



Restauration d'une tourbière à sphaignes perturbée par une infrastructure routière en région boréale

Mémoire

Christine Isabel

Maîtrise en biologie végétale - avec mémoire
Maître ès sciences (M. Sc.)

Québec, Canada

Restauration d'une tourbière à sphaignes perturbée par une infrastructure routière en région boréale

Mémoire

Christine Isabel

Sous la direction de :

Line Rochefort, directrice de recherche

Résumé

Une importante perturbation des tourbières du nord de l'Alberta est la présence d'un vaste réseau de routes d'accès nécessaire à l'extraction *in situ* du pétrole dans la région des sables bitumineux. Ces structures linéaires engendrent la dégradation, la fragmentation et la perte d'habitats ainsi que l'altération des propriétés physicochimiques et des processus hydriques des tourbières. Ce projet évalue la restauration d'une tourbière perturbée par une route d'accès sur un site d'extraction près de Fort McMurray. La restauration a permis de retirer partiellement la matière minérale de la route, d'ajouter une couche de tourbe mince (20 ou 50 cm) ou épaisse (75 cm), d'épandre des diaspores de tourbière sur le site restauré, de protéger les diaspores avec un paillis et de fertiliser la moitié du site restauré. La restauration s'est faite en deux temps et deux sites donneurs pour la réintroduction de diaspores ont été utilisés. Les objectifs de ce projet sont d'évaluer l'impact de l'épaisseur de tourbe et de la fertilisation sur les propriétés physicochimiques du substrat et par conséquent, ce qui influence ou non l'établissement des communautés végétales. Des analyses physicochimiques ont été effectuées une saison de croissance à la suite de la restauration. Des inventaires de végétation ont été réalisés deux saisons de croissance après la restauration. Deux communautés végétales distinctes sont présentes sur le site restauré. La section restaurée dont l'épaisseur de tourbe est la plus importante (75 cm) présente un plus grand nombre d'espèces et un couvert plus important de plantes et mousses typiques des tourbières que les sections dont la couche de tourbe est mince (20 ou 50 cm). La fertilisation n'entraîne aucune différence dans l'établissement des communautés végétales. Les différences entre les techniques et étapes de la restauration pourraient expliquer les divergences entre les deux communautés qui se sont établies sur le site restauré.

Abstract

Significant disturbance to peatlands in northern Alberta is due to the extensive network of access roads required for *in situ* bitumen extraction in the oil sands region. These linear disturbances result in the degradation and fragmentation of habitats, and the alteration of the physicochemical properties and the water processes of peatlands. This project assesses the restoration of a peatland disturbed by an access road at an oil sands extraction site near Fort McMurray. The peatland restoration involved partially removing the mineral material from the road, adding a thin layer of peat (20 and 50 cm) or a thick peat layer (75 cm), spreading diaspores on the restored site, protecting the diaspores with straw, and fertilizing half of the restored site. Restoration occurred in two periods and two donor sites were used for diaspore collection. The objectives of this research are to assess the impact of the added organic substrate (peat) and of the fertilization on physicochemical properties of the substrate and therefore what does and does not influence the establishment of plant communities. Physicochemical measurements were taken one growing season following restoration. Vegetation inventories were conducted two growing seasons after restoration. After two growing seasons following restoration, fertilization had no impact on plant establishment. Results showed that two plant communities were present on the restored site. Two growing seasons following the restoration, the restored section with the greatest peat thickness (75 cm) had a greater number of species and a greater cover of plant and moss species typical of peat bogs. We conclude that the differences between restoration techniques between the two restored sections might explain the differences between the two communities that established at the restored site.

Table des matières

Résumé	ii
Abstract.....	iii
Table des matières	iv
Liste des figures.....	vi
Liste des tableaux.....	vii
Liste des acronymes.....	viii
Liste des sigles	ix
Remerciements.....	x
Avant-propos	xii
Introduction	1
Chapitre 1. Les tourbières perturbées par des structures linéaires.....	3
1.1 Un survol de l'écologie des tourbières.....	3
1.2 Les impacts des perturbations linéaires sur les tourbières.....	8
1.3 L'importance de restaurer les tourbières	10
1.4 Les avancées de la restauration des tourbières	12
1.5 Restauration du site d'étude	16
1.6 Objectifs et hypothèses	27
Chapitre 2. Restoration of a <i>Sphagnum</i> -dominated peatland disturbed by a mineral road.....	28
2.1 Résumé	28
2.2 Abstract	29
2.3 Introduction.....	30
2.4 Materials & Methods.....	33
2.5 Results	44
2.6 Discussion	50
2.7 Conclusion.....	55
References	56
Chapitre 3. Limites et recommandations pour la restauration de tourbières perturbées par des structures linéaires	62
3.1 Limites du projet	62
3.2 Recommandations.....	65
Conclusion	67
Bibliographie	69

Annexe 1. Climatic conditions.....	81
Annexe 2. Photos de la tourbière adjacente	82
Annexe 3. Zone de transition.....	83
Annexe 4. Schéma transversal du site d'étude.....	84
Annexe 5. Schéma longitudinal du site d'étude.	85
Annexe 6. Bassin créé en 2011 sur la portion est du site d'étude.	86
Annexe 7. Site donneur du substrat ajouté (tourbe) pour toutes les sections restaurées.....	87
Annexe 8. Site donneur de végétation (diaspores) pour la section restaurée avec une épaisse couche de tourbe (75 cm).	88
Annexe 9. Site donneur de végétation (diaspores) pour les sections restaurées avec une mince couche de tourbe (20 cm et de 50 cm).....	89
Annexe 10. Data variables for multivariate analyses.....	90
Annexe 11. Plant species tables.....	91
Annexe 12. Photos des sections restaurées une saison de croissance à la suite de la restauration.	98
Annexe 13. Photos des sections restaurées deux saisons de croissance à la suite de la restauration.....	99
Annexe 14. Résultats pour la végétation à la suite d'une saison de croissance après la restauration.	100
Annexe 15. Méthodologie et résultats pour les propriétés physicochimiques une année à la suite de la restauration.....	106

Liste des figures

Figure 1. Site d'étude : (a) localisation du site d'étude dans le Nord de l'Alberta, Canada; (b) image satellite (Google Earth, Juillet 2020) qui représente l'emplacement du site d'étude, des deux sites donneurs de végétation et du site donneur de tourbe au sein du site d'extraction <i>in situ</i> des sables bitumineux et (c) schéma du dispositif expérimental où les amendements (épaisseur de tourbe et fertilisation) sont présentés dans la légende.....	18
Figure 2. Première étape (étape 1) de la restauration du site d'étude: la préparation du sol avec (a) retrait partiel de la matière minérale de la route; (b) création d'une butte (upland island) avec le matériel minéral retiré (c) construction des canaux de circulation d'eau; (d) nivellation du matériel minéral résiduel et (e) ajout du substrat organique au-dessus de la matière minérale résiduelle.....	24
Figure 3. Étapes de restauration du site d'étude: (a) étape 2 - collecte des diaspores; (b) étape 3 - introduction des diaspores; (c) étape 4 - protection des diaspores: épandage de la paille et (d) étape 5 - fertilisation.....	25
Figure 4. Timeline presented as Gantt diagram to highlight the differences within the restoration steps between the thin peat treatments (20cm and 50cm; in turquoise) and the thick peat treatment (75cm; in orange).	37
Figure 5. Location of the study site (a) in Northern Alberta, Canada; (b) satellite image (Google Earth, July 2020) with the location of the study site, the vegetation donor sites and the peat donor site within the SAGD lease plant and (c) scheme of the experimental design, where the six treatments are listed in the legend.	39
Figure 6. Biplot showing results of a principal component analysis (PCA, scaling 1) on vegetation data for the restored site ($n = 140$) two years after restoration for the six peat substrate amendments and for the vegetation donor site	46
Figure 7. Biplot showing results of a principal component analysis (PCA, scaling 1) on one-year post-restoration vegetation data for the restored site ($n = 140$) for the six peat substrate amendments and for the undisturbed adjacent bog (BOG; $n = 20$).....	101
Figure 8 (Annexe 15). The boxplots are showing the (a) pH, (b) organic matter content (%), (c) electrical conductivity (μScm^{-1}) and (d) water content (%) of the superficial (top five to ten cm) peat representing the mean of measurements done purposely in dry and wet climatic periods for the six peat substrate amendments....	109
Figure 9 (Annexe 15). The boxplots are showing the available peat content of (a) calcium, (b) magnesium, (c) potassium and (d) zinc concentrations (mg/kg) in soil samples for the six peat substrate amendments.....	110
Figure 10 (Annexe 15). The boxplots are showing the available peat content of (a) manganese, (b) cadmium, (c) sodium and (d) sulfate concentrations (mg/kg) in soil samples for the six peat substrate amendments: .	111
Figure 11 (Annexe 15). The boxplots are showing the available peat content of (a) aluminum, (b) bore, (c) copper and (d) iron concentrations (mg/kg) in soil samples for the six peat substrate amendments.....	112
Figure 12 (Annexe 15). The boxplots are showing the available peat content of (a) lead concentration (mg/kg) and (b) salinity in soil samples for the six peat substrate amendments: ..	113

Liste des tableaux

Tableau 1. Tableau comparatif des divergences dans les étapes de la restauration pour les sections restaurées.	26
Table 2. Mean cover (x) of each plant species in relative percentage (%) of the total plant cover \pm standard error ($\pm SE$) within each peat thickness section of the restored area, and within the adjacent peatland.....	47
Table 3. Mean (x) \pm standard error ($\pm SE$) for environmental variables of the superficial (top five to 10 centimetres) peat substrate for each section of the restored site, the vegetation donor site and the adjacent peatland.....	49

Liste des acronymes

Acronymes - Acronyms	Français	English
GRET - PERG	Groupe de recherche en écologie des tourbières	Peatland ecology research group
JACOS	*	Japan Canada Oil Sands Limited
NAIT	*	Northern Alberta Institute for Technology

* Aucune traduction disponible

Liste des sigles

Sigle	Français	English
ACP - PCA	Analyse en composantes principales	Principal Component Analysis
AWCS	*	Alberta Wetland Classification System
BUPL	Enfouissement sous déblai tourbeux	Burial under peat layer
BUPT	Méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux**	Burial under peat technique
CCE - SWC	Canal de circulation de l'eau sous la surface de part et d'autre de la route	Subsurface water channel
DGMV - SAGD	Drainage par gravité par injection de vapeur	Steam Assisted Gravity Drainage
EM-ME	Évaluation des écosystèmes pour le millénaire	Millenium Ecosystem Assessment
ESRD	*	Environment and Sustainable Resource Development
MTCM - MLTT	Méthode de transfert de la couche muscinale	Moss Layer Transfer Technique
SER	Société de Restauration Écologique	Society for Ecological Restoration

* Aucune traduction disponible

** Tiré du mémoire de Kathy Pouliot (Pouliot, 2018)

Remerciements

Je tiens à remercier ma directrice, Line Rochefort de m'avoir confié ce projet au sein d'une grande équipe dynamique. Je suis reconnaissante d'avoir eu une femme accomplie et inspirante comme mentor.

Un énorme merci à l'équipe de professionnelles de recherche du GRET. Merci à Marie-Claire LeBlanc pour toutes tes suggestions de corrections qui ont affiné mon écriture et ma réflexion sur mon projet et pour toutes ces petites discussions qui m'ont aidée à mieux comprendre le monde de la restauration des tourbières. Merci à Sandrine Hugron pour les belles discussions sur les stats, pour la planification de ma collecte de données, pour la révision de mon manuscrit et pour ta présence bienveillante. Un gros merci à Claire Boismenu pour la prise en charge de tellement de choses qui font une grande différence. Merci Kathy Pouliot pour ton support dans la préparation du terrain et les discussions sur la restauration. Merci Brigitte Vimard pour ton aide avec le matériel et l'organisation du labo. Mélina Guéné-Nanchen merci pour ton aide avec mes analyses statistiques, mais surtout pour ta présence, tes précieux commentaires constructifs et tes corrections, je suis infiniment reconnaissante pour ton aide à la fin de mon parcours.

Merci à Jean Martin et Patrick Leclerc pour leurs conseils et toute leur aide pour les analyses de mes échantillons de tourbe. Merci à mes évaluateurs externes pour leurs commentaires pendant ma présentation de séminaire et pour leur temps consacré à la lecture de mon mémoire.

Merci à mes collègues du GRET. Meike Lemmer « Danke » pour toutes ces discussions fen-tastiques sur tous les sujets possibles (dont la science), je te remercie infiniment pour le partage de ta passion des mousses et de tes peaty-connaissances avec moi. Sebastian Gutierrez Pacheco muchas gracias para el tiempo pasado con tigo. Charles Gignac merci pour toutes ces petites pauses bien méri.thé.es hehe! Pascal Guérin mon comparse de raquettes, équipier équipé contre le gros gibier, motivateur et éternel enthousiaste, je te suis infiniment reconnaissante d'avoir été mon assistant de terrain et vice-versa. Merci aux membres du comité de l'AESBV (Karolane, Marc-André, Raphaël, Audrey & Virginie). J'ai eu beaucoup de plaisir avec vous!

Thanks to everyone in Alberta who made this project possible. Many thanks to Terry Osko for your help in the field. Thanks to Lawrence Nasen for the luxurious accommodations. Skender Spaho thank you for your support with security in the field and a huge thanks to you and Iliana for making me feel a bit like home in Alberta. Thank you, Bin Xu, for your mind and research input, it is always a pleasure to hear you talk about peatlands. Melanie Bird, thank you for your thoroughness, it is inspiring to see your passion at work, I really hope to share a lot of mossy and sedgy knowledge with you again. Thanks to Rebekah Ingram and to the NAIT crew for your help with the preparation, the equipment, and the field work.

Thanks to the Waterloo crew (2019 team) in Fort McMurray for keeping our samples in your freezer for a while and for hanging out with Pascal and I.

Financial support was provided by Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC), ConocoPhillips Canada Resources Corporation and Japan Canada Oil Sands Ltd. (JACOS).

Et maintenant, sur une note plus personnelle, je me permets un petit espace que je dédie à toutes ces personnes qui font partie de mon aventure. Je suis qui je suis grâce à toutes les personnes qui ont croisé mon chemin de près ou de loin, même si je ne vous ai pas nommées, je vous porte dans mon cœur, *always*.

Maman, j'ose croire que j'ai hérité d'un peu de ton amour pour la nature et de ta capacité (ou peut-être plus une infime fraction de ta capacité) à faire toutes ces choses. C'est peut-être toutes ces activités « bonnes pour notre culture » (à mes sœurs et moi) qui ont fait leur bout de chemin. Je t'aime et je t'admire. Rémi, merci pour ta patience infinie, ta sage compréhension et ta présence dans ma vie.

Marie-Eve, merci de toujours vouloir plus et le meilleur pour moi et de m'avoir encouragée dans ce parcours. Andrée-Anne, merci de m'encourager tout le temps et pour tout et de m'écouter. Merci mes sœurs pour votre support et vos visites dans mes nombreux chez moi. Vous êtes inspirantes, je vous aime tellement!

Papa, tu as été, sans le savoir, mon petit coup de pouce pour retourner aux études. Je t'aimerai toujours et tu es avec moi pour toujours.

Mamie et papi, merci tellement pour toutes ces petites (grandes) choses si précieuses qui font de moi une petite-fille bien choyée.

Toute ma famille au Bic et ses environs je vous aime! Je suis reconnaissante pour tous les petits moments de plus que j'ai pu passer avec vous grâce à mon retour aux études. Merci de m'avoir nourrie de votre amour inconditionnel.

J'ai une pensée pour tous mes précieux et toutes mes précieuses de Montréal. Particulièrement, pour Maria, je trouve qu'on vieillit bien! Justine, ma plus vieille amie/ma fœtus voisine, je t'aime et je te remercie d'être toujours là pour moi peu importe où est où! J'ai une pensée pour Gen et Alyssa, mes cheerleaders, je vous aime fort. Sandrine et Maude, même si je ne vous vois pas si souvent, vous êtes près de mon coeur. Martin Panneton, je te remercie pour ta présence immuable pendant toutes ces années qui m'ont forgées, pour avoir toujours cru en moi et pour m'avoir encouragée à croire en moi. Bien malgré toi, j'entends encore tes encouragements de bord de piscine, même derrière mon ordinateur!

J'ai aussi une pensée pour mon monde de Rimouski. Ma belle Arianne (Riiiiii), je m'ennuie gros et j'ai toujours aussi hâte de jaser avec toi! Marie-Pier et Gab, mon couple de colocs aventuriers, je vous suis reconnaissante de m'avoir accueillie dans votre vie de famille. Je vous aime et je me souhaite de pouvoir partager de beaux moments avec ma filleule téméraire, sa grande sœur et son petit frère. Phil Bois, j'achève ma maîtrise, la maîtrise de moi viendra peut-être un jour...ou pas!

Fanny Vermandele j'ai tellement appris de toi! Tu m'as inspiré à poursuivre à la maîtrise et à travailler fort, je te suis reconnaissante pour ta gentillesse infinie, ton esprit scientifique, ta compréhension et tes encouragements.

Un énorme merci à Audrey Paquette pour toutes ces tomates (heures) de travail efficace qui m'ont donné du courage et de la motivation. Ta présence constante m'a été tellement bénéfique et ta rigueur scientifique est inspirante!

Mes magnifiques biologistes (Alana, Andréanne, Kim, Mathilde, Sara et Sofia), qu'on soit éparpillées ne fait que me rendre plus nostalgique de notre vie étudiante Mes plus beaux souvenirs du bac sont avec vous (que ce soit à la bibli, dans les cafés de Rikibeach, sur l'eau, dans l'eau ou sur nos divans...) et votre présence de près comme de loin pendant ma maîtrise m'a aidée à me dépasser. Je vous aime et je vous dis à bientôt mes chères amies. Un petit merci de plus pour Kim, qui m'a encouragée de façon soutenue pendant notre coloc et même après!

Merci à mes collègues de travail qui m'encouragent jour après jour!

Et une dernière petite ligne pour te dire merci Martin, pour ta présence positive et réconfortante, pour tes encouragements pour tous mes projets et pour ton désir à partager de nouvelles aventures avec moi.

