témoin. Également, dans la portion basse des rives et sous un couvert d'éricacées, les sphaignes recouvraient une surface 4 fois plus grande que celle sans plante compagne. Cette régénération accrue des sphaignes peut s'expliquer par une protection physique offerte par les arbustes.

Le couvert d'éricacées testé n'a pas eu d'effet sur l'établissement de plantes herbacées introduites sous forme de semences. Comme la densité du couvert était faible (< 25%), il se peut que l'influence des éricacées ait été éclipsée par d'autres facteurs environnementaux. L'éloignement à la ligne d'eau, et par conséquent le degré d'humidité du substrat, a par contre joué un rôle prédominant sur la réponse de germination et sur la croissance des semences, celles-ci bénéficiant, dans leur ensemble, d'un substrat saturé en eau. De plus, cette expérience a montré que la présence d'un tapis de sphaignes récemment restauré était un facteur influençant négativement l'établissement des semis d'espèces herbacées récalcitrantes à la technique de transfert muscinal et associés aux mares de tourbières naturelles.

Les implications possibles pour la restauration amenées par ce dernier point ont fait l'objet d'une étude plus approfondie. Un test de germination des espèces d'herbacées les plus problématiques, soit *Carex limosa*, *C. magellanica*, *C. oligosperma*, et *Scheuchzeria palustris*, a ainsi été mené sur différents types de lits de semences composés de bryophytes. Les résultats de cette expérience, décrite au chapitre 3, indiquent que les tapis de sphaignes récemment restaurés, encore aux stades de fragments et recouverts d'une faible quantité de paille (1000 kg/ha), favorisent l'établissement de plantules d'herbacées et ce, davantage pour les lits de semences composés de sphaignes que pour ceux d'hépatiques (*Cladopodiella fluitans*). Des trois espèces de bryophytes testées, *Sphagnum magellanicum* de la section *Sphagnum* s'est avérée être l'espèce favorisant le plus la croissance des plantules, peu importe le stade de restauration des tapis, ce qui en fait une espèce à privilégier pour la restauration des rives de mares. Les populations de plantes herbacées implantées à partir de semences devront toutefois faire l'objet d'un suivi au cours des prochaines années afin de s'assurer que les mêmes lits de semences jugés optimaux lors de leur première année d'établissement restent favorables à leur survie au cours des années subséquentes.

Ce projet de maîtrise s'est déroulé sur des sites préétablis où les mares créées présentaient certaines contraintes structurelles. Dans le futur, il pourrait être intéressant de varier la forme des mares artificielles intégrées dans les projets de restauration pour éviter certains problèmes identifiés lors de la présente étude. Ainsi, lors de la construction des mares, les côtés à angle droit, plus difficiles à stabiliser, seraient à éviter. L'idéal serait d'agrandir la zone autour des mares où la nappe demeure dans les premiers 20 cm tout au long de la saison de croissance, en créant des rives dont la pente formerait un angle très faible. Afin de bien cibler cette zone, un suivi de l'hydrologie autour des mares devrait se faire sur une durée d'au moins un an. Au printemps, il serait bon de déterminer avec précision la ligne des hautes eaux et, au plus fort de l'été, la ligne d'étiage, puis d'évaluer fréquemment les niveaux de la nappe phréatique dans cette zone, à différentes distances le long des rives des mares. La profondeur de la nappe phréatique fournit un bon indice des conditions d'humidité prévalant à la surface de la tourbe, mais n'est pas suffisante en soi pour les déterminer avec précision. La teneur en eau volumétrique (θ) serait donc intéressante à

mesurer simultanément aux niveaux de nappe pendant la première année, pour ensuite y être corrélée.

La superficie des mares ne devrait pas être trop grande pour éviter la formation de vagues par le vent, et se limiter à environ 150 m². La tourbe excavée pourrait servir à former des andains ailleurs sur le site à restaurer, mais ne devrait pas être laissée près des rives puisque la tourbe plus décomposée possède une plus forte densité apparente et est moins favorable au maintien d'une humidité en surface.

Afin de prévenir l'invasion par des espèces indésirables, limiter l'oxydation de la tourbe et l'érosion autour des mares, il serait bon de végétaliser les rives le plus rapidement possible par des transplants d'éricacées dans un premier temps, en couvrant toute la zone qui subit les fluctuations de niveau d'eau les plus importantes, là où la nappe phréatique demeure près de la surface (< 20 cm). L'andromède, une espèce résistante au stress de transplantation tout comme la canneberge, qui se propage rapidement, sont toutes deux intéressantes à utiliser pour ce type de restauration. Une fois les éricacées bien implantées, après un an, le transfert de sphaignes de la section Cuspidata (telle que *Sphagnum majus* ou *S. cuspidatum*) ou de la section Sphagnum (telle que *S. magellanicum*) pourrait alors se faire entre les arbustes, selon la technique du transfert de fragments de sphaignes. La densité de paille appliquée devrait être moindre que celle utilisée habituellement en restauration de tourbière pour permettre un degré de luminosité adéquat au niveau du sol.

En complément des sphaignes, d'autres espèces préférentielles des mares et des milieux les plus inondés pourraient être intégrées sur les rives par l'introduction de semences, l'année du transfert de sphaignes. L'utilisation de graines préalablement stratifiées en laboratoire (4 mois à 4°C) serait à privilégier et ce au début de l'été, au moment où le niveau d'eau est descendu et où les températures sont suffisamment élevées. Les semis pourraient comprendre des espèces ayant un taux de production de graines élevé (*Eriophorum virginicum*, *Rhynchospora alba*) et d'autres espèces ayant le potentiel de se reproduire par croissance végétative une fois implantée (*Scheuchzeria palustris*, *Carex limosa*, *C. magellanica*). Bien que l'un des avantages amené par l'utilisation de graines pour la restauration soit qu'elles puissent flotter jusqu'à atteindre des microsites appropriés, une certaine contention des semences pourrait être mise en place pour éviter leur dispersion

dans l'eau libre des mares. Le périmètre hors de la zone la plus humide mais susceptible d'être inondé pourrait également bénéficier d'une restauration par transfert de fragments de sphaignes (de la section *Sphagnum* par exemple) et par ensemencement d'herbacées plus tolérantes à la sécheresse (telle que *C. pauciflora*) sans toutefois que des éricacées soient transplanté à cet endroit, dans le but d'éviter de provoquer un assèchement accru du substrat.

Ce projet de recherche a permis de tester deux techniques de restauration des mares de tourbières complémentaire au transfert muscinal – les transplants d'éricacées et l'introduction de semences – et de tirer des conclusions préliminaires sur l'efficacité de ces méthodes. L'effet des éricacées sur la stabilité du substrat de tourbe a été identifié, tout comme le moment adéquat pour l'ensemencement en regard du stade de restauration du tapis de bryophytes. Plusieurs questions restent toutefois en suspend et mériteraient une attention particulière lors de futurs travaux de recherche. Le potentiel de stabilisation du substrat et de contrôle de l'érosion par les éricacées serait intéressant à évaluer de façon plus précise en mesurant, par exemple, la turbidité de l'eau entre des mares aux rives complètement revégétées par des éricacées, et d'autres mares identiques mais sans végétation. L'étendue de la masse racinaire de transplants d'éricacées pourrait faire l'objet de suivi, en lien avec le contenu en eau à différentes profondeurs du profil de tourbe, afin d'estimer l'impact que ces arbustes peuvent avoir sur la quantité d'eau disponible à la végétation environnante. De même, l'étude du microclimat prévalant sous le couvert des éricacées (température, irradiance, humidité relative, θ en surface) serait pertinente à évaluer de façon précise, pour chacune des espèces et en mélange. Différentes espèces d'arbustes, telles que *Myrica gale* ou *Chamaedaphne calyculata*, pourraient également être investiguées. Par ailleurs, la densité optimale de plantation d'éricacées pourraient être déterminée en évaluant, parmi différents pourcentages de recouvrement, celui qui favorise le plus l'implantation des sphaignes tout en ayant un effet positif, sinon nul, sur l'établissement et la croissance de plantules d'herbacées. Pour ce faire, *Eriophorum virginicum* pourrait servir d'espèce-témoin, puisqu'elle semble peu influencée par la présence de sphaignes lorsqu'introduite par semis.

