



Restauration des gradients éco-hydrologiques dans les écotones artificiels en périphérie des tourbières post- extraction

Mémoire

Stéphanie Lefebvre-Ruel

Maîtrise en sciences forestières
Maître ès Sciences (M.Sc.)

Québec, Canada

© Stéphanie Lefebvre-Ruel, 2016

Restauration des gradients éco-hydrologiques dans les écotones artificiels en périphérie des tourbières post- extraction

Mémoire

Stéphanie Lefebvre-Ruel

Sous la direction de :

Sylvain Jutras, directeur de recherche
Line Rochefort, codirectrice de recherche

Résumé

Maintenant que les méthodes optimales permettant la restauration des tourbières post-extraction du Québec sont connues et appliquées, il devient pertinent de s'intéresser aux écotones artificiels laissés en périphérie des sites restaurés. Ce projet visait à caractériser les écarts entre les gradients éco-hydrologiques d'écotones artificiels périphériques aux tourbières post-extraction et ceux d'écotones de référence dans des tourbières non perturbées et à tester des aménagements visant à amenuiser ces écarts. Des relevés hydrologiques, topographiques et de végétation effectués le long de transects traversant ces écotones ont été réalisés dans un fen et deux bogs post-extraction (Québec et Alberta).

Nos résultats démontrent qu'une montée allant jusqu'à 119 cm dans le premier mètre et qu'une nappe phréatique profonde (jusqu'à -65 cm) dans les quatre premiers mètres bordant le canal sont présentes. Une strate arborescente dense (24 000 tiges/ha comparé à un maximum de 2 000 tiges/ha dans les écotones de référence) et une faible présence de mousses ont aussi été notées dans les premiers mètres en bordure de la lisière d'extraction. Ainsi, les perturbations éco-hydrologiques causées par l'extraction de la tourbe sur la tourbière adjacente sont importantes à 1 m du canal, toujours présentes à 8 m et nulles à 25 m.

Des travaux d'aménagement ont été testés dans des écotones artificiels afin de réduire leurs écarts éco-hydrologiques avec les gradients des écotones de référence. Le canal de drainage périphérique a été complètement remblayé, la pente du sol aplanie et la végétation arborescente éliminée dans les premiers mètres adjacents à la tourbière post-extraction. Ces aménagements ont mené à une remontée de la nappe phréatique grâce à la diminution des écarts éco-hydrologiques entre les écotones artificiels en périphérie des tourbières post-extraction et les écotones de référence. Ces résultats permettent de suggérer l'intégration de ces étapes dans la restauration des tourbières post-extraction.

Abstract

Now that optimal restoration methods of cutover peatlands are known and applied, it becomes relevant to study the sharp ecotones left at the edge of these sites. This project aimed to characterize the eco-hydrological gradients of these artificial ecotones and to test restoration actions to reduce the eco-hydrological differences between these and reference ecotones. The topography, the hydrology and the vegetation have been characterized along transects extending into these ecotones in one cutover fen and two cutover bogs (Quebec and Alberta).

Our results show sharp changes in the elevation of the soil surface and groundwater table, with height differences in soil surface up to 119 cm in the first meter next to the ditch and groundwater table as deep as 65 cm below the surface in the first four meters near the ditch. Tree density up to 24 000 stems/ha compared to a maximum of 2 000 stems/ha in the reference ecotones has been found along the edge in the first meters next to the ditch resulting in mosses coverage much lower than in reference ecotones. Thus, the impacts of horticultural peat extraction activities are important at one meter next to the contour ditch into the adjacent peatland, still present at 8 m and absent at 25 m.

To reduce those eco-hydrological disturbances, restoration actions consisting in tree cutting, complete ditch filling and gradual leveling of the soil surface have been tested along the edge of the artificial ecotones. The topography and groundwater table in the managed ecotones showed more progressive gradients which suggests the return of eco-hydrological conditions that will favour a transition similar to the reference ecotones. On the basis of those results, we suggest integrating these steps to restore artificial ecotones as a regular action of restoration processes intended for post-extraction peatlands.

Table des matières

Résumé	iii
Abstract.....	iv
Table des matières	v
Liste des tableaux.....	vii
Liste des figures	viii
Liste des annexes.....	x
Remerciements	xi
1. Introduction	1
1.1. Problématique.....	1
1.2. Objectifs et hypothèse de recherche	7
2. Matériel et méthodes	8
2.1. Sites d'étude	8
2.1.1. Bic-Saint-Fabien	9
2.1.2. Bois-des-Bel	12
2.1.3. Seba Beach	14
2.2. Dispositif d'échantillonnage	17
2.3. Méthodologie d'échantillonnage	1
2.3.1. Gradients topographiques et hydrologiques.....	1
2.3.2. Gradients de végétation	5
2.3.3. Autres mesures environnementales	6
2.4. Analyses statistiques	7
3. Résultats.....	9
3.1. Caractérisation des gradients éco-hydrologiques des écotones artificiels et de référence	9
3.1.1. Gradients topographique et hydrologique	9
3.1.2. Gradients de végétation	13
3.1.3. Gradients des autres variables environnementales	22
3.1.4. Liens entre les variables environnementales et la composition végétale	24
3.2. Effet des travaux d'aménagement sur les gradients éco-hydrologiques des écotones artificiels.....	26
3.2.1. Site Bic-Saint-Fabien.....	26
3.2.2. Site de Seba Beach.....	29
4. Discussion	34
4.1. Comparer les gradients éco-hydrologiques des écotones artificiels en périphérie des tourbières post-extraction avec ceux des écotones de référence.....	34
4.2. Déterminer si les écarts entre les gradients éco-hydrologiques dans des écotones aménagés sont amenuisés par rapport aux écotones de référence	37
4.3. Proposer des recommandations adéquates pour restaurer les écotones artificiels	39
5. Conclusion	42

Ouvrages cités..... 43
Annexe 1..... 48

Liste des tableaux

Tableau 1 . Effort d'échantillonnage pour chaque variable mesurée dans les différents écotones des trois sites d'étude.....	1
Tableau 2. Liste des variables échantillonnées et des outils employés pour les mesurer	2
Tableau 3. Caractérisation des habitats des deux espèces les plus abondantes dans les écotones artificiels et de référence de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel.....	20
Tableau 4. Caractérisation des habitats des deux espèces dominantes des écotones artificiels, de référence et aménagés de Seba Beach.....	33
Tableau 5. Résumé des recommandations pour réduire les perturbations éco-hydrologiques en périphérie des tourbières post-extraction.....	40

Liste des figures

Figure 1. Exemple de topographie trouvée dans les écotones artificiels en bordure d'une tourbière post-extraction (fen de Bic-Saint-Fabien, Qc).....	3
Figure 2. Photo aérienne des écotones artificiels de la tourbière de Bic-Saint-Fabien et de ses écotones de référence montrant la localisation des transects inventoriés.....	10
Figure 3. Travaux d'aménagement réalisés dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien.....	11
Figure 4. Photo aérienne des écotones artificiels de la tourbière de Bois-des-Bel et de ses écotones de référence montrant la localisation des transects inventoriés	13
Figure 5. Photos aériennes de l'écotone artificiel avant aménagements en 2004 et après les aménagements (2012)	15
Figure 6. Photo de l'écotone aménagé de Seba Beach (Alberta).....	15
Figure 7. Photo aérienne de la tourbière de Seba Beach (Alberta) montrant la localisation des transects inventoriés dans les trois types d'écotones étudiés.	16
Figure 8. Schéma présentant la localisation des placettes sur les transects en fonction du type d'écotone échantillonné.....	19
Figure 9. Mesures d'élévations avec l'altimètre sous pression hydrostatique le long d'un transect dans un écotone aménagé de Bic-Saint-Fabien.	1
Figure 10. Méthodes et emplacement des échantillonnages de l'élévation relative et de la profondeur de la nappe phréatique.....	3
Figure 11. Élévations relatives moyennes de la surface du sol et de la nappe phréatique pour les transects situés dans les écotones de référence et artificiels de Bic-Saint-Fabien et Bois-des-Bel. ...	10
Figure 12. Profondeur moyenne de la nappe phréatique par rapport à la surface du sol sur les transects des écotones artificiels et de référence des sites Bic-Saint-Fabien et Bois-des-Bel	12
Figure 13. Âges moyens des arbres dans les écotones artificiels et de référence de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel	13
Figure 14. Taux d'accroissement annuels moyens en diamètre des arbres depuis l'extraction de la tourbe pour les écotones artificiels et de référence de Bic-Saint-Fabien et Bois-des-Bel	14
Figure 15. Croissances annuelles moyenne en diamètre des arbres en fonction des années depuis le début de l'extraction de la tourbe à certaines distances de la lisière pour les écotones artificiels et de référence des sites d'étude de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel.....	15
Figure 16. Répartition de la moyenne de la surface terrière par classe de diamètre pour les écotones artificiels et de référence de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel.....	16
Figure 17. Densité en tiges marchandes ou non marchandes des essences ligneuses pour les écotones artificiels et de référence de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel	18
Figure 18. Pourcentage de recouvrement de la strate muscinale pour les écotones artificiels et de référence de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel	19
Figure 19. Von post de la matière organique prélevée à 60 cm dans les écotones artificiels et de référence de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel	22
Figure 20. Pourcentage de sol exposé à nu ou couvert par la litière pour les écotones artificiels et de référence de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel	23
Figure 21. Arbre de régression multivariée pour la composition végétale des écotones artificiels et de référence de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel	25
Figure 22. Élévation relative moyenne de la surface du sol et de la nappe phréatique des trois transects situés dans les écotones aménagés du site de Bic-Saint-Fabien	26
Figure 23. Écarts entre la profondeur de la nappe phréatique avec celle des placettes situées à 25 m pour les transects dans les écotones aménagés de Bic-Saint-Fabien	27

Figure 24. Fluctuations des profondeurs de nappe phréatique avant et après les aménagements sur un transect à Bic-Saint-Fabien 28

Figure 25. Élévations relatives moyennes de la surface du sol et de la nappe phréatique pour les transects situés dans les écotones du site de Seba Beach 30

Figure 26. Profondeurs moyennes de nappe phréatique pour les écotones du site Seba Beach par rapport à la surface du sol 30

Figure 27. Accroissements annuels en diamètre pour les arbres à certaines distances de la lisière dans les écotones de Seba Beach depuis le début de l'extraction. 31

Figure 28. Nombre de tiges non marchandes d'essences ligneuses par hectare dans les écotones de la tourbière de Seba Beach 32

Liste des annexes

Annexe 1..... 48

Remerciements

Je dois d'abord remercier mon directeur, Sylvain Jutras, pour avoir su se montrer patient, disponible, à l'écoute et encourageant. Clément Clerc n'avait pas tort lorsqu'il m'a dit qu'il était impossible de ne pas venir à bout d'un projet lorsque Sylvain Jutras est derrière l'étudiant pour le motiver. Merci de m'avoir transmis ta passion pour l'hydrologie, tu es convaincu et convaincant dès qu'il est question d'un dossier en lien avec l'eau. Je remercie aussi ma codirectrice, Line Rochefort, de m'avoir fait confiance en m'attirant à ce projet des plus appliqués. Malgré ta grande renommée, tu sais te montrer disponible et cela a été vraiment apprécié. Par-dessus tout, merci de m'avoir offert l'opportunité d'aller réaliser une campagne de terrain en Alberta et d'avoir participé à celle-ci.

Je dois également remercier le Fond de recherche nature et technologies du Québec et la Chaire de recherche industrielle du Conseil de recherche en sciences naturelles et génie du Canada (CRSNG) en aménagement des tourbières pour leurs aides financières indispensables dans la réalisation de ce projet. Merci aussi pour l'attribution d'une bourse de recherche au premier cycle de la part du CRSNG pour le premier été de terrain. Je souhaite aussi remercier le Centre d'études de la forêt (CEF), pour leur aide financière lors de la campagne de terrain réalisée en Alberta.

L'aide d'Étienne Massé et d'Élodie Boisjoly a aussi été indispensable pour ces campagnes de terrain. Merci de m'avoir aidée dans mes réflexions sur le terrain et d'avoir partagé un peu de piqures, d'huile à mouches et beaucoup de jus de bras durant mes deux étés de terrain. Sans votre attitude positive, patiente et passionnée, je n'aurais pu apprécier autant ces étés d'inventaire. Merci aussi à toute l'équipe de génie du bois (Félix Pednault, Daniel Bourgault, Jean Ouellet) pour votre aide sur le terrain et dans la logistique reliée au déchiquetage des arbres coupés dans les aménagements de Bic-Saint-Fabien. Félix, merci de nous avoir conçu des appareils sur mesure répondant spécifiquement à nos besoins d'hydrologistes aux idées parfois difficiles à concevoir! Jean, merci de m'avoir dépannée à mille reprises et souvent à la dernière minute pour la réparation de ma sonde de mesure d'humidité du sol. Sans ton aide et ta disponibilité, je n'aurais tout simplement pas pu recueillir la quantité de données qui sont présentées dans ce mémoire. Je souhaite aussi remercier Alain Brousseau pour sa patience, son enthousiasme et sa disponibilité dans la réalisation des analyses de matière organique. Merci aussi à toutes les personnes qui m'ont accompagnée sur le terrain (Sébastien Cortade, François Messier, Philippe Paradis-Lacombe, Erkerson Roy et Roxanne Mailhot) et à Marie-Claire Leblanc pour son aide dans la logistique des campagnes de terrain.

Merci aussi à Marcel Darveau et Clément Clerc pour la relecture du proposé de projets. Marcel, tes conseils et ta disponibilité sont toujours très appréciés. Merci de m'avoir transmis ta passion pour la recherche et de m'avoir donné une porte d'entrée dans ce milieu plein de défis.

Pour leur aide dans l'accès aux sites d'étude, je tiens à remercier Guillaume Tellier (Premier Tech), Cassandra Brown (SunGro) et Clément Clerc (Berger). Merci de m'avoir facilité la tâche en me permettant un accès des plus aisés à vos sites.

Je tiens à remercier l'aide statistique du CEF (Marc Mazerolle et Stéphane Daigle). C'est un privilège incroyable qu'ont les membres du CEF de pouvoir obtenir de l'aide d'une telle qualité et dans des délais aussi courts. Merci pour votre patience et votre disponibilité. Marc, merci de m'avoir suivie tout au long de mon projet (même lorsque tu avais quitté le CEF!) et merci pour ta patience et ta pédagogie hors du commun. Merci aussi à André Desrochers pour ses conseils.

Finalement, je n'aurais pas mené ce projet à terme sans l'aide de mes proches. Je vous remercie, les parents, de m'avoir soutenue dans la poursuite de mes études et de toujours croire en mes capacités. Merci de m'avoir écoutée, comprise et d'avoir été présents dans les moments de découragement. Je vous remercie par-dessus tout de m'avoir transmis votre passion pour la nature. Merci papa de m'avoir suivie de si près depuis toujours dans mes études, c'est grâce à cela si je peux aujourd'hui compléter la rédaction d'un mémoire de maîtrise. De plus, sans ton aide logistique, certaines parties de ce projet n'auraient pu se réaliser. Merci à Erkerson, de toujours avoir fait des pieds et des mains pour me comprendre, même lorsqu'il s'agit d'éléments que je ne parvenais moi-même pas à expliquer de façon cohérente. Merci d'avoir su accepter mon indisponibilité par moments et d'avoir ainsi su comprendre la passion qui m'habitait pour ce projet. Ta persévérance dans tes études m'a permis de me motiver dans les miennes!

1. Introduction

1.1. Problématique

La tourbe de sphaigne est largement utilisée au Canada comme milieu de culture artificiel dans l'horticulture et cette industrie contribue grandement à l'économie de plusieurs régions québécoises (Bouchard *et al.* 2001). L'extraction de la tourbe nécessite le drainage des tourbières ce qui altère non seulement l'hydrologie du milieu exploité mais aussi celle des écosystèmes adjacents (Poulin *et al.* 1999; Jutras *et al.* 2007). Après l'extraction de la tourbe, la recolonisation naturelle par les espèces typiques des tourbières est difficile ou très lente sans une intervention humaine (Lavoie 2005). Ainsi, le Groupe de recherche en Écologie des tourbières (GRET) a développé au début des années 1990 la méthode de restauration des tourbières post-extraction par transfert muscinal (Graf *et al.* 2016). La restauration écologique peut être définie comme le processus d'assistance au rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit (Society for Ecological Restoration (SER) International Science & Policy Working Group 2004). En ce qui concerne plus particulièrement la restauration des tourbières, celle-ci a comme objectif général de «promouvoir le retour d'un écosystème fonctionnel et accumulateur de tourbe, et ce, dans une échelle de temps raisonnable» (Rocheport 2000). Cette restauration vise l'amélioration des conditions microclimatiques, le rétablissement de communautés typiques des tourbières et du régime hydrique (Graf *et al.* 2016). Au niveau du régime hydrique, l'un des objectifs importants est de réussir à élever et à stabiliser la nappe phréatique près de la surface, notamment car les sphaignes survivent difficilement lorsque la nappe est plus profonde que 40 cm (Verry 1988).

La restauration des tourbières est réalisée en suivant les étapes reconnues comme efficaces dans les projets de restauration écologique (Clewell *et al.* 2013). Ces projets débutent toujours par une caractérisation rigoureuse du site à restaurer afin de bien préciser les objectifs et les limites de la restauration. Par la suite, un écosystème de référence doit être choisi. Celui-ci représente un ensemble de stades d'évolution souhaités par lesquels le site de restauration devra passer à un certain moment. Il peut être représenté par un ou plusieurs sites d'une région donnée qui possèdent les caractéristiques visées lorsque l'écosystème sera restauré. Une fois l'écosystème de référence établi, la restauration peut être effectuée et des suivis post-restauration doivent être planifiés. Sur la base de ces suivis, les résultats des travaux de restauration sont communiqués et doivent statuer sur l'atteinte des objectifs, qui incluent généralement le maintien de la composition en espèces, de la structure initiale de la communauté et de l'environnement abiotique supportant l'environnement biotique (Clewell *et al.* 2013). De plus, l'écosystème restauré doit être dûment intégré dans une matrice écologique plus large avec laquelle il interagit à travers ses flux et ses échanges biotiques et abiotiques (Society for Ecological Restoration (SER) International Science & Policy Working Group 2004). Par ailleurs, les spécialistes reconnaissent aujourd'hui qu'il est nécessaire de considérer la

conservation des milieux humides selon une approche plus holistique (Morgan-Jones *et al.* 2005). En effet, la dynamique d'un milieu naturel serait intimement liée à l'état et à la dynamique de l'écosystème adjacent avec lequel il est connecté (Stewart *et al.* 2014).

À ce jour, la méthode de restauration des tourbières post-extraction développée par le GRETT (Rocheffort *et al.* 2003) est réservée strictement aux surfaces tourbeuses où l'extraction a eu lieu. Ainsi, dans la majorité des tourbières post-extraction du Québec, des transitions abruptes et artificielles entre les secteurs où la tourbe a été extraite et les tourbières adjacentes sont maintenues après l'extraction de la tourbe ou même après la restauration de la tourbière. L'objectif général de ce projet est d'affiner les méthodes de restauration des tourbières en ce qui concerne précisément les perturbations éco-hydrologiques résiduelles dans les écotones en périphérie des tourbières post-extraction. Un écotone peut être défini comme une zone de transition entre deux écosystèmes décrits par leur caractéristiques spatiotemporelles propres et leurs interactions (Decamps *et al.* 1990). Dans ce contexte, la lisière représente la limite entre ces deux écosystèmes (Meniko To Hulu 2011). Les écosystèmes adjacents aux tourbières post-extraction peuvent être situés sur du sol minéral, ce qui implique que l'extraction de la tourbe a été faite jusqu'à la bordure de la tourbière. Dans d'autres cas, ces écosystèmes se trouvent sur des sols organiques démontrant ainsi que l'extraction ne s'est pas rendue jusqu'à la limite de la tourbière, mais plutôt jusqu'à la limite des lots appartenant aux compagnies d'extraction ou encore jusqu'à la limite de la tourbe possédant les propriétés recherchées. Ces écotones tourbeux artificiels créés par l'extraction de la tourbe ont été affectés par de nombreuses perturbations anthropiques au niveau de leur topographie, leur hydrologie et leur végétation durant les activités d'extraction de la tourbe et ces perturbations subsistent après l'extraction ou la restauration de la tourbière si aucun aménagement spécifique visant leur élimination n'est fait.

Parmi les perturbations subsistant dans les écotones artificiels en périphérie des tourbières post-extraction, une gamme diversifiée de cas de topographie peut être rencontrée et les sols de ces endroits sont rarement uniformes (Morgan-Jones *et al.* 2005). Généralement, la topographie dans les écotones des tourbières post-extraction est marquée par un dénivelé artificialisé (Mioduszewski *et al.* 2013) (Figure 1). Ce dénivelé entre la tourbière où l'extraction a eu lieu et la tourbière adjacente où aucune extraction n'est survenue est en partie causé par l'extraction de la tourbe qui a exporté une couche importante de sol organique des secteurs extraits. Il est aussi causé par l'excavation des canaux de drainage périphériques durant laquelle on dépose le matériel d'excavation en bordure du canal laissant ainsi parfois un andain dans les premiers mètres de l'écosystème adjacent à la tourbière où l'extraction a lieu (Jutras *et al.* 2007). Sur cet andain, la productivité forestière pourrait être plus élevée (Jutras *et al.* 2007), affectant ainsi la nappe phréatique puisque les tourbières envahies par les arbres voient leurs pertes par évapotranspiration et par interception augmenter significativement (Van Seters *et al.* 2001; Fay *et al.* 2009). Il existe en fait une rétroaction entre la

densification forestière et la profondeur de la nappe phréatique (Jutras *et al.* 2006) et la présence de cet andain pourrait la perturber. De plus, puisque la nappe phréatique ne suit pas toujours la microtopographie naturelle rencontrée dans les tourbières (Andrus *et al.* 1983), ce paramètre pourrait être perturbé par la topographie artificielle rencontrée en périphérie des tourbières post-extraction. Il pourrait aussi exister un seuil critique auquel une pente élevée telle que celle créée par le creusage des canaux de drainage entraînerait une réduction du stockage de l'eau dans la surface du sol (Morgan-Jones *et al.* 2005; Yang *et al.* 2013). En outre, le drainage a pu causer la subsidence de la tourbe et l'affaïsser jusqu'à 3,7 cm/an affectant ainsi de nouveau la topographie et les mouvements de l'eau (Price *et al.* 2003; Morgan-Jones *et al.* 2005).



Figure 1. Exemple de topographie trouvée dans les écotones artificiels en bordure d'une tourbière post-extraction (fen de Bic-Saint-Fabien, Qc).

Par ailleurs, la nappe pourrait avoir été rabaissée dans les écosystèmes adjacents à la tourbière post-extraction sur une distance de 10 à 15 mètres durant la période active du canal de drainage périphérique (Jutras *et al.* 2007). De façon générale, la distance sur laquelle agit le drainage varie en fonction de plusieurs facteurs comme la structure, la conductivité hydraulique et le niveau de décomposition de la tourbe, la pente de la tourbière, l'âge des canaux de drainage, leur emplacement, leur direction et leur profondeur (Belleau *et al.* 1991). Par exemple, dans une tourbe humique d'une cédrière, l'influence du canal de drainage serait limitée aux cinq premiers mètres (Johnston 1977). Lors de la restauration des tourbières, les canaux périphériques sont bloqués grâce à des barrages ponctuels permettant de rehausser la nappe phréatique dans la tourbière restaurée. Cependant, en raison du dénivelé artificiel retrouvé en périphérie de la tourbière post-extraction, ce rehaussement est certes bénéfique pour la tourbière post-extraction, mais il n'inhibe pas l'effet du canal pour ce qui est de la tourbière adjacente où l'assèchement est donc poursuivi même après la restauration de la tourbière post-extraction. Ainsi, l'hydrologie des écotones artificiels en périphérie des tourbières post-extraction a été perturbée par les activités d'extraction de la tourbe et elle ne se rétablira probablement pas spontanément sans une intervention.

Aux phénomènes d'artificialisation de la topographie et de rabaissement de la nappe en périphérie des tourbières post-extraction s'ajoute celui du changement des communautés végétales. En effet, la structure végétale de la tourbière adjacente pourrait avoir vécu un changement en raison des perturbations hydrologiques subies sur une longue période. En fait, lorsque la nappe phréatique est rabattue de 5 à 25 cm, la croissance des plantes vasculaires augmente de façon significative (Verry *et al.* 2011), affectant de nouveau la rétroaction entre la nappe phréatique et la densification des arbres. Par exemple, la croissance du thuya (*Thuja occidentalis*), une essence souvent présente dans les tourbières minérotrophes, est grandement améliorée par le drainage, particulièrement lorsque la nappe atteint une profondeur de 55 cm ou plus (Johnston 1977). Cependant, les effets du drainage sur la croissance des arbres varient en fonction de l'âge et de l'espèce d'arbre. Dans le cas de l'épinette noire (*Picea mariana*) qui est fréquemment rencontrée dans les bogs, les effets du drainage sur la croissance seraient maximaux de 13 à 19 ans après le traitement et seraient visibles plus rapidement chez les jeunes arbres que chez les plus vieux (Dang *et al.* 1989; Jutras *et al.* 2007). Par ailleurs, le rabaissement de la nappe implique non seulement la densification forestière mais il engendre aussi une diminution de l'abondance des sphaignes (Poulin *et al.* 1999) au profit des lichens, des bryophytes forestières, des espèces pionnières et des éricacées (Korpela 2004). Une étude réalisée dans un fen du Michigan avait aussi conclu à une diminution des espèces de carex et de sphaignes au profit des arbres après le drainage de la tourbière (Päivänen *et al.* 2012). De plus, les espèces des strates basses de végétation des tourbières minérotrophes pourraient être davantage affectées par le drainage que celles des tourbières ombrotrophes, car les bogs présentent généralement une plus grande proportion d'espèces adaptées aux conditions sèches (Miller 2011). Les changements de végétation vers des communautés plus forestières et la fermeture de la canopée engendrés par le drainage pourraient donc diminuer la diversité en espèces typiques des tourbières. En fait, plus l'arrivée des arbres dans une tourbière est prononcée, plus la richesse des espèces végétales préférentielles aux tourbières ombrotrophes diminue (Lachance *et al.* 2005). Bref, la littérature permet de croire que non seulement le profil topographique, mais aussi la nappe phréatique et la végétation pourraient être artificialisées dans les écotones en périphérie des tourbières post-extraction.