Avant-propos

Je, Christine Isabel, suis la première auteure de tous les chapitres de ce mémoire. La pandémie ne nous a pas permis de planifier une deuxième saison de terrain complète à cause de la fermeture des frontières. Ainsi, le présent mémoire a été écrit sur la base d'analyses et d'interprétations de la première saison de croissance post-restauration pour les résultats physicochimiques et de deux saisons de croissance suivant la restauration pour la végétation. L'article présenté au deuxième chapitre de ce mémoire n'est pas encore soumis pour publication. J'ai récolté des données sur le terrain. J'ai analysé et interprété les données et j'ai rédigé ce mémoire. Line Rochefort et Marie-Claire LeBlanc, co-auteures de l'article scientifique ont aidé au développement du dispositif expérimental et de sa mise en place et à l'élaboration du plan d'échantillonnage pour évaluer les méthodes de restauration du projet et ont suggéré plusieurs commentaires constructifs lors du processus d'interprétation et de rédaction.

Introduction

Les tourbières couvrent une superficie d'un peu plus de quatre millions km² à travers le monde (Joosten & Clarke 2002; Xu *et al.*, 2018). Sur le territoire canadien, les tourbières occupent 1,19 million km² (Gorham, 1991). Les tourbières comptent pour 90 % des milieux humides du Canada et se trouvent principalement dans la forêt boréale (Groupe national de travail des terres humides, 1997; Halsey *et al.*, 2000). En Alberta, le couvert le plus important de tourbières se trouve dans le nord de la province (Turchenek & Pigot, 2005). La grande proportion de tourbières dans cette région coïncide avec la présence d'un vaste réseau d'infrastructures (Pasher *et al.*, 2013) pour l'extraction des ressources naturelles, dont le bois et les sables bitumineux (Timoney, 2003). Pour l'industrie des sables bitumineux, les méthodes d'extraction *in situ* permettent d'atteindre les gisements très profonds. La ressource qui provient de l'extraction *in situ* compte pour près de la moitié de la ressource totale extraite des sables bitumineux de l'Alberta (Alberta Energy Regulator, 2020). Les infrastructures pour l'extraction *in situ* des sables bitumineux comprennent des plateformes d'extraction (pour l'installation des puits), mais aussi de nombreuses perturbations linéaires. Les perturbations linéaires incluent des lignes sismiques et routes d'hiver pour l'exploration, des pipelines et des routes d'accès, pour le transport de la matière première (Timoney, 2003). Des données récoltées de 2008 à 2010 permettent d'affirmer que le réseau de perturbations linéaires s'étendait sur plus de 600 000 km dans la forêt boréale canadienne (Pasher *et al.*, 2013).

La présence de routes sur les tourbières engendre la dégradation, la fragmentation et la perte d'habitat (Nielsen *et al.*, 2012; Turchenek, 1990). Les routes qui empiètent sur les tourbières peuvent également modifier les patrons de circulation de l'eau et l'intégrité physicochimique du milieu (Nielsen *et al.*, 2012; Plach *et al.*, 2017; Turchenek, 1990). En outre, les perturbations linéaires menacent les tourbières et les services écosystémiques fournis par les tourbières. Notamment, la séquestration de carbone, qui est reliée avec l'accumulation de la tourbe, et qui contribue à l'atténuation des changements climatiques (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (EM), 2005) est un service écosystémique considérable rendu par les tourbières.

Dans un contexte où les pressions anthropiques sont importantes et où la conservation des écosystèmes est incompatible avec le développement économique, la restauration devient un outil de gestion intéressant. La restauration des milieux humides en Alberta est obligatoire à la suite de perturbations anthropiques (ESRD, 2013). Le but de la restauration en Alberta tend à retrouver les fonctions écologiques équivalentes à celles du milieu qui a été perturbé (ESRD, 2013). Une des fonctions écologiques visées par la restauration des tourbières peut être le retour d'espèces floristiques spécifiques qui ont, par exemple, la capacité d'accumulation de matière organique.

À notre connaissance, très peu d'études concernent les méthodes de restauration des tourbières qui permettent l'établissement des communautés végétales à la suite de perturbations linéaires. Mon projet s'insère dans le

cadre de l'acquisition des connaissances quant à la recherche de nouvelles techniques de restauration de tourbières perturbées par des routes. Le projet consiste à restaurer une tourbière (bog) dominée par les sphaignes qui était affectée par une route d'accès qui menait vers un site d'extraction *in situ* de pétrole des sables bitumineux. La restauration de la tourbière consistait à retirer la couche superficielle de la matière minérale de la route et à ajouter de la tourbe sur la matière minérale résiduelle avant d'introduire des diaspores. Des techniques de restauration qui comportent des couches de tourbe de différentes épaisseurs et de l'épandage de fertilisant ou l'absence d'épandage de fertilisant ont été testées au cours de ce projet. Le premier chapitre de ce mémoire est dédié à une mise en contexte du projet de recherche. Le deuxième chapitre du mémoire correspond à un article scientifique dont le but est d'évaluer les impacts des techniques de restauration. Il sera question d'évaluer l'effet de l'épaisseur de tourbe ajoutée et de la fertilisation sur les propriétés physicochimiques du sol et sur l'établissement des communautés végétales. Enfin, le dernier chapitre expose les limites de l'expérience, élabore une liste de recommandations à la suite de constats établis lors de ce projet et soulève les perspectives pour la restauration grâce à ce projet.

Chapitre 1. Les tourbières perturbées par des structures linéaires

1.1 Un survol de l'écologie des tourbières

Avant de procéder à la restauration d'une tourbière perturbée par une route d'accès, il est primordial de comprendre les caractéristiques qui distinguent les tourbières des autres milieux humides. Un milieu humide est caractérisé par la présence d'eau (permanente ou semi-permanente), d'un sol qui montre des signes de la présence d'eau (gleyification, mouchetures, etc.) et d'une communauté végétale adaptée à des conditions humides (Groupe de travail national sur les terres humides, 1997). Il existe cinq classes de milieux humides au Canada dont : les marais, les étangs d'eau peu profonde, les marécages, les fens et les bogs (Zoltai & Pollett, 1983). Les milieux humides peuvent être identifiés selon leur type de sol, leurs processus hydrologiques et leur composition floristique (Lachance *et al.*, 2021). Les marais, les étangs d'eau peu profonde et les marécages sont caractérisés par un sol minéral, ce qui signifie que l'accumulation de matière organique y est faible ou inexiste (Zoltai & Vitt, 1995). Les fens et les bogs qui sont deux types de tourbières, se démarquent des autres milieux humides par leur capacité d'accumulation de tourbe qui crée un sol organique (Groupe de travail national sur les terres humides, 1997). Au Canada, les tourbières se composent d'au moins 40 cm de sol organique (Groupe de travail national sur les terres humides, 1997). Une exception est faite au Québec, où un milieu qui se compose de 30 cm de sol organique, ou plus, est considéré comme une tourbière (Lachance *et al.*, 2021). Un sol organique est un sol qui contient plus de 30% de matière organique qui est principalement constitué de matière végétale en décomposition (Groupe de travail sur la classification des sols, 2002). La composition botanique de la tourbe peut être très variable, c'est-à-dire que la tourbe peut être composée de matière ligneuse provenant des arbres et arbustes tels que *Alnus*, *Pinus*, *Salix* ou *Betula*, de plantes herbacées telles que *Carex*, *Phragmites*, *Eriophorum* ou de mousses telles que *Sphagnum* (Clymo, 1983, p.160-161). Dans les tourbières, les plantes captent, fixent et séquestrent le carbone atmosphérique plus rapidement qu'elles se décomposent, notamment dû à l'acidité et aux conditions anoxiques du sol, ce qui explique l'accumulation de matière organique (Wieder & Vitt, 2006). Les tourbières peuvent être classées selon leurs caractéristiques physicochimiques, hydrologiques et floristiques (Zoltai & Vitt, 1995). Puisque le projet de restauration se déroule au sein d'un bog, ce sont les caractéristiques des bogs qui seront détaillées. L'hydrologie, la végétation et la physicochimie d'un bog sont spécifiques à ce type de milieu humide et il est important d'en connaître les grandes lignes afin d'intégrer et d'appliquer ces connaissances lors de la restauration.

Les concepts hydrologiques d'un bog

Les bogs reçoivent presqu'exclusivement leur approvisionnement en eaux par les précipitations, c'est ce qu'on nomme un régime hydrique ombrogène (Rochefort *et al.*, 2012; Wieder & Vitt, 2006). Les bogs ne reçoivent pas

d'apport en nutriments et en éléments minéraux provenant de sources externes, comme des eaux de ruissellement qui pourraient être chargées de nutriments et d'éléments minéraux provenant des milieux attenants (Wieder & Vitt, 2006). Comme la nappe phréatique d'un bog est perchée grâce au phénomène de remontée de l'eau par capillarité assuré par les sphaignes, le niveau de la nappe phréatique a tendance à se trouver près de la surface du sol (Groupe de travail national sur les terres humides, 1997). Le concept diplothelmique des bogs permet la distinction de deux couches du sol: soient l'acrotelme, qui se situe à la surface du sol, et le catotelme, qui se situe plus en profondeur (Morris *et al.*, 2011). L'acrotelme est la couche à la surface du sol de la tourbière qui comprend la matrice de matière végétale vivante (Clymo, 1984). L'acrotelme subit les variations du niveau de la nappe phréatique (Ingram, 1978). De grandes variations des conditions physiques et biologiques peuvent survenir au sein de l'acrotelme (Ingram, 1978). Le niveau de la nappe phréatique varie en fonction des conditions météorologiques. Par exemple, en cas de pluie abondante, le niveau de la nappe peut atteindre la surface du sol tandis que lors de sécheresses, la nappe phréatique peut s'abaisser à 50 cm de profondeur dans le sol (Clymo, 1984). Lorsque le niveau de la nappe s'abaisse, l'acrotelme se trouve dans des conditions aérobiques qui permettent la prolifération de micro-organismes et de bactéries aérobiques qui interviennent dans la décomposition de la matière végétale (Ingram, 1978). C'est ce qui explique que l'acrotelme possède un taux de décomposition plus rapide que le catotelme qui est dans des conditions anaérobiques (Ingram, 1978; Clymo, 1984). La conductivité hydraulique est synonyme de la capacité de mouvement de l'eau et est souvent reliée avec la porosité du sol (Boelter, 1968). Plus la profondeur augmente, plus la tourbe est décomposée et c'est dans cet état que la taille des pores est la plus petite, ce qui réduit la conductivité hydraulique (Boelter, 1968). Le catotelme est situé sous l'acrotelme (Ingram, 1978). Le catotelme est saturé en eau en permanence et les conditions y sont anoxiques. Les micro-organismes sont plus rares dans le catotelme et l'activité microbienne y est plus lente que dans l'acrotelme ce qui explique la diminution du taux de décomposition (Ingram, 1978; Clymo, 1984). La catotelme détient une conductivité hydraulique plus faible que l'acrotelme en raison des pores plus petits de la tourbe qui y est plus décomposée (Boelter, 1968). Aussi, à cause de la taille plus petite des pores, l'effet de friction est plus important, ce qui ralentit la circulation de l'eau à travers le catotelme (Boelter, 1968; Price *et al.*, 2003). Cependant, dans les bogs, le rôle du drainage souterrain pourrait être sous-estimé selon certains auteurs (Siegel & Glaser, 1987). C'est pourquoi il est primordial de considérer l'hydrologie avant la construction d'infrastructures ou pendant la restauration d'un écosystème perturbé par une infrastructure.

Les conditions physicochimiques d'un bog

Dans les bogs, les conditions physicochimiques sont intimement reliées à l'hydrologie. Les apports en eau proviennent presqu'exclusivement des eaux de pluie pour les bogs, ce pourquoi elles sont aussi appelées des tourbières ombratropes (Zoltai & Vitt, 1995; Wieder & Vitt, 2006). Les dépositions atmosphériques azotées

sont en augmentation depuis les 50 dernières années (Turunen *et al.*, 2004). Par exemple, une plus grande quantité de dépositions azotées est observée dans des régions dont les impacts anthropiques sont plus prononcés, notamment par l'agriculture et l'utilisation des ressources fossiles (Asman *et al.*, 1998).

La physicochimie des tourbières peut être déterminée à partir d'échantillons d'eau ou de tourbe. Une étude menée sur la physicochimie de l'eau des tourbières en Alberta montre que le pH est un bon critère d'identification des tourbières puisque le pH varie très peu en fonction de la saison (Vitt *et al.*, 1995). Le pH des bogs se situe entre 3.0 et 4.2 (ESRD, 2015). Cette acidité s'explique par la grande quantité de composés phénoliques produite par les sphaignes (Aerts *et al.*, 2001). Lors de la décomposition des sphaignes, ces composés phénoliques sont libérés sous forme d'acides organiques, ce qui contribue à acidifier le milieu et à ralentir le taux de décomposition (Dieleman *et al.*, 2016). C'est pourquoi, les bogs ont une plus grande capacité à accumuler de la tourbe comparativement aux fens riches (Vitt, 1990). La présence d'acide polyuronique chez les sphaignes est fortement corrélée avec leur capacité d'échange cationique (Clymo, 1963). Les bogs sont également caractérisés par une faible conductivité électrique (CE). La CE corrigée par la formule de Sjörs (1950) des bogs se situe en-dessous de 40 μScm^{-1} (Environment and Parks, 2015).

Les tourbières sont dites limitées en azote (Urban & Eisenreich, 1988; Wang & Moore, 2014), en phosphore et en potassium (Wang & Moore, 2014). Cependant, l'azote peut avoir une concentration plus importante dans les régions où l'agriculture et la combustion des combustibles fossiles sont plus importants (Asman *et al.*, 1998). Les cations de base (Ca, Mg, Na et K) sont très faibles dans les bogs comparativement aux autres types de tourbières (fens) (Vitt, 1990; Vitt *et al.*, 1995). Quant à eux, les ions métalliques (Al, Fe, Mn, Zn) sont principalement influencés par la variabilité saisonnière (Vitt *et al.*, 1995). Même si le manganèse semble plus faible dans les eaux de surface des bogs que dans les fens et que le fer et l'aluminium sont plus importants dans les bogs que dans les fens, leur variation s'explique davantage par la variation saisonnière que par le type de tourbière (Vitt *et al.*, 1995). Les éléments nutritifs azotés tel que l'ammonium (NH_4^+) et le nitrate (NO_3^-) ainsi que le phosphore ne permettent pas de distinguer les différents types de tourbières puisqu'ils varient de façon saisonnière (Vitt, 1990; Vitt *et al.*, 1995). Le suivi des éléments énumérés ci-haut pourrait permettre de détecter s'il y a un effet de la présence d'infrastructures sur la tourbière (Pouliot, 2018).

La végétation d'un bog

La végétation d'un bog est composée d'un nombre restreint d'espèces végétales. Cependant, certaines espèces se trouvent presqu'exclusivement dans un bog puisqu'elles sont adaptées aux conditions abiotiques de ce type de milieu, telles que certaines mousses ou éricacées (Gorham & Janssens, 1992; Wieder & Vitt, 2006; Vitt, 2014). Ainsi, les tourbières ombratrophes contribuent à la biodiversité en fournissant une niche écologique dont les conditions abiotiques sont optimales pour certaines espèces floristiques. Dans les bogs, la végétation est fortement reliée aux conditions hydrologiques et physicochimiques du sol. Dans l'hémisphère nord, les bogs ont

habituellement une végétation dominée par les sphaignes (Williamson *et al.*, 2017). Les sphaignes sont dites ingénieres de leur écosystème puiqu'elles créent un environnement propice à leur croissance. En effet, les sphaignes acidifient leur milieu (Bu *et al.*, 2013) grâce à leur forte concentration en composés phénoliques (Aerts *et al.*, 2001), ce qui rend leur milieu plus propice à leur établissement.

Les sphaignes sont dépourvues de système vasculaire et de système racinaire, leurs tissus ne peuvent pas transporter l'eau et les nutriments de la même manière que les plantes vasculaires (Clymo & Hayward, 1982; Hayward & Clymo, 1982). Les sphaignes agissent comme des pompes à eau grâce à leur anatomie particulière et à leur tissu caractéristique. Tout d'abord, l'anatomie d'une sphaigne se caractérise par la présence d'un capitulum, d'une tige et de rameaux. Le capitulum (ou la tête de la sphaigne dont l'apparence ressemble à un pompon plus ou moins sphérique), permet l'elongation, ou la croissance vers le haut, grâce au bourgeon apical situé au centre du capitulum (Clymo & Hayward, 1982). La tige des sphaignes est composée d'un cortex où des feuilles caulinaires, qui sont souvent apprimées sur la tige, leur confère une grande capacité capillaire (Clymo & Hayward, 1982; Ayotte & Rochefort, 2019). Des rameaux qui ressemblent à de petites branches peuvent être divergents ou pendants. Les rameaux divergents se distinguent facilement de la tige puisqu'ils sont libres. Les rameaux pendants sont souvent collés sur la tige et améliorent ainsi la capacité capillaire des sphaignes (Clymo & Hayward, 1982; Ayotte & Rochefort, 2019). Les structures anatomiques de la sphaigne permettent donc la circulation de l'eau vers le capitulum (Clymo & Hayward, 1982).

Le tissu des feuilles d'une sphaigne est composé d'une seule couche de cellules (Clymo & Hayward, 1982). La couche cellulaire simple alterne des chlorocystes, qui sont des cellules vivantes photosynthétiques, et des halocystes, qui sont des cellules vides avec plusieurs pores sur leur surface dont la seule fonction est la rétention de l'eau (Clymo & Hayward, 1982). L'anatomie cellulaire des sphaignes, caractérisée par la présence de pores, contribue aussi à accroître leur capacité capillaire (Clymo & Hayward, 1982; Ayotte & Rochefort, 2019; McCarter & Price, 2012). Environ 90% du contenu en eau des sphaignes peut se retrouver sur leurs structures externes (Thomson & Waddington 2008). Puisque les sphaignes n'ont pas de système racinaire, celles-ci dépendent entièrement de leur capacité d'échange ionique pour avoir accès aux nutriments. Chez les sphaignes cette particularité est très prononcée, ce qui signifie que les sphaignes ont une grande capacité à échanger et à retenir les ions (Clymo, 1963).

Le capitulum est souvent simple, mais il peut se diviser en double ou triple, ce qui augmente la croissance latérale. Habituellement, pendant que la croissance s'effectue vers le haut, une sénescence s'effectue simultanément vers le bas de la même sphaigne. Effectivement, lorsque les feuilles du bas n'ont plus accès à la lumière, celles-ci commencent à dégénérer (Clymo & Hayward, 1982). Une caractéristique importante des sphaignes est leur grande capacité à se régénérer soit par leur capitulum, par leur tige ou par leurs rameaux (Clymo & Hayward, 1982; Gauthier, 2001; Rochefort & Lode, 2006). C'est cette caractéristique qui est exploitée

en restauration des tourbières lorsqu'on répand des diaspores sur le site à restaurer. Les diaspores se définissent comme tous les fragments d'une plante qui sont capables de produire un nouvel individu (i.e. graines, feuilles, tiges, racines, etc.) (Ayotte, 1994). Ainsi, on mise sur la capacité des sphaignes à se régénérer à partir de tous ses fragments anatomiques pour s'établir sur un substrat adéquat.