D'autre part, une plus grande diversité d'espèces d'herbacées, incluant des espèces menacées ou vulnérables au Québec telles que *Eleocharis robbinsii*, *Drosera linearis* et *Utricularia geminiscapa*, pourrait être à l'étude pour apporter une valeur ajoutée aux mares artificiellement créées en tourbières. De plus, des techniques de bouturage d'éricacées pourraient être testées afin d'obtenir et de produire éventuellement une quantité suffisante de plants, permettant de s'affranchir d'une collecte de spécimens en milieu naturel. Enfin, des expériences de multiplication par rhizomes de certaines espèces de *Carex* pourraient être entreprises pour pallier le taux de germination très bas.

Liste de références

- Abernethy, B. & I. D. Rutherford. 2000. The effect of riparian tree roots on the mass-stability of riverbanks. *Earth surface processes and landforms* **25**:921-937.
- Adam, P., N. Debiais, F. Gerber & B. Lachat. 2008. *Le génie végétal. Un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques*. La documentation française, Paris.
- Aguiar, M. R. & O. E. Sala. 1994. Competition, facilitation, seed distribution and the origin of patches in a Patagonian steppe. *Oikos* **70**:26-34.
- Allen, H. H. & J. R. Leech. 1997. *Bioengineering for streambank erosion control: Guidelines*. Vicksburg: U.S. Army engineer waterways experiment station.
- Barko, J. W., D. Gunnison & S. R. Carpenter. 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany* **41**:41-65.
- Baskin, C. C. & J. M. Baskin. 2000. *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. London: Elsevier.
- Beltman, B. & C. Allegrini. 1997. Restoration of lost aquatic plant communities: new habitats for Chara. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **30**:331-337.
- Beltman, B., N. Q. A. Omtzigt & J. E. Vermaat. 2011. Turbary restoration meets variable success: does landscape structure force colonization success of wetland plants? *Restoration Ecology* **19**:185-193.
- Beltman, B., T. van den Broek, K. van Maanen & K. Vaneveld. 1996. Measures to develop a rich-fen wetland landscape with a full range of successional stages. *Ecological Engineering* **7**:299-313.
- Belyea, L. R. & A. J. Baird. 2006. Beyond "the limits to peat bog growth": Cross-scale feedback in peatland development. *Ecological Monographs* **76**:299-322.
- Belyea, L. R. & J. Lancaster. 2002. Inferring landscape dynamics of bog pools from scaling relationships and spatial patterns. *Journal of Ecology* **90**:223-234.
- Bland, W. 1996. Evaporation from cranberry. *Agricultural and Forest Meteorology* **81**:1-12.
- Bochet, E., J. Poesen & J. L. Rubio. 2006. Runoff and soil loss under individual plants of a semi-arid Mediterranean shrubland: influence of plant morphology and rainfall intensity. *Earth Surface Processes and Landforms* **31**:536-549.
- Bohnen, J. L. & S. M. Galatowitsch. 2005. Spring Peeper Meadow: revegetation practices in a seasonal wetland restoration in Minnesota. *Ecological Restoration* **23**:172-181.
- Boudreau, S. & L. Rochefort. 1999. Établissement de sphaignes réintroduites sous diverse communautés végétales recolonisant les tourbières après l'exploitation. *Écologie* **30**:53-62.

- Bragazza, L. 1997. Sphagnum niche diversification in two oligotrophic mires in the southern Alps of Italy. *The Bryologist* **100**:507-515.
- Bragazza, L. & R. Gerdol. 1996. Response surfaces of plant species along water-table depth and pH gradients in a poor mire on the southern Alps (Italy). *Finnish Zoological and Botanical Publishing Board* **33**:11-20.
- Breshears, D. D., J. W. Nyhan, C. E. Heil & B. P. Wilcox. 1998. Effects of woody plants on microclimate in a semiarid woodland: Soil temperature and evaporation in canopy and intercanopy patches. *International Journal of Plant Sciences* **159**:1010-1017.
- Brink, V. C., J. R. MacKay, S. Freyman & D. G. Pearce. 1967. Needle ice and seedling establishment in southwestern British Columbia. *Canadian Journal of Plant Science* **47**:135-139.
- Budelsky, R. A. & S. M. Galatowitsch. 1999. Effects of moisture, temperature, and time on seed germination of five wetland carices: implications for restoration. *Restoration Ecology* **7**:86-97.
- Budelsky, R. A. & S. M. Galatowitsch. 2004. Establishment of *Carex stricta* Lam. seedlings in experimental wetlands with implications for restoration. *Plant Ecology* **175**:91-105.
- Bugnon, J.-L., L. Rochefort & J. S. Price. 1997. Field experiment of Sphagnum reintroduction on a dry abandoned peatland in eastern Canada. *Wetlands* **17**:513-517.
- Bullock, J. M. 2000. Gaps and seedling colonization. In M. Fenner (dir.), *Seeds, The ecology of regeneration in plant communities*. (pp. 375-395). Oxon (NY): CAB International Publishing.
- Bunting, M. J., C. R. Morgan, M. Van Bakel & B. G. Warner. 1998. Pre-European settlement conditions and human disturbance of a coniferous swamp in southern Ontario *Canadian Journal of Botany* **76**:1770-1779.
- Callaway, R. M. 2007. Positive interactions and interdependence in plant communities. Springer, New York, USA.
- Campbell, D. & L. Rochefort. 2003. Germination and seedling growth of bog plants in relation to the recolonization of milled peatlands. *Plant Ecology* **169**:71-84.
- Campbell, D. R., C. Lavoie & L. Rochefort. 2002. Wind erosion and surface stability in abandoned milled peatlands. *Canadian Journal of Soil Science* **82**:85-95.
- Campbell, D. R. & L. Rochefort. 2001. La végétation : gradients. In Payette, S. et Rochefort, L. (dir.), *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (pp. 129-140). Québec: Presses de l'Université Laval
- Campeau, S., L. Rochefort & J. S. Price. 2004. On the use of shallow basins to restore cutover peatlands: plant establishment. *Restoration Ecology* **12**:471-482.
- Carpenter, S. & D. Lodge. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany* **26**:341-370.