Bien que ces écotones artificiels soient créés à la suite de l'extraction de la tourbe, il importe de mentionner que les tourbières présentent des écotones de façon naturelle (Campbell *et al.* 2001). Au sens large, toutes transitions naturelles entre une tourbière ouverte associée à des bryophytes préférant ces conditions vers une tourbière forestière dominée par des bryophytes de milieu fermé est un écotone dit de référence. Les écotones de référence trouvés naturellement dans les tourbières non perturbées s'expliquent par un ensemble de facteurs éco-hydrologiques tels que la position de la nappe phréatique, la topographie ou encore la nature du substrat. La position de la nappe phréatique joue un rôle important dans la répartition des espèces dans les écotones naturels de tourbières

(Gauthier *et al.* 1975; Damman *et al.* 1981; Poulin *et al.* 1999). Par exemple, dans les bogs de la Nouvelle-Écosse, des arbustes comme le *Gaylussacia baccata* coloniseraient les endroits où la nappe a une profondeur moyenne de 25 cm sous la surface du sol alors que les utriculaires seraient présentes lorsque la nappe est en moyenne à 5 cm sous la surface (Damman *et al.* 1981). Par ailleurs, la topographie des écotones de référence affecte la profondeur de la nappe phréatique et modifie donc leur composition végétale. En périphérie des tourbières ombrotrophes, les écotones formant des transitions végétales particulières sont appelés laggs. Leur présence est redevable aux apports des eaux enrichies des minéraux provenant des terres voisines et des eaux acides de la tourbière ainsi qu'à la nappe phréatique élevée et au mince dépôt de tourbe qui y sont trouvés (Langlois *et al.* 2015). La chimie de l'eau, le transport et la disponibilité des nutriments sont eux aussi des facteurs importants dans ces zones de transitions tourbière-forêt (Langlois *et al.* 2015). Ces transitions jouent un rôle de premier plan dans l'hydrologie du bog c'est pourquoi elles ont récemment fait l'objet d'études visant à définir des méthodes de restauration appropriées à la suite de l'extraction de la tourbe (Paradis 2016). Outre les laggs, les écotones observés à l'intérieur des tourbières non perturbées peuvent aussi être redevables au degré de décomposition de la matière organique qui affecte la porosité de la tourbe. En effet, la porosité totale et la dimension des pores affectent la conductivité hydraulique (Belleau *et al.* 1992) et influencent l'établissement des sphaignes qui sont défavorisées avec une diminution de la porosité (Carey *et al.* 2007).

En maintenant une transition abrupte entre les tourbières post-extraction et les tourbières adjacentes suite à l'extraction de la tourbe, des écotones artificiels ont été créés à des endroits où il n'y en avait pas auparavant. Certains aménagements pourraient être envisagés afin que ces nouveaux écotones ressemblent davantage aux écotones de référence qui peuvent être naturellement observés dans des tourbières comparables. Dans le cadre du présent projet, les écotones de référence représentent spécifiquement les transitions naturelles observées dans des tourbières non perturbées à l'exception des laggs. L'absence de terres minérales à proximité des écotones artificiels étudiés rend incompatible l'usage des laggs à titre d'écotones de référence. Peu d'études se sont penchées sur la restauration des écotones artificiels créés en périphérie des tourbières post-extraction aux endroits où aucun écotone n'était présent avant les activités d'extraction. Ces aménagements devraient toucher les gradients éco-hydrologiques, sachant que la végétation et l'hydrologie (elle-même affectée par la topographie) sont les principaux éléments perturbés dans les écotones artificiels. L'éco-hydrologie est la discipline étudiant les interactions bidirectionnelles naturelles entre l'eau et les variables écologiques et l'importance des réponses de ces interactions (Hannah *et al.* 2004).

Parmi les méthodes d'aménagement envisageables pour réduire les différences entre les gradients éco-hydrologiques des écotones artificiels et ceux des écotones de référence, certaines études et guides de restauration suggèrent de remplir complètement tous les canaux de drainage à la suite de l'extraction de la tourbe, particulièrement ceux où les pentes sont fortes (Mioduszewski *et al.* 2013;

Scottish natural heritage 2015). L'opération pourrait contribuer à ramener des essences typiques des tourbières dans les écotones artificiels des tourbières post-extraction (Verry 1988). Toutefois, en raison du fort dénivelé dans les écotones artificiels, le remblaiement du canal de drainage périphérique pourrait inonder la tourbière post-extraction tout en ne diminuant pas l'assèchement de la tourbière adjacente et cette seule opération serait donc insuffisante pour restaurer les écotones artificiels. De plus, dans les projets de restauration écologique, les pentes abruptes peuvent être particulièrement difficiles à recoloniser pour la végétation (Anderson *et al.* 1997) et la modification de la topographie constitue un outil pour permettre de rétablir des conditions hydrologiques plus près de conditions de référence (Moreno-Mateos *et al.* 2012). Ainsi, des travaux en lien avec les canaux de drainage et la topographie pourraient être envisageables dans les écotones artificiels. Dans la même optique, la coupe d'arbres permet parfois d'optimiser le remouillage, notamment car les essences non typiques des tourbières peuvent devenir envahissantes et contribuer à l'assèchement de ces milieux humides (Pellerin *et al.* 2003; Fay *et al.* 2009; Landry *et al.* 2011). En effet, comme l'évapotranspiration peut compter pour 20 à 35 % des pertes dans le bilan hydrologique d'une tourbière (Paavilainen *et al.* 1995), des études ont noté une remontée moyenne de la nappe phréatique de 2,6 cm (\pm 4,9) après une éclaircie précommerciale réalisée dans un milieu humide boisé (Jutras *et al.* 2006). De plus, d'autres études ont aussi noté une remontée de la nappe à la suite d'une coupe totale dans une cédrière tourbeuse (Larouche 2006; Boulfroy *et al.* 2012). Ces remontées pourraient s'expliquer par l'augmentation des précipitations nettes liées à la réduction de l'interception (Paavilainen *et al.* 1995). Enfin, une étude s'intéressant à la restauration des laggs concluait qu'une coupe forestière en bordure d'une tourbière extraite pourrait contribuer à rehausser la nappe phréatique plus rapidement qu'un simple blocage des canaux de drainage, permettant ainsi de favoriser un retour accéléré de communautés végétales typiques des tourbières (Whitfield *et al.* 2006). Bref, des travaux en lien avec la topographie, les canaux de drainage mais aussi avec la densité de la végétation arborescente peuvent être envisageables pour contrôler la profondeur de la nappe phréatique et ainsi transformer les gradients éco-hydrologiques des écotones artificiels en périphérie des tourbières post-extraction pour qu'ils ressemblent davantage à ceux des écotones de référence.

1.2. Objectifs et hypothèse de recherche

Les recherches concernant les méthodes de restauration des gradients éco-hydrologiques des écotones observables en périphérie tourbières post-extraction sont peu abondantes. Nous émettons l'hypothèse que des écarts entre les gradients éco-hydrologiques de ces transitions et ceux des écotones de référence existent et qu'ils peuvent être diminués par des travaux d'aménagement modifiant la topographie, le canal périphérique et la densité des arbres.

Le but général de ce projet est de développer des approches d'aménagement qui diminueront les perturbations éco-hydrologiques résiduelles observables dans les écotones artificiels en périphérie des tourbières post-extraction. Pour atteindre cet objectif, le projet s'est inspiré des étapes recommandées dans les projets de restauration écologiques (Clewell *et al.* 2013). Les objectifs spécifiques sont donc de :

- (1) Comparer les gradients éco-hydrologiques des écotones artificiels en périphérie des tourbières post-extraction à ceux des écotones de référence;
- (2) Déterminer si les écarts entre les gradients éco-hydrologiques dans des écotones aménagés sont amenuisés par rapport aux écotones de référence;
- (3) Proposer des recommandations adéquates pour restaurer les écotones artificiels.

2. Matériel et méthodes

2.1. Sites d'étude

Les critères de sélection des sites d'étude étaient basés sur la présence d'écotones artificiels issus de l'extraction de la tourbe, la proximité de portions de tourbières non perturbées où des écotones naturels pouvaient être observés (écotones de référence) et l'accessibilité à ces sites. Sur la base de ces critères, deux tourbières restaurées, caractérisées par des écotones artificiels, ont été sélectionnées au Québec et ont fait l'objet d'un échantillonnage en 2014 et/ou 2015. Une tourbière a aussi été sélectionnée en Alberta en raison de la présence d'aménagements touchant la topographie et l'hydrologie de ses écotones artificiels. Chacune de ces tourbières a été jumelée à une tourbière non perturbée située à proximité et dont les écotones naturels peuvent être considérés comme des écotones de référence. Ces sites de référence ont été choisis suite à l'analyse d'anciennes photos aériennes permettant de confirmer la similarité historique des tourbières ayant été jumelées et l'absence de perturbations récentes. Ces photos aériennes dataient de 1927 ou de 1948 à 1995 et provenaient des photocardothèques des gouvernements du Québec et du Canada. Elles ont été photo-interprétées et géoréférencées par un technologue forestier en mai 2014. Les écotones ainsi sélectionnés à titre de référence ont été choisis volontairement sans visite de terrain préalable afin qu'ils représentent le mieux possible des gradients éco-hydrologiques qui sont observables dans les tourbières non perturbées, telles que celles décrites à la section 1.1. Il est important de souligner que ces écotones de référence ne tentent pas de représenter la situation qui prévalait là où les écotones artificiels sont présents car à ces endroits précis, aucun écotone n'était présent avant l'extraction de la tourbe. Les écotones dits de référence dans cette étude sont donc utilisés à titre de comparatif pour l'orientation des travaux d'aménagement visés par ce projet.

2.1.1. Bic-Saint-Fabien

La tourbière minérotrophe de Bic-Saint-Fabien (48°19'18"N 68°50'15"O) est située à 26 km à l'ouest de Rimouski. Elle se trouve dans la sous-zone de la forêt mélangée appartenant à la zone tempérée nordique. La tourbière se situe dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'Est (Saucier *et al.* 2011) où la température moyenne varie entre -1,5°C et -1,9°C et les précipitations annuelles entre 800 et 1 359 mm (Gerardin *et al.* 2001). Le recouvrement de la région par des glaciers il y a 13 000 à 12 800 ans a mené à la présence de dépôts glaciaires et marins en bordure de fleuve là où la tourbière est située (Landry *et al.* 1984). La tourbière est recouverte presque uniquement de thuyas occidentaux (*Thuja occidentalis*) et elle est située en bas de pente. La présence de cette essence confirme la minérotrophie de la tourbière car la croissance du thuya sur les sites organiques s'améliore avec une meilleure décomposition de la matière organique et une circulation d'eau (Johnston 1977). Les secteurs bordant la tourbière exploitée ont fait l'objet de certaines études permettant notamment de déterminer que les valeurs moyennes de pH sont de 6,5 ($\pm 0,8$) alors que la conductivité électrique moyenne se situe à 237 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (± 136) (L. Rochefort données non publiées).

D'après l'analyse des photos aériennes, l'extraction de la tourbe près des transects 1 à 3 (Figure 2) s'est déroulée en 1953, alors que les activités d'extraction près des transects 4 à 6 s'est déroulée à partir de 1963. La partie centrale de cet ancien fen était formé d'une tourbière à sphaigne s'étant superposée au fen. Cette section ombrotrophe a toutefois été complètement extraite pour ne laisser aujourd'hui que les traces de l'ancien fen sous-jacent (Line Rochefort ; communications personnelles, 2014). Environ 12 des 41 ha formant la tourbière ont fait l'objet d'extraction entre 1953 et 2003. Lors de la restauration du site en 2008, le canal périphérique a été bloqué à quelques endroits grâce à des barrages, mais il a été conservé actif pour permettre une lente circulation de l'eau autour de la tourbière (Leblanc *et al.* 2012). Des écotones de référence ont été sélectionnés dans la section non perturbée située à l'ouest de la tourbière exploitée (Figure 2A) et dans un fen riverain non perturbé situé à proximité du Lac des Iris (Figure 2B, 48°13'19"N, 68°57'33"O). Le fen riverain du Lac des Iris est situé à 14 km du site de Bic-Saint-Fabien. Les photos aériennes ont permis de démontrer une grande similitude dans la végétation des deux sites dans les années 1930 et de confirmer l'absence de perturbation dans la tourbière du Lac des Iris. La végétation du fen du Lac des Iris est similaire à la zone où la tourbe n'a pas été extraite à Bic-Saint-Fabien soit une cédrière et une végétation typique de fen riche (Vitt *et al.* 1990).

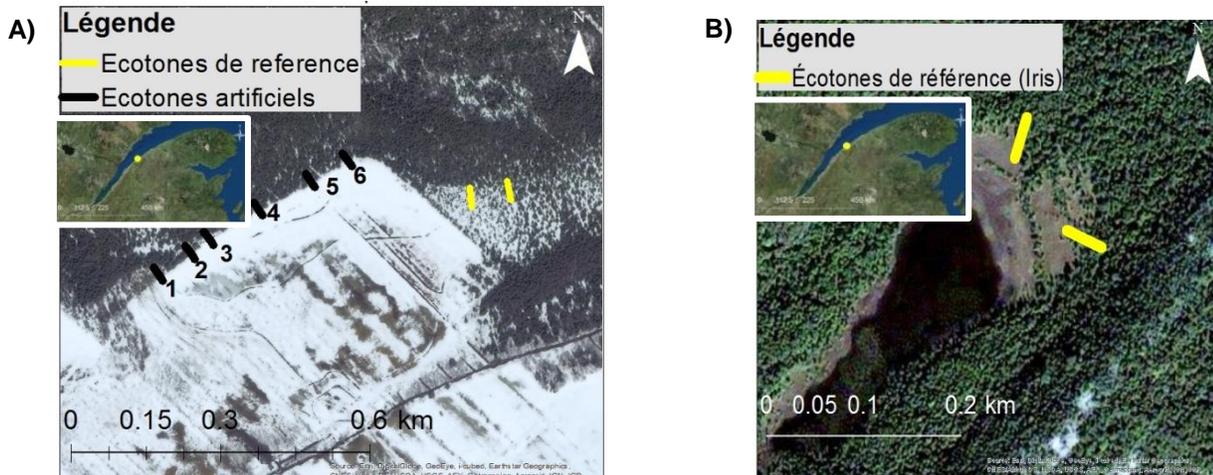


Figure 2. Photo aérienne des écotones artificiels de la tourbière de Bic-Saint-Fabien (48°19'18"N 68°50'15"O) (A) et de ses écotones de référence (Lac des Iris, 48°13'19"N, 68°57'33"O) (B) montrant la localisation des transects inventoriés.

Des aménagements ont été réalisés entre décembre 2014 et février 2015 dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien. Ils visaient la transformation des gradients éco-hydrologiques de petites sections de l'écotone artificiel où se trouvaient des transects préalablement instrumentés et caractérisés à l'été 2014. Les transects 2, 4 et 6 ont été aléatoirement sélectionnés à cet effet. Suivant un dispositif apparié en trois répétitions, les travaux se sont déroulés sur des bandes de 20 m de large parallèlement au canal périphérique et sur 5 m de distance de celui-ci. Cette distance par rapport au canal correspond à la zone d'influence du canal de drainage sur la croissance végétale dans une tourbe humique dans les cédrières tourbeuses (Johnston 1977). Le dispositif apparié sera utilisé pour suivre et comparer la végétation qui s'établira à long terme dans les écotones aménagés. Chaque transect aménagé était distancé minimalement de 60 m des transects non aménagés (Figure 2A). Cette distance assure que les aménagements n'ont pas affecté l'hydrologie des transects artificiels non aménagés (Jutras *et al.* 2007). La première étape des travaux d'aménagement visait à réduire la densité forestière en bordure du canal, ayant été potentiellement modifiée par l'influence des travaux d'extraction de la tourbe, afin de diminuer l'évapotranspiration et l'interception (Paavilainen *et al.* 1995). Une coupe totale a été réalisée manuellement et par arbres entiers dans les 5 premiers mètres près du canal périphérique. Une coupe sélective visant les arbres de forts diamètres a aussi été réalisée entre le 5^e et le 8^e mètre du canal afin de réduire la densité forestière. La deuxième étape des travaux visait à rehausser le niveau de la nappe phréatique grâce au remblaiement complet du canal de drainage périphérique et à l'adoucissement du profil de sol à l'aide d'une pelle mécanique (Figure 3B). Cet adoucissement de la topographie a été réalisé sur toute la zone de 20 m x 5 m en utilisant la matière organique située dans la bande de la tourbière adjacente à la tourbière post-extraction où les arbres avaient été récoltés (Figure 3C). Cette matière organique a été étendue dans le canal et sur 5 m dans la tourbière post-extraction (Figure 3C). Puisque les travaux d'aménagement se sont limités à ces étapes, la mesure du succès des travaux dans le cadre de ce projet a été orientée vers la

caractérisation des gradients topographiques et hydrologiques des écotones aménagés. Bref, des écotones artificiels, aménagés et de référence ont été échantillonnés sur ce site.

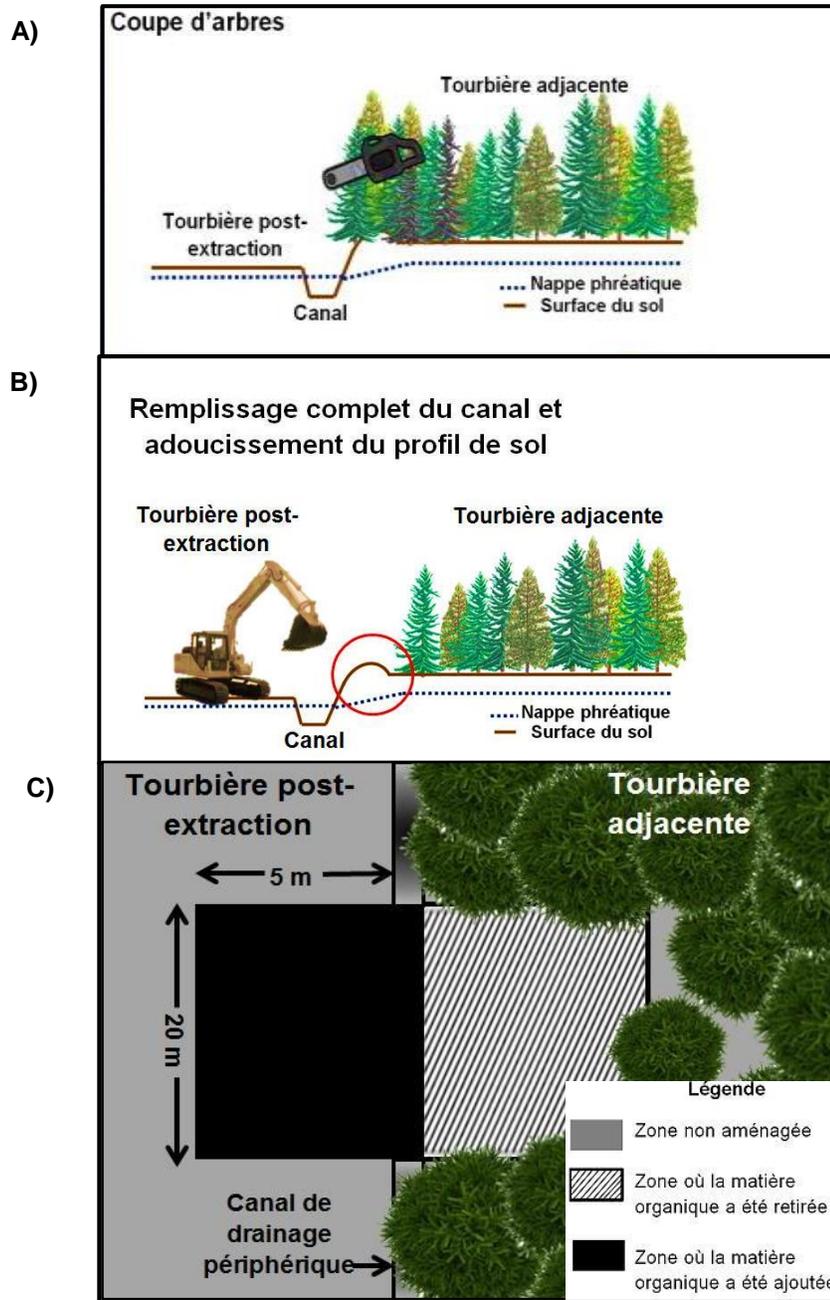


Figure 3. Travaux d'aménagement réalisés dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien. A : coupe forestière, B : remplissage du canal périphérique et adoucissement du profil de soil, C : vue aérienne des aménagements.

2.1.2. Bois-des-Bel

La tourbière ombrotrophe de Bois-des-Bel (47°58'08"N 69°25'40"O) est située à 18 km à l'est de Rivière-du-Loup. Ce bog fait partie de la sous-zone de la forêt mélangée appartenant à la zone tempérée nordique du domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'Est (Saucier *et al.* 2011) où la température moyenne varie entre -1,5°C et -1,9°C et les précipitations annuelles entre 800 et 1 359 mm (Gerardin *et al.* 2001). Le recouvrement de la région par des glaciers il y a 13 000 à 12 800 ans a mené à la présence de dépôts glaciaires et marins en bordure de fleuve là où la tourbière est située (Landry *et al.* 1984). Ce bog est caractérisé par une mosaïque de milieux ouverts et forestiers où dominent l'épinette noire, les éricacées (*Kalmia angustifolia*, *Rhododendron groenlandicum*, *Vaccinium angustifolium*) et des mousses (*Pleurozium schreberi*, *Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum russowii*) (Lavoie *et al.* 2001).

Cette tourbière serait la plus intègre du Bas-Saint-Laurent (Lachance 2005), malgré qu'un petit secteur ait fait l'objet d'extraction par aspiration entre 1972 et 1980 (Figure 4). En effet, seuls 11 des 189 ha constituant la tourbière ont fait l'objet d'une extraction et certains secteurs de la tourbière ont par la suite fait l'objet d'une restauration à l'automne 1999. La plupart des canaux de drainage ont été remblayés complètement durant la restauration à l'exception du canal périphérique ceinturant la tourbière restaurée. Plusieurs recherches ont depuis été menées à Bois-des-Bel par le Groupe de recherche en écologie des tourbières permettant de caractériser la tourbière de référence et la tourbière post-extraction notamment en termes d'évaporation, de ruissellement, de flux de carbone ou de profondeur de nappe phréatique (Shantz *et al.* 2006; McCarter *et al.* 2013; Strack *et al.* 2013; McCarter *et al.* 2014). Les écotones artificiels de cette tourbière n'ont pas fait l'objet de travaux d'aménagement dans le cadre de cette étude. Les écotones artificiels de la tourbière de Bois-des-Bel ont été comparés aux écotones observés dans la section non perturbée de la tourbière (Figure 4B). L'absence de perturbations dans cette section a été validée d'après les analyses de photos aériennes et celles-ci ont aussi permis d'estimer le couvert végétal présent avant l'extraction de la tourbe. Cette tourbière contenait des zones forestières et des zones de tourbière ouverte avant l'extraction de la tourbe, c'est pourquoi les transects dans les écotones de référence ont été positionnés pour représenter l'ensemble de ces conditions (Figure 4B).

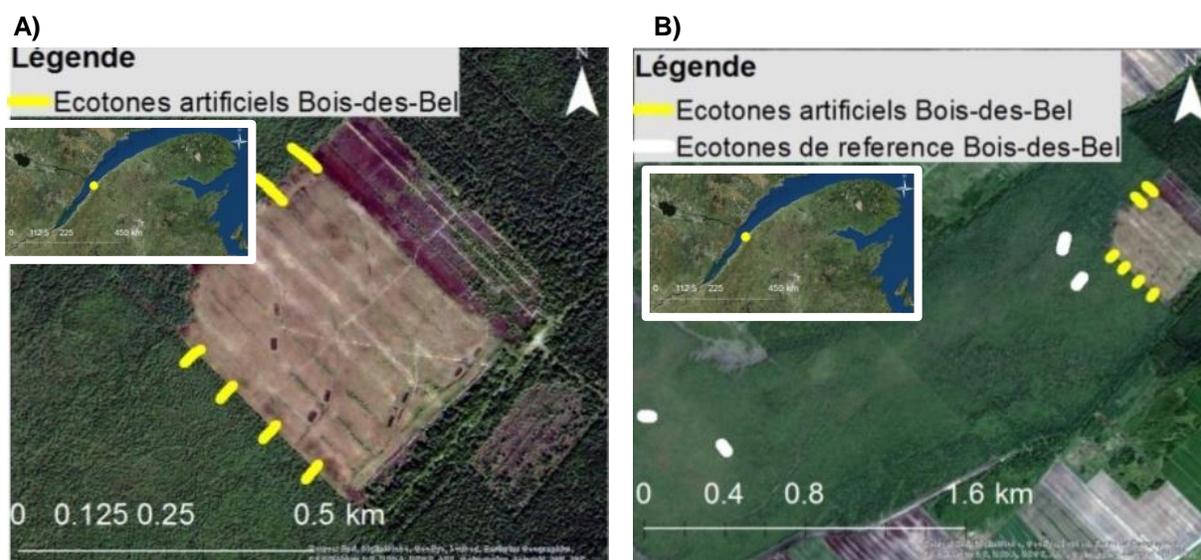


Figure 4. Photo aérienne des écotones artificiels de la tourbière de Bois-des-Bel (A) et de ses écotones de référence (B) montrant la localisation des transects inventoriés (47°58'08"N 69°25'40"O).