Au Canada, *Sphagnum angustifolium*, *S. magellanicum* et *S. fuscum* sont les trois espèces de sphaignes les plus importantes dans les bogs (Graham *et al.*, 2015). Le complexe *magellanicum* (autrefois *S. magellanicum*) comprend maintenant deux espèces de sphaignes soit *S. medium* et *S. divinum*. L'espèce *S. medium* est surtout associée aux bogs ouverts, mais sa répartition géographique se restreint à la côte atlantique, tandis que *S. divinum* se trouve dans une plus grande diversité d'habitats et sa distribution est circumpolaire dans l'hémisphère nord (Hassel *et al.*, 2018). D'autres espèces, telles que *S. capillifolium*, *S. fallax*, *S. rubellum*, *S. russowii* et *S. papillosum* sont fréquentes au Québec (Gauthier, 2001). Les bogs ont souvent un nombre restreint de plantes herbacées (*Eriophorum* sp.) et sont caractérisés par la présence d'éricacées (*Kalmia*, *Rhododendron* et *Chamaedaphne*) et d'arbres (*Larix laricina* et *Picea mariana*) (Gauthier, 2001; Rochefort *et al.*, 2012). Certaines caractéristiques des sphaignes et la composition des communautés végétales typiques des tourbières sont importantes à retenir. La restauration des tourbières s'effectue dans le but de recréer un milieu propice pour le développement des sphaignes. L'observation du milieu et les connaissances du milieu naturel doivent servir d'inspiration pour imiter les conditions optimales des espèces ciblées lors de la restauration.

Formation des tourbières

Les processus de formation des tourbières sont un sujet pertinent lorsqu'on s'intéresse à recréer un habitat permettant le retour des fonctions de cet écosystème. Les objectifs de la restauration de tourbières ont souvent pour but d'amorcer l'accumulation de la tourbe sur un substrat perturbé. Il est irréaliste de créer à court terme, en moins de cinq ans, un écosystème dont les fonctions sont semblables à un écosystème qui prend des centaines voire des milliers d'années à se former. Cependant, il est nécessaire de comprendre les processus de formation naturels de tourbière afin de s'en inspirer pour les travaux de la restauration. Il existe trois processus de formation des tourbières : la formation de tourbe primaire, la paludification et le comblement. Les tourbières peuvent se former à la surface d'un sol minéral directement, ce processus est appelé formation primaire de la tourbe (Payette & Rochefort, 2001). Le substrat minéral peut se présenter sous différentes formes telles que des dépôts volcaniques, des dunes, des plaines alluviales, etc. (Wieder & Vitt, 2006). La paludification est le développement d'une tourbière à partir d'un milieu terrestre (i.e. forêt ou prairie, etc.) (Wieder & Vitt, 2006). La paludification serait le principal processus de formation des tourbières au Québec (Payette & Rochefort, 2001) et en Alberta où les conditions climatiques ont favorisé l'entourbement (initiation de la formation de la tourbe) il y a 8000 à 9000 ans (Halsey *et al.*, 1998; Halsey *et al.*, 2000). Le comblement est le développement d'une tourbière à partir d'un lac ou d'un étang (aussi appelé hydrosère) (Payette & Rochefort, 2001). En général, l'épaisseur de la couche de tourbe est corrélée avec l'âge depuis le début de la formation de la tourbière (Halsey

et al., 1998). Par exemple, la tourbe peut atteindre sept mètres d'épaisseur pour des tourbières qui se sont formées il y a 6000 à 8000 ans en Alberta et jusqu'à quatre mètres pour les tourbières des basses terres de la baie d'Hudson qui se sont formées il y a 3000 à 4000 ans (Halsey *et al.*, 1998). L'approche de la restauration utilisée dans ce projet aura pour but de faciliter un processus de paludification, soit par l'entourbement d'un substrat organique introduit sur le site restauré.

1.2 Les impacts des perturbations linéaires sur les tourbières

De nombreuses perturbations anthropiques sur plusieurs types d'écosystème découlent de la croissance de la population et de la demande grandissante pour les ressources naturelles. En Alberta, le régime de perturbations anthropiques au sein de la forêt boréale a évolué au cours des dernières décennies. Dans les années 1950, l'agriculture était en pleine croissance suivie par la sylviculture dans les années 1990 (Timoney, 2003). L'industrie des sables bitumineux (les mines et le forage *in situ*) a pris une expansion considérable depuis les années 1980 (Timoney, 2003). Des infrastructures sont nécessaires pour l'extraction des sables bitumineux telles que les plateformes d'extraction et des usines de transformation. Des structures linéaires, comme des chemins de fer, des autoroutes, des lignes sismiques et des chemins d'accès s'ajoutent aux infrastructures de l'industrie des sables bitumineux (Rooney *et al.*, 2012). L'étendue des perturbations linéaires dans la forêt boréale atteint plus de 600 000 km, où les routes et les lignes sismiques totalisent 80% de cette étendue (Pasher *et al.*, 2013). Les routes perturbent les fonctions naturelles de l'écosystème dans lequel elles se trouvent. Notamment, les processus hydrologiques, les propriétés physicochimiques et la végétation des tourbières sont altérés par la présence des routes.

Impacts des perturbations linéaires sur l'hydrologie des tourbières

L'hydrologie d'une tourbière peut être affectée de plusieurs manières par les perturbations linéaires. La présence de routes modifie les patrons de circulation de l'eau dans les tourbières (Nielsen *et al.*, 2012). Par exemple, la route peut causer un effet de barrage à la circulation de l'eau tout particulièrement si la route est perpendiculaire au mouvement de l'eau (Nielsen *et al.*, 2012; Plach *et al.*, 2017; Turchenek, 1990). Ce genre de situation peut même entraîner des conditions très sèches (sécheresse) d'un côté tandis que l'autre côté peut se retrouver en conditions très humides (inondation) (Turchenek, 1990). Dans certains cas, la présence de ponceaux qui traversent la perturbation linéaire peut réduire l'effet de barrage en diminuant les écarts entre les conditions hydrologiques des deux côtés de la route (Saraswati *et al.*, 2020). De plus, le mouvement vertical de l'eau interstitiel peut être réduit dans la tourbe qui se trouve au-dessus d'un substrat minéral à faible perméabilité tel que l'argile (Reeve *et al.*, 2000). En conséquent, c'est le mouvement horizontal de l'eau interstitiel qui est le plus important dans ces situations (Reeve *et al.*, 2000). Pour la réalisation de ce projet, la circulation de l'eau sous la surface du sol est un aspect qui a été considéré lors de la planification des travaux de restauration.

Impacts des perturbations linéaires sur la physicochimie des tourbières

Les infrastructures de l'industrie des sables bitumineux peuvent avoir plusieurs répercussions sur le sol. La présence de routes peut augmenter le ruissellement superficiel, ce qui pourrait favoriser l'érosion (Luce, 2002). Les routes peuvent être la cause de l'altération des propriétés physico-chimiques de l'eau de surface (Forman & Alexander, 1998; Pilon, 2015; Turchenek, 1990). Des nutriments qui proviennent de la matière minérale de la route, comme de l'argile, peuvent être relâchés et se retrouver dans l'eau de la tourbière naturelle adjacente (Plach *et al.*, 2017) et en enrichir le contenu. La disponibilité des nutriments dans le sol peut être plus élevée dans une tourbière qui est perturbée par la présence d'une route (Wood *et al.*, 2015). La capacité d'échange cationique de la tourbe peut augmenter lorsque celle-ci est en contact avec l'argile (Sithole & Guy, 1985). Le suivi des éléments permet de détecter s'il y a un effet de la présence d'infrastructures sur la tourbière (Pouliot, 2018). Pour le projet actuel, ce sont les éléments disponibles qui ont été mesurés dans le but de mettre en relation la physicochimie du substrat et l'établissement de la végétation.

Impacts des perturbations linéaires sur la végétation des tourbières

La végétation qui subit les modifications engendrées par la présence des perturbations linéaires sur une tourbière est régie par les composantes du sol et de l'hydrologie. La perte d'habitat causée par la présence des routes, engendre une perte de biodiversité (Coffin, 2007; Forman & Alexander, 1998; Howell *et al.*, 2014; Pilon, 2015; Turchenek, 1990). Notamment, une étude menée par Findlay & Houlahan (1997) montre une relation négative entre la densité des routes et la richesse d'espèces d'oiseaux, de herptiles et des plantes vasculaires. Cet effet est encore plus prononcé des décennies après la construction des routes (Findlay & Bourdages, 2000). Les routes qui fragmentent l'habitat contribuent aussi à l'augmentation de l'effet de bordure (Andrews, 1990). L'effet de bordure est la modification de l'habitat et des espèces qui s'y trouvent par la création d'un écotone, zone de transition entre le milieu naturel et le milieu perturbé (Smith & Smith, 2012). Par ailleurs, le substrat minéral des infrastructures linéaires laissé sur place pourrait contenir une banque de graines d'espèces non désirables (Vitt *et al.*, 2012). Pour le projet à l'étude dans ce mémoire, un suivi de la végétation pourra montrer les communautés capables de s'établir sur le site restauré et permettra de mettre en lumière la relation de la végétation avec les conditions physicochimiques du milieu.

Autres impacts causés par les perturbations linéaires sur les tourbières

La présence de route sur les tourbières perturbe plusieurs autres aspects des tourbières. Notamment, ces structures sur les tourbières engendrent la perte de plusieurs fonctions remplies par l'écosystème naturel. La fonction de séquestration de carbone est directement influencée par la présence de structures linéaires. La présence des routes compacte la tourbe sous-jacente en plus d'ensevelir la végétation (Gauthier *et al.*, 2018a; Partington *et al.*, 2016). La présence de la route bloque l'accès à la lumière et l'air pour la végétation, ce qui

restreint la fixation et l'accumulation du carbone atmosphérique. Ainsi, les routes comme les lignes sismiques engendrent la diminution de la séquestration du carbone (Strack *et al.*, 2018; Plach *et al.*, 2017).

Dans le cas d'emprières électriques, le milieu adjacent à ces structures linéaires favorise l'établissement d'espèces indésirables en modifiant les conditions abiotiques, mais aussi en créant un corridor pour la dissémination des graines des espèces indésirables (Dubé *et al.*, 2011). L'envahissement des tourbières par les plantes indésirables peut entraîner la perte de biodiversité lorsque des espèces telles que la quenouille (*Typha latifolia*) et le roseau commun (*Phragmites australis*) forment des colonies presqu'exclusivement monospécifique (Messier, 2017). L'établissement des espèces indésirables peut être causé par la présence de fragments de ces espèces dans les matières nécessaires à la restauration (Salonen *et al.*, 1992) et dans le substrat minéral résiduel de la perturbation linéaire (Vitt *et al.*, 2012).

Les routes peuvent agir en tant que barrière au déplacement de certaines espèces fauniques (Andrews, 1990). D'un autre côté, les perturbations linéaires peuvent favoriser les déplacements d'autres espèces. Par exemple, les lignes sismiques deviennent des corridors de déplacements préférentiels pour les loups, ce qui pourrait entraîner l'augmentation de la prédation sur les caribous (Latham *et al.*, 2011). Il est important lors de la restauration de considérer le plus grand nombre de facteurs qui pourraient influencer les risques d'échec de la restauration ou qui pourraient, sans que ce soit intentionnel, occasionner d'autres problématiques.

1.3 L'importance de restaurer les tourbières

Afin de reconnaître l'importance des milieux humides, il est intéressant de s'attarder au concept des services écosystémiques puisqu'ils permettent de percevoir les interactions très étroites entre les êtres humains et la nature. Les services écosystémiques sont décrits comme des bénéfices que la population obtient grâce aux écosystèmes (Daily, 1997). Certains faits constatés par l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) méritent d'être évoqués pour saisir l'importance des écosystèmes. Tout d'abord, les êtres humains sont dépendants des écosystèmes pour leur bien-être. La population mondiale est en croissance, ce qui entraîne l'augmentation de l'utilisation des ressources naturelles. Les ressources qui sont puisées dans les écosystèmes s'appauvissent. Les écosystèmes qui subissent une pression grandissante font face à la diminution de la biodiversité et à la perte de leurs fonctions écologiques. Ainsi, en perturbant les écosystèmes, les êtres humains menacent leur propre bien-être en amputant les services écosystémiques. Les services écosystémiques sont divisés en quatre catégories de services tels que les services d'approvisionnement, les services de régulation, les services culturels et les services de support (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Parmi les services d'approvisionnement, les milieux humides fournissent, entre autres, de la nourriture, de l'eau douce, des matériaux, etc. Les services de régulation se composent de services tels que la régulation du climat, la régulation de l'eau et la purification de l'eau, le traitement des eaux usées, la mitigation des risques naturels et la pollinisation. Les services culturels comprennent l'inspiration et la spiritualité,

les loisirs récréatifs, l'esthétique et l'éducation. Les services de support sont composés de la formation des sols et du recyclage des nutriments.

Parmi les services écosystémiques rendus par les milieux humides, les tourbières sont reconnues pour leur capacité d'atténuation des changements climatiques grâce à leur rôle dans le cycle des gaz à effet de serre (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Kimmel & Mader, 2010). Notamment, les tourbières ont séquestré 600 gigatonnes de carbone, et ce, majoritairement depuis la dernière glaciation (Yu *et al.*, 2011). La végétation des tourbières a une très grande capacité à fixer le carbone qui provient du gaz carbonique (CO_2) atmosphérique, ce qui permet une grande accumulation de carbone dans la tourbe (Gorham, 1991; Smith *et al.*, 2004, Yu *et al.*, 2011). Lorsque les tourbières sont perturbées elles peuvent émettre davantage de dioxyde de carbone (CO_2) et de méthane (CH_4). La restauration rapide des tourbières pourrait contribuer à l'atténuation des changements climatiques (Nugent *et al.*, 2019), notamment en diminuant le réchauffement climatique (Günther *et al.*, 2020).

Plusieurs méthodes d'évaluation monétaires des services écosystémiques existent (de Groot *et al.*, 2002; Farber *et al.*, 2002; Brauman *et al.*, 2007). Une étude menée par Costanza *et al.* (1997) a permis d'estimer que les services écosystémiques rendus par les écosystèmes naturels mondiaux (globaux) atteignaient, par année, environ 33 mille milliards de dollars américains. Cette étude a été réajustée en 2007 où ces montants ont grimpé jusqu'à 46 mille milliards de dollars américains et jusqu'à 125 mille milliards de dollars américain en 2014 dont 26,4 mille milliards de dollars américains par année étaient attribués aux services écosystémique rendus par les milieux humides (Costanza *et al.*, 2014).

Les services écosystémiques et l'évaluation monétaire de ceux-ci peuvent contribuer à l'éveil quant à l'importance de la restauration écologique, entre autres, en créant des lois qui prévoient la restauration ou la création de nouveaux écosystèmes à partir de ceux qui ont été perturbés par des actions anthropiques (Palmer & Filoso, 2009). Au Canada, la conservation, la protection et la restauration des milieux humides sont régies par des lois provinciales. La politique des milieux humides, en Alberta prévoit d'éviter, de minimiser et de compenser la perte de ces milieux (ESRD, 2013). Cette politique qui concerne les milieux humides stipule qu'il est obligatoire d'observer le retour de fonctions écosystémiques (de valeur égale) lors de la compensation pour la perte d'un milieu humide donné (Environment and Parks, 2015), ce qui signifie que l'écosystème créé ou restauré doit remplir les mêmes fonctions que l'écosystème perturbé.

1.4 Les avancées de la restauration des tourbières

La restauration écologique se définit comme: « (...) le processus qui assiste l'autoréparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit » (SER, 2004). Le but de la restauration est propre à chaque projet et chaque écosystème. L'objectif de la restauration peut être le retour des fonctions de l'écosystème (biodiversité, accumulation de carbone, etc.), l'établissement de certaines communautés végétales, l'éradication des espèces exotiques envahissantes, etc. Au Canada, le principal objectif des projets de restauration de tourbières est le retour de la fonction de séquestration du carbone (Kimmel & Mander, 2010; Graf & Rochefort, 2016).

Tandis que la revégétalisation spontanée est considérée comme une alternative efficace et peu coûteuse pour la restauration des routes en milieu forestier (Robinson *et al.*, 2010), les tourbières qui sont laissées à nu à la suite de l'extraction de la tourbe horticole ont généralement une trajectoire qui ne permet pas l'atteinte des objectifs de la restauration (Lavoie *et al.*, 2005). En effet, les tourbières qui ne sont pas restaurées immédiatement à la suite de l'extraction de la tourbe horticole tendent vers une communauté végétale limitée et différente des communautés végétales qui composent les tourbières naturelles (González & Rochefort, 2014; Lavoie *et al.*, 2005; Poulin *et al.*, 2005). Des techniques de restauration actives sont donc nécessaires afin de favoriser l'établissement des communautés végétales accumulatrices de tourbe, notamment lors de la restauration de tourbière dominée par les sphaignes (Jauhainen *et al.*, 2002; Haapaletho *et al.*, 2011; Poulin *et al.*, 2012; González & Rochefort, 2014). Les tourbières restaurées où des diaspores ont été introduites à la suite de l'extraction de tourbe horticole tendent davantage vers des communautés qui possèdent la capacité d'accumuler de la tourbe (González & Rochefort, 2014; Purre *et al.*, 2020).

Au Québec, une expertise est née de la collaboration entre les industries et le milieu académique pour la restauration des bogs à la suite de l'extraction de la tourbe horticole. La méthode de transfert de la couche muscinale (MTCM) a été développée grâce à des efforts en recherche de la restauration (Rochefort *et al.*, 2003) et est maintenant reconnue à l'international et est, entre autres, appliquée en Estonie (Karofeld *et al.*, 2016; Purre *et al.*, 2020). La réintroduction des plantes par la MTCM a été développée pour le retour de l'accumulation de la tourbe à la suite de l'extraction de la tourbe horticole, en établissant des conditions hydrologiques et des communautés végétales propres à l'écosystème cible. Les principales étapes de la MTCM sont : 1) la préparation du terrain comme le niveling des champs de tourbe qui ont une forme de dôme; 2) la récolte de diaspores sur un site donneur; 3) l'introduction des diaspores sur le site restauré qui respecte un ratio 1 :10 (superficie récoltée : superficie restaurée); 4) la protection des diaspores avec l'épandage de paille qui permet de créer de l'ombrage et de retenir l'humidité; 5) la fertilisation avec de la roche phosphatée afin de favoriser *Polytrichum strictum*, une espèce compagne de *Sphagnum*; et 6) le blocage des canaux de drainage pour favoriser la rétention de l'eau sur le site restauré (Rochefort *et al.*, 2003).