- Castro, J., R. Zamora, J. A. Hodar & J. M. Gomez. 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in mediterranean mountains. *Restoration Ecology* **10**:297-305.
- Chambers, J. C. & J. A. MacMahon. 1994. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **25**:263-292.
- Clymo, R. S. & P. M. Hayward. 1982. The ecology of Sphagnum. In A. J. E. Smith (dir.), *Bryophyte ecology*. (pp. 229-289). London (UK): Chapman and Hall.
- Collis George, N. & J. B. Hector. 1966. Germination of seeds as influenced by matric potential and by area of contact between seed and soil water. *Australian Journal of Soil Research* **4**:145 - 164.
- Comoss, E. J., D. A. Kelly & H. Z. Leslie. 2009. Erosion. In S. E. Jørgensen (dir.), *Applications in Ecological Engineering*. (pp.380-390). Academic Press, Amsterdam.
- Connell, J. H. & R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* **111**:1119-1144.
- Cooper, D. J. & L. H. MacDonald. 2000. Restoring the vegetation of mined peatlands in the southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A. *Restoration Ecology* **8**:103-111.
- Coops, H., N. Geilen, H. J. Verheij, R. Boeters & G. van der Velde. 1996. Interactions between waves, bank erosion and emergent vegetation: an experimental study in a wave tank. *Aquatic Botany* **53**:187-198.
- Couillard, L. & P. Grondin. 1986. La végétation des milieux humides du Québec. Publications du Québec, Québec.
- Crockford, R. H. & D. P. Richardson. 2000. Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. *Hydrological Processes* **14**:2903-2920.
- Crum, H. 1992. *A Focus on Peatlands and Peat Mosses*. Ann Arbor: The University of Michigan Press.
- D'Astous, A. 2011. *Évaluation de la structure et de la composition végétale d'une tourbière restaurée depuis 10 ans - le succès est-il proche?* M.Sc. Université Laval, Québec, Canada.
- Damman, A. W. H. 1977. Geographical changes in the vegetation pattern of raised bogs in the Bay of Fundy region of Maine and New Brunswick. *Vegetatio* **35**:137-151.
- Dansereau, P. & F. Segadas-Vianna. 1952. Ecological study of the peat bogs of Eastern North America: I. Structure and evolution of vegetation. *Botany* **30**:490-520.
- Day, R. T., P. A. Keddy, J. McNeill & T. Carleton. 1988. Fertility and disturbance gradients: a summary model for riverine marsh vegetation. *Ecology* **69**:1044-1054.
- Decker, A. M. & T. S. Ronningen. 1957. Heaving in forage stands and in bare ground. *Agronomy Journal* **49**:412-415.

- Desrochers, A., Calmé, S. 1999. Nested bird and micro-habitat assemblages in a peatland archipelago. *Oecologia* **118**:361–337.
- Dykes, A. P., K. J. Kirk, A. M. n. C. I.P. Martini & W. Chesworth. 2006. Slope instability and mass movements in peat deposits. In Martini, I.P., Martinez Cortizas, A. et Chesworth, W.(dir.), *Peatlands - Evolution and Records of Environmental and Climate Changes* (pp. 377-406). Amsterdam: Elsevier.
- Dykes, A. P. & J. Warburton. 2007. Mass movements in peat: A formal classification scheme. *Geomorphology* **86**:73-93.
- Environnement_Canada. 2011. Normales et moyennes climatiques au Canada 1971-2000. Page http://www.climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html (avril 2011).
- Euroala, S., Hicks, S., Kaakinen, E. 1984. Key to Finnish mire types. In P. Moore (dir.), *European mires* (pp. 11–117). London: Academic press.
- Evans, M. & J. Warburton. 2005. Sediment budget for an eroding peat-moorland catchment in northern England. *Earth Surface Processes and Landforms* **30**:557-577.
- Evette, A., S. Labonne, F. Rey, F. Liebault, O. Jancke & J. Girel. 2009. History of bioengineering techniques for erosion control in rivers in western Europe. *Environmental Management* **43**:972-984.
- Falk, D. A., C. M. Richards, A. M. Montalvo & E. E. Knapp. 2006. Population and ecological genetics in restoration ecology. In D. A. Falk, M. A. Palmer et J. B. Zedler (dir.), *Foundations of restoration ecology: the science and practice of ecological restoration*. (pp. 14-41). Washington: Island Press,.
- Farrick, K. K. 2008. *The role of ericaceous shrubs in the surface water balance and soil water availability of a cutover peatland*. M.Sc. University of Waterloo, Ontario, Canada.
- Farrick, K. K. & J. S. Price. 2009. Ericaceous shrubs on abandoned block-cut peatlands: implications for soil water availability and *Sphagnum* restoration. *Ecohydrology* **2(4)**: 530–540.
- Faubert, P. & L. Rochefort. 2002. Response of peatland mosses to burial by wind-dispersed peat. *The Bryologist* **105**:96-103.
- Fenner, M. & K. Thompson. 2005. *The ecology of seeds*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fenton, N. J. & Y. Bergeron. 2006. Facilitative succession in a boreal bryophyte community driven by changes in available moisture and light. *Journal of Vegetation Science* **17**:65-76.
- Ferland, C. & L. Rochefort. 1997. Restoration techniques for *Sphagnum*-dominated peatlands. *Canadian Journal of Botany* **75**:1110–1118.
- Fontaine, N. 2008. *La biodiversité et la restauration des mares de tourbière*. M.Sc. Université Laval, Québec, Canada.
- Fontaine, N., M. Poulin & L. Rochefort. 2007. Plant diversity associated with pools in natural and restored peatlands. *Mires and Peat* **2(Article 06)**:1-17.

- Foster, D. R. & S. C. Fritz. 1987. Mire development, pool formation and landscape processes on patterned fens in Dalarna, central Sweden. *Journal of Ecology* **75**:409-437.
- Foster, D. R. & G. A. King. 1984. Landscape features, vegetation and developmental history of a patterned fen in south-eastern Labrador, Canada. *Journal of Ecology* **72**:115-143.
- Galatowitsch, S. M. 2008. Seedling establishment in restored ecosystems. In M. A. Leck, V. T. Parker et R. L. Simpson (dir.), *Seedling ecology and evolution*. (pp. 352-370). New York: Cambridge University Press.
- Galatowitsch, S. M. & A. G. v. d. Valk. 1996. The vegetation of restored and natural prairie wetlands. *Ecological Applications* **6**:102-112.
- Gatto, L. W., J. J. Halvorson, D. K. McCool & A. J. Palazzo. 2001. Effects of freeze-thaw cycling on soil erosion. In R. S. Harmon et W. W. Doe (dir.), *Landscape erosion and evolution modeling*. (pp. 29-55). New York: Kluwer Academic / Plenum Publishers.
- Gauthier, R. 1980. La végétation des tourbières et les sphaignes du parc des Laurentides, Québec. *Études écologiques. Université Laval* **3**:1-634.
- Gignac, L. D., D. H. Vitt & S. E. Bayley. 1991. Bryophyte response surfaces along ecological and climatic gradients. *Plant Ecology* **93**:29-45.
- Glaser, P. H. 1992. Raised bogs in eastern North America - Regional controls for species richness and floristic assemblages. *Journal of Ecology* **80**:535-554.
- Gómez, J. A., J. V. Giráldez & E. Fereres. 2001. Rainfall interception by olive trees in relation to leaf area. *Agricultural Water Management* **49**:65-76.
- Good, R., G. Wright, J. Whinam & G. Hope. 2010. Restoration of mires of the Australian Alps following the 2003 wildfires. *Terra Australis* **32**:353-362.
- Gornall, J. L., S. J. Woodin, I. S. Jónsdóttir & R. Wal. 2011. Balancing positive and negative plant interactions: how mosses structure vascular plant communities. *Oecologia* **166**:769-782.
- Grabe, D. F. 1970. Tetrazolium testing handbook for agricultural seeds: Contribution no. 29. Association of Official Seeds Analysts.
- Graber, R. E. 1971. Frost heaving - seedling losses can be reduced. *Tree Planter's Notes* **22**:24-28.
- Graf, M. D. 2008. *Restoring fen plant communities on cutaway peatlands of North America*. Ph.D. Université Laval, Québec Canada.
- Gray, D. H. & R. B. Sotir. 1996. Biotechnical and soil bioengineering slope stabilization: a practical guide for erosion control. John Wiley & Sons New York.
- Groeneveld, E. V. G., M. Ariane & R. Line. 2007. *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. *Restoration Ecology* **15**:709-719.