2.1.3. Seba Beach

Le bog de Seba Beach est localisé à environ 80 km à l'ouest d'Edmonton et se situe dans la sous-région naturelle centrale mixte de la région de la forêt boréale naturelle (Alberta, 53°27'29"N 114°52'32"O). Cette région est caractérisée par une canopée fermée où les forêts mixtes dominées par des bouleaux dans les stades primaires de succession se changent graduellement vers des forêts d'épinettes blanches (*Picea glauca*) dans les stades plus avancés de succession. Les précipitations annuelles moyennes avoisinent les 500 mm et la température moyenne se situe entre 2 et 3°C (Natural Resources Canada 2007). Les sols de la région tirent leur origine du retrait d'un glacier qui recouvrait presque la totalité de la province avant son retrait il y a environ 13 000 ans (Stamp 2009). Les terrains plats où sont trouvés la plupart des sols organiques correspondent donc au fond d'anciens lacs.

Environ 550 des 945 ha formant la tourbière ombrotrophe ont fait l'objet d'une extraction entre 1975 et 2006 (SunGro 2014). Le mode d'extraction de la tourbe dans cette région diffère légèrement de celui utilisé dans l'est du Canada, entre autres en ce qui concerne la présence d'une zone tampon laissée entre le canal de drainage périphérique et la tourbière adjacente où la tourbe ne pas fait l'objet d'une extraction (Figure 5A). Dans cette zone tampon d'une largeur d'environ 13 m, la végétation est retirée et le sol organique mis à nu, mais aucune extraction de la tourbe n'y est réalisée. La zone tampon vise plutôt à permettre un accès rapide au site en cas d'urgence, à agir comme coupe-feu et à prévenir l'arrivée d'espèces invasives (Cassandra Brown, SunGro, communications personnelles, 2015). Les écotones trouvés sur ce site ont donc été échantillonnés de façon légèrement différente pour tenir compte de la présence de cette zone. Lorsque le site a été restauré en 2012, des écotones artificiels situés en périphérie la tourbière restaurée ont fait l'objet de travaux d'aménagement sur une largeur d'environ 400 m (Figure 5B et Figure 6). Ces travaux consistaient en un remblaiement complet des canaux périphériques et un adoucissement du profil de sol de part et d'autre du canal, ce qui correspond à des travaux d'aménagement comparables à ceux de Bic-Saint-Fabien mais appliqués à plus grande échelle sur une plus large bande. Trois types d'écotones différents ont donc été échantillonnés dans cette tourbière soit des écotones artificiels, des écotones aménagés et des écotones de référence (Figure 7).

A)



B)

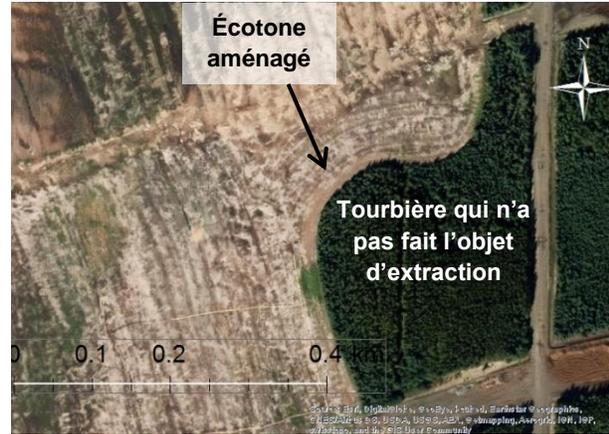


Figure 5. Photos aériennes de l'écotone artificiel avant aménagements en 2004 (A) et après les aménagements (2012) (B) (53°27'29"N 114°52'32"O).



Figure 6. Photo de l'écotone aménagé de Seba Beach (Alberta).



Figure 7. Photo aérienne de la tourbière de Seba Beach (Alberta, 53°27'29"N 114°52'32"O) montrant la localisation des transects inventoriés dans les trois types d'écotones étudiés.

2.2. Dispositif d'échantillonnage

Les principaux éléments caractérisés dans l'étude ont été la topographie, la nappe phréatique et la végétation, car il s'agit des principaux paramètres perturbés dans les écotones artificiels en périphérie des tourbières post-extraction (section 1.1). Le dispositif d'échantillonnage employé a été un système de transects traversant les écotones de façon parallèle aux gradients de végétation, tel que recommandé pour étudier de tels gradients (Lawal 2014). Ces transects débutaient à la lisière de l'écotone et s'étendaient de part et d'autre de celle-ci sur 8 m dans une tourbière ouverte et sur 25 m dans une tourbière plus boisée (Figure 8). Aucun travail d'aménagement n'était envisageable au-delà de 25 m en raison de diverses contraintes logistique et technique. De plus, les effets du drainage à cette distance sont jugés minimales (Jutras *et al.* 2007).

Afin de bien couvrir les différentes variations naturelles et de réduire la variabilité des observations, 6 répétitions de transects pour les écotones artificiels de chaque site d'étude ont minimalement été inventoriées (Tableau 1). Pour positionner ces transects dans chacun des sites d'étude, une analyse cartographique et des visites de terrain ont permis d'identifier les écotones artificiels qui présentaient des conditions adéquates à la réalisation de l'étude c'est-à-dire que les sections où des perturbations secondaires (coupes forestières, canaux secondaires, chemins ou route) étaient présentes dans un rayon de 50 m ont été rejetées. De plus, les sections des écosystèmes adjacents à la tourbière post-extraction qui ne pouvaient pas être considérées comme des tourbières (champs agricoles, sols minéraux) ont aussi été rejetées. Puisque des études récentes ont porté sur les méthodes de restauration des laggs (Paradis 2016), ces zones aux conditions éco-hydrologiques particulières ont elles aussi été exclues de l'étude. Dans tous les types d'écotones (référence, artificiel et aménagé), les transects étaient distancés minimalement de 60 m entre eux et positionnés aléatoirement dans les sections qui correspondaient aux critères de sélection.

Pour ce qui est du positionnement des transects et de leurs répétitions dans les écotones de référence, les transects étaient positionnés dans des gradients de végétation identifiés grâce à la photo-interprétation de photos aériennes. Ainsi, les inventaires ciblaient des écotones de référence loin de sources de perturbations anthropiques et passant naturellement de tourbières ouvertes vers des tourbières boisées d'après ces photos. L'effort d'échantillonnage dans les écotones de référence a été fixé à 4 répétitions de transects (sauf trois pour Seba Beach, (Tableau 1), car la variabilité naturelle de ces écotones était plus faible que celle des écotones artificiels. Dans les écotones aménagés, trois répétitions de transects ont été échantillonnés (Seba Beach et Bic-Saint-Fabien, (Tableau 1).

Les placettes d'inventaire ont généralement été positionnées à des distances de -8, 1, 1, 4, 8 et 25 m de la lisière, les placettes aux valeurs négatives étant situées dans la tourbière ouverte. À Seba Beach, la présence d'une zone tampon de 13 m entre le canal périphérique et la lisière marquant la tourbière adjacente dont la tourbe n'a pas fait l'objet d'extraction a forcé l'adaptation du positionnement des placettes (Figure 8C). Ainsi, les transects dans les écotones aménagés et dans les écotones de référence de Seba Beach se prolongeaient sur 21 m dans la tourbière ouverte et 4 placettes par transect ont été échantillonnées.

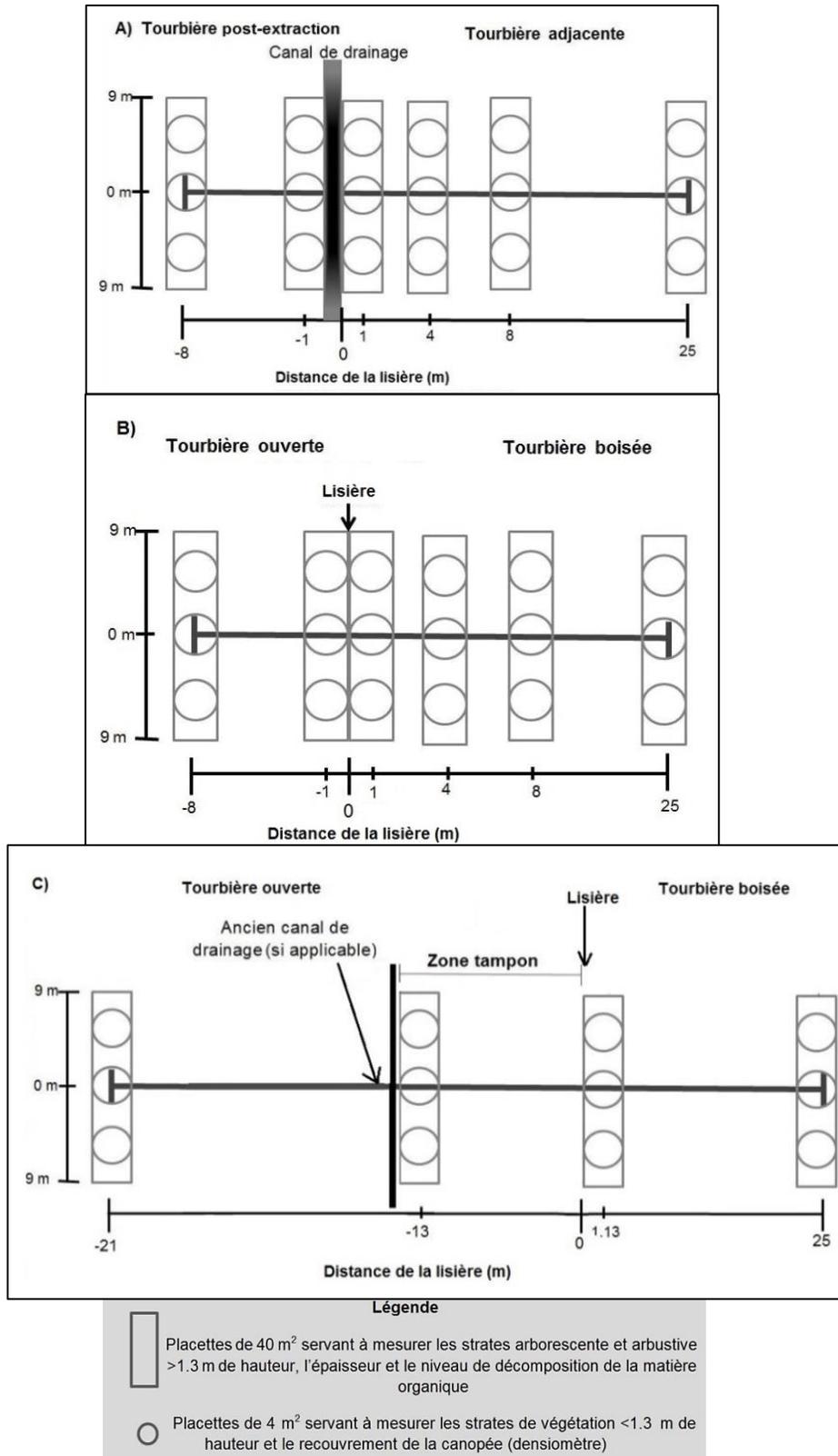


Figure 8. Schéma présentant la localisation des placettes sur les transects en fonction du type d'écotone échantillonné (A : écotones artificiels, B : écotones de référence ou aménagés, C : écotones aménagés ou de référence pour Seba Beach).

Tableau 1 . Effort d'échantillonnage pour chaque variable mesurée dans les différents écotones des trois sites d'étude.

Variables mesurées		Bic-Saint-Fabien			Bois-des-Bel			Seba Beach		
		Art.	Réf.	Amén.	Art.	Réf.	Amén.	Art.	Réf.	Amén.
Élévation du sol	Nb. de transects	3	4	3	7	4	0	3	3	3
	Mesures/transects	20	20	20	20	20	0	18	18	18
Nappe phréatique : «Multi-Profile Soil Moisture Recording System» (Odyssey)	Nb. de transects	3	4	0	7	4	0	3	3	3
	Mesures/transects	20	20	0	20	20	0	18	18	18
Nappe phréatique : Mesures manuelles dans des puits d'observation	Nb. de transects	1	0	3	1	0	0	0	0	0
	Mesures/transects	12	0	20	11	0	0	0	0	0
Nappe phréatique : «Odyssey Capacitance Water Level Logger» (Odyssey)	Nb. de transects	1	0	1	1	0	0	0	0	0
	Mesures/transects	12	0	12	11	0	0	0	0	0
Végétation	Nb. de transects	6	4	0	7	4	0	2	2	2
	Mesures/transects	6	6	0	6	6	0	4	4	4
Dendrochronologie	Nb. de transects	6	6	0	7	4	0	2	2	2
	Mesures/transects	12	12	0	14	12	0	8	8	8
Autres mesures environnementales	Nb. de transects	6	4	0	7	4	0	2	2	2
	Mesures/transects	6	6	0	6	6	0	4	4	4

2.3. Méthodologie d'échantillonnage

Les inventaires des écotones des tourbières de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel ont été entamés entre juin et août 2014 et bonifiés entre mai et août 2015. Les inventaires dans la tourbière de Seba Beach se sont déroulés en juillet 2015. Le profil topographique, la nappe phréatique, la végétation ainsi que d'autres variables environnementales ont été échantillonnés le long des transects afin de caractériser les gradients éco-hydrologiques des différents écotones identifiés sur chacun des sites.

2.3.1. Gradients topographiques et hydrologiques

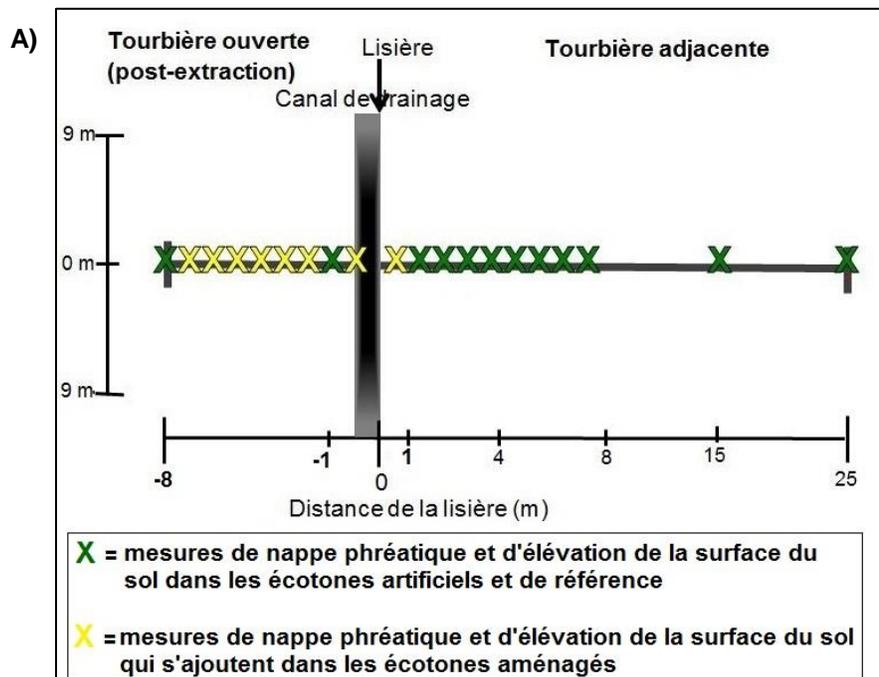
Pour caractériser la topographie des différents écotones, un altimètre sous pression hydrostatique de haute précision (précision ± 1 mm) a été utilisé (Figure 9) (Technidea corporation 2012). L'élévation relative de la surface du sol a été mesurée aux mêmes endroits que les placettes d'inventaire (Figure 8 et Tableau 2), avec certains ajouts de relevés notamment dans les premiers mètres près de la lisière (Figure 10A). Chaque élévation a été mesurée en fonction d'un point de référence relatif, soit le niveau de l'eau dans le canal pour les écotones artificiels ou le point 0 correspondant à la lisière pour les autres écotones. Ces mesures permettaient de mesurer les écarts d'élévation observés dans chacun des types d'écotones afin de pouvoir ensuite comparer les écarts observés sur les écotones artificiels avec ceux des écotones de référence.



Figure 9. Mesures d'élévations avec l'altimètre sous pression hydrostatique le long d'un transect dans un écotone aménagé de Bic-Saint-Fabien.

Tableau 2. Liste des variables échantillonnées et des outils employés pour les mesurer

Paramètre éco-hydrologique mesuré	Taille de la placette	Variable échantillonnée	Outil
Élévation et hydrologie	/	Profondeur de la nappe phréatique	«Multi-Profile Soil Moisture Recording System»(Odyssey) «Odyssey Capacitance Water Level Logger» (Odyssey) Mesures manuelles dans des puits d'observation en PVC
	/	Élévation	Altimètre sous pression hydrostatique
Végétation (structure et composition)	0,06 m ²	Recouvrement de la strate muscinale	Estimations visuelles pour les recouvrements
	4 m ²	Recouvrement des strates herbacée et ligneuse basses (<1,3m)	Guide des plantes des milieux humides et de bord de mer du Québec et des Maritimes (Lapointe, 2014)
	40 m ²	Dénombrements des tiges et recouvrement de la strate ligneuse haute (>1,3m)	Flore Laurentienne (Marie-Victorin et Rouleau, 1985) Guide des sphaignes du Québec, du Labrador et des Maritimes (Ayotte et Rochefort 2015)
Autre variables environnementales	40 m ²	Surface terrière	Pied à coulisse
	40 m ²	Age et taux d'accroissement des arbres	Sonde de Pressler
	40 m ²	Épaisseur de matière organique	Tiges emboitables en sections de 1,5 m de long en fibre de verre, pouvant atteindre 6 m
	40 m ²	Niveau de décomposition de la matière organique	Échelle Von Post (Commission canadienne de pédologie 1978; Clymo 1983) Échantillon prélevé à l'aide d'une sonde pédologique hollandaise à 20 et 60 cm de profondeur
	4 m ²	Recouvrement de la canopée	Densimètre convexe
	4 m ²	Recouvrement en sol nu ou litière	Estimations visuelles



B)



C)



Figure 10. Méthodes et emplacement des échantillonnages de l'élévation relative et de la profondeur de la nappe phréatique. A : Exemple de l'emplacement des mesures de nappes phréatiques le long des transects pour un écotone artificiel. B : «Capacitance Water Level Logger», Odyssey, C : «Multi-Profile Soil Moisture Recording System», Odyssey.

Afin de caractériser les gradients hydrologiques des écotones à l'étude, la profondeur de la nappe phréatique a été mesurée à plusieurs reprises à l'aide de diverses méthodes le long des transects d'échantillonnage (Tableau 1 et Tableau 2). Des puits d'observations (n=24, tuyaux de PVC crépinés, D.I. = 4 cm) ont été installés sur les sites de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel pour mesurer automatiquement la profondeur de la nappe phréatique par rapport à la surface du sol entre les mois de juin et d'octobre 2014 et 2015 grâce à des capteurs de niveau d'eau (Figure 10B, «Capacitance Water Level Logger», Odyssey, précision ± 8 mm). Ces capteurs étaient répartis sur un transect dans les écotones artificiels de Bois-des-Bel et sur un transect dans ceux de Bic-Saint-Fabien («x» verts sur la Figure 10A et Tableau 1)

Des puits ont aussi été installés à l'été 2015 dans les trois transects des écotones aménagés de Bic-Saint-Fabien suivant le même protocole que ceux dans lesquels la nappe était mesurée automatiquement, mais ils ont été positionnés à des distances plus fréquentes afin d'y faire des relevés manuels à 5 reprises à l'aide d'un bulleur («x» verts et jaunes sur la Figure 10A). De plus, la profondeur de la nappe phréatique a été mesurée à une échelle spatiale plus fine, en mai et juillet 2015, sur tous les transects à l'étude de chaque type d'écotone dans les trois tourbières, grâce à un appareil permettant une lecture instantanée de la profondeur de la nappe phréatique sans nécessiter la présence de puits (Figure 10C et «x» verts et jaunes sur la Figure 10A). L'utilisation de cette sonde Multi profil d'enregistrement de l'humidité du sol («Multi-Profile Soil Moisture Recording System», Odyssey, précision $\pm 2,5$ cm) et d'un protocole de lecture basé sur l'insertion graduelle de la sonde dans le sol a rendu possible une description de la nappe phréatique sur tous les transects à l'étude.

2.3.2. Gradients de végétation

Pour caractériser la structure et la composition végétale des écotones, le recouvrement et/ou le dénombrement des tiges par strate de végétation et par espèces ont été inventoriés dans chaque placette à l'aide d'outils et de méthodes décrites au Tableau 2. Le dénombrement des tiges d'essences ligneuses par classes de diamètre et par essence a été évalué dans les placettes de 40 m² (Figure 8) à l'aide d'un pied à coulisse placé à hauteur de poitrine. Ce dénombrement a par la suite été utilisé pour calculer la surface terrière. Pour évaluer visuellement le recouvrement par strate de végétation et par espèce, la taille des placettes variait selon la strate inventoriée en se basant sur le Point d'observation écologique (Service des inventaires forestiers 1994). L'estimation des recouvrements de chaque strate était faite indépendamment les unes des autres et des recouvrements supérieurs à 100 % pouvaient donc être observés.

La strate ligneuse haute (>1,3 m) était échantillonnée dans les parcelles de 40 m². Le recouvrement des strates herbacée et ligneuse basses (<1,3 m) était évalué dans trois sous-placettes circulaires de 4 m² positionnées à l'intérieur des placettes de 40 m² (Figure 8), alors que le recouvrement de la strate muscinale était mesuré dans trois placettes circulaires de 0,06 m² positionnées au centre des sous-placettes de 4 m². Dans chacune des strates végétales inventoriées, toutes les espèces présentes ont été identifiées au niveau taxonomique le plus précis possible. Certaines plantes ne pouvant être identifiées directement sur le terrain ont fait l'objet d'un prélèvement afin d'être séchées dans une presse prévue à cet effet et rapportées pour être identifiées en laboratoire. Des relevés de dendrochronologie ont aussi été effectués. L'âge et l'accroissement annuel en diamètre ont été mesurés sur les deux plus gros arbres de chaque placette de 40 m² (Figure 8, Tableau 1 et Tableau 2) grâce à leur carottage qui était réalisé à une hauteur de 1,3 m du sol à l'aide d'une sonde de Pressler. La mesure des cernes annuels sur les échantillons de bois préalablement séchés à l'air et sablés a été effectuée à l'aide du logiciel «WinDendro». Dans les placettes situées dans les tourbières post-extraction, les arbres à diamètre suffisant pour être sondés étaient rares ce qui implique que ces placettes n'ont pas été incluses dans les analyses statistiques. Les analyses de dendrochronologie des arbres des écotones de Bic-Saint-Fabien ont été faites sur 102 thuyas occidentaux et 7 individus d'autres essences (mélèze laricin (*Larix laricina*) et épinettes noires). Celles des écotones de Bois-des-Bel ont été faites sur 87 épinettes noires et 10 mélèzes laricin. Les analyses de dendrochronologie des écotones de Seba beach ont été faites sur des épinettes noires (14), des bouleaux gris (*Betula populifolia*, n=8), des pins gris (*Pinus banksiana*, n=6) et des mélèzes (n=7).

2.3.3. Autres mesures environnementales

Des mesures environnementales s'ajoutant aux principaux facteurs topographiques, hydrologiques et écologiques ont été prises pour compléter la caractérisation des gradients éco-hydrologiques des écotones inventoriés. Puisque la lumière est un facteur important régissant la présence de plusieurs espèces dans les tourbières (Kotowski *et al.* 2004), le pourcentage d'ouverture du couvert a été mesuré en utilisant un densimètre convexe (Forestry Suppliers Inc., précision $\pm 3,1\%$) (Huynh 2005). Le densimètre était utilisé à 1,3 m de hauteur et des mesures étaient prises aux 4 points cardinaux dans chacune des placettes de 4 m² (Figure 8) afin d'obtenir l'ouverture moyenne du couvert pour la placette. Il a été utilisé par le même observateur pendant la durée des échantillonnages. Par ailleurs, le degré de décomposition de la matière organique a été estimé en utilisant l'échelle de décomposition Von Post sur des échantillons de sol prélevés à 20 cm et à 60 cm de profondeur à l'aide d'une sonde pédologique hollandaise au centre des placettes de 40 m² (Commission canadienne de pédologie 1978; Clymo 1983), tel que recommandé par le Ministère des forêts, de la faune et des parcs (Service des inventaires forestiers 1994). La profondeur de matière organique a aussi été estimée au centre de ces placettes au 10 cm près à l'aide de tiges emboitables en fibre de verre de 1,5 m de longueur chacune. Ces tiges étaient insérées manuellement dans le sol et l'une des extrémités creuses permettait de confirmer l'atteinte du sol minéral sous-jacent. Le recouvrement du sol par de la litière ou exposé à nu a été évalué visuellement dans les placettes de 4 m².