La restauration des tourbières dans le contexte des perturbations entraînées par les sables bitumineux est en plein essor. Plusieurs projets de restauration de tourbières ont eu lieu à la suite du démantèlement des

plateformes de puits d'extraction *in situ* des sables bitumineux. Une étude menée par Lemmer *et al.* (2020) a permis d'affirmer qu'entre le retrait complet et le retrait partiel des plateformes d'extraction, c'est le retrait partiel qui est la meilleure option de restauration pour rétablir des communautés végétales potentiellement accumulatrices de tourbe. Notamment, le retour de la fonction de séquestration de carbone est plus important dans les sites où le retrait partiel a été effectué parce que cette méthode permet d'établir un niveau de la surface du sol le plus près niveau de la nappe phréatique régionale (Lemmer *et al.*, 2020).

Vitt *et al.* (2011), ont procédé à la restauration d'une tourbière qui était perturbée par une plateforme d'extraction des sables bitumineux. La restauration a consisté en un niveling de la plateforme à un niveau correspondant approximativement au niveau de la nappe phréatique de la tourbière naturelle adjacente (Vitt *et al.*, 2011). Deux niveaux ont été testés (un humide : 4 à 6 cm au-dessus de la nappe phréatique saisonnière et un sec : 15 cm au-dessus du niveau de la nappe phréatique). Une plantation de *Carex aquatilis*, *Salix lutea* et *Larix laricina* a été effectuée. L'établissement des plantes et même l'augmentation de la colonisation des espèces végétales ont été observés. La performance de *C. aquatilis* était meilleure dans les sections plus humides tandis que *S. lutea* performait davantage dans les sections plus sèches (Vitt *et al.*, 2011). Les six amendements (1) de la tourbe commerciale, 2) de la tourbe locale, 3) un mélange local de carex et d'herbes, 4) des copeaux de bois, 5) un géotextile et 6) un témoin, sans amendement) épandus sur le substrat résiduel n'ont eu aucun effet deux saisons de croissance après la restauration. Cependant, la présence d'espèces indésirables était plus importante dans les sections où la tourbe locale a été ajoutée (Vitt *et al.*, 2011). Cette tourbe locale avait été stockée dans des conditions extérieures sans protection (Vitt *et al.*, 2011) et se trouvait ainsi sujette à la colonisation par les apports en graines transportées par les vents.

Une étude de Gauthier *et al.* (2018b) avait pour but de tester l'établissement sur l'argile d'une végétation qui est naturellement retrouvée dans des conditions plus riches, soit une communauté végétale provenant d'un fen. À la suite de l'excavation de la plateforme à un niveau près de la nappe phréatique de la tourbière naturelle adjacente, la végétation de fen riche a été introduite en s'inspirant de la méthode de transfert de la couche muscinale (MTCM). La matière minérale retirée était ensuite déposée à côté en créant une butte sur la plateforme résiduelle laissée en place (Gauthier *et al.*, 2018b). Deux facteurs ont été testés pendant le projet soit le type de substrat (cinq substrats ont été utilisés : loam argileux, loam argileux décompacté, mélange d'argile et de bran de scie, mélange d'argile et de bran de scie décompacté et tourbe d'un bog naturel) et la provenance de la végétation introduite pour la restauration (qui provient d'un site donneur d'un fen riche arborescent ou d'un fen riche arbustif) (Gauthier *et al.*, 2018b). Cette étude a démontré un bon établissement de la végétation à la suite de la MTCM, et ce, sur tous les types de substrats utilisés. Toutefois, la restauration d'un fen est plus réussie lorsque la végétation introduite se trouve dans des conditions chimiques (pH et conductivité) qui sont similaires à son site de provenance (site donneur).

Une restauration d'une plateforme d'extraction a permis de tester trois amendements du substrat : 1) la décompaction de la tourbe (Peat-Dec); 2) l'enfouissement de la matière minérale sous une couche de tourbe (BUPL); et 3) le mélange de tourbe et de matière minérale (MIXED-P-M). L'amendement Peat-Dec s'est effectué en retirant complètement la matière minérale qui formait la plateforme. La matière minérale retirée était transportée au banc d'emprunt original. Ensuite, la tourbe qui était enfouie sous la plateforme était décompactée et aplanie à l'aide d'une excavatrice. L'amendement BUPL consistait à excaver la matière minérale de la plateforme, retirer une partie de la tourbe enfouie et la réserver. La matière minérale de la plateforme était placée dans l'espace libéré et était ensuite recouverte de la tourbe excavée (Xu *et al.*, 2022). Cet amendement permet d'éviter le transport de la matière minérale à un site d'enfouissement (Sobze *et al.*, 2012). L'amendement MIXED-P-M permettait d'inverser le profil du substrat en un coup de pelle mécanique, ce qui formait un substrat hétérogène de tourbe précédemment enfouie et de matière minérale. La MIXED-P-M était la plus rapide des trois méthodes. Chaque amendement du substrat était suivi d'une revégétalisation inspirée de la MTCM (Xu *et al.*, 2022). Le substrat minéral de la plateforme avait une épaisseur variant d'un demi-mètre à un peu plus d'un mètre. Trois ans post-restauration les bryophytes se sont bien établies sur le site restauré, sans distinction entre les trois amendements du substrat (Xu *et al.*, 2022). Au cours de quatre années suivant la restauration, une étude sur les gaz à effet de serre sur ce site restauré a montré que la fixation de carbone augmente et que les émissions de méthane diminuent. Cela permet de prédire une trajectoire qui tend vers un écosystème capable de séquestrer le carbone (Engering *et al.*, 2022).

Une méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux a été testé pour la restauration de perturbations linéaires (au Québec, sous emprises électriques) (Pouliot, 2018). La méthode d'enfouissement consiste à enfouir la matière minérale sous une couche de tourbe d'au moins 40 cm d'épais et à introduire de la végétation en suivant la MTCM (Pouliot, 2018). L'établissement des communautés végétales de tourbières (plus de 30% de couvert) a été observé moins d'une saison de croissance post-restauration. Cette méthode permet aussi d'éviter les coûts reliés au transport de la matière minérale vers un site d'enfouissement.

Un projet précédent à mon étude, sur le même site expérimental, consistait à tester la technique de retrait partiel d'une route minérale. Le retrait partiel consistait à retirer l'argile jusqu'à atteindre le niveau de la nappe phréatique et procéder à l'introduction de différentes communautés végétales (Shunina, 2015). Plus précisément, trois portions d'environ 40 m ont été aménagés et revégétalisés lors d'une étude menée en 2011 (Shunina, 2015). Cette méthode n'a pas permis d'observer l'établissement des communautés végétales introduites parce que l'excavation qui visait le niveau de la nappe phréatique s'est effectuée en omettant la connectivité avec le milieu naturel adjacent. De cette façon, l'eau s'est accumulée dans les trois bassins formés par l'excavation. Huit années après la création des bassins, la végétation était dominée par *Typha latifolia* qui est considérée comme une espèce envahissante des tourbières perturbées (Messier, 2017). Lors du projet pour

la réalisation de ce mémoire, deux des trois bassins ont été réaménagés, tandis que le bassin le plus à l'est n'a pas été retouché lors de notre projet et est toujours en place.

Les méthodes de restauration des plateformes, la MTCM et les méthodes de restauration des routes ont été de grandes sources d'inspiration pour le projet à l'étude dans ce mémoire. Cependant, certaines limites imposées par le site ne permettaient pas l'application de l'une de ces méthodes avec exactitude. Par exemple, la matière minérale en place était beaucoup trop importante, avec une épaisseur d'un à cinq mètres d'épaisseur par endroit pour permettre d'utiliser la méthode d'inversion ou la méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux. La faible disponibilité de tourbe ne permettait pas non plus de créer une couche de 40 cm d'épaisseur comme le suggère la méthode par enfouissement sous déblai tourbeux. Le projet de retrait partiel a permis de mettre en évidence l'importance de rétablir la connectivité avec le milieu naturel adjacent pour éviter la création d'un marais. Les méthodes utilisées pour la restauration de plateforme ont révélé la pertinence de porter une attention particulière à l'élévation cible et à l'introduction d'une végétation selon la méthode de transfert de la couche muscinale.

1.5 Restauration du site d'étude

Site d'étude

Le site d'étude se situe à environ 80 km au sud de Fort McMurray en Alberta, Canada ($56^{\circ} 19' N$, $111^{\circ} 39' W$; Figures 1a & 1b). Les précipitations totales moyennes par année atteignent 418,6 mm où environ 283,7 mm sous forme de pluie sont concentrées pendant la saison de croissance (mai à septembre) (Canadian Climate Normals 1981 to 2010 Station Data for the Fort McMurray A Station at $56^{\circ} 39' N$, $111^{\circ} 13' W$, Government of Canada, 2020a). Pendant la première saison de croissance post-restauration (2019), les précipitations ont été plus importantes que la moyenne soit 317,0 mm au lieu de 283,7 mm (Canadian Climate Normals 1981 to 2010 Station Data for the Fort McMurray A Station at $56^{\circ} 39' N$, $111^{\circ} 13' W$, Government of Canada, 2020a; Government of Canada, 2020b; Annexe 1). Le Hangingstone Expansion Project est un site où l'extraction des sables bitumineux est effectuée *in situ* grâce à la méthode de drainage gravitaire assisté par injection de vapeur. En anglais, le terme utilisé est *steam assisted gravity drainage* connu sous l'abréviation SAGD. Ce site est en activité depuis plus de trente ans et appartient présentement à la compagnie Greenfire. L'ancienne route d'accès où s'est déroulée la restauration est la propriété de la compagnie Japan Canada Oil Sands Limited (JACOS). Le site d'étude se trouve au sein d'un bog dont le pH moyen est de 3,8 ($\pm 0,14$; n=10) et où la conductivité électrique est de $7,8 \mu Scm^{-1}$ ($\pm 13,95$; n=10). La végétation est dominée par les sphaignes dont *Sphagnum fuscum* et des plantes vasculaires telles que *Rhododendron groenlandicum* et *Vaccinium vitis-idaea*. D'autres espèces sont présentes dans le bog telles que *Rubus chamaemorus*, *Eriophorum vaginatum*, *Picea mariana*, *Vaccinium oxycoccus*, *Chamaedaphne calyculata*, *Polytrichum strictum* et *Cladonia mitis* (Annexe 2).

La route d'accès de 400 mètres de long a été construite en 2001. Le site d'étude pour ce projet se concentre sur la section Est de la route d'une longueur de 140 mètres (Figures 1b & 1c). La première étape de la construction était l'abattage des arbres sur toute la longueur de la route et sur une largeur d'environ 25 mètres. La largeur de la route atteignait 16 mètres de largeur, en moyenne. Les neufs mètres restants sont divisés en deux pour une largeur d'environ 4,5 m de chaque côté de la route qui est nommée zone de transition (Annexe 3). Depuis la construction de la route, quelques arbres ont pu croître dans cette zone de transition tels que des bouleaux (*Betula papyrifera*), des pins (*Pinus banksiana*) et des épinettes (*Picea mariana*). Lors de la construction de la route, de la matière minérale a été déposée par-dessus une couche de géotextile qui était directement déposée sur la tourbière. La matière minérale atteint plus de quatre mètres d'épaisseur sur la portion la plus à l'est de la route. À cet endroit, la matière minérale a été déposée sur le substrat tourbeux sans attendre la stabilisation du matériel entre chaque phase de chargement. Cette façon de procéder a créé une pression sur la tourbe sous-jacente qui a resurgi de chaque côté du remblai (Annexe 4), ce qui a compacté la tourbe se trouvant dans la zone de transition adjacente à l'extrémité Est du site d'étude (Annexes 4 & 5). Cette bande de tourbe compactée des deux côtés de la route réduit possiblement la connectivité physique et donc la connectivité

hydrologique de la tourbière. La matière minérale qui compose la route diminue vers l'ouest pour atteindre moins d'un mètre (Annexe 5). À l'ouest, la tourbe de la zone de transition semble être moins compactée que la tourbe qui se trouve dans la zone de transition de la section est du site d'étude.

La route est presque perpendiculaire à l'écoulement de l'eau qui provient du sud et qui circule vers le nord-ouest (Plach *et al.*, 2017). La position de la route crée un effet de barrage, ce qui affecte la végétation qui diffère d'un côté à l'autre de la route. La présence d'arbres plus prononcée du côté nord de la route pourrait être causée par un régime plus sec où le niveau de la nappe phréatique y est plus bas (P. Guérin, données non-publiées) à cause de la présence de la route (T. Osko et L. Rochefort, comm. pers., 2019).

En 2011, une étude a eu lieu sur la portion est du site d'étude actuel (Shunina, 2015). Trois bassins avaient été créés en testant une technique de retrait partiel en 2011 (Shunina, 2015). Le bassin le plus à l'est a été conservé sans modification et il est dorénavant dominé par *Typha latifolia* (Annexe 6). Pendant la restauration pour le projet du mémoire actuel, les deux autres bassins ont été réaménagés et correspondent désormais à la portion Est du site d'étude et s'étend sur 80 mètres de longueur.

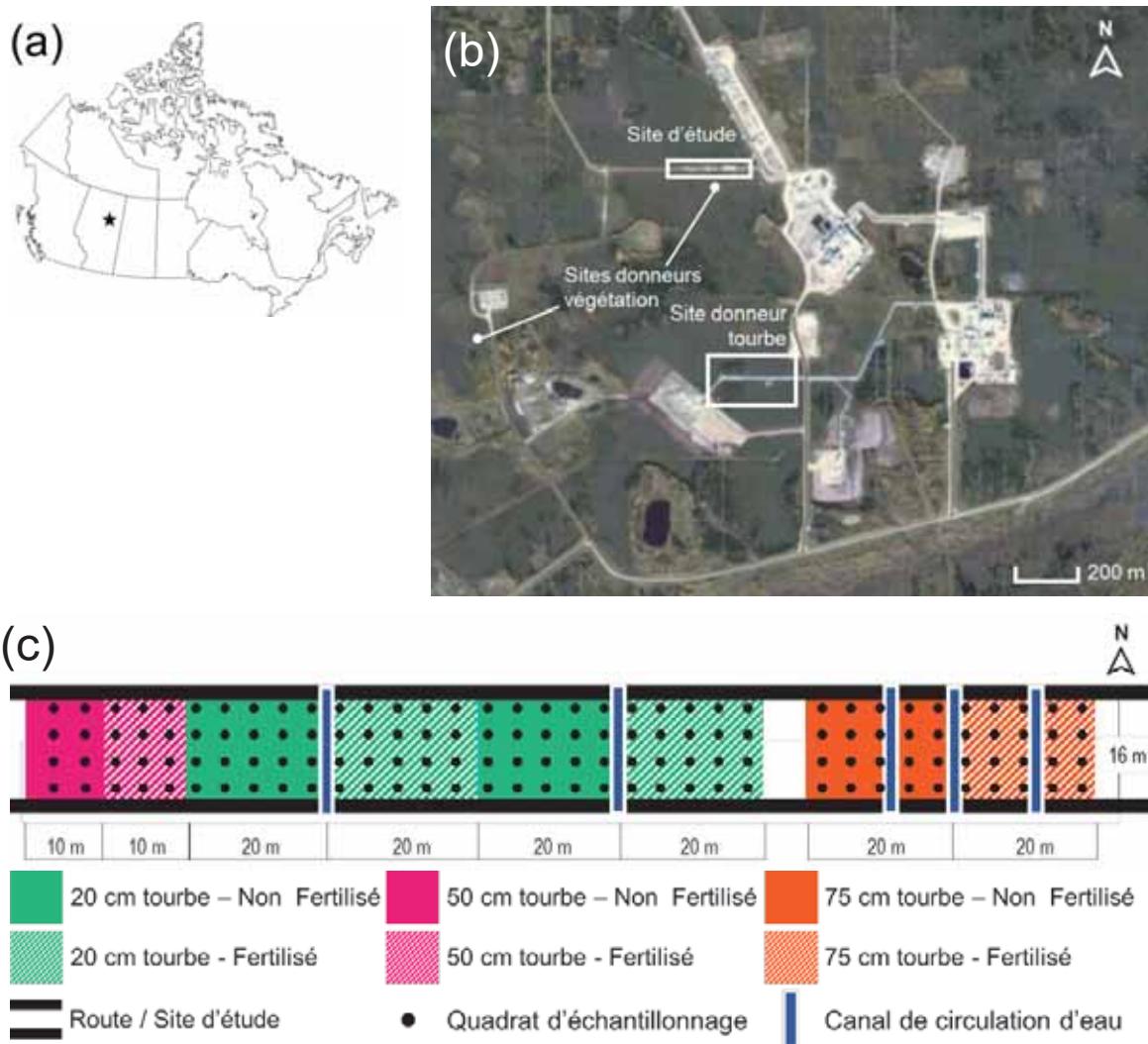


Figure 1. Site d'étude : (a) localisation du site d'étude dans le Nord de l'Alberta, Canada; (b) image satellite (Google Earth, Juillet 2020) qui représente l'emplacement du site d'étude, des deux sites donneurs de végétation et du site donneur de tourbe au sein du site d'extraction *in situ* des sables bitumineux et (c) schéma du dispositif expérimental où les amendements (épaisseur de tourbe et fertilisation) sont présentés dans la légende.

Étapes de la restauration

Le projet de restauration de la tourbière perturbée par un chemin d'accès a comme objectif de rétablir les conditions optimales pour l'établissement de communautés végétales typiques d'un bog. La méthode de transfert de la couche muscinale (MTCM) développée pour les tourbières extraites pour la tourbe horticole inclut plusieurs étapes qui permettent de répondre à l'objectif. Ainsi, pour ce projet, la restauration suit les étapes principales de la MTCM. La planification (Quinty *et al.*, 2020a) a permis de prévoir des modifications aux étapes de la MTCM afin de composer avec les contraintes du site dont : la présence importante de matière minérale; la présence de la tourbe compressée et surélevée sur la zone de transition à l'extrémité est du site d'étude; la faible disponibilité de tourbe comme substrat à ajouter; le phénomène de barrage de la circulation de l'eau, et la présence de *Typha latifolia* sur la portion la plus à l'est de la section restaurée. Plusieurs modifications ont été nécessaires à certaines étapes pour correspondre à l'objectif du projet. Ces modifications sont inspirées des méthodes pour la restauration des plateformes minérales ou des perturbations linéaires. Par exemple, des étapes provenant du retrait partiel ont été intégrées à la MTCM pour la restauration du site d'étude de ce projet. Le processus de restauration a été effectué à partir de la section la plus à l'est du site d'étude et la restauration s'est poursuivie pour terminer par la section la plus à l'ouest du site d'étude. Voici une description détaillée de chaque étape de la MTCM qui est suivie de la description des modifications apportées à ce projet pour convenir aux contraintes du site d'étude.