- Groeneveld, E. V. G. & L. Rochefort. 2005. *Polytrichum strictum* as a solution to frost heaving in disturbed ecosystems: A case study with milled peatlands. *Restoration Ecology* **13**:74-82.
- Grosvernier, P., Y. Matthey & A. Buttler. 1995. Microclimate and physical properties of peat : new clues to the understanding of bog restoration processes. In B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. J. Fojt et R. A. Robertson (dir.), *Restoration of temperate wetlands*. (pp. 435-449). Chichester: John Wiley & Sons.
- Guinan, L., À. O'Commor, M. O'Commor & M. Sheehy Skeffington. 1998. Small-scale vegetation patterns on a raised bog, Co. Offaly, and an atlantic blanket bog, Co. Galway, Ireland. In V. Standen, J. H. Tallis et R. Meade (dir.), *Patterned mires and mire pools - Origin and development; flora and fauna*. (pp. 66-86). London: British Ecological Society.
- Gunnarsson, U. & H. Rydin. 1998. Demography and recruitment of Scots pine on raised bogs in eastern Sweden and relationships to microhabitat differentiation. *Wetlands* **18**:133-141.
- Hammond, M., P. Ellis & C. Leake. 2008. Floating wetlands: Assessment of viability as a method for the restoration of wet mineral workings. Hafren Water, Shrewsbury, UK.
- Harley, P. C., J. D. Tenhumen, K. J. Murray & J. Beyers. 1989. Irradiance and temperature effects on photosynthesis of tussock tundra Sphagnum mosses from the foothills of the Philip Smith Mountains, Alaska. *Oecologia* **79**:251-259.
- Heijmans, M. M. P. D., W. J. Arp & F. Berendse. 2001. Effects of elevated CO₂ and vascular plants on evapotranspiration in bog vegetation. *Global Change Biology* **7**:817-827.
- Holden, J. & T. P. Burt. 2002. Infiltration, runoff and sediment production in blanket peat catchments: implications of field rainfall simulation experiments. *Hydrological Processes* **16**:2537-2557.
- Holden, J., P. J. Chapman, S. N. Lane & C. Brookes. 2006. Impact of artificial drainage of peatlands on runoff production and water quality. In I. P. Martini, A. Martinez Cortizas et W. Chesworth (dir.), *Peatlands: evolution and records of environmental and climate changes*. (pp. 501-528). Amsterdam: Elsevier.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer & D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**:3-35.
- Hörnberg, G., M. Ohlson & O. Zackrisson. 1997. Influence of bryophytes and microrelief conditions on *Picea abies* seed regeneration patterns in boreal old-growth swamp forests. *Canadian Journal of Forest Research* **27**:1015-1023.
- Hroudová, Z. & P. Zakravska. 2002. Littoral plant communities and soils. In J. Květ, J. Jeník et L. Soukupová (dir.), *Freshwater wetlands and their sustainable future: a case study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*. (pp. 195-210). Paris: UNESCO.

- Iannone, B. V., S. M. Galatowitsch & C. J. Rosen. 2011. Evaluation of resource-limiting strategies intended to prevent *Phalaris arundinacea* (reed canarygrass) invasions in restored sedge meadows. *Ecoscience* **15**:508-518.
- Isselin-Nondedeu, F., Rochefort, L., Poulin, M. 2007. Long-term vegetation monitoring to assess the restoration success of a vacuum-mined peatland In International conference "Peat and Peatlands 2007" (pp.153-166). Québec, Canada.
- Isselstein, J., J. R. B. Tallowin & R. E. N. Smith. 2002. Factors affecting seed germination and seedling establishment of fen-meadow species. *Restoration Ecology* **10**:173-184.
- Ivanov, K. E. 1981. Water movement in mirelands. Academic Press, London.
- Jacquemart, A.-L. 1997. *Vaccinium oxycoccos* L. (*Oxycoccus palustris* Pers.) and *Vaccinium microcarpum* (Turcz. ex Rupr.) Schmalh. (*Oxycoccus microcarpus* Turcz. ex Rupr.). *Journal of Ecology* **85**:381-396.
- Jacquemart, A.-L. 1998. *Andromeda polifolia* L. *Journal of Ecology* **86**:527-541.
- Janssen, C. R. 1967. A floristic study of forests and bog vegetation, northwestern Minnesota. *Ecology* **48**:751-765.
- Johnson, C. & A. G. Thomas. 1978. Recruitment and survival of seedlings of a perennial *Hieracium* species in a patchy environment. *Canadian Journal of Botany* **56**:572-580.
- Joosten, J. H. J. 1995. Time to regenerate: long-term perspectives of raised bog regeneration with special emphasis on palaeoecological studies. In B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. J. Fojt et R. A. Robertson (dir.), *Restoration of temperate wetlands*. (pp. 379-404). Chichester: John Wiley & Sons.
- Jurik, T. W., S.-C. Wang & A. G. Valk. 1994. Effects of sediment load on seedling emergence from wetland seed banks. *Wetlands* **14**:159-165.
- Karofeld, E. 1998. The role of bottom erosion in the development of bog pools. In V. Standen, J. H. Tallis et R. Meade (dir.), *Patterned mires and mire pools - Origin and development; flora and fauna*. (pp.26-36). London: British Ecological Society.
- Keddy, P. A. & P. Constabel. 1986. Germination of ten shoreline plants in relation to seed size, soil particle size and water level: An experimental study. *Journal of Ecology* **74**:133-141.
- Keddy, P. A. & A. A. Reznicek. 1986. Great Lakes vegetation dynamics: The role of fluctuating water levels and buried seeds. *Journal of Great Lakes Research* **12**:25-36.
- Keizer, P. J., B. F. v. Tooren & H. J. During. 1985. Effects of bryophytes on seedling emergence and establishment of short-lived forbs in Chalk Grassland. *Journal of Ecology* **73**:493-504.
- Kellogg, C. H. & S. D. Bridgham. 2002. Colonization during early succession of restored freshwater marshes. *Canadian Journal of Botany* **80**:176-185.

- Kellogg, C. H., S. D. Bridgham & S. A. Leicht. 2003. Effects of water level, shade and time on germination and growth of freshwater marsh plants along a simulated successional gradient. *Journal of Ecology* **91**:274-282.
- Kelly, A. & R. R. Southwood. 2006. The creation of a floating island of native vegetation at Barton Broad, Norfolk, England. *Conservation Evidence* **3**:73-74.
- Kettenring, K. M. & S. M. Galatowitsch. 2011. *Carex* seedling emergence in restored and natural prairie wetlands. *Wetlands* **31**:273-281.
- Kettenring, K. M., G. Gardner & S. M. Galatowitsch. 2006. Effect of light on seed germination of eight wetland *Carex* species. *Annals of Botany* **98**:869-874.
- Klingeman, P. C. & J. B. Bradley. 1976. *Willamette river basin streambank stabilization by natural means*. Portland: Corvallis Water Resources Research Institute.
- Kløve, B. 1998. Erosion and sediment delivery from peat mines. *Soil and Tillage Research* **45**:199-216.
- Kohnke, H. & C. H. Werkhoven. 1963. Soil temperature and soil freezing as affected by an organic mulch. *Soil Science Society of America Proceedings* **27**:13-17.
- Konrad, J.-M. 1999. Frost susceptibility related to soil index properties. *Canadian Geotechnical Journal* **36**:403-417.
- Kotorova, I. & J. Leps. 1999. Comparative ecology of seedling recruitment in an oligotrophic wet meadow. *Journal of Vegetation Science* **10**:175-186.
- Květ, J. 2002. Freshwater wetlands and their sustainable future: a case study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic. UNESCO Publishing.
- Laine, A., K. Byrne, G. Kiely & E.-S. Tuittila. 2007. Patterns in vegetation and CO₂ dynamics along a water level gradient in a lowland blanket bog. *Ecosystems* **10**:890-905.
- Laitinen, J., S. Rehell & J. Oksanen. 2007. Community and species responses to water level fluctuations with reference to soil layers in different habitats of mid-boreal mire complexes. *Plant Ecology* **194**:17-36.
- Lamers, L. P. M., A. J. P. Smolders & J. G. M. Roelofs. 2002. The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia* **478**:107-130.
- Landry, T. 2010. *Utilisation de semences pour la restauration : Germination, croissance et entreposage de semences d'espèces associées aux bords de mares de tourbières*. M.Sc. Université Laval, Québec, Canada.
- LaRose, S., J. Price & L. Rochefort. 1997. Rewetting of a cutover peatland: Hydrologic assessment. *Wetlands* **17**:416-423.
- Larson, D. J. & N. L. House. 1990. Insect communities of Newfoundland bog pools with emphasis on the Odonata. *Canadian Entomologist* **122**:469-501.
- Leck, M. A. & W. Schütz. 2005. Regeneration of *Cyperaceae*, with particular reference to seed ecology and seed banks. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics* **7**:95-133.