2.4. Analyses statistiques

Des comparaisons multiples ont été effectuées séparément pour chaque site d'étude en raison des fortes différences entre les sites (climat, types de tourbières, végétation, etc). Le dispositif expérimental choisi pour comparer les gradients éco-hydrologiques des écotones trouvés sur un même site correspond à un dispositif hiérarchique où les transects étaient nichés dans chaque type d'écotone. Une répartition spatiale de type linéaire des transects a été établie à l'intérieur de chaque écotone que l'on considère comme une variable catégorique (écotone de référence, artificiel ou aménagé). Le positionnement linéaire des placettes sur chacun des transects a aussi été exprimé en variable catégorique décrivant leur distance par rapport à la lisière (distances -8, -1, 1, 4, 8 et 25 m, Figure 8). Puisque cette variable explicative (distance) ne pouvait être permutée spatialement, elle a été considérée comme une mesure répétée. Les mesures répétées des distances ont donc guidé la sélection d'une ANOVA ne considérant que l'interaction Écotone x Distance comme variable explicative, puisqu'aucune inférence valable ne pouvait être exprimée à partir des effets simples. Les valeurs des variables réponses ont été exprimées pour chacune des 12 ou 18 classes (6 distances * 2 ou 3 types d'écotones) et elles ont toutes été comparées entre elles grâce au test de comparaison multiple de Tukey lorsque l'interaction Écotone x Distance était significative (Annexe 1). La moyenne obtenue sur plusieurs sous-échantillons de certaines variables réponses a été incluse dans les ANOVA, par exemple dans le cas des petites placettes 3 x 0,06 m² situées à l'intérieur des placettes de 40 m² pour les recouvrements de la strate muscinale ou des petites placettes 3 x 4 m² pour la strate arbustive situées à l'intérieur des placettes de 40 m². Cela avait pour objectif de diminuer la variance produite par un échantillonnage à une fine échelle dans un milieu diversifié. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (R Development Core Team 2011). La méthode du maximum de vraisemblance a été utilisée dans le modèle mixte et le seuil de signification a été fixé à 0,05. Les analyses statistiques des données de Seba Beach se basaient sur un échantillonnage complet de 2 transects, à l'exception des données de profondeur de nappe et de topographie (Tableau 1). Les résultats de ces analyses doivent donc être considérés avec prudence.

Des arbres de régression multivariés (*multivariate regression tree* MRT) ont aussi été réalisés afin d'expliquer les données de structure et de composition végétale des écotones de référence et artificiels en fonction des variables environnementales et de détecter les différences observées au sein de la composition végétale entre les différents écotones. Les MRT sont une méthode de régression permettant d'expliquer et de prédire l'abondance d'espèces à partir des données environnementales (ordination contrainte) (De'ath 2002). Ils permettent de regrouper des sites (dans ce cas-ci, les distances) sur la base de caractéristiques similaires dans la composition végétale afin de maximiser la similarité des sites dans les groupes. La dépendance entre les variables environnementales avait préalablement été testée à l'aide de corrélations de *Pearson* afin

d'orienter le choix des variables incluses dans les MRT et d'éviter l'utilisation conjointe de variables à forte colinéarité. Ainsi, les données d'élévations, de profondeurs de nappe phréatique (sonde d'enregistrement Multi profil d'humidité du sol), d'ouverture de la canopée, de VonPost, de densité de tiges à l'hectare et de recouvrements en litière et sol nu ont été utilisées. Les données d'abondance d'espèces (pourcentages de recouvrements) utilisées dans les MRT avaient préalablement subi une transformation d'Hellinger qui permet notamment de ne pas surévaluer l'importance du poids des espèces rares dans les analyses (Legendre *et al.* 2001). Le pourcentage permettant de déclarer une espèce discriminante était fixé entre 9 et 10 % afin d'obtenir au moins une espèce discriminante pour chaque nœud.

3. Résultats

3.1. Caractérisation des gradients éco-hydrologiques des écotones artificiels et de référence

3.1.1. Gradients topographique et hydrologique

L'analyse des gradients topographiques et hydrologiques des écotones artificiels a été réalisée dans le but de décrire l'étendue des différences entre ces gradients et ceux des écotones de référence. Plusieurs tendances similaires ont été observées entre les dénivelés des écotones de Bois-des-Bel et de Bic-Saint-Fabien (Figure 11). D'abord, dans les écotones de référence de ces deux sites, des dénivelés pratiquement nuls dans la surface du sol ($-4 \pm 1 \text{ cm}^1$) et dans la nappe phréatique ont été observés sur la distance échantillonnée (33 m) et aucun changement abrupt n'a été noté (Figure 11A). Par ailleurs, tant dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien que dans ceux de Bois-des-Bel, des dénivelés importants sont observés entre la tourbière post-extraction et la tourbière adjacente (Figure 11B). En effet, l'élévation relative de la surface du sol des tourbières post-extraction (de -8 à 0 m de la lisière) est en moyenne plus basse de 42 cm ($\pm 5 \text{ cm}$) que celle des tourbières adjacentes (de 1 à 25 m de la lisière), ce qui concorde avec l'extraction de la tourbe qui y a eu lieu dans le passé. Ainsi, les changements d'élévation de la surface du sol entre les tourbières post-extraction et les tourbières adjacentes ne correspondent à aucune situation rencontrée dans les écotones de référence.

Des différences existent aussi entre les observations faites au sein des deux sites. Le dénivelé total de la surface du sol dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien est plus important que celui dans les écotones artificiels de Bois-des-Bel et la pente naturelle y semble donc plus prononcée (Figure 11B). En effet, les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien présentent un dénivelé moyen de 145 cm d'élévation sur la distance de 33 m échantillonnée (-8 à 25 m), alors que ceux de Bois-des-Bel présentent un dénivelé moyen de 69 cm sur la même distance. La pente observée entre 8 m et 25 m dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien semble d'origine naturelle étant donné que le fen s'est développé dans une vallée étroite bordé au nord par des collines calcaires linéaires (340 m asl) du parc national du Bic.

Par ailleurs, entre 0 et 5 m dans les écotones artificiels, la tendance observée dans le dénivelé de la nappe phréatique diffère entre les deux tourbières (Figure 11B). À l'opposé de Bois-des-Bel, la transition abrupte dans le gradient topographique de Bic-Saint-Fabien ($34 \pm 10 \text{ cm}$ entre 0 et 2 m de la lisière) n'implique toutefois pas de nappe phréatique très profonde, puisque celle-ci suit relativement bien les changements observés dans la surface du sol. Toutefois, on note qu'à 2 m de

¹ moyenne \pm erreur type

la lisière, l'élévation relative de la nappe phréatique de ces écotones artificiels suit plus difficilement les changements d'élévations relatives de la surface du sol. À Bois-des-Bel, une transition topographique encore plus abrupte que celle de Bic-Saint-Fabien est observée entre 0 et 2 m de la lisière, marquée par des dénivelés moyens de la surface du sol de l'ordre de 58 cm (± 9 cm). Contrairement à la situation observée dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien, la nappe phréatique suit un profil relativement plat entre -8 et 8 m de la lisière, ce qui implique d'importants écarts entre la surface du sol et l'élévation de la nappe phréatique particulièrement de 0 à 8 m. Ces écarts s'amenuisent à partir de 15 m de la lisière, car la nappe y suit une remontée progressive jusqu'au 25^{ème} mètre. Bref, malgré que des différences aient été observées entre les gradients topographiques des écotones des deux types de tourbières, leurs écotones artificiels présentent de forts dénivelés dans la surface du sol entre la tourbière post-extraction et la tourbière adjacente alors que leurs écotones de référence n'en présentent pas.

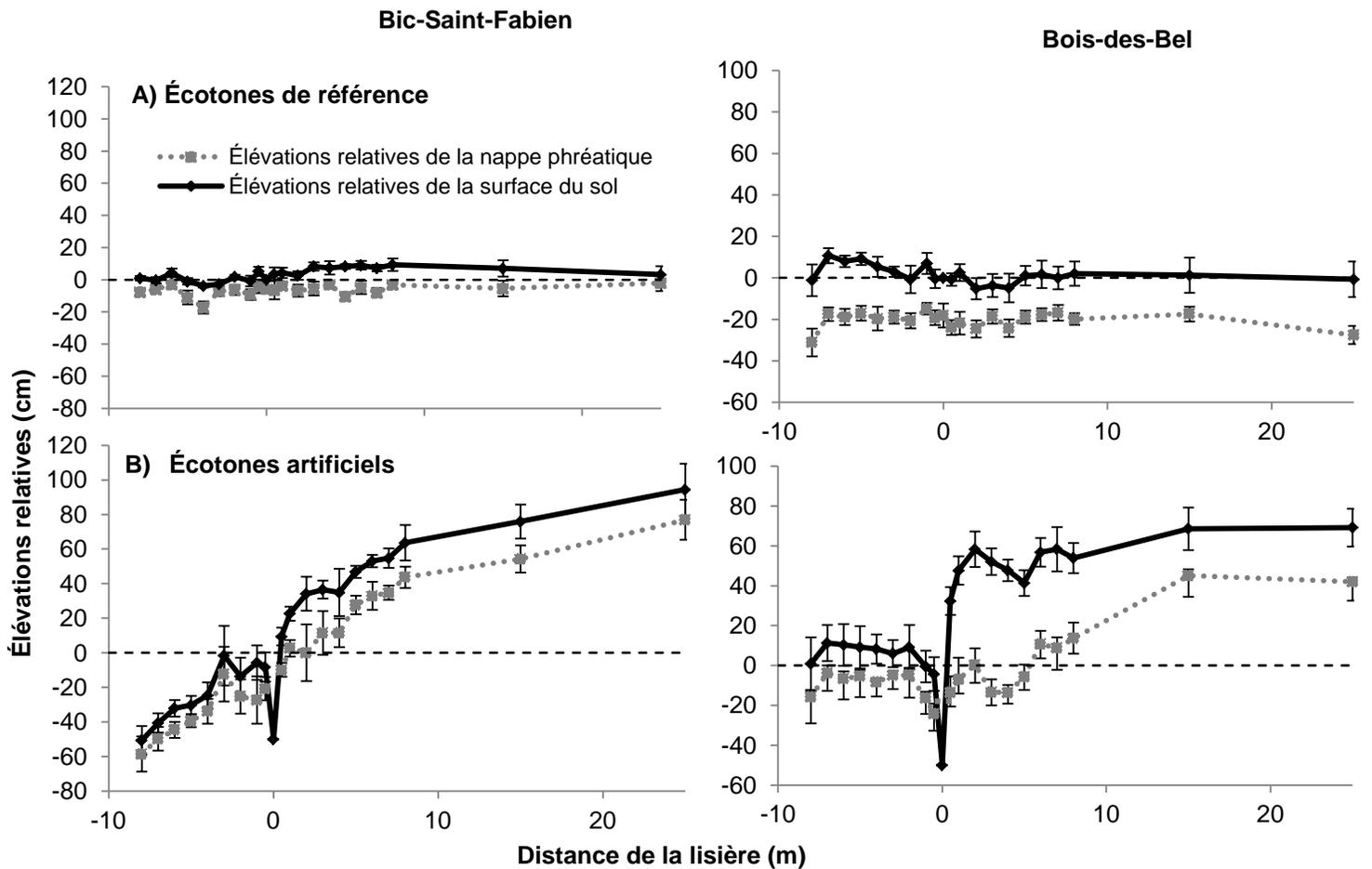


Figure 11. Élévations relatives moyennes de la surface du sol et de la nappe phréatique (\pm erreur-type) pour les transects situés dans les écotones de référence (A) et artificiels (B) de Bic-Saint-Fabien (gauche) et Bois-des-Bel (droite). Figure A : n=6 pour Bic-Saint-Fabien, n=8 pour Bois-des-Bel, Figure B : n=6 pour Bic-Saint-Fabien, n=14 pour Bois-des-Bel. Les élévations ont été mesurées en fonction de l'élévation de la placette 0 m et les mesures de nappe phréatique ont été prises aux mois de mai et juillet 2015.

Pour Bic-Saint-Fabien, la profondeur de la nappe phréatique par rapport à la surface du sol ne varie pas significativement en fonction de l'interaction écotone*distance ($P=0,16$). Dans les écotones de référence de Bic-Saint-Fabien, la profondeur moyenne de la nappe phréatique mesurée se situe entre -4 et -19 cm de profondeur le long des transects (Figure 12A). Dans les écotones artificiels, la plus grande profondeur de nappe phréatique est trouvée à 2 m de la lisière (-34 ± 14 cm) et celle-ci ne correspond à aucune valeur mesurée dans les écotones de référence. À partir du 4^{ème} m de la lisière dans les écotones artificiels, la nappe se situe en général autour de -20 cm de profondeur, ce qui s'approche des valeurs mesurées dans les écotones de référence.

Pour le site Bois-des-Bel, la profondeur de la nappe phréatique varie significativement en fonction de l'interaction écotone*distance ($P < 0,0001$). Pour les écotones de référence de cette tourbière, la profondeur de la nappe phréatique mesurée se situe entre -15 et -30 cm (Figure 12B). Entre la tourbière post-extraction et la tourbière adjacente, la nappe change rapidement pour atteindre la plus forte profondeur à une distance de 3 m de la lisière (-65 ± 7 cm). À partir du 4^{ème} mètre, la nappe phréatique suit une remontée jusqu'au 15^{ème} mètre. Plusieurs différences significatives ont été trouvées notamment entre la nappe phréatique de 0 à 3 m avec celle des placettes situées à 15 m et à 25 m et avec celle des placettes correspondantes dans les écotones de référence ($P < 0,05$). La nappe phréatique des écotones artificiels atteint des valeurs semblables à celles des écotones de référence à 15 m de la lisière.

Ainsi, dans les écotones de référence des tourbières de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel, la nappe phréatique varie relativement peu tout au long des transects, illustrant une profondeur relativement constante le long de ces écotones. De plus, pour les deux tourbières, certaines différences ont été trouvées entre la profondeur de la nappe phréatique des écotones artificiels et ceux des écotones de référence, mais particulièrement entre les écotones de Bois-des-Bel. La nappe phréatique des écotones artificiels des deux tourbières est assez profonde près de la lisière (0 à 4 m) et elle l'est de moins en moins à partir du 4^{ème} mètre en s'éloignant de la lisière.

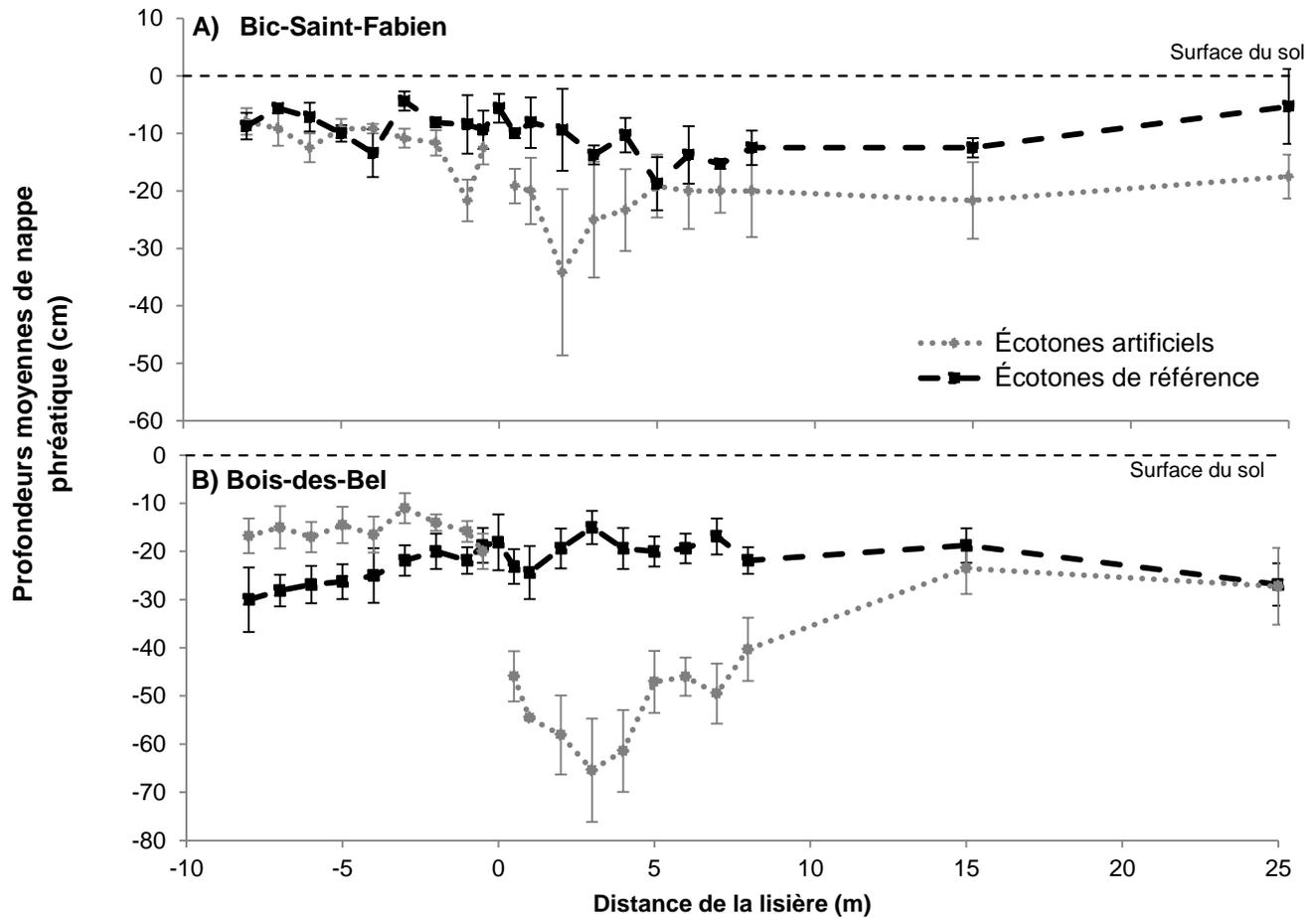


Figure 12. Profondeur moyenne de la nappe phréatique (\pm erreur-type) par rapport à la surface du sol sur les transects des écotones artificiels et de référence des sites Bic-Saint-Fabien (A) et Bois-des-Bel (B). (n=6 pour artificiels sur la figure A et 8 pour référence, n=14 pour artificiels sur la figure B et 8 pour référence sur la figure B).

3.1.2. Gradients de végétation

L'historique de la croissance des arbres dans les écotones artificiels et de référence a été analysé et comparé afin de décrire l'effet des perturbations passées sur les gradients de végétation qui les caractérisent aujourd'hui. Les arbres situés à 1 m de la lisière étaient significativement plus jeunes que ceux situés à 25 m dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel (Figure 13). Ainsi, les comparaisons sur les taux de croissance entre ces deux distances peuvent être influencées par l'âge des arbres. Néanmoins, aucune autre différence significative n'a été trouvée entre les autres distances au niveau de l'âge des arbres.

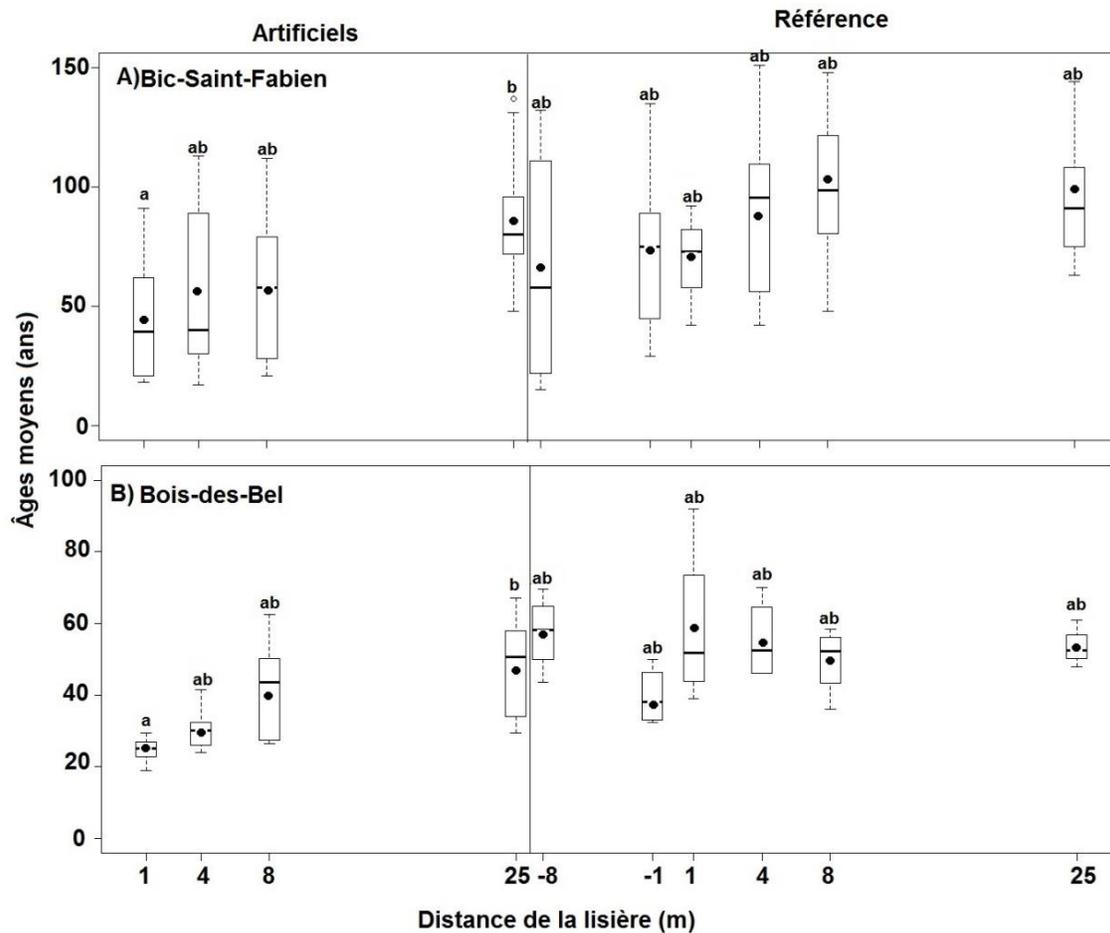


Figure 13. Âges moyens des arbres dans les écotones artificiels (gauche) et de référence (droite) de Bic-Saint-Fabien (A) et de Bois-des-Bel (B). Les résultats d'un test de comparaisons multiples de moyennes de Tukey sont indiqués par des lettres (les moyennes indiquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes à $P \leq 0,05$). Les rectangles relient le premier et le troisième quartile et sont coupées par une ligne indiquant la médiane. Les points noirs indiquent les valeurs moyennes et les points blancs indiquent les valeurs atypiques. Les segments pointillés vont jusqu'aux valeurs extrêmes.

Les accroissements annuels moyens en diamètre dans les écotones de référence des deux tourbières sont constants le long des gradients de végétation et aucune différence significative n'a donc été décelée dans ces écotones. Pour la période qui a suivi le début de l'extraction de la tourbe, ces accroissements pour les arbres éloignés de 1 m, 4 m et 8 m de la bordure d'extraction dans les écotones artificiels sont significativement plus élevés que ceux situés à 25 m, et ce, tant pour les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien que ceux de Bois-des-Bel (Figure 14). Les accroissements des arbres situés à 25 m de la lisière dans les écotones artificiels des deux tourbières ($0,9 \pm 0,1$ mm/an) ne sont pas significativement différents de ceux des arbres situés dans les écotones de référence ($0,8$ mm/an) et ils ont des valeurs plus près de celles des écotones de référence que de celles observées de 1 à 8 m de la lisière ($1,4 \pm 0,1$ mm/an). Ceci s'explique par le fait que, dans les écotones artificiels des deux tourbières, les croissances annuelles en diamètre semblent avoir augmenté entre 14 et 30 ans après le début de l'extraction de la tourbe, sauf pour les arbres situés à 25 m de la lisière d'extraction (Figure 15).

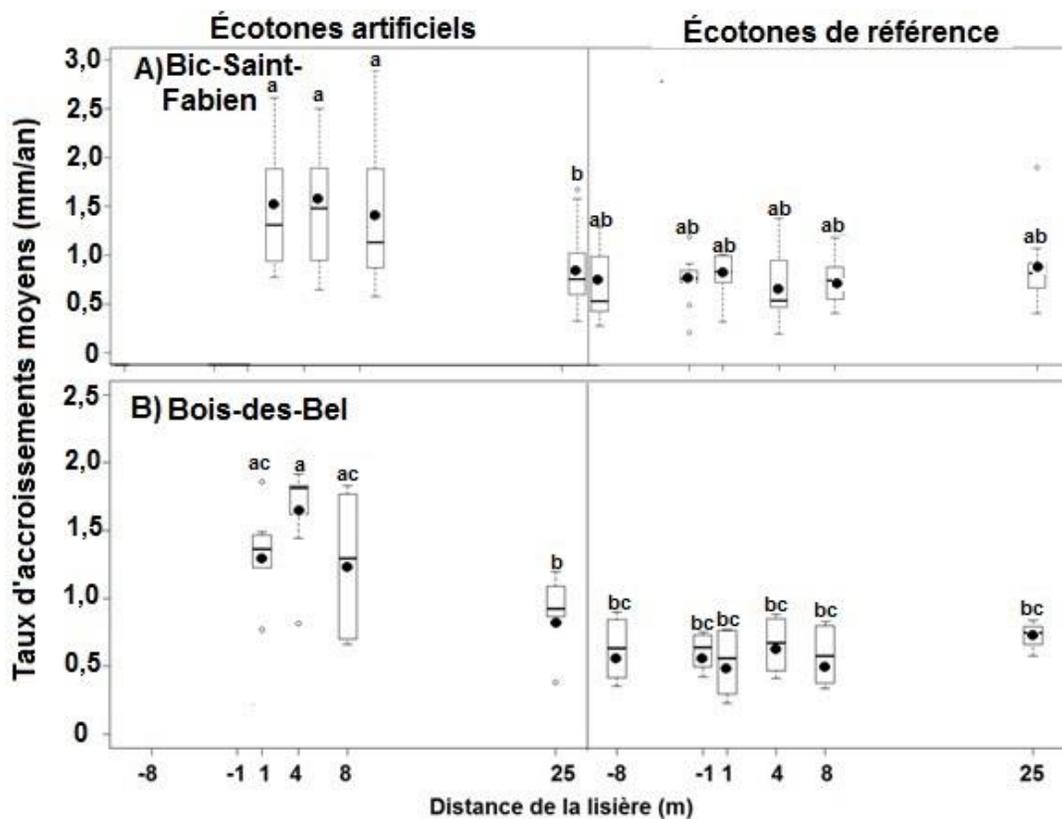


Figure 14. Taux d'accroissement annuels moyens en diamètre des arbres depuis l'extraction de la tourbe pour les écotones artificiels (gauche) et de référence (droite) de Bic-Saint-Fabien (A) et Bois-des-Bel (B). Se référer à la Figure 13 pour la symbolique du graphique. Les activités d'extraction ont débuté entre 1953 et 1963 près des écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien et en 1972 près de ceux de Bois-des-Bel.