1) Selon la MTCM, la préparation du site consiste à niveler (égaliser) la surface convexe des champs d'extraction de la tourbe pour arrêter le drainage et redistribuer l'eau plus uniformément sur toute la surface (Rochefort *et al.*, 2003). Le blocage des canaux de drainage des champs de tourbe s'effectue à la toute fin des opérations pour permettre d'augmenter la rétention de l'eau sur le site, mais est tout de même considéré comme partie intégrante de la préparation du sol (Rochefort *et al.*, 2003; Quinty *et al.*, 2020b). Pour la restauration de la tourbière perturbée par une route pour cette étude, les étapes de préparation du site incluent le retrait partiel de la matière minérale de la route, la construction de canaux de circulation de l'eau de part et d'autre de la route, le nivelingement de la matière minérale résiduelle de la route et l'ajout d'une couche de substrat organique (tourbe). Le retrait partiel de la route consistait à retirer une couche superficielle de l'argile de la route d'une épaisseur de 20 cm, de 50 cm ou de 75 cm sous le niveau de la tourbière adjacente à l'aide d'une excavatrice (Figure 2a). L'excavation a pris davantage de temps que le temps estimé notamment pour les sections qui correspondent aux deux anciens bassins créés en 2010 lors d'une expérience précédente. La végétation des deux anciens bassins était dominée par *Typha latifolia* (Annexe 6). Du temps a été consacré pour creuser plus profondément dans le matériel minéral de la route avec l'excavatrice afin de retirer au maximum les individus de *Typha latifolia* ainsi que leurs rhizomes. La matière minérale contaminée par *Typha latifolia* a été enfouie en-dessous d'une couche de matière minérale exempte de cette espèce. À la suite de l'excavation de la couche superficielle de la matière minérale de la route, le matériel excédentaire a été déplacé à l'extrémité ouest du site d'étude afin de

créer un monticule (Annexe 5). La création du monticule permet de réduire le temps et les coûts associés au transport de la matière minérale vers un site d'enfouissement, mais ne fait pas l'objet d'un suivi pour ce projet de recherche.

À la suite du retrait partiel de la matière minérale, des canaux de circulation d'eau perpendiculaires à la route ont été creusés par l'excavatrice dans la matière minérale résiduelle de la route (Figures 1c & 2b). Une couche de géotextile a été déposée dans le fond des canaux rectangulaires qui mesurent environ trois mètres de largeur par un demi-mètre de profondeur (ou jusqu'à quatre mètres de large par un mètre de profond pour la section 75 cm et en forme de V). Des arbres, dont plusieurs individus des essences suivantes : *Picea mariana*, *Betula papyrifera* et *Pinus banksiana*, ont été coupés sur les zones de transition et ont été ajoutés dans l'espace excavé pour combler les canaux de circulation d'eau (Figure 2b & Annexe 5). Une couche de géotextile a été déposée par-dessus les arbres avant de combler l'espace libre par de la matière minérale. La construction des canaux de circulation a pour but de permettre à l'eau sous la surface de circuler d'un côté à l'autre de la route.

Après la construction des canaux de circulation d'eau, la surface de la matière minérale résiduelle a été mise au niveau à l'aide du bulldozer afin d'atteindre des niveaux de surface de 20 cm, 50 cm ou 75 cm sous le niveau moyen des dépressions de la tourbière adjacente. De la tourbe qui provient d'un site donneur a été ajoutée par-dessus la matière minérale (Figure 2c). La tourbe a été ajoutée par-dessus la matière minérale résiduelle en couche de différentes épaisseurs soient 20 cm, 50 cm ou 75 cm, afin de combler le volume excavé et d'atteindre le niveau de la tourbière adjacente (Figure 2c). Le site donneur de tourbe (substrat) est un bog situé à côté d'un pipeline et d'une route d'accès sur le site Hangingstone à moins d'un kilomètre au sud du site d'étude (Figure 1b & Annexe 7). Ce site a été sélectionné comme site donneur pour sa proximité au site d'étude et pour la facilité de transport de la tourbe par la route d'accès qui relie le site d'étude et le site donneur (Figure 1b). La récolte du substrat organique a été effectuée en 2016, soit deux ans avant le début de la restauration. La tourbe a été stockée à l'ouest du site d'étude, sur une croisée des chemins, jusqu'au début des travaux de restauration. La tourbe, ajoutée par-dessus le substrat minéral résiduel de la route, a pour but de fournir aux communautés végétales introduites un substrat dont les conditions physico-chimiques sont semblables à celles de leur site de récolte, et qui seront favorable à leur établissement (Gauthier *et al.*, 2018b).

En mars 2018, toutes les étapes de la préparation du sol (excavation, canaux de circulation, nivellation et ajout de la tourbe) ont été effectuées pour la section restaurée avec 75 cm de tourbe ajoutée (Tableau 1). La section 75 cm a pris beaucoup plus de temps que prévu, entre autres, à cause du temps investi à la construction de trois canaux de circulation d'eau. La longue durée des opérations pour la construction des canaux de circulation d'eau en mars 2018 a aussi fait en sorte que seulement deux canaux de circulation ont été construits en octobre 2018 pour le reste du site d'étude. C'est en octobre 2018 que toutes les étapes de la préparation du sol (excavation, canaux de circulation d'eau, nivellation et ajout de la tourbe) ont été effectuées pour les sections restaurées de 20 cm et 50 cm de tourbe ajoutée. L'asynchronie de la préparation du sol entre les sections 20 cm

et 50 cm avec la section 75 cm de tourbe a résulté en une période estivale qui a permis une régénération spontanée sur la section 75 cm avant l'introduction des diaspores. Le délai pour la préparation du site des sections où la couche de tourbe ajoutée est mince a fourni une période estivale supplémentaire au stockage de la tourbe (trois ans au lieu de deux ans) pour la tourbe qui a été ajoutée sur les sections 20 cm et 50 cm. La prolongation du stockage de la tourbe a permis une plus grande dissémination des graines par le vent sur l'amas de tourbe entreposée.

2) Selon la MTCM, la récolte des diaspores doit s'effectuer sur un site donneur où le couvert de sphaignes dépasse 50% (Rochefort *et al.*, 2003). Les diaspores se définissent comme tous les fragments d'une plante qui sont capables de produire un nouvel individu (i.e. graines, feuilles, tiges, racines, etc.) (Ayotte, 1994). Selon la MTCM, il est conseillé de prélever les premiers cinq à dix centimètres de la surface du sol du site donneur, qui correspond à la couche végétale vivante (Quinty *et al.*, 2019). La fenêtre climatique idéale pour la récolte des diaspores est soit à l'automne ou au printemps, au moment où le sol commence à geler ou à dégeler (Rochefort *et al.*, 2003). La récolte de diaspores pendant cette fenêtre climatique réduit les perturbations du sol par la récolte mécanique et permet de préserver le système racinaire des éricacées intact (Rochefort *et al.*, 2003).

Pour le projet actuel, la récolte des diaspores s'est effectuée en deux temps. Pour la section où la tourbe ajoutée atteint 75 cm d'épaisseur, les diaspores ont été récoltées en octobre 2018, lorsque la surface du sol était en train de geler. La récolte des diaspores pour la section de 75 cm s'est effectuée sur la tourbière adjacente du site d'étude à l'aide de l'excavatrice en grattant la surface du sol avec les dents du godet (benne) (Annexe 8). Plus précisément, la végétation récoltée provient de la tourbière adjacente au sud de la route et était principalement composée de *Sphagnum fuscum*, *Rhododendron groenlandicum*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Rubus chamaemorus*, *Eriophorum vaginatum*, *Picea mariana*, etc. À quelques endroits, l'excavatrice a récolté plus que les cinq premiers centimètres de la végétation. En de rares occasions, certains prélèvements pouvaient atteindre jusqu'à 15 cm d'épaisseur. Pendant la récolte des diaspores, l'excavatrice déposait la végétation récoltée directement sur la portion ouest de la section de 75 cm de tourbe ajoutée. De cette façon, de gros morceaux de végétation ont dû être séparés à la main afin de créer de plus petits morceaux. En conséquence, certains arbustes d'éricacées sont restés intacts sur la section restaurée avec 75 cm de tourbe ajoutée.

C'est en mars 2019, lorsque la surface du sol commençait à dégeler et que la couche plus profonde était encore gelée qu'a eu lieu la récolte des diaspores destinées à restaurer les sections avec une mince couche de tourbe (20 cm et de 50 cm de tourbe ajoutée). Les cinq premiers centimètres de végétation ont été récoltés à l'aide du godet à dents d'une excavatrice, en période de gel sur un site donneur à moins d'un kilomètre au sud-ouest du site d'étude (Figure 1.1b). La végétation du site donneur (pour les sections 20 cm et 50 cm) a été évaluée un an à la suite de la récolte des diaspores pour la restauration et montrait une bonne résilience, c'est-à-dire que malgré la récolte, il y avait une bonne régénération avec un couvert végétal (moyen de $78\% \pm 19$, $n = 5$). Les principales espèces retrouvées sur le site donneur pour les sections 20 cm et 50 cm un an à la suite de la récolte

sont: *Sphagnum fuscum*, *Polytrichum strictum* et *Rubus chamaemorus* (Annexe 9). Il était également possible d'observer de faibles indications de perturbations du sol dont un faible couvert de tourbe à nue et des traces de collecte en voie de revégétalisation (Annexe 9).

3) L'épandage des diaspores consiste à l'introduction des diaspores sur le site restauré. La MTCM suggère de respecter un ratio 1 :10 (surface récoltée : surface restaurée) (Rochefort *et al.*, 2003). Ce ratio permet de réduire la surface perturbée pour la récolte de diaspores et favorise l'établissement des diaspores sur le site restauré. Un épandage des diaspores trop épars ne permet pas une bonne colonisation de la végétation et un épandage de diaspores trop important réduit le contact entre les diaspores ajoutées et le substrat, ce qui diminue leur accès à l'eau (Quinty *et al.*, 2020c). Pour ce projet, les diaspores ont été introduites en suivant le ratio recommandé (Figure 2d). Cependant, l'introduction des diaspores s'est effectuée à des moments différents, mais surtout de manière différente pour les sections du site d'étude et avec un délai à la suite de la préparation du sol (Tableau 1). En effet, les diaspores ont été introduites à la main en octobre 2018 pour la section 75 cm de tourbe ajoutée, soit une saison de croissance après la préparation du sol. Tandis que l'introduction des diaspores pour les sections de 20 cm et 50 cm de tourbe ajouté a eu lieu en mars 2019 avec l'excavatrice (*skid steer*).

4) La protection des diaspores consiste à introduire un paillis au-dessus des diaspores afin de créer un microclimat favorable à l'établissement de la végétation introduite particulièrement pour les mousses (Rochefort *et al.*, 2003). Notamment, la paille est considérée comme le meilleur paillis pour augmenter l'humidité relative à la surface du sol (Price *et al.*, 1998). De plus, la paille est disponible presque partout et est un paillis peu coûteux. Pour de meilleurs résultats, 3000 kg de paille par hectare doivent être épandus immédiatement à la suite de l'introduction des diaspores (Rochefort *et al.*, 2003). Pour ce projet, de la paille a été introduite sur la totalité de la section restaurée à la quantité proposée par la MTCM (Figure 2e). L'épandage de paillis sur la section de 75 cm de tourbe s'est effectué en octobre 2018, immédiatement à la suite de l'épandage des diaspores. L'épandage de paille sur les sections de 20 cm et 50 cm de tourbe s'est effectué en mars 2019, immédiatement à la suite de l'épandage des diaspores.

5) La fertilisation est fortement recommandée par la MTCM à la suite de l'introduction des diaspores. Cette fertilisation contribue à l'établissement de *Polytricum strictum*, une plante compagne de la sphaigne, qui favorise son établissement (Groeneveld *et al.*, 2007). L'établissement rapide des polytriques contribue à la stabilisation de la tourbe en diminuant le soulèvement gélival qui survient lorsque des cristaux de glace se forment dans le sol en hiver et soulèvent le sol par leur création. Une fertilisation à l'aide de 150 kg/ha de roche phosphatée est conseillée (Quinty *et al.*, 2020c). Pour le projet actuel, un fertilisant granulaire (Bone plus de Green Earth dont le mélange contient de l'ammonium de phosphate, de la poudre d'os et du calcaire et dont le ratio azote-phosphore-potassium (NPK) est de 2-13-0) a été introduit en juin 2019 pour atteindre la dose recommandée de 150 kg par hectare (Figures 1c & 2f). Pour tester la nécessité de la fertilisation dans un contexte où la matière

minérale libère des nutriments (Plach *et al.*, 2017), la fertilisation a été effectuée sur la moitié de chaque section du site restauré (Figure 1c).

La planification de la restauration et le suivi post-restauration sont deux étapes très importantes de la MTCM. Une planification soignée a été effectuée en amont des travaux de restauration. Des modifications à une planification originale ont été nécessaires pendant le processus de la restauration afin d'ajuster l'échéancier selon les contraintes imposées par la durée des opérations, la fenêtre des conditions climatiques optimales et des contraintes imposées par la pandémie Covid19 en été 2020 qui limitaient les déplacements. Des contraintes imposées par la durée des opérations et la fenêtre des conditions climatiques optimales ont mené à des divergences dans les périodes de restauration pour les sections du site d'étude (résumé comparatif dans le Tableau 1). Le suivi de la restauration a débuté une saison de croissance post-restauration et s'est poursuivi deux ans à la suite de la restauration. Ce sont les données de ces deux années de suivi qui sont incluses dans ce mémoire.



Figure 2. Première étape (étape 1) de la restauration du site d'étude: la préparation du sol avec (a) retrait partiel de la matière minérale de la route; (b) création d'une butte (*upland island*) avec le matériel minéral retiré (c) construction des canaux de circulation d'eau; (d) nivellement du matériel minéral résiduel et (e) ajout du substrat organique au-dessus de la matière minérale résiduelle. Photo a : Marie-Claire LeBlanc. Photos b à e : Christine Isabel.



Figure 3. Étapes de restauration du site d'étude: (a) étape 2 - collecte des diaspores; (b) étape 3 - introduction des diaspores; (c) étape 4 - protection des diaspores: épandage de la paille et (d) étape 5 - fertilisation. Photos a et b : Christine Isabel. Photo c : Marie-Claire LeBlanc. Photo d : Pascal Guérin.

Tableau 1. Tableau comparatif des divergences dans les étapes de la restauration pour les sections restaurées.

	Section 75 cm de tourbe ajoutée	Sections 20 et 50 cm de tourbe ajoutée
Saison de croissance 2016	Récolte du substrat organique (tourbe) et stockage.	
Saison de croissance 2017	Aucune intervention ou saison de croissance sans intervention.	
Mars 2018	Préparation du sol : Retrait partiel de la matière minérale; Construction des canaux de circulation de l'eau (3); Niveler le niveau de la matière minérale résiduel; Ajout de la tourbe (stockée pendant une saison de croissance); Niveler le niveau de la matière organique ajoutée (tourbe).	
Saison de croissance 2018	Croissance de la végétation dont la banque de graine provient de la tourbe ajoutée et de la dissémination des graines par le vent.	
Octobre 2018	Récolte de diaspores à partir de la tourbière adjacente à l'aide de l'excavatrice; Épandage des diaspores à la main; Épandage de la paille à la main.	Retrait partiel de la matière minérale; Construction des canaux de circulation (2); Niveler le niveau de la matière minérale résiduelle; Ajout de la tourbe (stockée pendant deux saisons de croissance); Niveler le niveau de la matière organique ajoutée (tourbe).
Mars 2019		Récolte de diaspores à partir du site donneur (bog) à l'aide du godet à dents d'une excavatrice, en période de gel; Épandage des diaspores avec l'excavatrice; Épandage de la paille à la main.
Mai 2019	Fertilisation à la main de la roche phosphatée.	
Saison de croissance 2019	Inventaires de végétation et récolte de données environnementales.	

1.6 Objectifs et hypothèses

Le but de ce projet est d'ajuster la technique de transfert de la couche muscinale (MTCM) afin de développer une méthode de restauration d'une tourbière perturbée par un chemin. Notamment, la MTCM a été modifiée pour ce site d'étude en procédant au retrait de la couche superficielle de la matière minérale de la route, en construisant des canaux de circulation d'eau de part et d'autre de la route, en ajoutant une couche organique et en vérifiant la nécessité de la fertilisation. Le but recherché de cette méthode est de favoriser l'établissement de communautés végétales qui ont le potentiel de former de la tourbe, c'est-à-dire des sphagnes et des espèces typiques des tourbières. À long terme, ce projet vise à rétablir des fonctions de l'écosystème telles que la biodiversité spécifique au bog et l'accumulation de carbone. Ultimement, cette méthode pourra être appliquée pour la restauration des routes par toute industrie ayant à construire des routes d'accès ou de maintenance en tourbières.

Deux sous-objectifs ont été identifiés pour ce projet de recherche :

- 1) Tester l'ajout de différentes épaisseurs de substrat organique (tourbe) par-dessus une couche de substrat minéral résiduel pour restaurer un substrat plus acide et ainsi favoriser un retour de communautés végétales de tourbière à la surface de l'ancienne route.

Hypothèse. Si un substrat organique d'une épaisseur d'au moins 30 cm à 40 cm de tourbe est fixé pour définir une tourbière (Groupe de travail national sur les terres humides, 1997) et que l'épaisseur de tourbe des sections restaurées sont de 20 cm, 50 cm ou 75 cm, alors les sections qui ont une couche de tourbe plus grande que 30 cm ou 40 cm devraient montrer :

- i. des conditions physicochimiques plus semblables à la tourbière adjacente (bog) et
- ii. des communautés végétales typiques des tourbières qui montrent un meilleur établissement.

- 2) Évaluer la nécessité d'ajouter du fertilisant sur la surface restaurée afin de favoriser l'établissement des espèces compagnes des sphagnes.

Hypothèse. Si la fertilisation, riche en phosphore, permet un meilleur établissement de l'espèce compagnie des sphagnes : *Polytrichum strictum* (Groeneweld *et al.*, 2007), et qu'une section restaurée sur deux a été fertilisée, alors les sections fertilisées devraient montrer un couvert de végétation de *Polytrichum strictum* plus élevé que les sections restaurées non fertilisées et par conséquent favoriser l'établissement-colonisation des sphagnes.