- Lindsay, R. A., J. Riggall & F. Burd. 1985. The use of small-scale surface patterns in the classification of British peatlands. *Aquilo, Seria Botanica* **21**:69-79.
- Luoto, M. & M. Seppälä. 2000. Summit peats ('peat cakes') on the fells of Finnish Lapland: continental fragments of blanket mires? *Holocene* **10**:229-241.
- Maas, D. & A. Schopp-Guth. 1995. Seed banks in fen areas and their potential use in restoration ecology. In B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. J. Foit et R. A. Robertson (dir.), *Restoration of temperate wetlands*. (pp. 189-206). Chichester: John Wiley & Sons.
- Malmer, N. 1962. Studies on mire vegetation in the archaean area of southwestern Götaland (south Sweden). Vegetation and habitat conditions on the Akhult mire. *Opera Bot* **7**:1-322.
- Malmer, N., B. Svensson & B. Wallén. 1994. Interactions between Sphagnum mosses and field layer vascular plants in the development of peat-forming systems. *Folia Geobotanica* **29**:483-496.
- Marcoux, K. 2000. *Les invasions de linaigrette (Eriophorum vaginatum L.): aide ou frein à la restauration des tourbières?* M.Sc. Université Laval, Québec Canada.
- Marie-Victorin, F., E. Rouleau & L. Brouillet. 2002. Flore laurentienne, 3e édition. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal.
- Martinez-Meza, E. & W. G. Whitford. 1996. Stemflow, throughfall and channelization of stemflow by roots in three Chihuahuan desert shrubs. *Journal of Arid Environments* **32**:271-287.
- Matsuoka, N. 1996. Soil moisture variability in relation to diurnal frost heaving on Japanese high mountain slopes. *Permafrost and Periglacial Processes* **7**:139-151.
- Mazerolle, M. J., M. Poulin, C. Lavoie, L. Rochefort, A. Desrochers & B. Drolet. 2006. Animal and vegetation patterns in natural and man-made bog pools: implications for restoration. *Freshwater Biology* **51**:333-350.
- McCarthy, B. C. & J. M. Facelli. 1990. Microdisturbances in oldfields and forests: implications for woody seedling establishment. *Oikos* **58**:55-60.
- McCartney, M. P., C. Stratford, C. Neal, R. Bradford, S. Mills & M. Johnson. 2003. Seasonality and water quality trends in a maturing recreated reed bed. *The Science of The Total Environment* **314-316**:233-254.
- McNeil, P. & J. M. Waddington. 2003. Moisture controls on Sphagnum growth and CO₂ exchange on a cutover bog. *Journal of Applied Ecology* **40**:354-367.
- Merrilees, D. W., G. E. D. Tiley & D. C. Gwynne. 1995. Restoration of wet heathland after opencast mining. In B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. J. Foit et R. A. Robertson (dir.), *Restoration of temperate wetlands*. (pp. 524-532). Chichester: John Wiley & Sons.
- Meyer, L. D., S. M. Dabney & W. C. Harmon. 1995. Sediment-trapping effectiveness of stiff-grass hedges. *Transactions of the ASAE* **38(3)** 809-881.
- Mills, J., C. Short, J. Ingram, B. Griffiths, J. Dwyer, M. Lindsey, F. Chambers & G. Kirkham. 2010. *Review of the Exmoor Mires restoration project*. Tiré de : Exmoor

- National Park http://www.exmoor-nationalpark.gov.uk/__data/assets/pdf_file/0018/123372/mires_review_final_report.pdf
- Money, R. P. 1995. Re-establishment of a Sphagnum-dominated flora on cut-over lowland raised bogs. In B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. J. Fojt et R. A. Robertson (dir.), *Restoration of temperate wetlands*. (pp. 405-422). Chichester: John Wiley & Sons.
- Moog, P. R. & P. Janiesch. 1990. Root growth and morphology of *Carex* species as influenced by oxygen deficiency. *Functional Ecology* **4**:201-208.
- Morgan, R. P. C. 2005. Soil erosion and conservation. 3rd edition edition. Blackwell Publishing, Malden.
- Mörnsjö, T. 1969. Studies on vegetation and development of a peatland in Scania, South Sweden. *Opera Botanica* **24**:1-187.
- Murkin, H. R. & B. D. J. Batt. 1987. The interactions of vertebrates and invertebrates in peatlands and marshes. In D. M. Rosenberg et H. V. Danks (dir.), *Aquatic insects of peatlands and marshes*. (pp. 15-30). Ottawa: Entomological Society of Canada.
- Murray, K. J., D. Tenhunen & R. S. Nowak. 1993. Photoinhibition as a control on photosynthesis and production of Sphagnum mosses. *Oecologia* **96**:200-207.
- Nilsson, C., G. Grelsson, M. Johansson & U. Sperens. 1989. Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology* **70**:77-84.
- Nordbakken, J.-F. 1996. Plant niches along the water-table gradient on an ombrotrophic mire expanse. *Ecography* **19**:114-121.
- Norris, J. E., A. Di Iorio, A. Stokes, B. C. Nicoll & A. Achim. 2008. Species selection for soil reinforcement and protection. In J. E. Norris, A. Stokes, S. B. Mickovski, E. Cammeraat, R. Beek, B. C. Nicoll et A. Achim (dir.), *Slope stability and erosion control: ecotechnological solutions*. (pp. 167-210). Dordrecht: Springer
- Okland, R. H., T. Okland & K. Rydgren. 2001. A Scandinavian perspective on ecological gradients in north-west European mires: reply to Wheeler and Proctor. *Journal of Ecology* **89**:481-486.
- Outcalt, S. I. 1971. An algorithm for needle ice growth. *Water Resources Research* **7**:394-400.
- Parker, W. C., S. R. Watson & D. W. Cairns. 1997. The role of hair-cap mosses (*Polytrichum* spp.) in natural regeneration of white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss). *Forest Ecology and Management* **92**:19-28.
- Patzelt, A., U. Wild & J. Pfadenhauer. 2001. Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: vegetation development and germination biology of fen species. *Restoration Ecology* **9**:127-136.
- Payette, S. & L. Rochefort. 2001. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Presses Université Laval, Québec.