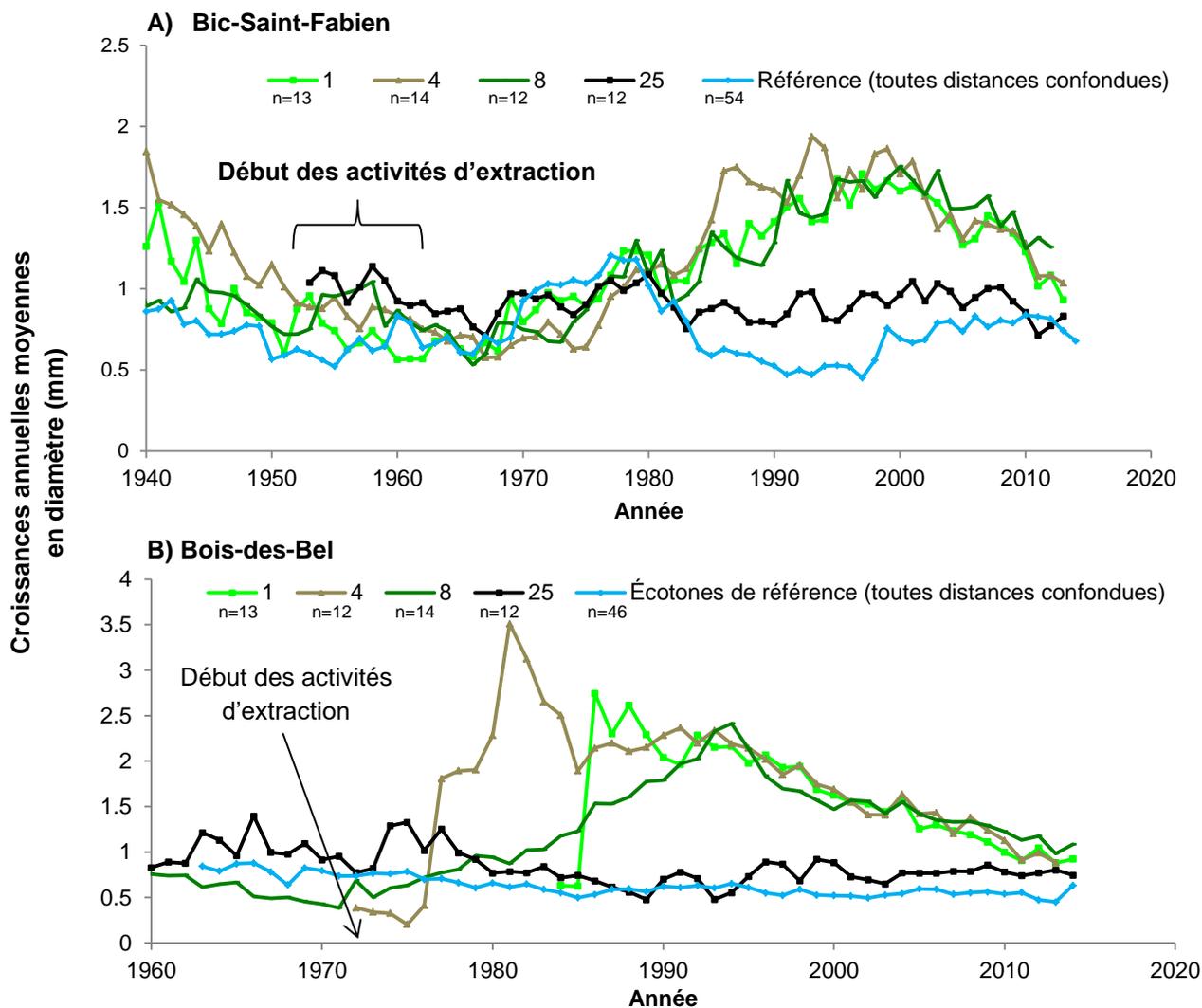


Figure 15. Croissances annuelles moyenne en diamètre (mm) des arbres en fonction des années depuis le début de l'extraction de la tourbe à certaines distances de la lisière pour les écotones artificiels et de référence des sites d'étude de Bic-Saint-Fabien (A) et de Bois-des-Bel (B).

Les surfaces terrières des écotones de référence augmentent en allant vers la tourbière boisée en raison d'une augmentation des arbres marchands (10 cm et plus de diamètre) particulièrement notable à Bic-Saint-Fabien (Figure 16). Ce résultat est certes logique pour ces écotones qui avaient volontairement été sélectionnés pour leur augmentation du couvert forestier, mais la tendance diffère toutefois dans les écotones artificiels. En effet, des différences dans les valeurs et les tendances de surfaces terrières au sein des écotones artificiels des deux tourbières ont été trouvées. Notamment, les surfaces terrières augmentent rapidement entre les tourbières post-extraction et les tourbières adjacentes dans les écotones artificiels puisque des valeurs presque nulles ont été observées dans les tourbières post-extraction (-8 m et -1 m). Même dans la zone post-extraction de la tourbière de Bois-des-Bel, peu d'arbres s'y sont implantés malgré que plus de 30 ans se soient écoulés depuis la fin des activités d'extraction ce que dénotent les surfaces terrières presque nulles mesurées à cet endroit (Figure 16). Dans les écotones artificiels de Bic-

Saint-Fabien, on note une augmentation progressive de la surface terrière de la lisière d'extraction (1 m) jusqu'à 25 m de celle-ci. Dans les écotones artificiels de Bois-des-Bel, cette augmentation n'est pas progressive puisque les valeurs maximales de surfaces terrières sont trouvées à 8 m de la lisière en raison de l'abondance des tiges des classes de diamètre 10 à 18 cm. Ceci implique des différences significatives avec les valeurs obtenues pour cette strate à 25 m ($P \leq 0,05$). Ainsi, l'abondance de ces tiges à 1 m, 4 m et 8 m dans les écotones artificiels de Bois-des-Bel est responsable de valeurs de surfaces terrières ne correspondant pas à celles des écotones de référence. Dans les deux tourbières, les surfaces terrières à 25 m dans les écotones artificiels et de référence ne sont pas significativement différentes.

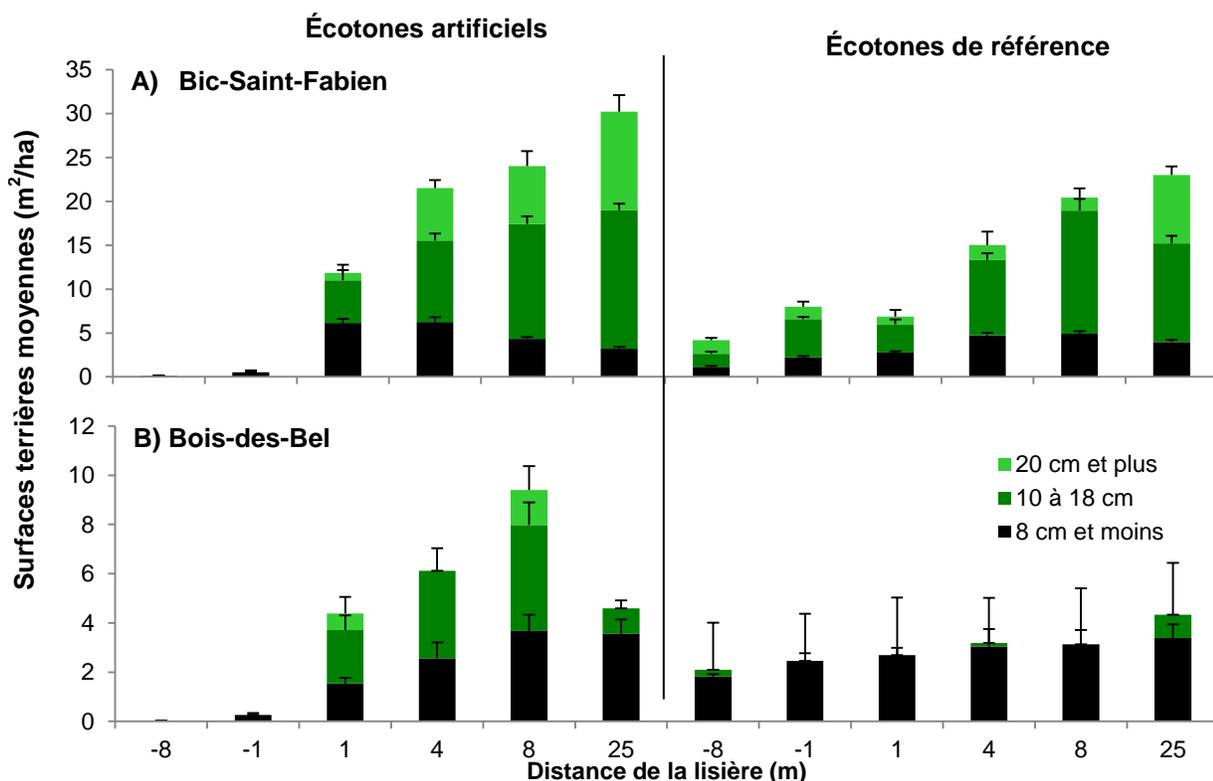


Figure 16. Répartition de la moyenne de la surface terrière (+ erreur-type) par classe de diamètre pour les écotones artificiels (gauche) et de référence (droite) de Bic-Saint-Fabien (A) et de Bois-des-Bel (B).

Dans les écotones artificiels de Bois-des-Bel, les fortes surfaces terrières à proximité du canal semblent s'expliquer par l'abondance de tiges marchandes (Figure 16B), c'est pourquoi des analyses ont été faites sur les densités de ces tiges dans les écotones de cette tourbière (Figure 17B). À l'inverse, les surfaces terrières des tiges non marchandes dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien semblaient présenter une tendance ne suivant pas celle rencontrée dans les écotones de référence et des analyses de densités de ces tiges ont donc été réalisées (Figure 17A). Dans les écotones de référence de Bic-Saint-Fabien, les tiges non marchandes (8 cm et moins de diamètre) augmentent graduellement en densité pour atteindre des valeurs maximales de $7\ 804 \pm 1\ 275$ tiges/ha à 4 m (Figure 17A). Les densités en tiges non marchandes des placettes

situées à 1 m et celles situées à 25 m dans les écotones artificiels sont significativement différentes. En effet, on trouve en moyenne 13 346 tiges non marchandes par hectare ($\pm 1\,882$ tiges/ha) entre 1 m et 8 m dans les écotones artificiels ce qui ne correspond pas aux valeurs obtenues à 25 m ou dans les écotones de référence. Les tiges non marchandes situées à 25 m dans les écotones artificiels de cette tourbière ont des densités semblables ($5\,948 \pm 1\,367$ tiges/ha) à celles observées à la même distance dans les écotones de référence.

Dans le cas des écotones de référence de Bois-des-Bel, les arbres marchands deviennent de plus en plus nombreux en allant vers la tourbière boisée (Figure 17B) tel que prédit par les critères de sélection de ces écotones. Toutefois, les tiges marchandes dans les écotones artificiels de Bois-des-Bel sont présentes sous de fortes densités à 8 m ($2\,107 \pm 255$ tiges/ha) et des différences significatives ont donc été trouvées avec les placettes situées à 25 m (491 ± 228 tiges/ha) et avec les écotones de référence dans lesquels le maximum de densités de tiges marchandes correspond à 492 ± 284 tiges/ha et est atteint à 25 m. Les arbres marchands situés à 25 m du canal dans les écotones artificiels sont donc trouvés sous des densités semblables à celles des écotones de référence.

Bref, dans les écotones artificiels des deux tourbières, la strate ligneuse présente des densités plus importantes minimalement dans les 4 premiers mètres près du canal par rapport aux écotones de référence et aux placettes situées à 25 m. Pour Bic-Saint-Fabien, cela a été observé dans les densités en tiges non marchandes, alors que pour Bois-des-Bel, de fortes valeurs de densités en tiges marchandes induisant de fortes surfaces terrières ont été observées. À 25 m du canal dans les deux tourbières, les densités en tiges marchandes ou non marchandes sont similaires à celles observées dans les écotones de référence.

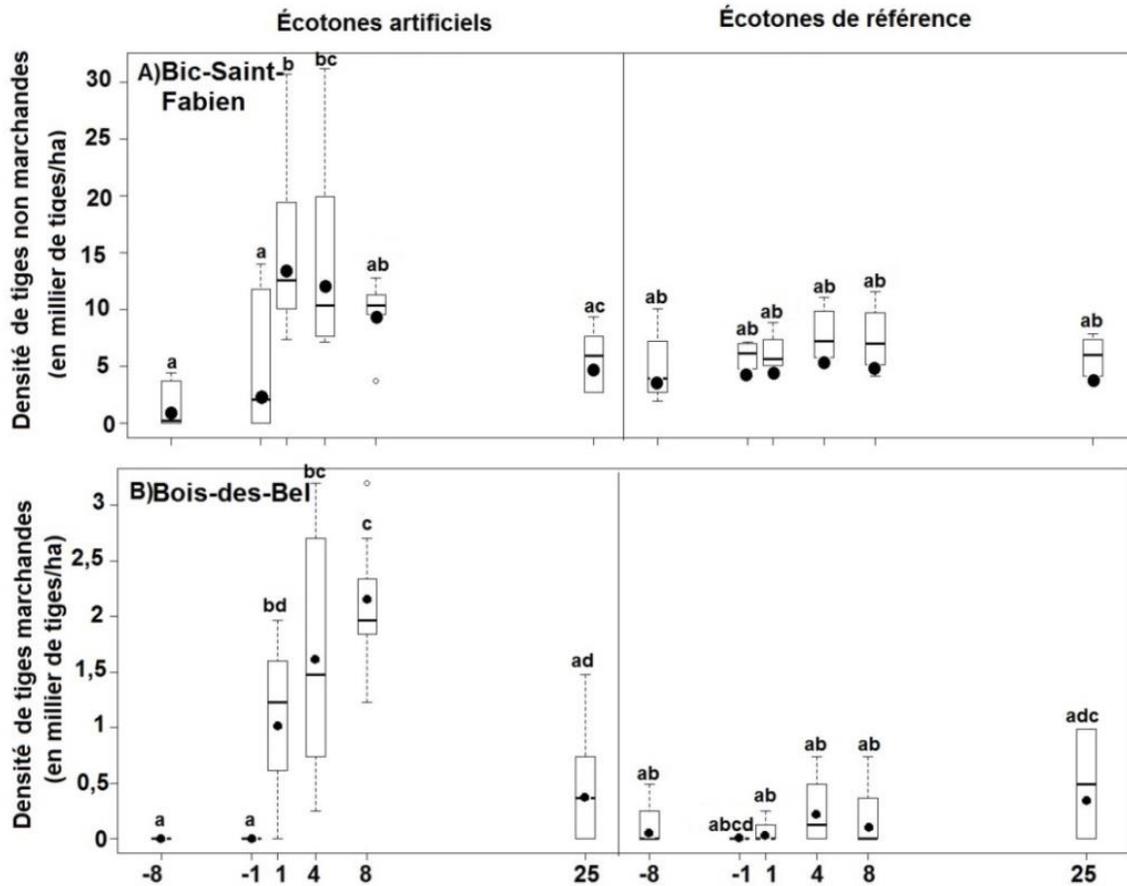


Figure 17. Densité en tiges marchandes ou non marchandes des essences ligneuses pour les écotones artificiels (gauche) et de référence (droite) de Bic-Saint-Fabien (A) et de Bois-des-Bel (B). Se référer à la Figure 13 pour la symbolique du graphique.

La plus grande abondance des mousses au sol est trouvée dans les parties ouvertes des écotones de référence des deux tourbières et leur couvert diminue quelque peu en milieu plus fermé (Figure 18). La strate muscinale atteint des valeurs minimales à 8 m dans les écotones artificiels de Bois-des-Bel et à -8 et -1 m pour ceux de Bic-Saint-Fabien où la restauration est plus récente. Dans les écotones artificiels des deux tourbières, on note des recouvrements faibles de mousses près de la lisière alors qu'à 25 m de la bordure, ces recouvrements tendent vers l'abondance en bryophytes des écotones de référence

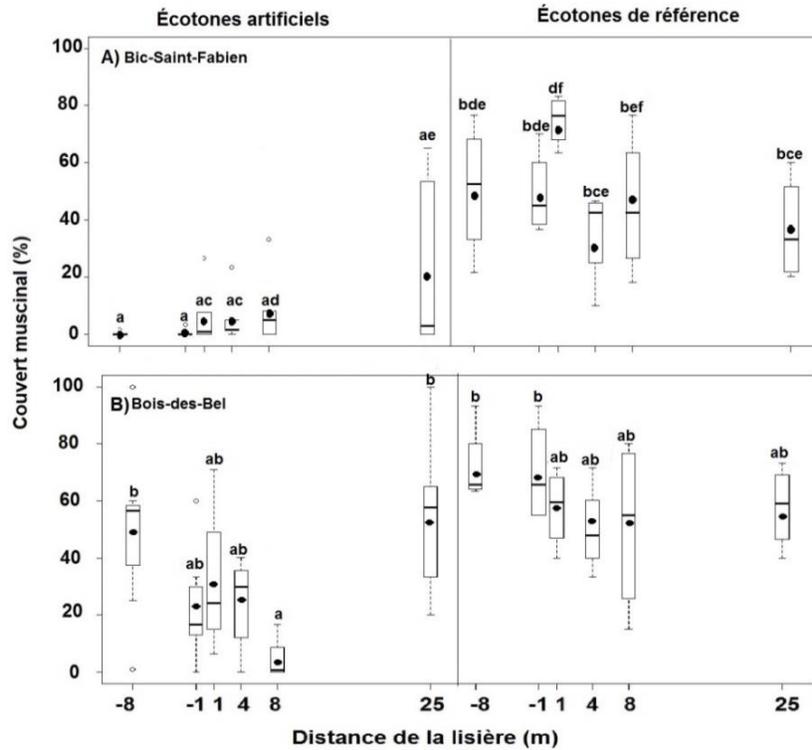


Figure 18. Pourcentage de recouvrement de la strate muscinal pour les écotones artificiels (gauche) et de référence (droite) de Bic-Saint-Fabien (A) et de Bois-des-Bel (B). Se référer à la Figure 13 pour la symbolique du graphique.

En termes de composition végétale, dans les écotones de référence de Bic-Saint-Fabien, les espèces dominantes sont majoritairement préférentielles ou fréquentes mais non préférentielles des tourbières et aucune espèce terrestre ne figure parmi les espèces les plus abondantes (Tableau 3). Dans les écotones artificiels de la tourbière de Bic-Saint-Fabien, les espèces les plus abondantes entre -8 m et 8 m sont des espèces non préférentielles ou fréquentes en tourbières mais non préférentielles à cet écosystème (e.g. *Alnus incana* subsp. *rugosa*). Dans cette même zone, une espèce terrestre figure parmi les espèces dominantes (*Rubus idaeus*). À 25 m dans les écotones artificiels de cette tourbière, l'espèce la plus abondante est préférentielle aux tourbières. Les espèces les plus abondantes entre -8 et 8 m dans les écotones artificiels sont différentes de celles trouvées dans les placettes correspondantes dans les écotones de référence. À 25 m du canal, les espèces dominantes sont les mêmes dans les deux types d'écotones de cette tourbière.

Dans les écotones de référence de Bois-des-Bel, les espèces dominantes sont toutes des espèces fréquentes ou préférentielles aux tourbières et facultatives ou obligées des milieux humides (Tableau 3). La plupart des espèces dominantes dans les écotones artificiels de cette tourbière sont

des espèces préférentielles aux tourbières et facultatives ou obligées des milieux humides, sauf pour le *Vaccinium angustifolium* trouvé à -8 et -1 m qui est une espèce de milieu terrestre. Des différences ont été observées dans les espèces dominantes entre les écotones de référence et les écotones artificiels de cette tourbière. Les espèces dominantes à -8 et -1 m dans les écotones artificiels sont des arbustes (*Vaccinium angustifolium* et *Rhododendron groenlandicum*) alors que dans les placettes -8 et -1 des écotones de référence, ce sont l'épinette noire et le *Sphagnum capillifolium*. L'*Ilex mucronata* figure parmi les espèces les plus abondantes de 1 m à 8 m dans les écotones artificiels, alors qu'il ne figure pas dans celles des écotones de référence. Tout comme c'était le cas dans les écotones de Bic-Saint-Fabien, à 25 m du canal, les espèces dominantes sont les mêmes dans les deux types d'écotones alors que des différences sont observées entre 1 et 8 m.

Tableau 3. Caractérisation des habitats des deux espèces les plus abondantes dans les écotones artificiels et de référence de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel à différentes distances de la lisière. Se référer à la Figure 8 pour visualiser l'emplacement des placettes. Les espèces les plus abondantes sont les espèces dont les recouvrements moyens dans la placette correspondant à la strate inventoriée sont les plus élevés. Les moyennes ont été calculées afin de fusionner les placettes -8 et 1 m et 1 m à 8 m ensemble.

Site	Espèce	Placettes		Placettes -8 et -1 m				Placettes 1, 4 et 8 m				Placettes 25 m			
		Écotone		Artificiel		Référence		Artificiel		Référence		Artificiel		Référence	
		Ordre d'abondance/ Statuts		1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}
Bic-Saint-Fabien			<i>Thuja occidentalis</i>	<i>Rubus idaeus</i>	<i>Sphagnum warnstorffii</i>	<i>Trichophorum alpinum</i>	<i>Thuja occidentalis</i>	<i>Alnus incana</i> subsp. <i>rugosa</i>	<i>Sphagnum warnstorffii</i>	<i>Trichophorum alpinum</i>	<i>Sphagnum warnstorffii</i>	<i>Thuja occidentalis</i>	<i>Thuja occidentalis</i>	<i>Sphagnum warnstorffii</i>	
	Préférence pour les tourbières	Non préférentielle	X	X			X					X	X		
		Fréquente mais non préférentielle						X							
		Préférentielle			X	X			X	X	X			X	
	Minérotrophe	Riche	n/a	n/a	X	n/d	n/a		X	n/d	X	n/a	n/a	X	
		Intermédiaire	n/a	n/a		n/d	n/a	X		n/d		n/a	n/a		
		Pauvre	n/a	n/a		n/d	n/a			n/d		n/a	n/a		
		Ombrotrophe	n/a	n/a		n/d	n/a			n/d		n/a	n/a		
	Préférence pour les milieux humides	Obligée				X				X					
		Facultative	X		X		X	X	X		X	X	X	X	
		Terrestre		X											

Site	Espèce	Placettes -8 et -1 m				Placettes 1, 4 et 8 m				Placettes 25 m			
		Artificiel		Référence		Artificiel		Référence		Artificiel		Référence	
		1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}
	<i>Vaccinium angustifolium</i>												
	<i>Rhododendron groenlandicum</i>												
	<i>Picea mariana</i>												
	<i>Sphagnum capillifolium</i>												
	<i>Pleurozium schreberi</i>												
	<i>Ilex mucronata</i>												
	<i>Picea mariana</i>												
	<i>Pleurozium schreberi</i>												
	<i>Pleurozium schreberi</i>												
	<i>Picea mariana</i>												
	<i>Picea mariana</i>												
	<i>Pleurozium schreberi</i>												
Bois-des-Bel	Préférence pour les tourbières	Non préférentielle											
		Fréquente mais non préférentielle											
		Préférentielle											
	Minérotrophe	Riche											
		Intermédiaire											
		Pauvre											
		Ombrotrophe											
	Préférence pour les milieux humides	Obligée											
		Facultative											
		Terrestre											

3.1.3. Gradients des autres variables environnementales

Dans les écotones de référence de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel, la tourbe était de plus en plus décomposée en allant vers la tourbière boisée et ce, autant pour les échantillons prélevés à 20 cm qu'à 60 cm de profondeur (Figure 19). Dans les écotones artificiels de ces tourbières, le niveau de décomposition de la matière organique ne suivait pas de tendance précise le long des transects peu importe la profondeur à laquelle l'échantillon était prélevé. Aucune différence significative n'a été décelée dans les paramètres qui ont permis de caractériser la matière organique (épaisseur et niveau de décomposition) entre les écotones artificiels et les écotones de référence.