Chapitre 2. Restoration of a *Sphagnum*-dominated peatland disturbed by a mineral road.

2.1 Résumé

Une importante perturbation des tourbières du nord de l'Alberta est la présence d'un vaste réseau de routes d'accès nécessaire à l'extraction *in situ* des sables bitumineux. Ces structures linéaires engendrent la dégradation, la fragmentation et la perte d'habitat ainsi que l'altération des propriétés physicochimiques et des processus hydriques des tourbières. Ce projet vise à évaluer la restauration d'une tourbière perturbée par une route d'accès sur un site d'extraction des sables bitumineux près de Fort McMurray. La restauration a permis de retirer partiellement la matière minérale de la route, d'ajouter une couche de tourbe mince (20 ou 50 cm) ou épaisse (75 cm), d'épandre des diaspores sur le site restauré, de protéger les diaspores avec de la paille et de fertiliser la moitié du site restauré. Les objectifs de ce projet sont d'évaluer l'influence de l'épaisseur de tourbe et de la fertilisation sur les propriétés physicochimiques du substrat et par conséquent quels facteurs facilitent ou non l'établissement des communautés végétales. Des contraintes logistiques ont, entre autres, engendré des périodes de restauration asynchrones et l'utilisation de diaspores provenant de deux sites donneurs. Des mesures physicochimiques ont été effectués une saison de croissance à la suite de la restauration. Des inventaires de végétation ont été effectués deux ans à la suite de la restauration. Les résultats montrent que deux communautés sont présentes sur le site restauré. La section dont la couche de tourbe est épaisse (75 cm) est dominée par *Eriophorum vaginatum*, et est caractérisée par une plus grande abondance de *Aulacomnium palustre*, *Polytrichum strictum* et *Sphagnum* sp. que pour les autres sections restaurées. Les sections dont la couche de tourbe sont minces (20 cm et 50 cm) sont dominées par *Trifolium hybridum* et caractérisées par la présence de *Hordeum jubatum* et *Phleum pratense*. Le contenu en matière organique du substrat, en relation positive avec l'épaisseur de la tourbe ajoutée durant la restauration, explique en partie les divergences entre les deux communautés qui se sont établies sur le site restauré. Les mousses s'établissent sur la surface restaurée, avec un couvert plus abondant sur la couche de tourbe épaisse (75 cm). La fertilisation n'a entraîné aucune différence dans l'établissement des communautés végétales. Les différences dans la mise en œuvre des étapes de la restauration pourraient expliquer les divergences entre les deux communautés qui se sont établies sur le site restauré. Notamment, les étapes asynchrones lors de la restauration et la durée différente de stockage de la tourbe pourraient en partie expliquer les divergences entre les deux communautés qui se sont établies sur le site restauré. Cette étude démontre l'importance d'ajouter une épaisse couche de matière organique au-dessus de la matière minérale résiduelle de la route pour établir une acidité et un contenu en eau du sol élevé, ce qui pourrait améliorer l'établissement des espèces typiques de tourbières. Un suivi à long terme est nécessaire pour évaluer la trajectoire de la succession végétale et la possibilité de retour des fonctions de l'écosystème.

2.2 Abstract

Peatlands represent 90% of Canada's wetlands. In northern Alberta, a major anthropogenic disturbance of peatlands is the extensive oil sands mining infrastructure, notably the access road network. These linear disturbances result in the degradation and the fragmentation of habitat, and the alteration of water circulation patterns and of the environment's physico-chemical integrity. This research evaluates restoration techniques of a bog disturbed by a former access road for *in situ* bitumen extraction near Fort McMurray. Restoration work aimed at the reestablishment of a typical bog vegetation on a profiled road surface treated with a peat layer, which replaced the road's top layer of mineral material by testing the placement of different peat layer thickness (thin layers: 20 and 50 cm or thick layer: 75 cm). Diaspores were dispersed over the entire reprofiled road surface, half of which was fertilized with phosphorus. Logistical constraints resulted, among other things, in asynchronous restoration periods and the use of diaspores from two different donor site locations. The objectives of this research are 1) to assess the impact of the adding organic mater (peat) on physicochemical properties and on bog plant recovery and 2) to assess the impact of fertilization on plant establishment. Physicochemical measurements were taken one growing season following restoration. Vegetation inventories were conducted two growing seasons after restoration. After two growing seasons following restoration, fertilization had no impact on plant establishment. Two plant communities were clearly identified on two restored sections. Thicker peat section (75 cm), with higher organic matter content had significant covers of *Eriophorum vaginatum*, and was characterized by the most abundant cover of *Aulacomnium palustre*, *Polytrichum strictum* and *Sphagnum* sp. of the restored area. The thinner peat sections (20 cm and 50 cm) were correlated with high covers of *Trifolium hybridum*, and by the presence of *Hordeum jubatum* and *Phleum pratense*. Positive relationship between organic matter content of the substrate and higher peat thickness partly explained the divergence between the two plant communities established on restored sections. The restored section with the greatest peat thickness (75 cm) had a greater number of species and a greater cover of species typical of peat bogs. Mosses are establishing onto the restored area with a higher cover in the thicker peat thickness treatment (75 cm). We conclude that the differences between restoration techniques between the two restored sections might explain the differences between the two communities that established at the restored site. This study highlights the importance to add organic matter on top of residual mineral fill after partial removal to attain desirable acidic and wet conditions, that could enhance bog plant establishment and the importance of best management practices during restoration to enhance the establishment of targeted species and keep at bay non-peatland species. Long-term monitoring is required to assess the trajectory of vegetation succession and the possibility for the return of ecosystem functions.

Key words: Peatland restoration, bog, road, MLTT, partial road removal, road decommissioning.

2.3 Introduction

Peatlands represent 90% of Canada's wetlands (National Wetlands Working Group, 1997; Halsey *et al.*, 2000) and peatlands occupy 1.19 million km² of Canadian soil (Tarnocai *et al.*, 2011). Peatlands provide valuable ecosystem services such as carbon storage as peat accumulation, and climate mitigation (Bonn *et al.*, 2016). The abundance of peatlands in northern Alberta coincides with a vast infrastructure network for natural resources extraction such as timber and oil and gas (Pasher *et al.*, 2013). *In situ* bitumen extraction from deep deposit using steam accounts for 80% of Alberta's oil sand reserves (Alberta Energy Regulator, 2020). Infrastructures constructed for *in situ* mining involves well pads, but also an extensive linear disturbance network for exploration, extraction, and transportation (Timoney, 2003). Linear disturbances include but are not limited to seismic lines, pipelines and access roads (Timoney, 2003). In 2013, the linear disturbance network extended over 600 000 km in the Canadian boreal forest (Pasher *et al.*, 2013). In fact, access roads and seismic lines count for 80% from the 600 000 km network of linear disturbances (Pasher *et al.*, 2013).

Linear disturbances degrade and fragment the boreal habitat, modify water circulation patterns and alter the environment's physicochemical integrity (Neilsen *et al.*, 2012; Plach *et al.*, 2017; Turchenek, 1990). Linear disturbances also have an impact on fauna. For example, roads act as preferential travel corridor for wolf, a phenomenon that could enhance predation risk of wolves on Woodland Caribou, a threatened species (James & Stuart-Smith, 2000; Latham *et al.*, 2011). Access roads or other infrastructures for the *in situ* mining generally require a mineral fill for their construction, that is taken from surrounding uplands (Partington *et al.*, 2016). The presence of a mineral fill on a peatland buries vegetation and compresses the underlying peat, a phenomenon that is enhanced by machinery circulation (Gauthier *et al.*, 2018a; Partington *et al.*, 2016). The mineral fill of the road is a barrier for vegetation for light and air exchange which stops photosynthesis and carbon dioxide uptake from the atmosphere. The presence of the mineral fill also affects hydrological processes. For example, a road can cause a damming effect on water circulation and can result in the formation of a wet area on one side of the road and a dry area on the other side of the road (Turchenek, 1990). Leaching of nutrients in the adjacent ecosystem can also be caused by the presence of the mineral fill of a road (Plach *et al.*, 2017; Pouliot *et al.*, 2021). Restoration is a necessary tool to reduce road impacts and to recover some ecosystem services when roads are decommissioned.

In Alberta, restoration for the recovery of equivalent ecosystem functions is mandatory for disturbed wetlands following resource extraction activities (ESRD, 2013). In general, the restoration techniques of *in situ* mining features such as well pads or linked access roads aim to re-establish hydrological and physicochemical conditions suitable for targeted vegetation (Gauthier *et al.*, 2018b; Vitt *et al.*, 2011). Peatland restoration techniques after oil sands resource extraction infrastructure disturbances were tested at few sites during the last decade, focussing on substrate reprofiling. They can be grouped into three main techniques: (1) the complete

removal of the mineral fill, (2) the partial removal of the mineral fill, and (3) the inversion of the underlying peat with the top mineral fill. Substrate reprofiling is critical to recover suitable hydrological conditions for the targeted ecosystem.

In general, revegetation strategies are employed after substrate reprofiling to enhance the establishment of targeted species. Spontaneous revegetation is not efficient for peatland restoration when the goal is to recover peat accumulating function (González & Rochefort, 2014; Lavoie *et al.*, 2005; Xu *et al.*, 2022, Rochefort *et al.*, 2016). An efficient revegetation strategy for cutover bog restoration is the Moss Layer Transfer Technique (MLTT). The MLTT includes (1) soil preparation such as levelling uneven peat surface to redistribute water, (2) *Sphagnum* diaspores harvest at a donor site, (3) *Sphagnum* diaspores introduction on the restored site respecting a ratio between 1:10 to 1:15, (4) protection with straw spreading creating shade and moisture retention, (5) phosphorus fertilization to favor establishment of *Polytrichum strictum* a nurse plant for *Sphagnum* mosses, and lastly (6) blockage of drainage ditches to create favorable hydrological conditions (Quinty *et al.*, 2019; Quinty *et al.*, 2020a, 2020b, 2020c; Rochefort *et al.*, 2003).

The majority of the studies of peatland restoration for oil sands infrastructure focussed on applying these novel techniques on well pads (Engering *et al.*, 2022; Gauthier *et al.*, 2018b; Lemmer *et al.*, 2020; Xu *et al.*, 2022). To our knowledge only few studies were conducted on peatland restoration after linear disturbances. One restoration project consisted in the partial removal of the mineral material and in the revegetation with different vegetation communities on top of different substrate amendments (Shunina, 2015). Eight years after this restoration, the vegetation introduced did not establish and was dominated by *Typha latifolia* because the elevation after the partial removal was too low and allowed water accumulation (personal observation, 2022). With this project we learned that re-establishing an elevation similar to the adjacent peatland was crucial for hydrologic connectivity. Another restoration project used the Burial Under Peat Technique (BUPT) to invert the substrate profile (Pouliot *et al.*, 2021). The steps of this technique include the excavation and the stockpiling of the mineral material, the excavation of the underlying peat, the filling of the depression created with the removed mineral material, the covering of the mineral material with the excavated peat, the leveling of the soil surface with the adjacent peatland, and the revegetating of the peat surface with *Sphagnum* diaspores from adjacent peatland (Pouliot *et al.*, 2021). The BUPT proved to reduce nutrients leaching and to re-establish acid organic soil (Pouliot *et al.*, 2021). The BUPT also contributed to reduce restoration cost by avoiding the transport of mineral material to an out-peatland-site and to establish a 30% cover of peatland species within a year after restoration, but the bryophyte cover was low (between 2% and 17% total cover) three years after restoration (Pouliot, 2018). This study highlighted the importance to target a high relative humidity on the restored area.

The goal of this study was to assess the efficiency of different restoration techniques to restore a bog that was disturbed by an access road for *in situ* bitumen extraction. In early stages post-restoration (one to three years),

the project aimed to establish a peat thickness that allows the return of suitable physicochemical characteristics and hydrologic conditions for the establishment of peat accumulating bog plant species. The long-term objective is to restore the peat accumulating function of the peatland, but that was not evaluated in this study. The research objectives of this projects are: 1) to assess the impact of establishing different peat thicknesses (20 cm, 50 cm and 75 cm) on plant communities and on physicochemical properties of the surface soil, and 2) to assess the impact of fertilization on plant establishment.

2.4 Materials & Methods

Study site

The study site is located 80 km south of Fort McMurray, Alberta, Canada ($56^{\circ} 19' N$, $111^{\circ} 39' W$; Figure 3a & 3b). The average rainfall during growing season (May to September) was 283.3 mm and mean annual total precipitation was 418.6 mm (Government of Canada, 2020a). Higher precipitation occurred during 2019 growing season (May to September) with 317 mm rainfall, representing a rise of 10% compared to normals (Government of Canada, 2020a; Government of Canada, 2020b; Appendix 1).

The restoration project was carried out within the Athabasca oil sands at the Hangingstone Expansion Project, Steam Assisted Gravity Drainage (SAGD) lease of Greenfire on a former access road held by Japan Canada Oil Sands Limited (JACOS) (Figure 3b). The road was surrounded by a bog characterized by a pH of 3.8 ($[\pm SE] \pm 0.1$; $n = 10$) and corrected electrical conductivity of $7.8 \mu S cm^{-1}$ (± 14.0 ; $n = 10$). The vegetation was dominated by *Sphagnum fuscum* and vascular plants such as *Rhododendron groenlandicum* and *Vaccinium vitis-idaea*. Other species included *Rubus chamaemorus*, *Eriophorum vaginatum*, *Picea mariana*, *Vaccinium oxycoccus*, *Chamaedaphne calyculata*, *Polytrichum strictum* and *Cladonia mitis* (Appendix 2).

The road measured 400 m long and 16 m wide (Figure 3c). The road was perpendicular to the local water flow south to northwest, consequently the road created a damming effect (Plach *et al.*, 2017). Vegetation was slightly different from one side to another of the road. The northern side of the road was visually more treed which could be caused by a drier water regime (or lower water table; unpublished data P. Guérin, 2020) caused by the presence of the road (T. Osko and L. Rochefort, pers. obs., 2019).

Before the road's construction, trees (sparsely distributed) were cut on 25 m wide strip. With the 16 m width of the road, there are nine metres remaining that was deforested in 2001 and they are divided in two for the two sides of the road. The approximative four and a half metres on each side of the road deforested in 2001 is referred as the transition zone (Appendix 3). The road was constructed in 2001 by adding mineral soil atop the geotextile layer put directly on the peat. Since that time, regrowth of few trees occurred within the transition zone. The mineral material of the road is four metres thick on the east end of the access road and less than a metre thick at the west end of the access road. The study site for this project is the 140 m section on the east side of the access road.

Site Restoration

Restoration of this study site aimed to re-establish hydrologic and physicochemical conditions that will support the typical bog plant communities. The Moss Layer Transfer Technique (MLTT) was developed for restoration of cutover bogs. The peatland restoration for this project follows the order of the main MLTT steps but required during planification significant modifications to each step to fit the objective and to deal with the constraints of the site (Quinty *et al.*, 2020a). Specific site constraints included high quantity of mineral fill, compacted peat that bursted during the construction of the road on the transition zone, limited availability of peat from the donor site, damming effect of the road, and *Typha latifolia* occurrence in some places. Few steps were inspired by the partial removal technique where approaches such as Buried Under Peat Layer (BUPL) were not feasible due to the amount of mineral fill on site.

Here are the detailed steps for the technique employed for this restoration project:

1) Field preparation on this study site, consisted in the removal of the top layer of mineral soil from the access road, the building of subsurface crossing channel, the leveling of the mineral soil surface and the addition of an organic substrate (Appendix 4 & 5). Peatland restoration following access road disturbance was challenging at the study site because the mineral fill was too important to remove and transport to a landfill site. In some areas, the mineral fill attained a depth of five metres. The important volume of mineral fill also prevented the use of the complete removal and the burial under peat methods. The importance of the mineral fill is the reason the partial removal was retained as soil reprofiling technique for this project. The removal of the top layer of mineral fill was executed by a track hoe and depth of 20 cm, 50 cm and 75 cm of mineral fill under the adjacent peatland level was excavated. A former study tested the partial removal, but the excavation of the mineral fill was too deep and resulted in the creation over time of a shallow open water basin colonized by *Typha latifolia* (Appendix 6). Sections colonized by *Typha latifolia* took more time during excavation, due to the removal of these plants and rhizomes and to bury them using a clean mineral fill. This amount of time resulted in modifications to the planification of the restoration steps. The mineral fill excavated was hauled to the west end of the study site to create an upland island. The upland island reduces the cost and time that would have been spent to transport the material to a burry site. The upland island also creates an obstacle to predation on caribou. After the partial removal, subsurface water channels (SWC) were built within the residual mineral fill of the road to allow subsurface water circulation (Figure 3c; Appendix 5). A geotextile layer was put at the bottom of the excavated space around three metres wide and half a metre depth. Young trees such as *Picea mariana*, *Betula papyrifera* et *Pinus banksiana* were cut in the transition zone and put in the subsurface water channels perpendicular to the road. A geotextile layer was put on top of the trees before filling the remaining space of subsurface water channels with mineral fill. The subsurface water channels aimed at re-establishing hydrological connectivity between the two sides of the road. Then, the residual mineral fill was leveled to 20 cm, 50 cm and 75 cm under the adjacent peatland's average level of hollows.

As Gauthier *et al.* (2018b) mentioned the importance to have similar physicochemical characteristics between donor site and restored site for vegetation establishment, it was decided to add peat substrate on top of residual mineral fill. Peat was collected from a donor site located less than a kilometre south to the study site. The collected peat can also be referred as salvaged peat. The peat donor site is a bog and was selected among the local area for its proximity and accessibility to the study site (Figure 3b, Appendix 7). The peat was harvested in 2016, two years before restoration and was stockpiled (stored) at a crossroad west to the study site. Peat was added above residual mineral fill in layer of 20 cm, 50 cm and 75 cm to attain the adjacent peatland level. The organic substratum was added to provide similar soil conditions to the vegetation donor site, that should enhance establishment of introduced vegetation (Gauthier *et al.*, 2018b). In March 2018, all field preparation steps were completed for the 75 cm peat section (Table 2). The field preparation of the 75 cm peat section was longer than planned because of the amount of time spent to circulating channels construction that is the reason for postponing field preparation was postponed for the 20 cm and 50 cm peat sections in October 2018. The asynchronous time between field preparation of the different sections resulted in the delay of one growing season for the introduction of vegetation in the 75 cm peat section. Furthermore, the peat to be applied in the 20 and 50 cm peat sections remained stockpiled during a whole growing before being used.