- Peterson, J. E. & A. H. Baldwin. 2004. Seedling emergence from seed banks of tidal freshwater wetlands: response to inundation and sedimentation. *Aquatic Botany* **78**:243-254.
- Pohl, M., D. Alig, C. Körner & C. Rixen. 2009. Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosystems. *Plant and Soil* **324**:91-102.
- Pons, T. L. 2000. Seed response to light. In M. Fenner (dir.), *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. (pp. 237-260). New-York: CAB International Publishing.
- Poschlod, P. & H. Biewer. 2005. Diaspore and gap availability are limiting species richness in wet meadows. *Folia Geobotanica* **40**:13-34.
- Poschlod, P., C. Meindl, J. Sliva, U. Herkommer, M. Jäger, U. Schuckert, A. Seemann, A. Ullmann & T. Wallner. 2007. Natural revegetation and restoration of drained and cut-over raised bogs in southern Germany — a Comparative Analysis of Four Long-term Monitoring Studies. *Global Environmental Research* **11**:205-216.
- Poulin, M. 2002. *La conservation des tourbières : sélection de réserves naturelles et aménagement des sites exploités*. Ph.D. Université Laval, Québec, Canada.
- Poulin, M., D. Careau, L. Rochefort & A. Desrochers. 2002. From satellite imagery to peatland vegetation diversity: how reliable are habitat maps? *Conservation Biology* **6**:en ligne, <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art16/>.
- Poulin, M., N. Fontaine & L. Rochefort. 2011. Restoration of pool margin communities in cutover peatlands. *Aquatic Botany* **94**:107-111.
- Poulin, M., L. Rochefort & A. Desrochers. 1999. Conservation of bog plant species assemblages: Assessing the role of natural remnants in mined sites. *Applied Vegetation Science* **2**:169-180.
- Poulin, M., L. Rochefort, F. Quinty & C. Lavoie. 2005. Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* **83**:539-557.
- Pouliot, R. 2011. *Initiation du patron de buttes et de dépressions dans les tourbières ombrotrophes boréales*. Ph.D. Université Laval, Québec, Canada.
- Pouliot, R., L. Rochefort & E. Karofeld. 2011a. Initiation of microtopography in revegetated cutover peatlands. *Applied Vegetation Science* **14**:158-171.
- Pouliot, R., L. Rochefort, E. Karofeld & C. Mercier. 2011b. Initiation of Sphagnum moss hummocks in bogs and the presence of vascular plants: Is there a link? *Acta Oecologica* **37**:346-354.
- Prager, A., F. Gahlert, G. Gaudig, A. Blievernicht & H. Joosten. 2011. Sphagnum farming on prefabricated floating mats. In I. P. Society (dir.), *International Symposium on Responsible Peatland Management and Growing Media Production*. Québec, Canada.
- Price, J. S. 1996. Hydrology and microclimate of partly restored cutover bog, Québec. *Hydrological Processes* **10**:1263-1272.

- Price, J. S. 1997. Soil moisture, water tension, and water table relationships in a managed cutover bog. *Journal of Hydrology* **202**:21–32.
- Price, J. S., A. L. Heathwaite & A. J. Baird. 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management* **11**:62-83.
- Price, J. S., L. Rochefort & F. Quinty. 1998. Energy and moisture considerations on cutover peatlands: Surface microtopography, mulch cover and Sphagnum regeneration. *Ecological Engineering* **10**:293–312.
- Quinty, F. & L. Rochefort. 2000. Bare peat substrate instability in peatland restoration: problems and solutions. In L. Rochefort et J.-Y. Daigle (dir.), *Sustaining Our Peatlands, Proceedings of the 11th International Peat Congress* (Vol. I, pp.751-756). Québec: Canadian Society of Peat and Peatlands & the International Peat Society.
- Reubens, B., J. Poesen, F. Danjon, G. Geudens & B. Muys. 2007. The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review. *Trees* **21**:385-402.
- Rey, F., J.-L. Ballais, A. Marre & G. Rovera. 2004. Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface. *Comptes Rendus Geosciences* **336**:991-998.
- Rice, S. K., D. Collins & A. M. Anderson. 2001. Functional significance of variation in bryophyte canopy structure. *American Journal of Botany* **88**:1568-1576.
- Richards, J. H. & M. M. Caldwell. 1987. Hydraulic lift: Substantial nocturnal water transport between soil layers by *Artemisia tridentata* roots. *Oecologia* **73**:486-489.
- Richards, J. R. A., B. D. Wheeler & A. J. Willis. 1995. The growth and value of *Eriophorum angustifolium* Honck. in relation to the revegetation of eroding blanket peat. In B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. J. Fojt et R. A. Robertson (dir.), *Restoration of temperate wetlands*. (pp. 509-521). Chichester: John Wiley & Sons.
- Richardson, J. A. 1958. The effects of temperature on the growth of plants on pit heaps. *Journal of Ecology* **46**:537-546.
- Robert, É. C., L. Rochefort & M. Garneau. 1999. Natural revegetation of two block-cutting post-mined peatlands in Eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* **77**:447-459.
- Rochefort, L. 2000. Sphagnum - A keystone genus in habitat restoration. *The Bryologist* **103**:503-508.
- Rochefort, L. & D. F. Bastien. 1998. Reintroduction of sphagnum to an exploited peatland: Evaluation of various modes of protection against dessication. *Ecoscience* **5**:117-127.
- Rochefort, L., S. Campeau & J.-L. Bugnon. 2002. Does prolonged flooding prevent or enhance regeneration and growth of Sphagnum? *Aquatic Botany* **74**:327-341.
- Rochefort, L. & E. Lode. 2006. Restoration of degraded boreal peatlands. In R. K. Wieder, D. H. Vitt, L. Rochefort et E. Lode (dir.), *Boreal peatland ecosystems*. (pp. 381-423). Berlin: Springer.

- Rocheftort, L., F. Quinty, S. Campeau, K. Johnson & T. Malterer. 2003. North American approach to the restoration of Sphagnum dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management* **11**:3-20.
- Roth, S., T. Seeger, P. Poschlod, J. Pfadenhauer & M. Succow. 1999. Establishment of helophytes in the course of fen restoration. *Applied Vegetation Science* **2**:131-136.
- Russell, W. E., F. J. Olsen & J. H. Jones. 1978. Frost heaving in alfalfa establishment on soils with different drainage characteristics. *Agronomy Journal* **70**:869-872.
- Ruuhijarvi, R. 1983. The Finnish mire types and their regional distribution. In A. J. P. Gore (dir.), *Mires: swamp, bog, fen and moor. Regional studies*. (pp. 47-65). Amsterdam: Elsevier.
- Rydin, H. 1993. Mechanisms of interactions among Sphagnum species along water-level gradients. *Advances in Bryology* **5**:153-185.
- Rydin, H., U. Gunnarsson & S. Sundberg. 2006. The role of Sphagnum in peatland development and persistence. In R. K. Wieder et D. H. Vitt (dir.), *Boreal peatland ecosystems*. (pp. 47-65). Berlin: Springer.
- Salonen, V. 1987. Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting. *Ecography* **10**:171-174.
- Salonen, V., A. Penttinen & A. Sarkka. 1992. Plant colonization of a bare peat surface: population changes and spatial patterns. *Journal of Vegetation Science* **3**:113-118.
- Sarr, D. A. 2002. Riparian livestock exclosure research in the western united states: a critique and some recommendations. *environmental management* **30**:516-526.
- SAS. 2010. SAS Institute, Language Guide. Release 9.1. Cary, N.C: SAS Institute, Inc.
- Schouwenaars, J. M. 1993. Hydrological differences between bogs and bog-relicts and consequences for bog restoration. *Hydrobiologia* **265**:217-224.
- Schütz, W. 2000. Ecology of seed dormancy and germination in sedges (*Carex*). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **3**:67-89.
- Schütz, W. & G. Rave. 1999. The effect of cold stratification and light on the seed germination of temperate sedges (*Carex*) from various habitats and implications for regenerative strategies. *Plant Ecology* **144**:215-230.
- Schwintzer, C. R. & G. Williams. 1974. Vegetation changes in a small michigan bog from 1917 to 1972. *American Midland Naturalist* **92**:447-459.
- Seppä, H. 2002. Mires of Finland: Regional and local controls of vegetation, landforms, and long-term dynamics. *Fennia International Journal of Geography* **180**:43-60.
- Seppälä, M. & L. Koutaniemi. 2008. Formation of a string and pool topography as expressed by morphology, stratigraphy and current processes on a mire in Kuusamo, Finland. *Boreas* **14**:287-309.
- Shantz, M. A. & J. S. Price. 2006. Hydrological changes following restoration of the Bois-des-Bel Peatland, Quebec, 1999-2002. *Journal of Hydrology* **331**:543-553.
- Sharp, R. E. & W. J. Davies. 1985. Root growth and water uptake by maize plants in drying soil. *Journal of Experimental Botany* **36**:1441-1456.