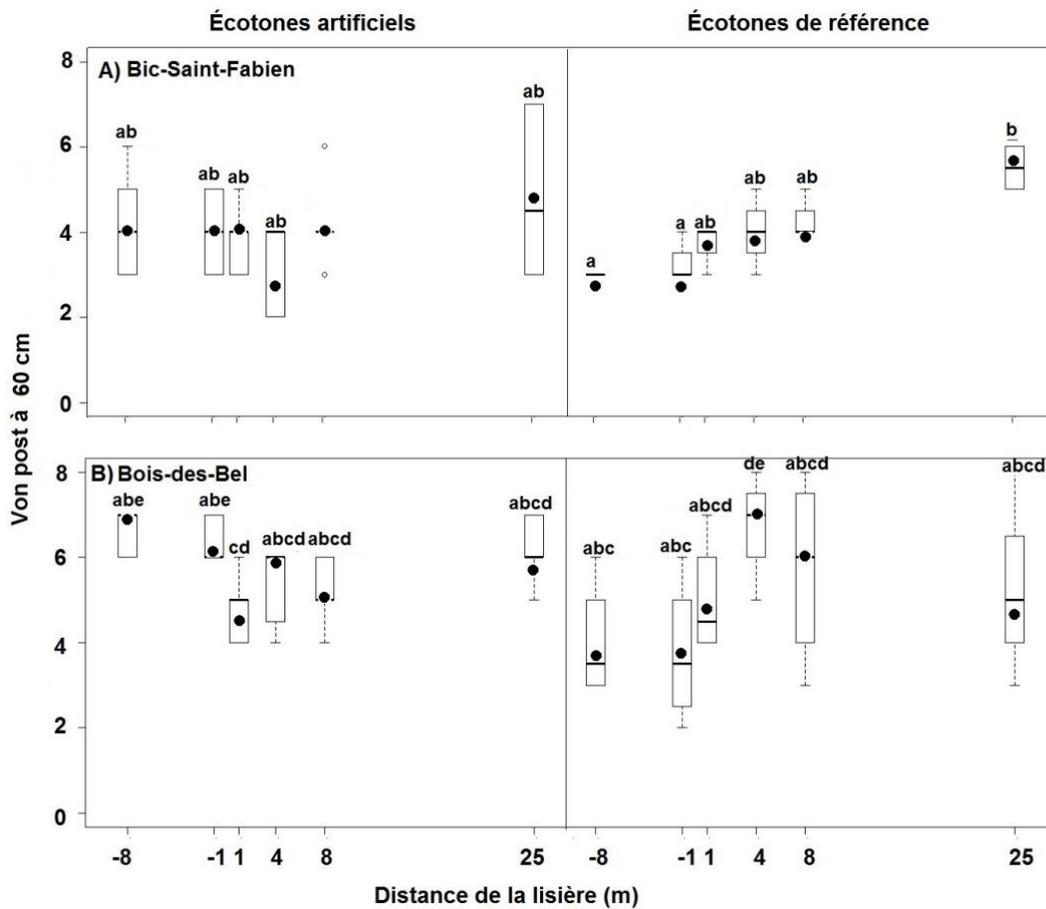


Figure 19. Von post de la matière organique prélevée à 60 cm dans les écotones artificiels (gauche) et de référence (droite) de Bic-Saint-Fabien (A) et de Bois-des-Bel (B). Se référer à la Figure 13 pour la symbolique du graphique.

Dans les écotones de référence de ces tourbières, les recouvrements en litière et l'exposition du sol nu augmentent en allant vers la tourbière boisée (Figure 20). Ces recouvrements semblent abondants minimalement de -1 m à 4 m dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien et de Bois-des-Bel, malgré l'absence de différence significative. Les valeurs maximales de présence de litière et d'exposition à nu du sol ont été observées à 1 m dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien et à 8 m dans ceux de Bois-des-Bel. Les recouvrements en litière et l'exposition du sol des placettes situées à 25 m dans les écotones artificiels sont similaires à ceux des écotones de référence.

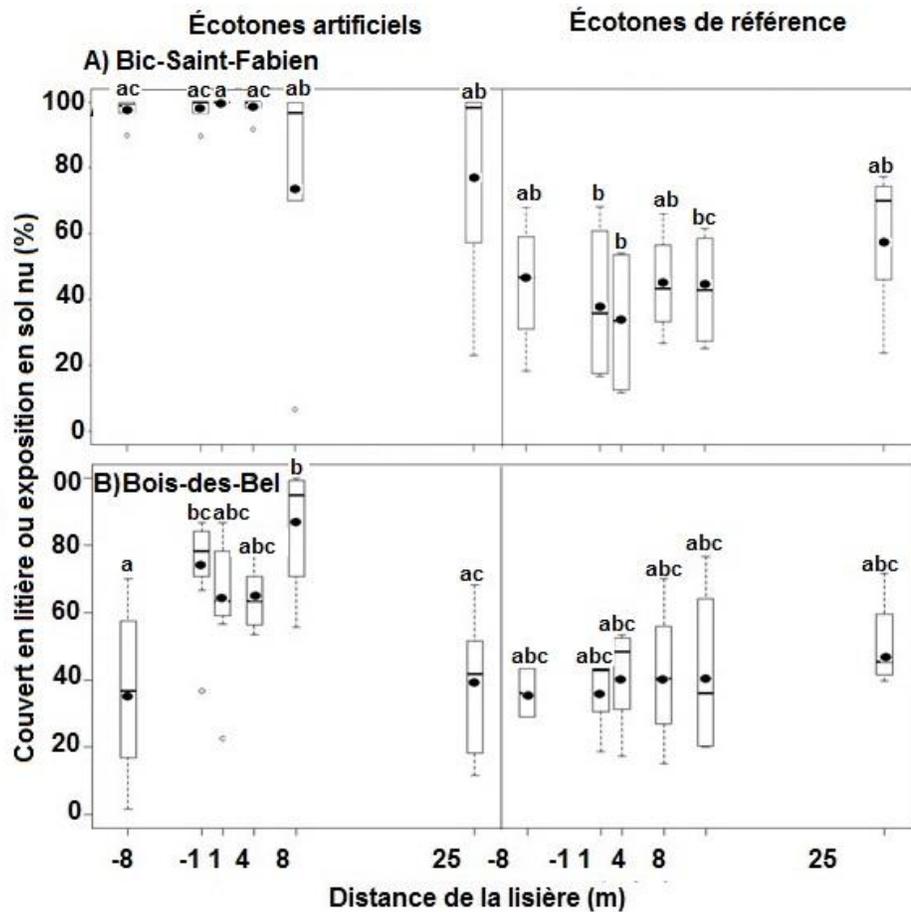


Figure 20. Pourcentage de sol exposé à nu ou couvert par la litière pour les écotones artificiels (gauche) et de référence (droite) de Bic-Saint-Fabien (A) et de Bois-des-Bel (B). Se référer à la Figure 13 pour la symbolique du graphique.

3.1.4. Liens entre les variables environnementales et la composition végétale

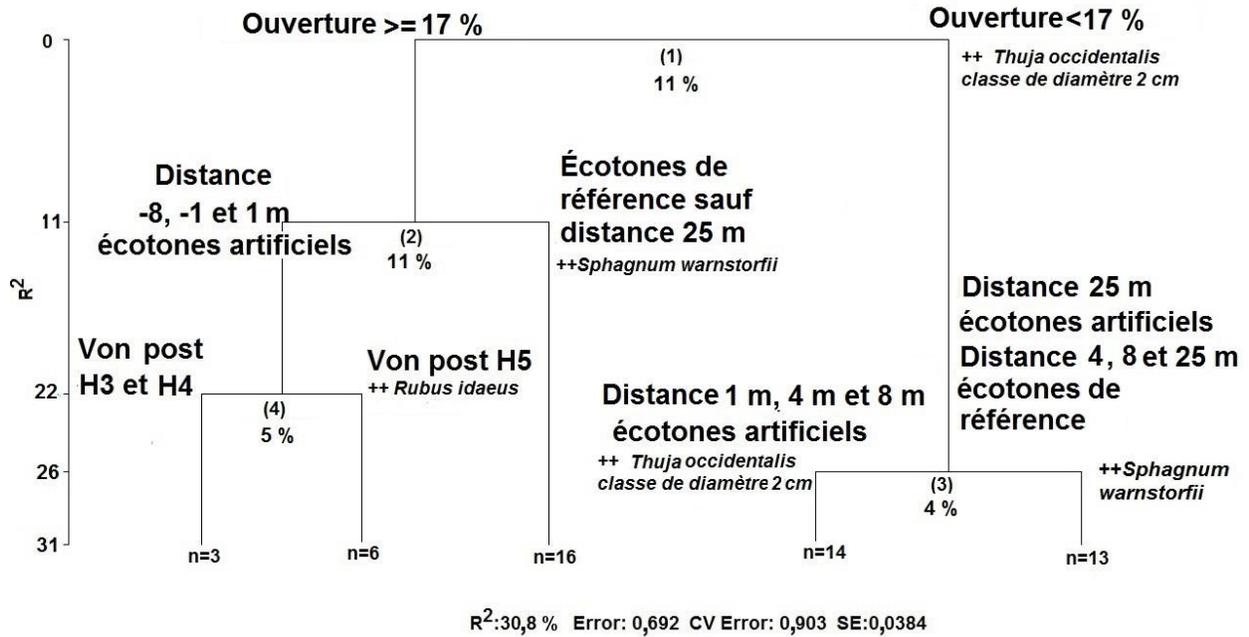
L'ouverture du couvert explique 11 % des variations dans la composition végétale des écotones artificiels et des écotones de référence pour le site de Bic-St-Fabien (Figure 21A). Une ouverture faible du couvert (<17 % d'ouverture) est associée à une plus forte présence de petits *Thuja occidentalis*, particulièrement dans les placettes situées à 1 m, 4 m et 8 m dans les écotones artificiels. Toujours dans les écotones artificiels, la végétation des placettes 1 m, 4 m et 8 m se distingue de la végétation des placettes situées à 25 m et de celle des placettes 4 m, 8 m et 25 m des écotones de référence par la plus forte présence de *Sphagnum warnstorffii* dans ce dernier groupe de placettes (nœud 3). Dans les milieux plus ouverts (≥ 17 % d'ouverture), les placettes -8, -1 et 1 m des écotones artificiels se distinguent de celles des écotones de référence (-8,-1,1,4 et 8 m) en raison d'une plus faible abondance de *Sphagnum warnstorffii* (nœud 2). Le framboisier est plus abondant dans les placettes -8, -1 et 1 m des écotones artificiels où la tourbe est plus décomposée (H5, nœud 4).

La composition végétale des placettes -8 et -1 m dans les écotones artificiels de Bois-des-Bel est significativement différente de celle des placettes 1 à 25 m et de celle des écotones de référence (Figure 21B). Cette séparation explique 19 % des différences observées dans la composition végétale des écotones artificiels et de ceux de référence (nœud 1). Les placettes -8 et -1 m des écotones artificiels contiennent plus d'*Eriophorum vaginatum* subsp. *spissum*, alors que les autres contiennent plus de *Pleurozium schreberi* et de petites épinettes noires (nœud 1). Une ouverture de la canopée supérieure ou égale à 9 % dans les placettes 1 m à 25 m des écotones artificiels ainsi que dans les écotones de référence est associée à une plus forte présence de rhododendron du Groenland (nœud 2). Une ouverture inférieure à 9 % et une végétation contenant moins de rhododendron du Groenland correspondent aux placettes situées à 25 m dans les écotones de référence et aux placettes situées à 4, 8 et 25 m dans les écotones artificiels (nœud 2). Ainsi, aucune différence significative n'a été trouvée entre la composition végétale des placettes situées à 4, 8 et 25 m de la tourbière post-extraction avec celle situées à 25 m dans les écotones de référence. Dans les milieux plus ouverts ($\geq 9\%$), la végétation des placettes situées à 1 m dans les écotones artificiels est significativement différente de celle des placettes -8 à 8 m des écotones de référence (nœud 3), car les placettes situées à 1 m ont un plus fort taux d'*Ilex mucronata* alors que les autres possèdent davantage de *Sphagnum capillifolium* et de petites épinettes noires.

Bref, dans les deux analyses, la composition végétale des écotones est affectée par l'ouverture du couvert. Aussi, la composition végétale à 25 m de la lisière d'extraction n'est pas significativement différente de celle des sections boisées des écotones de référence alors que celle des placettes situées à 1 m dans les écotones artificiels est significativement différente de celle des écotones de

référence notamment en raison d'une plus faible abondance de sphaignes près de la lisière d'extraction par rapport aux écotones de référence.

A) Bic-Saint-Fabien



B) Bois-des-Bel

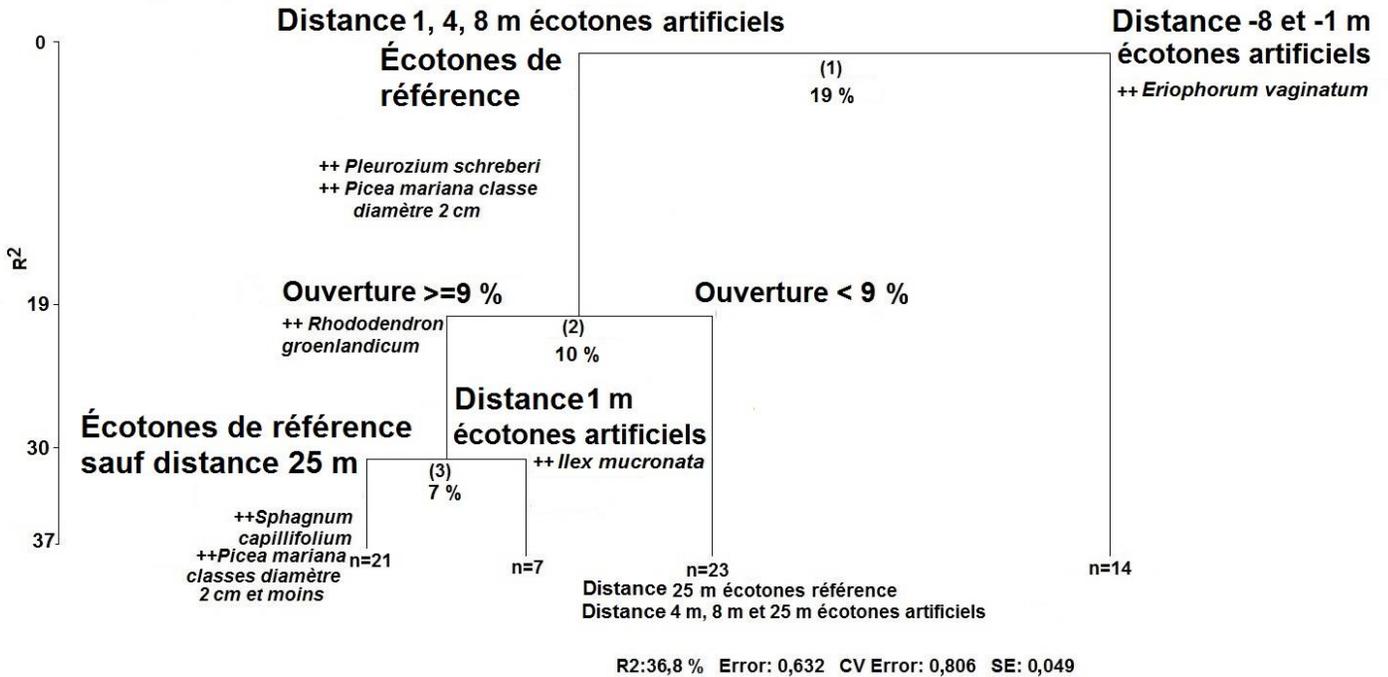


Figure 21. Arbre de régression multivariée pour la composition végétale des écotones artificiels et de référence de Bic-Saint-Fabien (A) et de Bois-des-Bel (B). Le pourcentage permettant de déclarer une espèce comme discriminante a été fixé à 9 pour Bic-Saint-Fabien et 10 pour Bois-des-Bel.

3.2. Effet des travaux d'aménagement sur les gradients éco-hydrologiques des écotones artificiels

3.2.1. Site Bic-Saint-Fabien

Ce sont uniquement les gradients topographiques et hydrologiques qui feront l'objet de cette section puisque les effets sur la végétation se feront sentir à plus long terme. Dans les écotones aménagés, le dénivelé moyen des 33 mètres sur lesquels s'étendaient les transects est de 123 cm et le gradient d'élévation relative de la surface du sol ne subit pas de changement majeur tel que celui observé dans les écotones artificiels avant les aménagements (Figure 22). À la suite des aménagements, le dénivelé moyen dans le premier mètre bordant l'ancien canal est de 50 ± 18 cm par rapport à 88 ± 14 cm avant les aménagements sur ces transects. L'empreinte laissée par le canal de drainage, bien que toujours visible, est amoindrie dans les écotones aménagés par rapport à la situation précédant les aménagements. En moyenne, la surface du sol a été abaissée de 31 ± 10 cm de 0 à 4 m de la lisière et rehaussée de 5 ± 3 cm de -8 à 0 m dans la tourbière post-extraction. Les changements dans les élévations relatives se font donc plus graduellement dans les écotones aménagés par rapport à la situation précédant les aménagements.

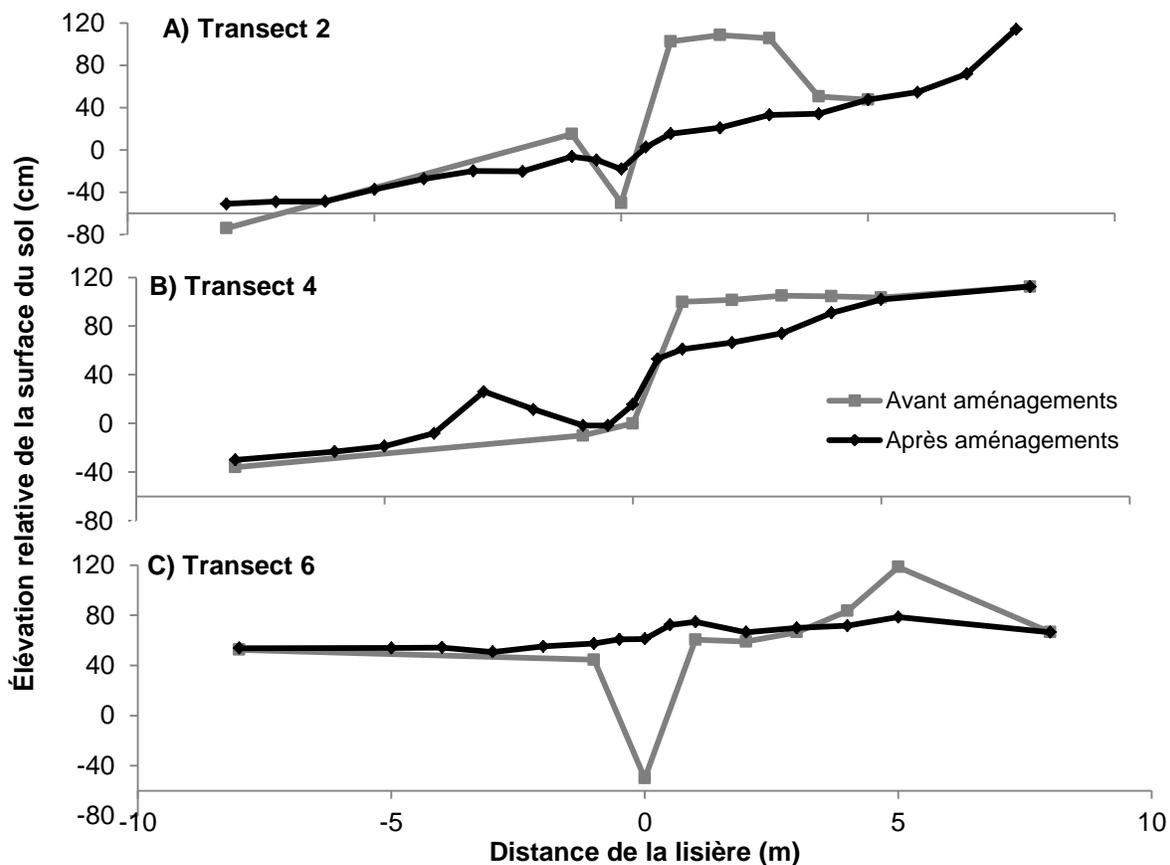


Figure 22. Élévation relative moyenne de la surface du sol et de la nappe phréatique (\pm erreur-type) des trois transects situés dans les écotones aménagés du site de Bic-Saint-Fabien (revoir numérotation de transects indiqués sur la Figure 2A).

En comparant les écarts entre les valeurs de profondeurs de nappe phréatique des placettes situées à 25 m avec les autres placettes avant et après les aménagements (Figure 23) on note qu'avant les aménagements, les écarts moyens de la nappe phréatique à 4 m et à 25 m étaient de -38 cm ce qui signifie que la nappe phréatique à 4 m était 38 cm plus profonde que celle à 25 m. Après les aménagements, cet écart est de -5 cm et les aménagements ont donc rehaussé la nappe phréatique de 33 cm à cet endroit. Par ailleurs, à la suite des aménagements, la nappe phréatique a été abaissée de -8 m à 0 m en raison de l'ajout de matière organique dans ces placettes. De plus, dans la zone où une couche de matière organique a été retirée (1 m à 5 m), la nappe phréatique a été rehaussée d'une profondeur variant entre 5 à 33 cm selon les transects et selon les endroits. Les plus fortes remontées de nappe phréatique ont été observées à 4 m (remontée moyenne de 33 ± 11 cm) malgré que ces remontées n'induisent pas de différences significatives avec la nappe phréatique à cet endroit avant les aménagements. Par ailleurs, non seulement la nappe phréatique a-t-elle été rehaussée dans les premiers mètres de la tourbière adjacente à la tourbière post-extraction, mais elle fluctue aussi moins par rapport à la situation d'avant les aménagements, d'après les données prises en continue avant et après les aménagements (Figure 24).

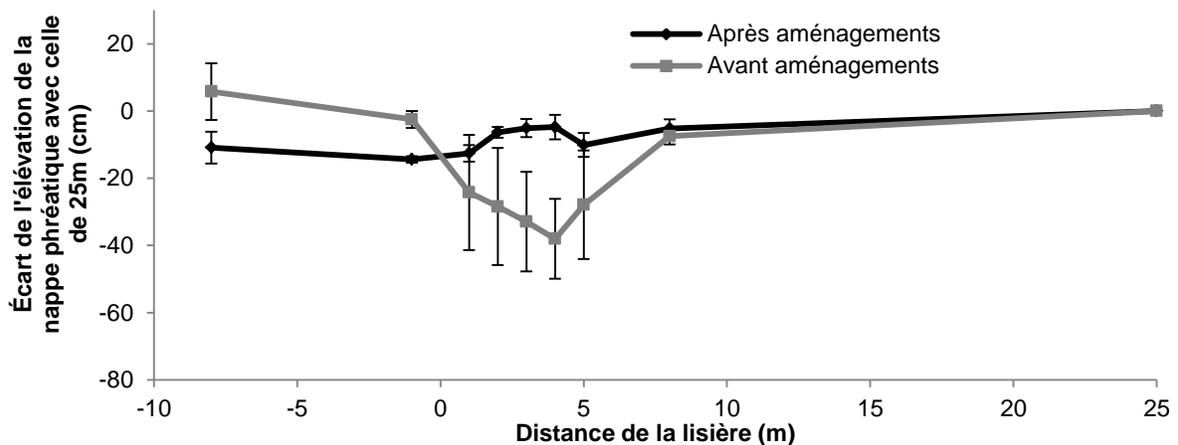


Figure 23. Écarts entre la profondeur de la nappe phréatique avec celle des placettes situées à 25 m pour les transects dans les écotones aménagés de Bic-Saint-Fabien. n=3

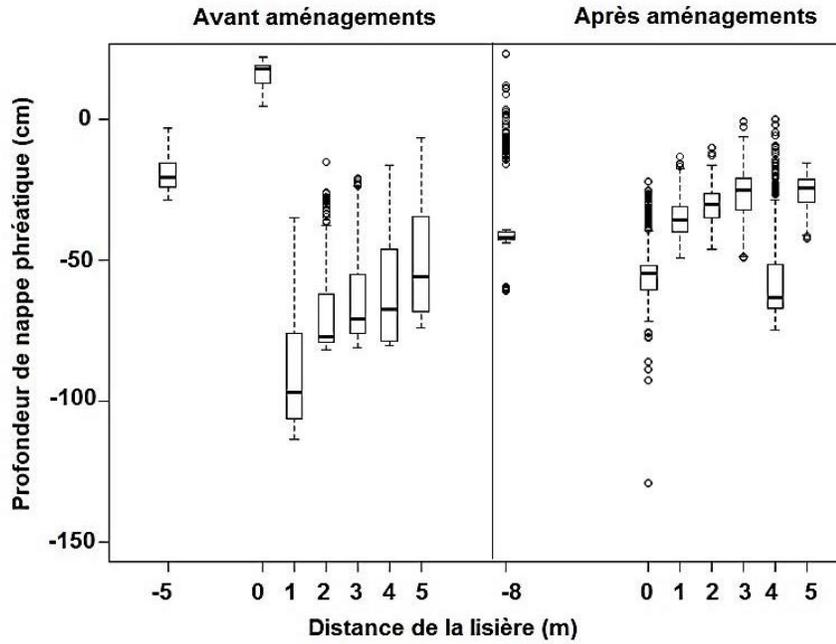


Figure 24. Fluctuations des profondeurs de nappe phréatique avant et après les aménagements sur un transect à Bic-Saint-Fabien. Se référer à la Figure 13 pour la symbolique du graphique. Les mesures ont été prises par rapport à la surface du sol (profondeur 0).

3.2.2. Site de Seba Beach

3.2.2.1. Gradients topographique et hydrologiques

Dans les écotones de référence de Seba Beach, l'élévation relative de la surface du sol est plutôt constante (Figure 25A). Pour ce qui est des écotones artificiels, le dénivelé de la surface du sol entre la tourbière post extraction (-8 à 0 m) et la tourbière adjacente (1 à 25 m) est abrupt particulièrement dans le premier mètre bordant le canal (119 ± 7 cm), c'est-à-dire qu'il ne correspond à aucun changement observé dans les écotones de référence où un changement maximal de 9 ± 4 cm est noté (Figure 25B). Malgré un dénivelé de la surface du sol relativement prononcé entre le début et la fin des transects réalisés dans les écotones aménagés de Seba Beach, le profil topographique de ces écotones ne subit pas de tel changement abrupt (Figure 25C). En effet, le dénivelé moyen observé dans le premier mètre bordant l'ancien canal dans les écotones aménagés est de 20 ± 4 cm et l'empreinte laissée par celui-ci (à -13 m de la lisière, revoir Figure 8C) est peu visible laissant un profil de pente graduel entre la tourbière post-extraction et la tourbière adjacente. Le profil topographique des écotones aménagés semble donc s'approcher davantage des écotones de référence que des écotones artificiels.

La nappe phréatique dans les écotones de référence est relativement constante de -21 m à 25 m (Figure 26). Dans les écotones aménagés, elle est profonde à la lisière boisée puisqu'elle change drastiquement entre les placettes -0,5 et 1 m, passant de -25 ± 18 cm à -157 cm. Pour des raisons techniques, la nappe phréatique des écotones artificiels n'a pu être mesurée au-delà du 3^{ème} mètre dans la tourbière adjacente à la tourbière post-extraction. Dans les placettes situées près de l'ancien canal dans les écotones aménagés (-13 m, revoir Figure 8C), la nappe phréatique (-16 ± 2 cm) a une profondeur plus proche des valeurs mesurées dans les écotones de référence (-30 ± 1 cm distances 0 à 3 m) que des valeurs observées dans les placettes correspondantes des écotones artificiels (-85 ± 24 cm distances 0,5 à 3 m).