2) **Diaspore collection** consists in the harvest of vegetation at a given donor site. Diaspores are defined as any plant fragments (such as leave, bud, seed, etc.) able to produce a new individual (Ayotte, 1994). Harvest of diaspores for this project took place in two stages and at two locations (two vegetation donor sites). In October 2018, diaspores were harvested in the adjacent peatland for the 75 cm peat section with the toothed bucket of the track hoe. In some places, the track hoe harvested more than the top five centimetres of vegetation (Appendix 8). During harvesting operations, the track hoe put diaspores on 75NF section for stockpiling before the manual spreading. As a result, big chunks of vegetation were stockpiled onto the 75NF section. A saw was used to create smaller chunks. Some ericaceous shrubs remained intact on the 75NF restored section. In March 2019, the top five centimetres of vegetation were collected at a vegetation donor site one kilometre south-west to the study site with a toothed bucket of a skid steer for the 20 cm and 50 cm peat sections (Appendix 9). Diaspore collection fitted the optimal climatic window during freezing (October 2018) or thawing (March 2019) that reduces the impact of harvest on root system of ericaceous shrubs (Table 2; Rochefort *et al.*, 2003).

3) **Diaspore introduction** for this project followed the recommended ratio of 1:10 (area harvested: area restored) from the MLTT (Rochefort *et al.*, 2003). This ratio reduces the area to disturb during harvesting and allow better plant establishment. Diaspore introduction occurred at two periods (Table 2). In October 2018, diaspores were hand spread over the 75 cm peat section which is one growing season after field preparation. In March 2019, diaspores were introduced with the skid steer in the 20 cm and 50 cm peat sections after few months of winter have passed. Ideally, diaspore introduction should have occurred immediately after field preparation (Rochefort *et al.*, 2003; Bourgeois *et al.*, 2012).

4) Diaspore protection is needed to create microclimatic conditions such as humidity retention and shade to reduce desiccation risk for the vegetation introduced (Rochefort *et al.*, 2003). Straw (and not hay) is among the best mulches to increase relative humidity (Price *et al.*, 1998). For this project, the amount of straw mulch introduced on the restored site follows the recommendation of the MLTT which is 3000 kg/ha (Rochefort *et al.*, 2003). Straw introduction was done immediately after diaspores were introduced in October 2018 for 75 cm peat section and in March 2019 for 20 cm and 50 cm peat sections (Table 2).

5) Fertilization is highly recommended in MLTT because it improves *Sphagnum* nurse plant establishment, *Polytrichum strictum* (Groeneveld *et al.*, 2007). *Polytrichum strictum* establishment enhances soil stabilization and reduce frost heave (Groeneveld *et al.*, 2007). As recommended in MLTT, 150 kg/ha of rock phosphate fertilizer was spread onto the restored site (Quinty *et al.*, 2020c). The Bone Plus fertilizer made of ammonium phosphate, bone meal and limestone fertilizer by Green Earth with a nitrogen-phosphate-potassium (NPK) ratio of 2-13-0 was spread in June 2019. Half of each restored section was fertilized to test the necessity of fertilization in a context where nutrients are leaching from the mineral fill of the road (Plach *et al.*, 2017).

Planning the restoration and the monitoring of the restored site are two crucial steps of the MLTT. Although rigorous planning prior to restoration of the study site occurred, modifications were necessary along the restoration steps to deal with site and time constraints. Those modifications generated asynchronous restoration steps between restored sections (20 cm and 50 cm versus 75 cm treatments) (Figure 4). Monitoring began one growing season post-restoration, and continued two years post-restoration, the collection of the data is detailed in the following sections.

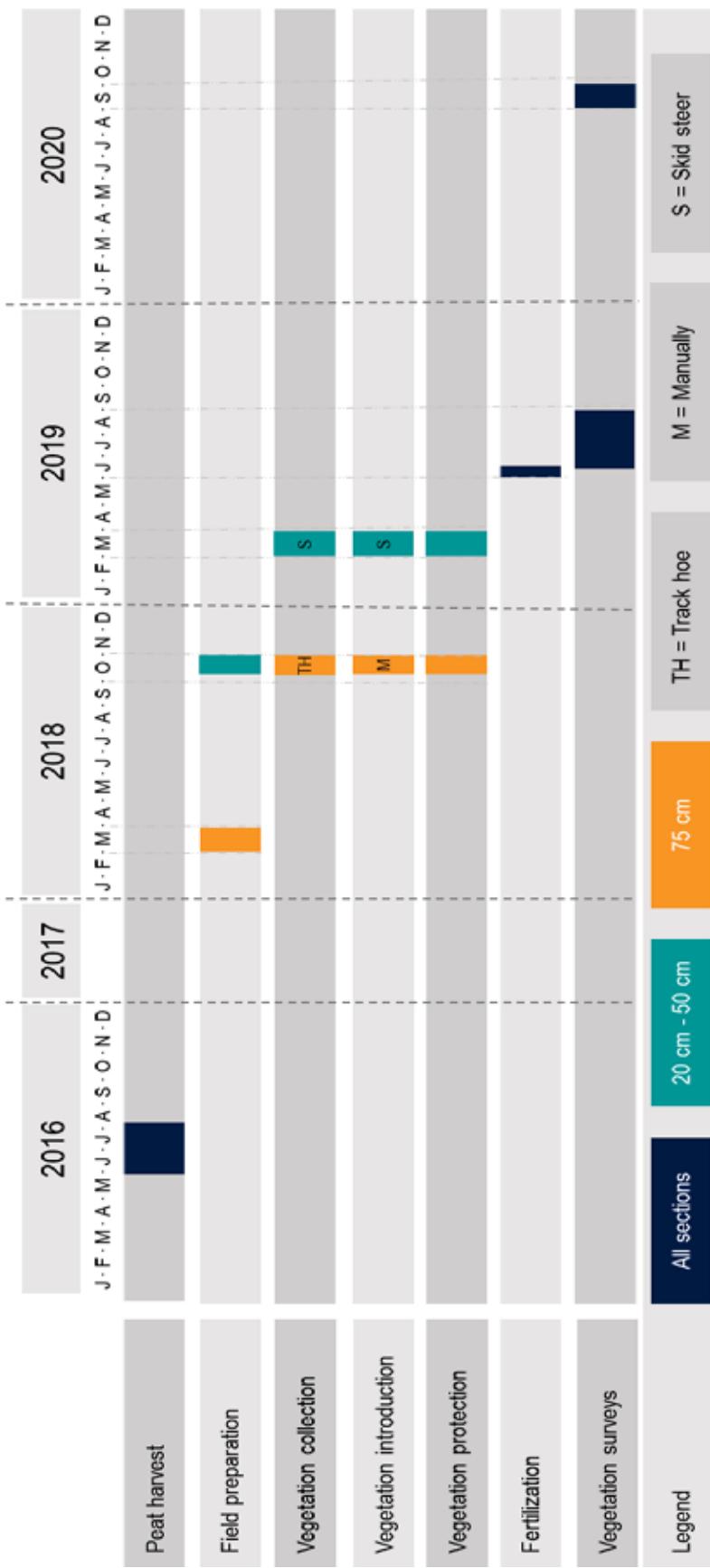


Figure 4. Timeline presented as Gantt diagram to highlight the differences within the restoration steps between the thin peat treatments (20cm and 50cm; in turquoise) and the thick peat treatment (75cm; in orange). When a period is the same for all restored sections (20, 50 and 75) the navy blue is used. Periods of vegetation surveys are also shown in this figure. The peat harvest is part of the soil preparation but was separated from this category to show the two-year period between the peat harvest and the beginning of the subsequent steps of the soil preparation on the restored site. Peat harvest refers to the collection of the peat substrate to be added on the whole restored site. Field preparation are the four sub steps: partial removal of mineral fill of the road, building of subsurface water channel (SWC), levelling of the residual mineral material, and introduction of peat substrate on residual mineral material. Vegetation collection refers to the diaspore collection from the donor sites (DO 20-50 and adjacent peatland on the south side of the road), where the letters draw attention to the different mechanical equipment used: a track hoe (TH) was employed for the vegetation collection in the adjacent peatland for 75cm peat thickness treatment section during the beginning of the freezing of the soil surface whilst a toothed bucket of a skid steer (S) was used for 20-50cm peat thickness treatment sections under thawing conditions. Different methods were used for vegetation introduction: manual spreading (M) of diaspores occurred on 75cm peat thickness treatment section versus mechanical spreading by a skid steer (S) was done on the 20-50 cm peat thickness. Vegetation protection is the straw spreading atop of diaspores to protect them from desiccation.

Experimental design

Foremost, the operational constraints and costs hindered the implementation a classical experimental design (replication of treatments across several sites). The relatively large scale (400 m road section) of the study site, the cost of operations and the road's mineral substrate's thickness up to five metres (resulting in a large amount of mineral substrate to manage in a peatland) compose the constraints imposed to restore the peatland for this study. Furthermore, the period needed for the first section's restoration (75 cm) was longer than planned for reprofiling, building subsurface water channels, adding the peat, and levelling the surface. It forced to suspend the restoration in March 2018 and to resume in October 2018 for the remaining sections (20 cm and 50 cm peat sections). Other challenges such as the budget, entrepreneur resources, peat availability, limited site access and availability (not many roads to be restored in the region yet) were factors that prevented testing the technique at more than one study site and prevented us to repeat the amendments to allow comparison between them. Consequently, we did not use the conventional techniques of analysis of variance. We were able to measure abiotic conditions and to survey the vegetation in each of the plot surveyed. Multivariate analyses were used to assess the possible relationship between amendments and plant establishment. We consider this ecosystem scale restoration project akin to an opportunistic environmental catastrophic event (Davies & Gray, 2015). Proofs across the site will be needed but nevertheless can be informative to improve the ecological restoration of peatlands affected by roads.

The 140 m long and 16 m wide restored road section of the study site is divided in three principal sections that are distinguish by the thickness of peat that was added onto the residual mineral fill. The first section to be restored was the 75 cm of peat thickness. The 75 cm section is also unique in the presence of three subsurface water channels (Figure 5c). The 75 cm peat section measures 40 m long, where half of its length is fertilized. Section with 20 cm of peat has two subsurface water channels and measures 80 m long where half of the area is fertilized. Section with 50 cm peat thickness has no subsurface water channels and measures in total 20 m long where half of its area is fertilized (Figure 5c).

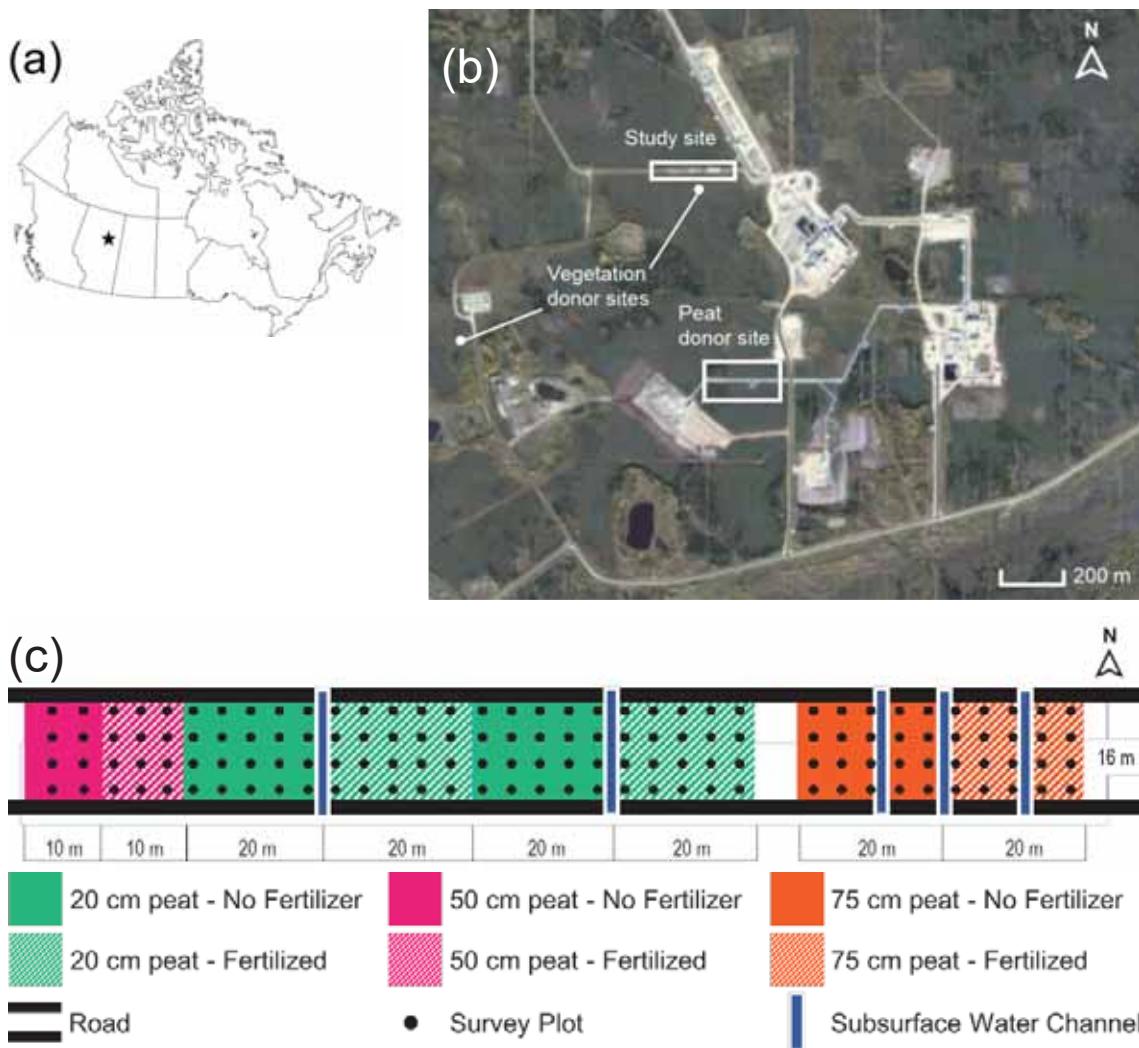


Figure 5. Location of the study site (a) in Northern Alberta, Canada; (b) satellite image (Google Earth, July 2020) with the location of the study site, the vegetation donor sites and the peat donor site within the SAGD lease plant and (c) scheme of the experimental design, where the six treatments are listed in the legend.

Sampling design of the restored sections

Vegetation surveys, physicochemical measures and soil samplings were performed in 1 m² plots (black dots in Figure 5c) distributed systematically along 35 transects located in the restored site. On each transect (perpendicular to the former road), four survey plots were sampled, for a total of 140 plots. Transects within a section are equidistant depending on the exact length of the section and each plot is equidistant depending on the exact width of the section and is at least one metre away from the transition zone to reduce risks to survey the edge effect. Twenty plots were surveyed for the 75F and 75NF. Forty plots were surveyed in 20F and in 20NF. Twelve plots were surveyed in 50F, and eight plots were surveyed in 50NF.

Sampling design of the undisturbed adjacent peatland and the vegetation donor site

As for the sampling design of the restored sections, 1 m² plots were used for vegetation surveys within the undisturbed adjacent peatland and the vegetation donor site. The plots were randomly positioned in the undisturbed peatland at an approximative distance of 50 m from the road and at a minimum of five meters distance from other disturbances such as former cutline, wells of previous studies, etc. Ten plots were surveyed in the undisturbed adjacent peatland on each side of the road. The ten plots located north to the road are referred as BOG-North (BOG-N) and the ten plots located south to the road are referred as BOG-South (BOG-S).

There were two distinct vegetation donor sites, one for the diaspores that were introduced on the 75 cm peat thickness section and one for the 20 cm and the 50 cm peat thickness sections. The 75 cm peat thickness vegetation donor site was not surveyed because the site was not delineated, and we could not find trace of the site one year after the diaspore collection. Five plots were surveyed in the vegetation donor site for the 20 cm and the 50 cm peat thickness sections (DO20-50). The three sites mentioned in this section (BOG-N, BOG-S and DO20-50) are also referred as the adjacent peatland or the reference sites in the following chapter.

Timing of vegetation surveys and soil sampling

The vegetation was surveyed the first and the second year after the restoration in all sites (restored, undisturbed adjacent peatland and vegetation donor site). During the first-year after restoration, soil sampling and *in situ* measurement were done in the restored sections along with the vegetation surveys from May to August 2019. Due to traveling constraints caused by the pandemic, it was not possible during the second-year post-restoration to do all the field work that was done during the first-year post-restoration. Thus, two years after restoration, only vegetation surveys were conducted on the restored sections (September 2020). The vegetation data from first-year post-restoration vegetation surveys on the restored area is excluded from this chapter, considering early changes occurred between first- and second-year vegetation composition but is presented in appendix (Appendix 14).

Environmental variables data are from one year after restoration (summer 2019) measurements for all restored sections and from two years post-restoration (September 2020) for the undisturbed adjacent peatland (BOG-N and BOG-S) and the vegetation donor site (DO20-50). The environmental variables measured are known to be stable in time for peatland (also the reason why they are used as characterization) (Vitt *et al.*, 1995; Andersen *et al.*, 2003), and thus the utilisation of different sampling period for environmental variables is acceptable.

For pH, electrical conductivity (EC) and organic matter content (OM), the soil samples were collected one-year post-restoration (from June 25th to June 27th in 2019) for the restored sections and the soil samples were collected two years post-restoration for the undisturbed adjacent peatland and the vegetation donor site (September 4th 2020). Water content for each plot of the restored sections was measured twice during the first growing season after restoration, a first time in relatively dry conditions in June (June 20th and 21st) and the second time in wet conditions in August (August 13th and 14th, 2019). Water content was not measured on the undisturbed adjacent peatland (BOG-N and BOG-S) and on the vegetation donor site (DO20-50) because it was planned for the second-year post-restoration but the time constraint due to the pandemic prevented to do it in September 2020.

Vegetation surveys

Vegetation surveys were done on the restored sections ($n = 140$), on the undisturbed adjacent bog ($n = 20$) and the donor site for 20 cm and 50 cm sections ($n = 5$). In each quadrat, the cover of each plant species was estimated by vertical projection. The 1 m² plots were used to assess the cover of each vascular plant species. Survey for bryophyte vegetation was done by assessing the cover in four 50 cm² plots within each 1 m² plot. The identification of *Sphagnum* species was particularly tricky because each individual moss was too small to distinguish the shape of the branch leaves. Thus, the term *Sphagnum* spp. refers to the sum of all species of *Sphagnum* mosses because they were very small and very difficult to identify on the restored sections. The vegetation surveys in the undisturbed adjacent peatland (BOG-N and BOG-S) followed the same method than in the restored sections. The identification of bryophytes species was possible for the undisturbed adjacent peatland, but for consistency with the restored sections, it was decided to group all the *Sphagnum* mosses into one group.