- Shields, D., R. Copeland, P. Klingeman, M. Doyle & A. Simon. 2003. Design for stream restoration. *Journal of Hydraulic Engineering* **129**:575-584.
- Shiple, B. & M. Parent. 1991. Germination responses of 64 wetland species in relation to seed size, minimum time to reproduction and seedling relative growth rate. *Functional Ecology* **5**:111-118.
- Simmers, S. M. & S. M. Galatowitsch. 2010. Factors affecting revegetation of oil field access roads in semiarid grassland. *Restoration Ecology* **18**:27-39.
- Sjörs, H. 1952. On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters. *Oikos* **2**:241-258.
- Sjörs, H. 1990. Divergent successions in mires, a comparative study. *Aquilo Seria Botanica* **28**:67-77.
- Sliva, J. & J. Pfenhauer. 1999. Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany - a comparison of methods. *Applied Vegetation Science* **2**:137-148.
- Smart, P. J., B. D. Wheeler & A. J. Willis. 1989. Revegetation of peat excavations in a derelict raised bog. *New Phytologist* **111**:733-748.
- Sottocornola, M., S. Boudreau & L. Rochefort. 2007. Peat bog restoration: Effect of phosphorus on plant re-establishment. *Ecological Engineering* **31**:29-40.
- Stammel, B., K. Kiehl & J. Pfenhauer. 2006. Effects of experimental and real land use on seedling recruitment of six fen species. *Basic and Applied Ecology* **7**:334-346.
- Stewart, N. C. J. & E. T. Nilsen. 1995. Phenotypic plasticity and genetic variation of *Vaccinium macrocarpon*, the american cranberry. Reaction norms of clones from central and marginal populations in a common garden. *International Journal of Plant Sciences* **156**:687-697.
- Tardif, S., A. St-Hilaire, R. Roy, M. Bernier & S. Payette. 2009. Statistical properties of hydrographs in minerotrophic fens and small lakes in mid-latitude Québec, Canada. *Canadian Water Resources Journal* **34**:365-380.
- Thorne, C. R. 1990. Effects of vegetation on riverbank erosion and stability. In J. B. Thornes (dir.), *Vegetation and erosion: processes and environments*. (pp. 125-143). Chichester: J. Wiley.
- Tomassen, H. B. M., A. J. P. Smolders, J. Limpens, L. P. M. Lamers & J. G. M. Roelofs. 2003. Expansion of invasive species on ombrotrophic bogs: desiccation of high N deposition. *Journal of Applied Ecology* **41**:139-150.
- Tomassen, H. B. M., A. J. P. Smolders, S. van der Schaaf, L. P. M. Lamers & J. G. M. Roelofs. 2010. Restoration of raised bogs: mechanisms and case studies from the Netherlands. In M. Eiselová (dir.), *Restoration of lakes, streams, floodplains, and bogs in Europe: principles and case studies*. (pp. 284-330). London: Springer.
- Trehane, J. 2004. Blueberries, cranberries, and other *vaccinium*. Timber Press, Portland.
- Tuittila, E.-V., H. Rita, H. Vasander & J. Laine. 2000. Vegetation patterns around *Eriophorum vaginatum* L. tussocks in a cut-away peatland in southern Finland. *Canadian Journal of Botany* **78**:47-58.

- Uresk, D. W. & K. Severson. 1988. Waterfowl and shorebird use of surface-mined and livestock water impoundments on the Northern Great Plains. *Great Basin Naturalist* **48**:353-357.
- van der Valk, A. G., T. L. Bremholm & E. Gordon. 1999. The restoration of sedge meadows: seed viability, seed germination requirements, and seedling growth of *Carex* species. *Wetlands* **19**:756-764.
- van Tooren, B. F. & T. L. Pons. 1988. Effects of temperature and light on the germination in chalk grassland species. *Functional Ecology* **2**:303-310.
- Van Wirdum, G. 1993. An ecosystems approach to bas-rich freshwater wetlands, with special reference to fenlands. *Hydrobiologia* **265**:129-153.
- Vetterlein, D., H. Marschner & R. Horn. 1993. Microtensiometer technique for in situ measurement of soil matric potential and root water extraction from a sandy soil. *Plant and Soil* **149**:263-273.
- Vitt, D. H. & N. G. Slack. 1975. An analysis of the vegetation of Sphagnum-dominated kettle hole bogs in relation to environmental gradients. *Canadian Journal of Botany* **53**:332-359.
- Voss, E. G. 1996. Michigan flora Part III: Dicots concluded. Ann Arbor: University of Michigan Herbarium.
- Wallén, B. 1986. Above and below ground dry mass of the three main vascular plants on hummocks on a subarctic peat bog. *Oikos* **46**:51-56.
- Weiher, E. & P. A. Keddy. 1995. The assembly of experimental wetland plant communities. *Oikos* **73**:323-335.
- Wheeler, B. D. 1999. Water and plants in freshwater wetlands. In A. J. Blair et Wilby, R.L. (dir.), *Eco-hydrology. Plants and water in terrestrial and aquatic environments*. (pp. 127–180) London: Routledge.
- Wheeler, B. D., R. P. Money & S. C. Shaw. 2002. Freshwater wetlands. In M. R. Perrow (dir.), *Handbook of ecological restoration: Principles of restoration*, (Vol. 1, pp. 325-375). Cambridge: Cambridge University Press.
- Wheeler, B. D. & M. C. F. Proctor. 2000. Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology* **88**:187-203.
- White, G. J. & J. C. Gilberts. 2003. Habitat creation handbook for the minerals industry. Sandy: The Royal Society for the Protection of Birds.
- Wilcox, D. A. & H. A. Simonin. 1988. The stratigraphy and development of a floating peatland, Pinhook bog, Indiana. *Wetlands* **8**:75-91.
- Young, T. P., D. A. Petersen & J. J. Clary. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* **8**:662-673.

Annexe 1

Tableau 10 – Décomposition des degrés de liberté pour chacun des ensembles de données de l'expérience présentée au chapitre 2. Trois facteurs ont été testés en combinaison, soit l'introduction d'éricacées en parcelles principales, la présence de sphaignes en sous-parcelles, et la distance à la ligne d'eau en sous-sous-parcelles, pour un total de 12 traitements, répétés 6 fois et disposés selon un plan en tiroirs (split-split-block). Les facteurs sont énumérés ainsi que la nature de ceux-ci (fixe ou aléatoire).