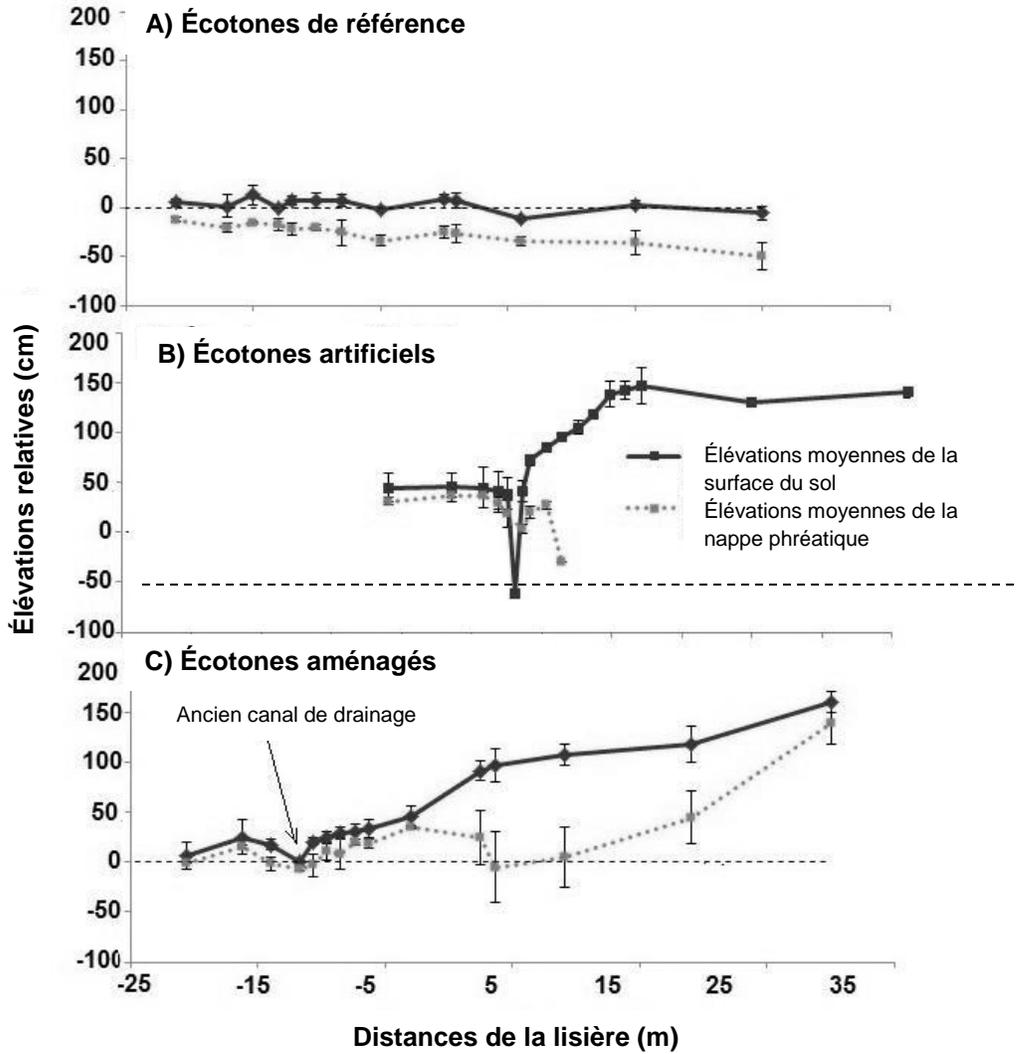


Figure 25. Élévations relatives moyennes de la surface du sol et de la nappe phréatique (\pm erreur-type) pour les transects situés dans les écotones du site de Seba Beach. A : référence, B : artificiels, C : aménagés n=3

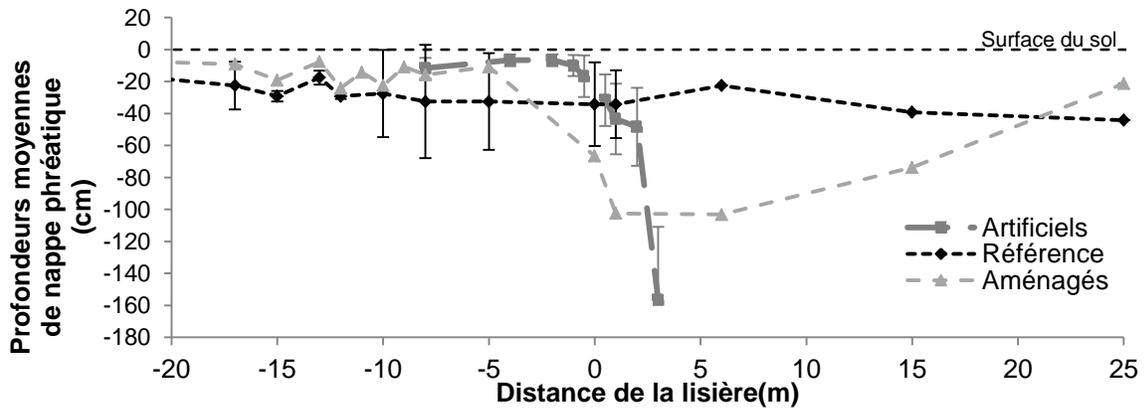


Figure 26. Profondeurs moyennes de nappe phréatique pour les écotones du site Seba Beach par rapport à la surface du sol (n=3).

3.2.2.2. Gradients de végétation

Aucune différence significative n'a été trouvée entre l'âge des arbres aux différentes distances de la lisière entre les écotones ($P=0,376$). En effet, les arbres avaient en moyenne 41 ± 5 ans et peu de variations étaient observées entre les différents écotones. Les taux d'accroissements annuels moyens en diamètre des arbres situés dans les écotones de référence et dans les écotones aménagés n'ont pas subi d'important changement durant la période mesurée (Figure 27). Pour ce qui est des écotones artificiels, les arbres à 1 m de la lisière ont poussé très rapidement alors que ceux situés à 25 m ont eu des taux d'accroissement relativement constants. Les accroissements annuels moyens des arbres situés à 1 m dans les écotones artificiels ($3,3 \pm 0,7$ mm/an) sont presque significativement différents des arbres situés à 1 m dans les écotones de référence ($1,4 \pm 0,2$ mm/an, $P=0,09$) alors que ceux des arbres situés dans les écotones aménagés à 1 m et à 25 m (respectivement $2,8 \pm 0,4$ mm/an et $1,5 \pm 0,3$ mm/an) ne sont pas significativement différents de ceux des écotones de référence.

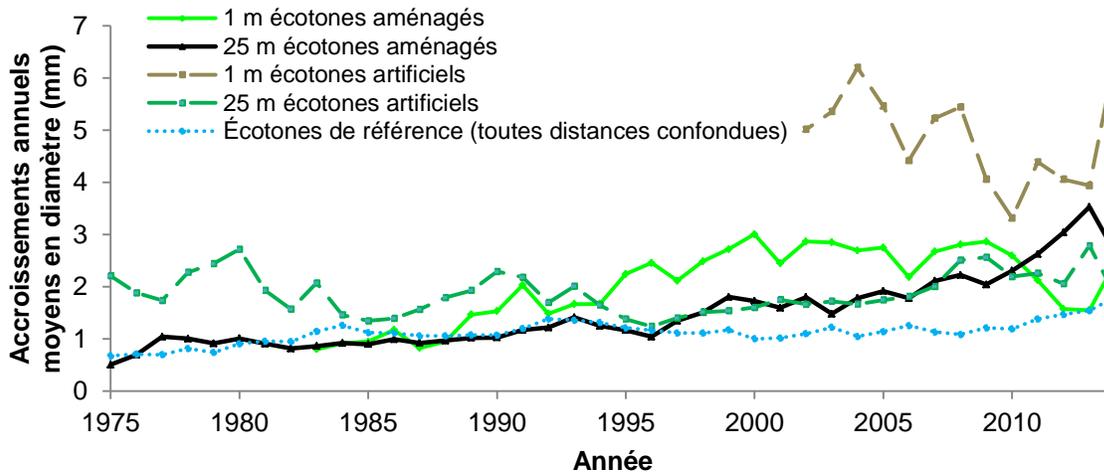


Figure 27. Accroissements annuels en diamètre pour les arbres à certaines distances de la lisière dans les écotones de Seba Beach depuis le début de l'extraction.

La surface terrière présentait des valeurs et des tendances semblables entre les différents écotones soit une augmentation de surface terrières de -21 m à 25 m. Néanmoins, des différences ont été décelées au sein de la densité en tiges non marchandes. Les densités maximales de ces tiges dans les écotones artificiels sont observées à 1 m et sont de l'ordre de $24\ 000 \pm 5\ 000$ tiges/ha versus $10\ 000$ tiges/ha et moins pour les autres distances (Figure 28). Cela ne correspond à aucune valeur trouvée dans les autres types d'écotones et implique donc des différences significatives notamment avec les placettes 25 m des écotones de référence ($2\ 581 \pm 369$ tiges/ha). Les écotones aménagés ne présentent pas de différences significatives avec les écotones de référence dans les densités de tiges non marchandes.

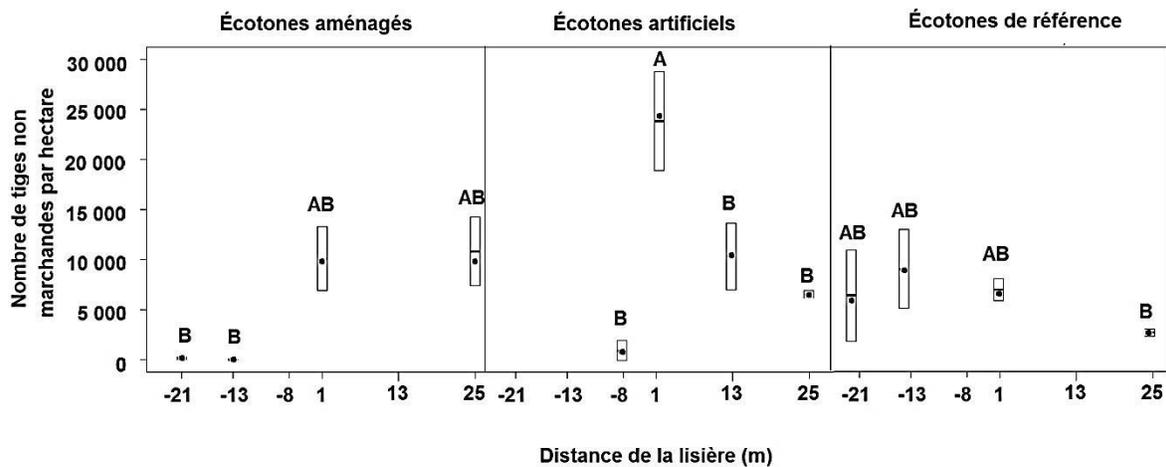


Figure 28. Nombre de tiges non marchandes d'essences ligneuses par hectare dans les écotones de la tourbière de Seba Beach. Se référer à la Figure 13 pour la symbolique du graphique.

Dans les écotones de référence, les espèces dominantes sont toutes obligées ou facultatives des milieux humides et fréquentes ou préférentielles aux tourbières (Tableau 4), à l'instar de celles des écotones aménagés. Aucune espèce terrestre ne figure parmi les espèces dominantes dans ces écotones. Une espèce terrestre se trouve parmi les espèces dominantes des écotones artificiels à 1 m (*Betula populifolia*). Des différences dans la composition végétale ont été trouvées entre les écotones étudiés. Notamment, le rhododendron du Groenland figure parmi les espèces dominantes dans les écotones aménagés et de référence à 1 m alors qu'il n'y figure pas dans les écotones artificiels.

Tableau 4. Caractérisation des habitats des deux espèces dominantes des écotones artificiels, de référence et aménagés de Seba Beach. Se référer à la Figure 8 pour visualiser l'emplacement des placettes. Les espèces les plus abondantes sont les espèces dont les recouvrements moyens dans la placette correspondant à la strate inventoriée sont les plus élevés. Les moyennes ont été calculées afin de fusionner les placettes -21 et -8 m ensemble et 13 m à 25 m ensemble

Placettes		Placettes -21 m à -8 m						1 m				Placettes 13 m et plus																									
Écotone		Aménagés		Référence		Artificiels		Aménagés		Référence		Artificiels		Aménagés		Référence		Artificiels																			
Ordre d'abondance/ Statuts		1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}	1 ^{ère}	2 ^{ème}																		
Espèce		<i>Carex spp</i>		<i>Polytrichum strictum</i>		<i>Sphagnum magellanicum</i>		<i>Rhododendron groenlandicum</i>		<i>Sphagnum magellanicum</i>		<i>Rubus chamaemorus</i>		<i>Rhododendron groenlandicum</i>		<i>Ceratodon purpureus</i>		<i>Pleurozium schreberi</i>		<i>Rhododendron groenlandicum</i>		<i>Betula populifolia</i>		<i>Sphagnum magellanicum</i>		<i>Pleurozium schreberi</i>		<i>Picea mariana</i>		<i>Sphagnum anaustifolium</i>		<i>Rhododendron groenlandicum</i>		<i>Pleurozium schreberi</i>		<i>Hylocomium splendens</i>	
Préférence pour les tourbières	Non préférentielle																			X																	
	Fréquente mais non préférentielle			X				X		X		X		X		X		X		X																	
	Préférentielle	X	X			X	X							X		X																					
Minérotrophe	Riche	Non disponible																																			
	Intermédiaire	Non disponible																																			
	Pauvre	Non disponible																																			
	Ombrotrophe	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
Préférence pour les milieux humides	Obligée	X		X	X		X												X																		
	Facultative	X				X								X		X		X		Non disponible						X											
	Terrestre							X		Non disponible						X								X													

4. Discussion

4.1. Comparer les gradients éco-hydrologiques des écotones artificiels en périphérie des tourbières post-extraction avec ceux des écotones de référence

De façon générale, nos résultats montrent qu'il existe des différences entre les gradients éco-hydrologiques des écotones de référence et ceux des écotones artificiels en périphérie des tourbières post-extraction et que ces différences ne sont plus visibles à 25 m du côté de la tourbière non-extraite des écotones artificiels. Dans les écotones artificiels, les dénivelés importants dans la surface du sol entre la tourbière post-extraction et la tourbière adjacente (pentes moyennes de 113 % dans le premier mètre) ne correspondent en aucun cas aux variations naturelles observées dans les écotones de référence de tourbières non perturbées (pentes maximales de 11 % sur des distances latérales de 1 m). Ces dénivelés sont responsables des perturbations hydrologiques en périphérie des tourbières post-extraction, tel qu'observé dans les profondeurs de nappe phréatique des 4 premiers mètres adjacents à la tourbière post-extraction (-53 ± 5 cm). Des nappes phréatiques aussi profondes ne sont en aucun cas rencontrées dans les écotones de référence des tourbières étudiées. Dans les écotones artificiels de la pessière noire de Bois-des-Bel, la nappe atteignait des profondeurs similaires à celle des écotones de référence à partir de 15 m de la lisière, ce qui correspond à la distance où l'effet du drainage cesse d'être observé dans ce type de milieu (Jutras *et al* 2005). Dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien, le rabattement de la nappe phréatique se limitait aux 4 premiers mètres en s'éloignant du canal tel qu'observé par Chimner *et al* (1996) dans des conditions comparables. Ces différences dans la distance de rabattement de la nappe s'expliqueraient par le degré de décomposition de la tourbe. En effet, en raison des différences de conductivité hydraulique, la distance d'influence du drainage est plus grande dans la tourbe fibrique telle que celle présente dans les tourbières à sphaignes de Bois-des-Bel et de Seba Beach, alors qu'elle se restreint aux premiers mètres du canal dans la tourbe humique telle que celle du fen de Bic-Saint-Fabien (Boelter 1972).

La profondeur moyenne de la nappe phréatique dans les premiers mètres bordant la lisière des écotone artificiels se situe sous les valeurs seuils recommandées pour permettre la survie des sphaignes (Verry 1988). Ceci est la cause des changements observés dans la végétation à cet endroit, tel que déterminé par Howie *et al* (2013) en bordure des tourbières ombrotrophes. Cela corrobore les résultats de Poulin *et al* (1999) et de Korpela (2004) puisqu'en périphérie des tourbières post-extraction, les mousses semblent diminuer notamment au profit des arbustes. La présence du bouleau gris au sein des espèces dominantes dans le premier mètre bordant le canal des écotones artificiels de Seba Beach n'est pas un phénomène anodin, car il s'agit de l'une des espèces reconnues pour envahir les tourbières post-extraction et contribuer à leur assèchement (Lavoie *et al.* 1999; Fay *et al.* 2009). De plus, des différences de composition végétale ont été trouvées jusqu'à 8 m

du canal dans les écotones artificiels de Bic-Saint-Fabien alors qu'elles se limitaient au premier mètre dans ceux de Bois-des-Bel, d'après nos analyses multivariées. En fait, la végétation de sous-bois des fens est davantage affectée par le drainage que celle des bogs suite au drainage en raison d'une meilleure adaptation des espèces de bog face à la dessiccation et aussi en raison de l'absence préalable d'une contribution de l'eau souterraine au régime hydrique (Miller 2011). Cela s'expliquerait aussi par les conditions édaphiques des fens qui sont moins acides et plus riches en minéraux ce qui faciliterait la colonisation d'espèces indésirables suite aux perturbations (Dubé 2009). En outre, dans les bogs, peu de niches écologiques seraient disponibles pour la colonisation par de telles espèces en raison de l'abondance des sphaignes (*idem*).

De plus, nos résultats démontrent que non seulement la composition végétale des écotones en périphérie des tourbières post-extraction est affectée par les activités d'extraction, mais que la croissance des arbres l'est aussi ce qui provoque un changement dans la structure des gradients de végétation. Tels que noté dans d'autres recherches (e.g. Jutras *et al.*, 2007), les butons d'excavation laissés par les activités d'extractions induisent des croissances forestières supérieures. La croissance des arbres analysés semble avoir été affectée par le drainage jusqu'à une distance de 8 m du canal dans la tourbière adjacente, tel qu'observé dans d'autre recherches pour les essences étudiées (Zon *et al.* 1930; LeBarron *et al.* 1942; Jutras *et al.* 2005). De plus, la croissance des arbres dans les écotones artificiels a été augmentée entre la 10^{ème} et la 15^{ème} année suivant le drainage comme cela était le cas dans l'étude de Dang *et al* (1989). À Bic-Saint-Fabien, les arbres ont cependant mis une trentaine d'années à réagir au drainage ce qui corrobore les études de Korpela et Miller (Korpela 2004; Miller 2011). L'augmentation de la croissance forestière dans les 8 premiers mètres du canal implique une densification forestière visible dans les valeurs obtenues de surface terrière (Bois-des-Bel) ou de densité de tiges non marchandes (Bic-Saint-Fabien et Seba Beach). Cette densification près des canaux induit une évapotranspiration et une interception importantes (Van Seters *et al.* 2001; Fay *et al.* 2009) qui, jumelées à la présence du canal de drainage et d'une topographie artificielle, expliquent la nappe phréatique profonde observée particulièrement dans les 4 premiers mètres bordant le canal dans les tourbières adjacentes aux tourbières post-extraction. Par ailleurs, les fortes densités forestières trouvées à 1 m et à 4 m dans les écotones artificiels s'associent à de faibles abondances de la strate muscinale en raison de l'importante quantité de litière et de la fermeture du couvert que ces arbres provoquent puisque cela empêche probablement la strate muscinale de se développer (Korpela 2004). Cela corrobore les résultats de Lachance *et al* (2005) qui avaient observé une diminution des espèces typiques des tourbières en lien avec l'afforestation de ces milieux humides. Le manque de lumière jumelé au sol nu ou recouvert de litière et à la nappe phréatique profonde nuisent à la survie des sphaignes et convertissent alors le site en un milieu propice pour la colonisation d'espèces indésirables tel que le bouleau gris (Gouvernement du Québec 2014). Ainsi, tel que montré par les analyses multivariées réalisées, la lumière semble être un facteur déterminant

dans la composition végétale des écotones artificiels et de référence, ce qui correspond aux résultats obtenus dans d'autres recherches (Campbell *et al.* 2001). Néanmoins, la topographie et la profondeur de la nappe phréatique jouent un rôle majeur dans les perturbations écologiques observées puisqu'elles se traduisent par l'assèchement des premiers mètres de la tourbière adjacente à la tourbière post-extraction. En raison de cet assèchement (Kuhry *et al.* 1996) et de la faible quantité de lumière, les premiers mètres de la tourbière adjacente à la tourbière post-extraction deviennent non propices à la colonisation par les sphaignes, élément clé de l'accumulation de la tourbe. La structure (densité forestière) et la composition (faible abondance de la strate muscinale) dans cette zone bordant le canal dans les écotones artificiels s'en trouvent perturbées et différent donc de celles des écotones de référence. Sans intervention, la densification forestière risque de se perpétuer en périphérie de la tourbière post-extraction ce qui contribuera à l'augmentation de l'assèchement et à la poursuite de la conversion des communautés végétales vers des espèces forestières.

4.2. Déterminer si les écarts entre les gradients éco-hydrologiques dans des écotones aménagés sont amenuisés par rapport aux écotones de référence

Afin de diminuer les perturbations éco-hydrologiques quantifiées et d'assurer une restauration des tourbières qui prenne en considération une matrice paysagère plus large tel que recommandé par la Société de restauration écologique (Society for Ecological Restoration (SER) International Science & Policy Working Group 2004), des aménagements sont donc nécessaires dans les écotones artificiels. Les aménagements réalisés à Seba Beach semblent exemplaires pour amenuiser les écarts entre les gradients éco-hydrologiques des écotones de référence et ceux des écotones artificiels. Ces aménagements suivent en fait les suggestions émises pour restaurer les canaux de drainage aux pentes abruptes puisque dans ces situations, les recommandations optent généralement pour un remplissage complet (Scottish natural heritage 2015). Les aménagements ont effectivement amenuisés les dénivelés de la surface du sol et de la nappe phréatique près de l'ancien canal de drainage (0 à 8 m), représentant ainsi mieux les gradients retrouvés dans les écotones de référence. En fait, la zone tampon d'environ 15 m de large laissée entre la zone d'extraction et l'écosystème adjacent semble diminuer les perturbations sur les gradients éco-hydrologiques. Les taux d'accroissements des arbres situés dans la tourbière adjacente à la tourbière post-extraction de Seba Beach sont effectivement similaires à ceux des écotones de référence et le phénomène de densification observé près des canaux de drainage dans les écotones artificiels des tourbières de Seba Beach, Bic-Saint-Fabien et Bois-des-Bel ne semble pas s'être produit dans les écotones aménagés de la tourbière albertaine d'après les données de densités des tiges obtenues dans ces écotones. La structure végétale a donc été moins perturbée par les activités d'extraction de la tourbe, tout comme la composition puisqu'aucune espèce terrestre ou non typique des tourbières ne figure dans les espèces dominantes des écotones aménagés. Ainsi, la densification forestière aurait probablement eu lieu dans la zone tampon mais, puisque les arbres ont été supprimés de cette zone, on n'assiste pas à cette augmentation de la croissance forestière et à cette conversion de la composition végétale. On peut donc penser qu'à plus long terme, un gradient de végétation graduel pourra s'établir plus facilement entre la tourbière post-extraction et la tourbière adjacente dans les écotones aménagés, car les paramètres éco-hydrologiques de ces écotones ont été peu perturbés par l'extraction de la tourbe.

Les aménagements réalisés à la tourbière de Bic-Saint-Fabien ont eux aussi permis d'obtenir des dénivelés plus graduels dans la surface du sol et la profondeur de la nappe phréatique. Les effets positifs qu'ont eu les aménagements sur la topographie et l'hydrologie des écotones aménagés laissent prédire que le retour de conditions éco-hydrologiques plus près de celles des écotones de référence se fera éventuellement. En effet, sachant que la lumière est un élément important affectant la composition végétale des écotones (Campbell *et al.* 2001), on pourrait s'attendre au retour d'une

strate muscinale plus abondante puisque la coupe réalisée a amélioré les conditions de luminosité qui leur sont étant favorables. En outre, étant donné la réduction des fluctuations de la nappe phréatique après les aménagements, la survie des sphaignes dans les écotones aménagés pourrait être améliorée (Tuba *et al.* 2011).