Types d'expérience et facteurs impliqués	Effet	Degrés de liberté
<i>Effet des éricacées sur la croissance des sphaignes</i>		
Bloc	aléatoire	5
Éricacées	aléatoire	1
Erreur a		5
Distance à l'eau	fixe	2
Éricacées * distance	fixe	2
Erreur b		20
Total		35
<i>Couvert d'éricacées pour la stabilisation de la tourbe</i>		
Bloc	aléatoire	5
Éricacées	aléatoire	1
Erreur a		5
Sphaignes	aléatoire	1
Éricacées * sphaignes	aléatoire	1
Erreur b		10
Distance à l'eau	fixe	2
Éricacées * distance	fixe	2
Sphaignes * distance	fixe	2
Éricacées * sphaignes * distance	fixe	2
Erreur c		40
Total		71
<i>Effet des éricacées sur l'établissement de plantes vasculaires</i>		
Bloc	aléatoire	5
Éricacées	aléatoire	1
Erreur a		5
Sphaignes	aléatoire	1
Éricacées * sphaignes	aléatoire	1
Erreur b		10
Distance à l'eau	fixe	1
Éricacées * distance	fixe	1
Sphaignes * distance	fixe	1
Éricacées * sphaignes * distance	fixe	1
Erreur c		20
Total		47

Types d'expérience et facteurs impliqués	Effet	Degrés de liberté
<i>Densité apparente de la tourbe</i>		
Bloc	aléatoire	5
Éricacées	aléatoire	1
Erreur a		5
Sphaignes	aléatoire	1
Éricacées * sphaignes	aléatoire	1
Erreur b		10
Distance à l'eau	fixe	1
Éricacées * distance	fixe	1
Sphaignes * distance	fixe	1
Éricacées * sphaignes * distance	fixe	1
Erreur c		20
Total		47
<i>Teneur en eau de la tourbe</i>		
Bloc	aléatoire	5
Éricacées	aléatoire	1
Erreur a		5
Sphaignes	aléatoire	1
Éricacées * sphaignes	aléatoire	1
Erreur b		10
Distance à l'eau	fixe	1
Éricacées * distance	fixe	1
Sphaignes * distance	fixe	1
Éricacées * sphaignes * distance	fixe	1
Erreur c		20
Total		47

Tableau 11 – Analyses de variance des moyennes de 4 variables selon un plan en tiroirs (split-block ou split-split-block) pour évaluer l'effet de différents couverts de végétation et de la distance à la ligne d'eau des mares sur la survie de *Sphagnum majus* introduit par transfert (% de couvert final), le déplacement vertical de la tourbe induit par le gel, la densité apparente (g/cm³) et la teneur en eau volumétrique de la tourbe (%). Les valeurs de (*P*) en caractères gras indiquent les différences significatives (*P* < 0,05). Ces traitements ont été testés dans l'expérience présentée au chapitre 2.

<i>Transformation</i>	Couvert de sphaignes			Soulèvement gélival			Densité apparente			Teneur en eau (%)		
	ANOVA à 2 voies			ANOVA à 3 voies			ANOVA à 3 voies			ANOVA à 3 voies		
							<i>sqrt</i>			<i>sqrt</i>		
Sources de variations	dl	F	<i>P</i>	dl	F	<i>P</i>	dl	F	<i>P</i>	dl	F	<i>P</i>
bloc	5			5			5			5		
Éricacées	1	0.23	0.647	1	11.32	0.020	1	0	0.95	1	1.05	0.353
Sphaignes	.	.	.	1	9.21	0.013	1	0.51	0.49	1	0.06	0.817
Éricacées x sphaignes	.	.	.	1	9.88	0.010	1	1.31	0.28	1	0.01	0.925
Distance	2	5.56	0.015	2	14.03	<.001	1	38.36	<.001	1	166.48	<.001
Éricacées x distance	2	4.60	0.027	2	0.50	0.613	1	0.95	0.34	1	0.96	0.338
Sphaignes x distance				2	1.26	0.297	1	7.36	0.01	1	0.34	0.565
Éricacées x sphaignes x distance				2	1.25	0.300	1	0.31	0.59	1	0.58	0.454
Erreur	25			55			35			35		
Total	35			71			47			47		

sqrt : transformation racine carrée

Tableau 12 – ANOVA à trois voies selon un plan en tiroirs (split-split-block) pour évaluer l'effet d'un couvert d'éricacées, d'un couvert de sphaignes et de la distance à la ligne d'eau des mares sur la germination de 5 espèces de plantes herbacées qui sont, dans l'ordre : *Carex magellanica*, *Carex oligosperma*, *Carex pauciflora*, *Eriophorum virginicum*, *Rhynchospora alba* et *Scheuchzeria palustris*. Les valeurs de (*P*) en caractères gras indiquent les différences significatives, $P < 0.05$. Ces traitements ont été testés dans l'expérience présentée au chapitre 2.

Transformation	Sources de variat.	dl	Nombre de plantules											
			Car mag		Car pau		Eri vir		Rhy alb		Sch pal			
			F	<i>P</i>	F	<i>P</i>	F	<i>P</i>	F	<i>P</i>	F	<i>P</i>		
	bloc	5												
	Éri	1	1.69	0.251	2.28	0.191	1.13	0.337	0.00	0.960	0.02	0.899		
	Sphaignes	1	0.23	0.641	11.80	0.006	15.33	0.003	25.56	0.001	6.87	0.025		
	Éri x sphaignes	1	0.75	0.408	1.37	0.269	1.30	0.281	0.01	0.942	0.79	0.396		
	Dist	1	5.77	0.026	3.05	0.100	3.11	0.093	10.75	0.004	93.43	<.001		
	Éri x dist	1	0.75	0.398	0.39	0.539	0.72	0.407	0.47	0.499	1.27	0.273		
	Sphaignes x dist	1	1.48	0.238	0.19	0.672	6.21	0.022	6.27	0.021	4.19	0.054		
	Éri x sph. x dist	1	2.77	0.112	0.69	0.419	0.52	0.479	0.01	0.906	0.16	0.696		
	Erreur	35												
	Total	47												

— : aucune transformation requise sqrt : transformation racine carrée

Tableau 13 – ANOVA à trois voies selon un plan en tiroirs (split-split-block) pour évaluer l'effet d'un couvert d'éricacées, d'un couvert de sphaignes et de la distance à la ligne d'eau des mares sur l'élongation des plantules de 4 espèces de plantes herbacées qui sont, dans l'ordre : *Carex magellanica*, *Carex oligosperma*, *Carex pauciflora*, *Eriophorum virginicum*, *Rhynchospora alba* et *Scheuchzeria palustris*. Les valeurs de (*P*) en caractères gras indiquent les différences significatives, $P < 0.05$. Ces traitements ont été testés dans l'expérience présentée au chapitre 2.

Transformation	Sources de variation	Longueurs des plantules (cm)								
		Car mag <i>sqrt</i>		Car pau <i>sqrt</i>		Eri vir <i>log</i>		Rhy alb —		
		F	<i>P</i>	F	<i>P</i>	F	<i>P</i>	F	<i>P</i>	
	dl									
	bloc	5								
	Éri	1	1.97	0.219	2.83	0.156	0.01	0.909	0.00	0.981
	Sphaignes	1	48.46	<.001	61.77	<.001	2.02	0.186	20.14	0.001
	Éri x sphaignes	1	2.26	0.164	0.60	0.459	0.15	0.703	1.74	0.216
	Dist	1	10.67	0.004	1.61	0.231	40.02	<.001	25.63	<.001
	Éri x dist	1	0.12	0.72	1.39	0.264	0.13	0.718	0.86	0.366
	Sphaignes x dist	1	5.95	0.024	10.70	0.008	0.41	0.531	0.69	0.416
	Éri x sphaignes x dist	1	1.26	0.275	0.02	0.899	0.72	0.407	0.14	0.716
	Erreur	35								
	Total	47								

— : aucune transformation requise

sqrt : transformation racine carrée

log : transformation $\log(x+0.1)$