4.3. Proposer des recommandations adéquates pour restaurer les écotones artificiels

Puisque les résultats obtenus semblent positifs pour les écotones artificiels dont la structure végétale, la topographie et la nappe phréatique ont été aménagés en périphérie des tourbières post-extraction, la méthodologie utilisée pour restaurer ces écotones dans de futurs projets de restauration devrait s'en inspirer. Afin de permettre une restauration plus holistique des tourbières post-extraction québécoises, il serait pertinent de suivre le modèle albertain et de ne pas extraire la tourbe jusqu'aux limites de lots pour conserver une zone où aucune activité d'extraction n'aura lieu. L'adoucissement du profil de sol impliquant le remplissage complet des canaux périphériques sera possible à la suite des activités d'extraction grâce à cette zone dans laquelle les arbres devraient faire l'objet d'une coupe totale. Cette coupe devrait se faire minimalement dans les 8 premiers mètres bordant le canal périphérique puisqu'il s'agit de la zone critique où la plupart des perturbations ont été observées. L'opération pourrait être réalisée au moment de l'ouverture de la tourbière par les compagnies d'extraction de la tourbe (Tableau 5). Par la suite, lors du blocage des canaux de drainage durant la restauration du reste de la tourbière, les canaux périphériques devraient eux aussi faire l'objet d'un remplissage complet. Afin d'avoir une plus grande uniformité dans les aménagements effectués, les travaux devraient être réalisés sans couvert de neige. L'opération doit être réalisée en évitant les troncs d'arbres et autres débris ligneux de grosses tailles afin de s'assurer d'une bonne homogénéité de la topographie. La création du profil de pente devrait se faire minutieusement, en veillant à ne pas recréer de pente abrupte ailleurs, particulièrement à la jonction de la fin des aménagements (8 m dans la tourbière adjacente) et du début de la tourbière boisée non aménagée. Dans le cas de pentes particulièrement abruptes, l'adoucissement du profil de sol et la coupe des arbres devraient être réalisés sur une profondeur d'une vingtaine de mètres de part et d'autre du canal. En effet, dans la tourbière de Seba Beach, les dénivelés de la surface du sol étaient particulièrement abrupts dans les écotones artificiels n'ayant pas fait l'objet d'aménagement et les pentes obtenues dans les écotones aménagés sont de l'ordre sont de 4 % pour une distance aménagée de 21 m. Pour Bic-Saint-Fabien, les pentes obtenues dans les écotones aménagés sont de 7 % pour des interventions ayant agi sur une distance totale de 13 m dans des écotones dont les pentes étaient préalablement moins abruptes qu'à Seba Beach. La distance d'action dépend donc de la pente originale, mais ces cibles pourraient généralement être utilisées.

Tableau 5. Résumé des recommandations pour réduire les perturbations éco-hydrologiques en périphérie des tourbières post-extraction.

Action	Quand poser l'action	Précision
Couper tous les arbres	Au moment de l'ouverture de la tourbière avant l'extraction de la tourbe	Doit être réalisé minimalement dans les 8 premiers mètres bordant le canal périphérique dans la tourbière adjacente à la tourbière où l'extraction se fera
Remplir le canal périphérique et adoucir le profil de la surface du sol	Lors de la restauration du reste de la tourbière, en même temps que le remplissage des autres canaux de drainage	Doit être réalisé sans couvert de neige et en prélevant la matière organique dans la zone où les arbres ont été coupés

Certaines tourbières ont été rejetées lors de la sélection des sites puisque leurs canaux de drainage périphériques avaient été creusés si profondément que le sol minéral avait été atteint ce qui compliquait fortement les mesures de profondeur de nappe phréatique. Dans ces cas, le buton d'excavation déposé dans la tourbière adjacente à la zone d'extraction était constitué de sol minéral souvent de type argileux. Ainsi, lorsque de telles situations sont rencontrées, il sera important de retirer complètement le matériel du buton d'excavation en périphérie de la tourbière post-extraction lors des travaux d'aménagement jusqu'à retrouver le sol organique sous-jacent et d'enfouir ce sol minéral dans le canal de drainage en le recouvrant d'une épaisseur minimale de tourbe d'une quarantaine de centimètres puisqu'il s'agit de l'épaisseur de sol organique minimal en tourbières (Munger *et al.* 2014). Lors de l'extraction de la tourbe, en sachant que la tourbe n'est pas très épaisse et que l'atteinte de sol minéral lors du creusage des canaux périphériques risque de survenir, il faudrait aménager les écotones sur de plus grandes distances afin de s'assurer d'avoir suffisamment de tourbe pour enfouir le matériel d'excavation.

Par ailleurs, de plus amples suivis seront nécessaires afin de s'assurer que la végétation qui s'établira dans les écotones aménagés sera constituée d'espèces désirées, considérant que le retour de conditions écologiques plus près de celles des conditions de référence se fait généralement plus difficilement que celui des aspects hydrologiques (Moreno-Mateos *et al.* 2012). Ces suivis pourraient être réalisés à 5 et 10 ans après la réalisation des aménagements, puisque les suivis faits à Seba Beach ont été faits 3 ans après les travaux et que la végétation commençait tout juste à recoloniser les aménagements. De plus, des travaux d'aménagement impliquant l'épandage de paille et de sphaignes comme réalisés lors de la restauration des tourbières post-extraction pourraient être testés dans les écotones aménagés afin de vérifier si la reprise de gradients écologiques plus graduels est accélérée par ces opérations. Tel que mentionné précédemment, la survie des sphaignes pourrait être facilitée par la réduction des fluctuations de la nappe phréatique et par son rehaussement. Il pourrait aussi être intéressant de jumeler ces tests à la création de pentes de différentes inclinaisons afin de déterminer s'il existe un dénivelé critique auquel la reprise des gradients écologiques en périphérie des tourbières post-extraction se fait difficilement. Ces travaux d'aménagements supplémentaires

pourraient être testés à Bois-des-Bel, particulièrement dans les écotones situés au sud-ouest de la tourbière, où les pentes les plus abruptes sont trouvées. Par ailleurs, ces écotones sont situés à proximité d'un chemin d'accès ce qui pourrait faciliter les essais d'aménagements. Enfin, cette tourbière ombrotrophe représente le cas le plus courant de type de tourbière où l'extraction est réalisée et elle pourrait donc s'avérer un bon choix pour tester d'autres travaux.

5. Conclusion

L'étude a permis d'établir et de quantifier les différences observables entre les écotones artificiels en périphérie des tourbières post-extraction et des écotones de référence en termes de gradients de topographie, d'hydrologie et de végétation, particulièrement dans les premiers mètres bordant les canaux de drainage. Dans les écotones artificiels des trois tourbières, des dénivelés abrupts dans la surface du sol entre la tourbière post-extraction et la tourbière adjacente ne correspondant pas aux dénivelés des écotones de référence ont été observés ce qui implique de fortes profondeurs de nappe phréatique à proximité du canal périphérique. De plus, des valeurs élevées d'accroissement et de densités de la strate ligneuse impliquant de faibles recouvrements de la strate muscinale ont été observées en lien avec cet assèchement dans les premiers mètres en périphérie des trois tourbières post-extraction. Bref, dans les deux bogs et le fen étudiés, les paramètres éco-hydrologiques mesurés présentaient des différences importantes avec les écotones de référence à 1 m de la lisière d'extraction et ces différences étaient toujours visibles à 8 m alors qu'aucune différence significative n'a été trouvée à une distance de 25 m des tourbières post-extraction.

L'étude a aussi permis de confirmer l'hypothèse selon laquelle des travaux d'aménagements peuvent s'avérer concluants pour permettre le retour de gradients topographiques et hydrologiques plus graduels entre les tourbières post-extraction et les écosystèmes adjacents et ainsi diminuer les écarts entre ces écotones et des écotones de référence. Ces travaux, consistant en une coupe forestière, un remplissage complet des canaux périphériques et un adoucissement de la topographie, laissent présager des résultats futurs positifs quant au retour d'un gradient de végétation plus graduel dans les écotones aménagés. Si aucun aménagement n'est réalisé dans les écotones artificiels en périphérie des tourbières post-extraction, les écarts éco-hydrologiques entre ceux-ci et les écotones de référence continuent de s'agrandir et les perturbations sont maintenues. Maintenant que la méthode de restauration des tourbières post-extraction est éprouvée, de plus amples recherches devraient être conduites afin de s'assurer d'intégrer l'écosystème restauré dans une matrice de paysage plus large. Cette étude constitue un premier pas vers le développement de méthodes de restauration des tourbières post-extraction qui permettront de parvenir à cette fin.

Bibliographie

- Anderson, P., J. H. Talliset D. W. Yalden (1997), "Restoring Moorlands-The Moorland management project phase 3 report."153pp.
- Andrus, R. E., D. J. Wagneret J. E. Titus (1983). "Vertical zonation of *Sphagnum* mosses along the hummock-hollow gradients." Can. J. Bot 61: 3128-3139.
- Belleau, P., A. P. Plamondon, R. Lagac  t S. Pepin (1991). "Hydrodynamique d'une pessiere noire drainée." Can. J. For.(22): 1063-1070.
- Belleau, P., A. P. Plamondon, R. Lagac  t S. Pepin (1992). "Hydrodynamique d'une pessiere noire drainée." Can. J. For. Res. 22: 1063-1070.
- Boelter, D. H. (1972). "Water table drawdown around an open ditch in organic soils." Journal of Hydrology 15(4): 329-340.
- Bouchard, A. et M. Jean (2001). Historique d'un paysage de tourbières profondément transformé par l'homme *dans.*   cologie des tourbières du Québec-Labrador. Les Presses de l'Université Laval. p.399.ch. 19.
- Boulfroy, E.,   . Forget, P. V. Hofmeyer, L. S. Kenefic, C. Larouche, G. Lessard, J. M. Lussier, F. Pinto, J.-C. Ruelet A. Weiskittel (2012), "Guide pour la sylviculture du thuya occidental."Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre canadien sur la fibre de bois.
- Campbell, D. R. et L. Rochefort (2001). La végétation: gradients. *dans.*   cologie des tourbières du Québec-Labrador., Les Presses de l'Université Laval. . pp.131-140.ch.4.
- Carey, S., W. Quintonet N. Goeller (2007). "Field and laboratory estimates of pore size properties and hydraulic characteristics for subarctic organic soils. ." Hydrol. Process. 21: 2560-2571.
- Clewell, A. F. et J. Aronson, . (2013). Ecological Restoration-Principles, Values and Structure of an Emerging Profession, Island Press.
- Clymo, R. S. (1983). "Peat." Ecosystems of the World 4E. : A.J.P. Gore (  d.) Mires : Swamp, Bog, Fen and Moore- Elsevier. Amsterdam.159-224.
- Commission canadienne de pédologie (1978). Le système canadien de classification des sols, Comit   de la classification des sols, Publication 1646 du Ministère de l'Agriculture du Canada, Ottawa (Ontario). Approvisionnement et Services Canada, page 30.
- Damman, A. W. et J. J. Dowhan (1981). "Vegetation and habitat conditions in Western Head Bog, a southern Nova Scotian plateau bog." Can. J. Bot. 59(7): 1343-1359.
- Dang, Q. L. et V. J. Lieffers (1989). "Assessment of patterns of response of tree ring growth of black spruce following peatland drainage." Can. J. For. Res. 19: 924-929.
- De'ath, G. (2002). "Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships by the Ecological Society of America." Ecology 83(4): 1105-1117.

Decamps, H. et R. J. Naiman (1990). Towards an ecotone perspective. *dans*. The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones, The Parthenon Publishing Group, Carnforth, England. 1990. p 1-5. 16 ref. NSF Grant.

Dubé, C. (2009). Impacts des emprises de lignes électriques sur la végétation des tourbières Département de sciences biologiques, Faculté des arts et des sciences Université de Montréal. maître ès sciences (M. Sc.) en sciences biologiques

Fay, E. et C. Lavoie (2009). "The impact of birch seedlings on evapotranspiration from a mined peatland: experimental study in southern Quebec, Canada." Mires and Peat 5(3): 1-7.

Gauthier, R. et M. M. Grandtner (1975). "Étude phytosociologique des tourbières du bas Saint-Laurent, Québec." Nat. Can.

Gerardin, V. et D. McKenney (2001). Une classification climatique du Québec à partir de modèles de distribution spatiale de données climatiques mensuelles : vers une définition des bioclimats du Québec., Direction du patrimoine écologique et du développement durable, ministère de l'Environnement, Québec.

Gouvernement du Québec (2014). "Le Guide sylvicole-Outil de comparaison des essences ". [En ligne] <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/essences/comparaison.php?essence1=1&cat1=2&arbre1=8&essence2=0&categorie=0&soumission=Comparer> Consulté le 21/10/2015.

Graf, M. D. et L. Rochefort (2016). A conceptual framework for ecosystem restoration applied to industrial peatlands. *dans*. Peatland Restoration and Ecosystem Services: Science, Policy and Practice, A. Bonn, T. Allott, M. Evans, H. Joosten & R. Stoneman (eds.), Ecological Reviews of Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 192-212.

Hannah, D. M., P. J. Wood et J. P. Sadler (2004). "Ecohydrology and hydroecology: A 'new paradigm'?" Hydrol. Process. 18: 3439-3445.

Huynh, M. L. (2005), "Assessment of various methods of canopy cover estimation that yield accurate results with field repeatability." Northern Arizona University.

Johnston, W. F. (1977), "Manager's handbook for northern white cedar in the north-central states." General Technical Report NC-35. St. Paul, MN: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station.

Jutras, S., J. Bégin, A. P. Plamondon et H. Hökkä (2007). "Draining an unproductive black spruce peatland stand: 18-year post-treatment tree growth and stand productivity estimation." The Forestry Chronicle 83(5): 723-732.

Jutras, S. et A. P. Plamondon (2005). "Water table rise after harvesting in a treed fen previously drained for forestry." Suo 56: 95-100.

Jutras, S., A. P. Plamondon, H. Hökkä et J. Bégin (2006). "Water table changes following precommercial thinning on post-harvest drained wetlands." For. Ecol. Manage. 235: 252-259.

Korpela, L. (2004). The importance of forested mire margin plant communities for the diversity of managed boreal forests in Finland., Academic dissertation, Department of Biological and Environmental Sciences, Faculty of Biosciences, University of Helsinki, Helsinki, Finlande. 60p.

Kotowski, W. et R. Diggelen (2004). "Light as an environmental filter in fen vegetation." J. Veg. Sci. 15(5): 583-594.

Kuhry, P. et D. H. Vitt (1996). "Fossil carbon/nitrogen ratios as a measure of peat decomposition. ." Ecology 77: 271-275.

Lachance, D. (2005). La diversité écologique d'un écosystème dans un paysage agricole: le cas des tourbières du Bas-Saint-Laurent (Québec). Faculté d'aménagement, d'architecture et des arts visuels de l'Université Laval. Québec. Pour l'obtention du grade de Ph.D.: 97 p. + annexes.

Lachance, D. et C. Lavoie (2005). "The impact of peatland afforestation on plant and bird diversity in southeastern Québec. ." Écoscience 12(2): 161-171.

Landry, B. et M. Mercier (1984). Notions de géologie-Avec exemples du Québec. pp.394-402.

Landry, J. et L. Rochefort (2011), "Le drainage des tourbières: impacts et techniques de remouillage." Groupe de recherche en écologie des tourbières, Université Laval, Québec. 53p.

Langlois, M., J. S. Price et L. Rochefort (2015). "Landscape analysis of nutrient-enriched margins (lagg) in ombrotrophic peatlands." Sci. Total Environ. 505: 573-586.

Larouche, C. (2006). Raréfaction du thuya. Chapitre 5 du document : Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière: Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, 32 p.

Lavoie, C. et A. Saint-Louis (1999). "The spread of gray birch (*Betula populifolia*) in eastern Quebec: landscape and historical considerations." Can. J. Bot 77(6): 859-868.

Lavoie, C., Saint-Louis, A., & Lachance, D. (2005). "Vegetation dynamics on an abandoned vacuum-mined peatland: 5 years of monitoring. ." Wetl. Ecol. Manag. 13(6): 612-633.

Lavoie, C., C. Zimmermann et S. Pellerin (2001). "Peatland restoration in southern Quebec (Canada): a paleoecological perspective. ." Écoscience 8: 247-258.

Lawal, B. (2014). Applied Statistical Methods in Agriculture, Health and Life Sciences. Springer.

LeBarron, R. K. et J. R. Neetzal (1942). "Drainage of forested swamps." Ecology 23(4): 457-465.

Leblanc, M., M. Gendron, S. Malloy, J. Price et L. Rochefort (2012). Moss layer transfer technique: from bog to fen restoration. Extended abstract No 201/208 International Peat Congress.

Legendre, P. et E. D. Gallagher (2001). "Ecologically meaningful transformations for ordination of species data." Oecologia 129: 271-280.

McCarter, C. P. R. et J. S. Price (2013). "The hydrology of the Bois-des-Bel bog peatland restoration: 10 years post-restoration." Ecol. Eng. 55: 73-81.

McCarter, C. P. R. et J. S. Price (2014). "The hydrology of the Bois-des-Bel peatland restoration: hydrophysical properties limiting connectivity between regenerated Sphagnum and remnant vacuum harvested peat deposit." Ecohydrology DOI: 10.1002/eco.1498.

Meniko To Hulu, J. P. P. (2011). Etude de l'effet de lisière sur la distribution spatio-temporelle des rongeurs dans un écosystème anthropisé en région tropicale: cas de la Réserve forestière de Masako à Kisangani en RDC. Université de Kisangani - Diplôme d'études supérieures en aménagement durable des forêts tropicales.

Miller, C. A. (2011). The effect of long-term drainage on plant community composition, biomass, and productivity in boreal continental peatlands. Guelph, Ontario, Canada, The university of Guelph. Master of science in integrative biology: 89p.

Mioduszewski, W., Kowalewski Z. et Wierzba M. (2013). "Impact of peat excavation on water condition in the adjacent raised bog." J. Water Land Dev. 18: 49-57.

Moreno-Mateos, D., M. E. Power, F. A. Cominet R. Yockteng (2012). "Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystem." PLoS Biology 10(1): pp.1-8.

Morgan-Jones, W., J. S. Poole et R. Goodall (2005), "Characterisation of Hydrological Protection Zones at the Margins of Designated Lowland Raised Peat Bog Sites." JNCC Report No.365.

Munger, J. L., S. Pellerin, M. Larocque et M. Ferlatte (2014). "Espèces végétales indicatrices des échanges d'eau entre tourbière et aquifère." Nat. Can. 138(N°1): p.4-12.

Natural Resources Canada (2007), "From Impacts to Adaptation: Canada in a Changing Climate. Chapter 7-Prairies."

Paavilainen, E. et J. Paivanen (1995). Peatland Forestry-Ecology and Principles, Springer.

Päivänen, J. et B. Hännell (2012). Peatland ecology and forestry: a sound approach. Department of Forest Ecology, University of Helsinki.

Paradis, É. (2016). Restauration écologique des transitions tourbière-forêt dans les marges des tourbières perturbées par l'extraction de tourbe Université Laval. Doctorat en biologie végétale 169 p.

Pellerin, S. et C. Lavoie (2003). "Reconstructing the recent dynamics of mires using a multi technique approach." Journal of Ecology 91: 1008-1021.

Poulin, M., L. Rochefort et A. Desrochers (1999). "Conservation of bog plant species assemblages : Assessing the role of natural remnants in mined sites. ." Appl. Veg. Sci.: 169-180.

Price, J. S., A. L. Heathwaite et A. J. Baird (2003). "Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: an overview of management approaches. ." Wetl. Ecol. Manag. 11: 65-83.

R Development Core Team (2011), "R: A language and environment for statistical computing." R Foundation for Statistical Computing, Vienne (Autriche).

Rochefort, L. (2000). "Sphagnum-A keystone genus in habitat restoration." Bryologist 103(3): 503-508.

Rochefort, L., Quinty F., Campeau S., Johnson K. et Malterer T. (2003). "North american approach to the restoration of Sphagnum dominated peatlands." Wetl. Ecol. Manag. 11: 3-20.

Saucier, J.-P., A. Robitaille, P. Grondin, J.-F. Bergeron et J. Gosselin (2011). Les régions écologiques du Québec méridional (4 version). Carte à l'échelle de 1 / 1 250 000. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.

Scottish natural heritage (2015), "Peatland Action Guidance for land managers." 8p.

Service des inventaires forestiers (1994), "Normes techniques-Le point d'observation écologique." Gouvernement du Québec-Ressources naturelles et faune. 126pp.

Shantz, M. A. et J. S. Price (2006). "Characterization of surface storage and runoff patterns following peatland restoration." Hydrol. Process. 20(18): 3799-3814.

Society for Ecological Restoration (SER) International Science & Policy Working Group (2004). "The SER International Primer on Ecological Restoration." [En ligne].

<http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>
Consulté le 11 novembre 2015.

Stamp, R. M. (2009). "Alberta." Encyclopédie canadienne. [En ligne] Consulté le 18/01/2016.
<http://www.encyclopediecanadienne.ca/fr/article/alberta/>.

Stewart, J., J. Parsonset J. Wainwright (2014). Modeling emergent patterns of dynamic desert ecosystems. *Ecol Monogr.* 84:373-410 *dans*, Connectivity in dryland landscapes: shifting concepts of spatial interactions. *Front Ecol Environ.* Okin, G.S., Moreno-de las Heras, M., Saco, P.M., Throop, H.L., Vivoni, E.R., Parsons, A.J., Wainwright, J., Peters, PC. 2015. 13(1):20-27.

Strack, M. et Y. C. A. Zuback (2013). "Annual carbon balance of a peatland 10 yr following restoration." *Biogeosciences* 10(5): 2885-2896.

SunGro (2014), "Excursion Guide-Visit of Sungro's Seba Beach Bog." NAIT 3rd Annual Seminar and PERG 12th Technology Transfer Workshop. Restoration of Peat Harvesting Industry Site- Lessons over the years by Sun Gro Horticulture : Seba Beach Bog.

Technidea corporation (2012). "Zipllevel-Product literature." [En ligne] Consulté le 20/01/2016.
<http://ziplevel.com/index.php?ID=763&XID=971:763:762:0:0&PID=971>.

Tuba, Z., N. G. Slacket L. R. Stark (2011). Bryophyte ecology and climate change, Cambridge University Press.

Van Seters, T. E. et J. S. Price (2001). "The impact of peat harvesting and natural regeneration on the water balance of an abandoned cutover bog, Québec. ." *Hydrol. Process.* 15: 233-248.

Verry, E. S. (1988). The hydrology of wetland and man's influence on it. Proceedings of the Symposium on the Hydrology of Wetlands in Temperate and Cold Regions, pp. 41-61, Academy of Finland, Joensuu.

Verry, E. S., D. H. Boelter, J. Paivanen, D. S. Nichols, T. Malterer et A. Gafni (2011). Physical Properties of Organic Soils *dans*. Peatland Biogeochemistry and Watershed Hydrology at the Marcell Experimental Forest. R. K. Kolka, S. D. Sebestyen, E. S. Verry and K. N. Brooks. 135-192.

Vitt, D. H. et W. L. Chee (1990). "The relationships of vegetation to surface water chemistry and peat chemistry in fens of Alberta, Canada. ." *Vegetatio* 89(2): 87-106.

Whitfield, P. H., R. J. Hebda, J. K. Jeglumet S. Howie (2006). Restoring the natural hydrology of Burns bog, delta, British Columbia-The key of the bog's ecological recovery. Water under pressure. CWRA Conference Vancouver.

Yang, J. et X. Chu (2013). "Quantification of the spatio-temporal variations in hydrologic connectivity of small-scale topographic surfaces under various rainfall conditions." *J. Hydrol.* 505: 65-77.

Zon, R. et J. L. Averell (1930). "Growth in swamps before and after drainage." *J. For.* 28: 100-101.

Annexe 1.

Tableaux d'ANOVA pour les différentes variables réponses présentées.

Bic-Saint-Fabien

Profondeurs de nappe phréatique

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	21	1,41	0,1582
Erreur	49		

Valeurs utilisées : sonde multi profil d'enregistrement du sol

Distances considérées pour les comparaisons (pour les écotones artificiels et de référence) : -8, 0,5, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 25

Age des arbres

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	9	3,10	0,003
Erreur	84		

Taux d'accroissement

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	9	2,85	0,006
Erreur	84		

Surfaces terrières-8 cm et moins

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	5,23	1 ^e -04
Erreur	38		

Surfaces terrières 10 à 18 cm

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	7,61	<0,0001
Erreur	38		

Surfaces terrières 20 cm et +

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	5,22	0,0001
Erreur	38		

Nombre de tiges non marchandes par hectare

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	3,444	0,0022
Erreur	38		

Couvert muscinal

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	3,03	0,0053
Erreur	38		

Von post 60cm

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	3,10	0,0046
Erreur	38		

Épaisseur de matière organique

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	5,82	<0,0001
Erreur	38		

Couvert en litière ou sol nu

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	2,54	0,016
Erreur	38		

Profondeur de nappe phréatique écotones avant/après aménagements

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	13	4,65	<0,0001
Erreur	56		

Valeurs provenant de mesures manuelles dans des puits d'observation

(placettes -8, -1, 0, 1, 4, 8, 25 m)

Bois-des-Bel
Profondeurs de nappe phréatique

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	21	4,721	<0,0001
Erreur	85		

Valeurs utilisées : sonde multi profil

d'enregistrement du sol

Distances considérées pour les comparaisons (pour les écotones artificiels et de référence) : -8, 0,5, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 25

Age des arbres

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	9	2,862	0,0152
Erreur	29		

Taux d'accroissement

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	9	4,829	5 ^e -04
Erreur	29		

Surfaces terrières-8 cm et moins

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	12,776	<0,0001
Erreur	43		

Surfaces terrières 10 à 18 cm

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	7,578	<0,0001
Erreur	43		

Surfaces terrières 20 cm et +

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	1,013	0,4513
Erreur	43		

Nombre de tiges marchandes par hectare

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	7,722	<0,0001
Erreur	43		

Couvert muscinal

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	3,520	0,0014
Erreur	43		

Von post 60cm

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	4,949	1 ^e -04
Erreur	43		

Épaisseur de matière organique

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	2,852	0,0068
Erreur	43		

Couvert en litière ou sol nu

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	3,231	0,0028
Erreur	43		

Seba Beach
Profondeurs de nappe phréatique

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	16	3,242	0,0051
Erreur	23		

Distances considérées pour les

comparaisons (pour les écotones aménagés) : -8, 0, 0,5, 1, 2, 3, 5, 19

Distances considérées pour les comparaisons (pour les écotones artificiels) : -8, 0, 5, 19

Distances considérées pour les comparaisons (pour les écotones artificiels) : -8, 0, 0,5, 1, 2, 3 (nappe phréatique pas mesurée au-delà de cette distance)

Valeurs provenant de mesures de sonde multi profil d'enregistrement de l'humidité du sol

Age des arbres

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	1,395	0,376
Erreur	5		

Taux d'accroissement

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	13,911	0,0047
Erreur	5		

Nombre de tiges non marchandes par hectare

Source	dl	Valeur F	Valeur P
Distance*Écotone	11	2,478	0,0409
Erreur	5		

n