Vegetation was surveyed at the vegetation donor site for 20 cm and 50 cm sections (DO20-50) one year after diaspore collection. The vegetation donor site (DO20-50) showed resilience after harvesting, after only one year, the mean total vegetation cover was 78% ($\pm 19\%$, $n = 5$). Few signs of disturbance such as recovering harvest (scars) were observed during this survey. Principal species found at the vegetation donor site one year after harvest were *Sphagnum fuscum*, *Polytrichum strictum* et *Rubus chamaemorus* (Appendix 9). Vegetation donor site for 75 cm added peat sections was not surveyed because the site was not delineated and we could not find trace of the site one year after the diaspore collection.

Scientific name and nomenclature for bryophytes, liverworts and lichen are based on Integrated Taxonomic Information System (ITIS) (USGS, 2021), whereas scientific name and nomenclature for graminoids, forbs and pteridophytes, shrubs and trees are based on Database of Vascular Plants of Canada (VASCAN) (Brouillet *et al.*, 2021).

Soil sampling & physicochemical measures

For chemical analyses, one composite soil sample (250 ml) was collected for each plot of the restored area. Ten small handfuls of top five to ten centimetres of the soil surface were collected in each plot to form the composite sample. For each of the three following sites: DO20-50, BOG-South and BOG-North, the composite samples as explained above were pooled to form one bigger composite sample (around 1 250 ml to 2 500 ml).

In each 1 m² plot, five measures for water content (WC) were taken with WET sensor (type WET-2 of Delta-T Devices) *in situ*. The water content was used as a proxy for relative humidity. Water content for each plot of the restored sections was measured twice during the growing season, a first time in relatively dry conditions in June (June 20th and 21st) and the second time in wet conditions in August (August 13th and 14th, 2019). The same trend was observed in both sampling periods, so the mean of both periods was used in further statistical analysis to represent variable wet soil conditions.

For each peat sample ($n = 140$), a subsample of soil was saturated with type II water (with specific characteristics among others: electrical conductivity $<1 \mu\text{S cm}^{-1}$ and low sodium, chlorides, and silica (ASTM International, 2021)). Electrical conductivity (EC) (corrected according to Sjörs formula (1950)) and pH were measured with PC 450 Metre from Oakton Instruments (PERG, 2019). Remaining soil samples were dried at 40°C for 72 hours, sieved to remove rocks and woody debris and grinded for further laboratory manipulations to quantify organic matter content.

To assess the organic matter content, loss on ignition was done on the 140 peat substrate samples from the restored area and on the composite samples from the undisturbed adjacent peatland (BOG-N: $n = 1$; BOG-N: $n = 1$) and donor site (DO20-50: $n = 1$). Loss on ignition was performed on 1 g of dry soil was (re)dried at 105°C during eight hours in a dry crucible, then calcined at 350°C for an hour and at 550°C for 15 hours with 62700 Muffle Furnace (Thermolyne) (Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ), 1988a). Samples were weighted between each step with the AB204-S Analytical Balance (Mettler Toledo; ± 0.1 mg). The organic matter was determined by the formula:

$$\% MO = (((P1 - P0) - (P2 - P0)) / (P1 - P0)) * 100$$

Where:

P0 = Mass of the empty crucible

P1 = Mass of the empty crucible and the dried (105°C) soil sample

P2 = Mass of the empty crucible and the carbonised (550°C) soil sample

Statistical analysis

General trend for plant establishment two years following restoration was evaluated by a principal component analysis (PCA) performed on vegetation data from the survey plots at the restored site ($n = 140$) and at the undisturbed adjacent bog ($n = 20$) (Appendix 10a). The scaling 1 of the PCA is showing that the relationship between sites (survey plots) are determined by the distance between them. The PCA representation is a biplot where the first two axes of the PCA explain a certain percentage of the model's variation. The equilibrium contribution circle was used to retain only significant species in the biplot. The PCA was run in R version 3.6.1 with *vegan* package and *cleanplot.PCA.R* function (R Core Team, 2019; Jari Oksanen *et al.*, 2019; Gillet *et al.*, 2016). To describe mean environmental characteristics for each restored section, descriptive statistics using boxplots were performed on environmental data (Appendix 10b) from the survey plots at the restored site ($n = 140$ for WC, pH, EC and OM; $n = 74$ for chemical analyses). Mean cover (in relative percentage) and standard error were calculated for the cover of each species for all the restored sections (20F, 20NF, 50F, 50NF, 75F, and 75NF), the vegetation donor sites (DO20-50) and the adjacent peatland (BOG-N and BOG-S).

For each plant species, the mean cover is represented in relative percentage (%) in Table 2 which means that the total cover of each plot is brought to 100% to represent the proportion of each species in a 100% cover. The total cover gives an indication about the cover of the vegetation (all species confounded) in each plot in percentage.

All species of the study site are listed with the letter corresponding to Alberta's wetland classification system (AWCS) (ESRD 2013; Appendix 11). There are four categories of wetland species: the bog species (B), the fen species (F), the shallow open water species (S) and the marsh species (ESRD, 2013). Some species have no letter describing because they were not found in the Alberta Wetland Classification System.

2.5 Results

Plant establishment

Two years after the restoration, there were two distinct plant communities on the restored site (Figure 6 & Appendix 13), that depended on the peat thickness applied. The thick peat section (75 cm) was colonized by bog species while the thin peat sections (20 cm and 50 cm) were dominated by ruderal species (Figure 6 & Appendix 13). Fertilization did not seem to influence plant establishment, since no distribution pattern separates the fertilized and non-fertilized sites, all peat thickness treatments combined (Figure 6). Two years after the restoration, even though the total plant cover was similar between the restored site, the donor sites and the adjacent peatland, their plant communities still differed greatly (Figure 6).

The thick peat layer (75 cm) was characterized by the presence of a bog graminoid species *Eriophorum vaginatum*, and by the presence of three bryophytes species such as *Aulacomnium palustre*, *Polytrichum strictum* and *Sphagnum* spp. (Figure 6). *Eriophorum. vaginatum* relative mean cover reached 18% in the thick peat section (75 cm) and was lower than 2% in all other peat thickness treatments (20 cm and 50 cm) and below 6% relative mean cover in the vegetation donor sites (DO20-50) and in the adjacent peatland (BOG-N) (Table 2). The mean cover of *A. palustre* was around 3% in the thick peat sections (75 cm) and was lower than 1% in the thinner peat sections (20 cm and 50 cm; Table 2). *Aulacomnium palustre* relative mean cover was low (around 2%) in the reference sites (BOG-N, BOG-S and DO20-50) (Table 2). The 75 cm peat thickness sections exhibited a relative mean cover of 7% cover for *Sphagnum* spp. while the other peat thickness treatment (20 cm and 50 cm) exhibited a mean cover of 3% or less and the reference sites or the adjacent peatland (BOG-N, BOG-S and DO20-50) showed a mean cover of 30% (Table 2). *Polytrichum strictum* had a greater relative mean cover in the 75 cm peat thickness treatments (around 5%) compared to the 20 cm (1%) and to the 50 cm (<1%). The *P. strictum* relative cover slightly higher in the reference ecosystem (8%) compared to the restored area (Table 2).

The thin peat thickness treatments (20 cm and 50 cm) were characterized by the ruderal species, *Trifolium hybridum*, *Phleum pratense* and *Hordeum jubatum* associated with some moss establishment albeit in a lesser abundance than on the treated section with 75 cm of peat (Figure 6). *Trifolium hybridum* had a mean cover ranging from 27% to 36% in the 20 cm and 50 cm peat thickness sections while the mean cover of this species was 1% in the 75 cm peat sections. *Trifolium hybridum* had less than 1% relative cover in the reference ecosystem (BOG-N, BOG-S and DO20-50) (Table 2). *Phleum pratense* covered 11% of the thin peat treatments (20 cm and 50 cm), covered less than 1% in the thick peat sections (75 cm) and was not observed in the donor sites and the reference sites (BOG-N, BOG-S and DO20-50) (Table 2). *Hordeum jubatum* had a similar pattern than *P. pratense* and varied between 1% to 3% in the 20 cm and 50 cm peat sections, was

lower than 1% in the 75 cm peat sections and was not found in the reference sites (BOG-N, BOG-S and DO20-50) (Table 2).

Four species were found in both thin (20 cm and 50 cm) and thick (75 cm) peat thickness treatments (Figure 6): *Agrostis scabra* (mean relative cover: 20% to 37%), *Carex aquatilis* (10% to 29%), *Pohlia nutans* (1% to 4%) and *Scirpus cyperinus* (less than 1% to 3%) (Table 2). These four species are at the opposite end of the biplot (Figure 6) from the species that appeared at the references sites which coincides with the absence of the four species in those sites (BOG-N, BOG-S and DO20-50) (Table 2).

Regarding the reference sites (BOG-N, BOG-S and DO20-50), they were characterized by bog species such as *Rhododendron groenlandicum*, *Rubus chamaemorus*, *Vaccinium oxycoccus* and *Vaccinium vitis-idaea* (Figure 6). The cover of those four species were very low or absent in the restored sections, all peat thickness treatments combined (Table 2).

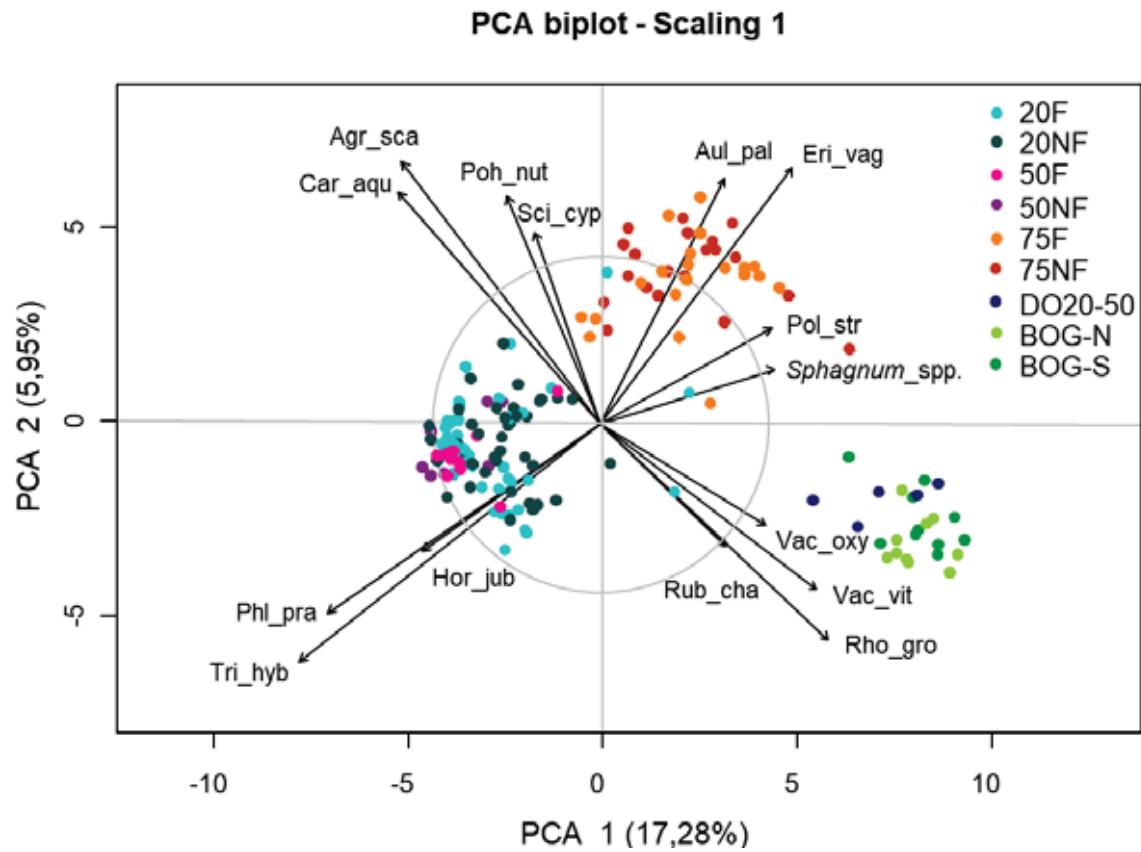


Figure 6. Biplot showing results of a principal component analysis (PCA, scaling 1) on vegetation data for the restored site ($n = 140$) two years after restoration (September 2020) for the six peat substrate amendments: 20F) 20 cm peat & fertilized ($n = 40$); 20NF) 20 cm peat non-fertilized ($n = 40$); 50F) 50 cm peat & fertilized ($n = 12$); 50NF) 50 cm peat non-fertilized ($n = 8$); 75F) 75 cm peat & fertilized ($n = 20$); 75NF) 75 cm peat non-fertilized ($n = 20$), for the undisturbed adjacent bog (BOG-N; $n = 10$; BOG-S; $n = 10$; September 2020) and for the vegetation donor site (DO20-50; $n = 5$; data from one-year post-harvest of diaspores, July 2019). The first principal axis (PCA1) explains 17.28% and the second axis (PCA2) explain 5.95% of the model's variation. The significant species are outside the equilibrium contribution circle (in gray in the biplot) where the radius is 0.0455. See Appendix 11 for full species names.

Table 2. Mean cover (\bar{x}) of each plant species in relative percentage (%) of the total plant cover \pm standard error ($\pm SE$) within each peat thickness section of the restored area, and within the adjacent peatland. The fertilisation treatments (fertilized and non-fertilized) were pooled within each peat thickness treatment of the restored area. The adjacent peatland refers to the non-disturbed peatland, which is the bog surrounding the restored area (BOG-N and BOG-S) and the vegetation donor site of the 20-50 cm peat sections (DO20-50), those three sites are defined as the adjacent peatland or as the reference sites. Vegetation surveys occurred in 2020, two growing seasons post-restoration for the restored site (20, 50, 75), and for the undisturbed adjacent peatland (BOG-South and BOG-North). The vegetation surveys were conducted in 2019, one growing season post-harvest for the vegetation donor site (DO20-50). The second column refers to habitat type with letters corresponding to Alberta Wetland Classification System (AWCS) (ESRD, 2015), where bog (B), fen (F), marsh (M) and shallow open water species (S) are specified. The plus symbol (+) signifies the presence of a species when its cover is lower than 1% and the symbol (\emptyset) indicates that the species was not observed.

Site	AWCS Classification	Restored area			Adjacent peatland
		20	50	75	BOG-N, BOG-S and DO20-50
Number of plots		n = 80	n = 20	n = 40	n = 25
Species <i>Latin names</i>		$\bar{x} \pm SE$	$\bar{x} \pm SE$	$\bar{x} \pm SE$	$\bar{x} \pm SE$
Total cover (%)		68 \pm 2	86 \pm 2	86 \pm 2	96 \pm 2
Bryophytes					
<i>Aulacomnium palustre</i>	B, F, S	+	+	3 \pm 1	2 \pm 1
<i>Pohlia nutans</i>	B, F, S	1 \pm 1	2 \pm 0	4 \pm 1	+
<i>Polytrichum strictum</i>	B, F, S	1 \pm 0	+	5 \pm 1	8 \pm 3
<i>Sphagnum</i> spp.	*	3 \pm 1	+	7 \pm 1	30 \pm 3
Graminoids					
<i>Agrostis scabra</i>	F, M, S	21 \pm 2	20 \pm 2	37 \pm 3	+
<i>Carex aquatilis</i>	F, M, S	14 \pm 1	29 \pm 4	10 \pm 2	\emptyset
<i>Eriophorum vaginatum</i>	B, F, S	2 \pm 1	+	18 \pm 2	4 \pm 1
<i>Hordeum jubatum</i>	M	3 \pm 0	1 \pm 0	+	\emptyset
<i>Phleum pratense</i>	M	11 \pm 1	11 \pm 1	+	\emptyset
<i>Scirpus cyperinus</i>	M	2 \pm 0	+	3 \pm 1	\emptyset
Forbs and pteridophytes					
<i>Rubus chamaemorus</i>	B, F, S	\emptyset	\emptyset	\emptyset	4 \pm 1
<i>Trifolium hybridum</i>	M	36 \pm 3	27 \pm 5	1 \pm 0	+
Shrubs					
<i>Rhododendron groenlandicum</i>	B, F, S	+	\emptyset	+	25 \pm 2
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	B, F, S	+	\emptyset	+	2 \pm 0
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	B, F, M, S	1 \pm 0	\emptyset	+	12 \pm 2

Physicochemical properties of the restored sections

After one growing season post-restoration, fertilization in the form of ammonium phosphate, bone meal and limestone (2-13-0 NPK) did not appear to have a major impact on the environmental variables measured in the top five to 10 centimeters of the added organic substrate (peat) for all peat thickness treatments combined (Table 3). Thus, results are presented notwithstanding the fertilized and non-fertilized treatments for each peat thickness treatments. No statistical analyses (ANOVA) were performed on these data thus differences are not related to significative differences. Also, the physicochemical properties results from DO20-50 and from BOG-N and BOG-S comes from composite samples ($n = 1$ for each site) compared to the restored sections where each plot was sampled ($n = 140$).

Within the top five to 10 centimetres of added peat substrate samples, the thick peat layer (75 cm) had more than twice organic matter content in substrate composition than the thin peat layers. In fact, the 75 cm peat layer contained 62% to 77% of organic matter while the 20 cm and 50 cm) contained 26% to 29% of organic matter (Table 3). The organic matter content was higher in DO20-50 (83%) and very high in BOG-S (98%), and BOG-N (97%) (Table 3).

After one growing season, the pH was the only physicochemical variable showing a difference in peat substrate samples between 20 cm and 50 cm peat thickness treatments. The lowest pH (around 4.8) was observed in the 75 cm treatment (Table 3). The pH was higher, around 4.9 for 20 cm treatments. The highest pH was found on the 50 cm treatment and varied between 5.6 and 5.9. The pH within the donor sites and the adjacent peatland were more acidic compared to the whole restored site. In fact, pH was 3.4 in the DO20-50, 3.2 in the BOG-S and 3.3 in the BOG-N (Table 3).

There was no effect of peat thickness on electrical conductivity and water content varying between $162 \mu\text{s}/\text{cm}$ and $207 \mu\text{s}\text{cm}^{-1}$ and 56% to 71% respectively in the restored site (Table 3). Electrical conductivity was the highest in DO20-50, BOG-S, and BOG-N with $383 \mu\text{s}/\text{cm}$, $211 \mu\text{s}/\text{cm}$ and $240 \mu\text{s}/\text{cm}$, respectively (Table 3). Water content that is an indicator of relative humidity was measured in the top five centimetres of the added organic substrate and was at its highest in all restored sections (56% to 71%), all peat thickness treatments combined. No trend was observed within the water content data from the restored sections. No water content measure was taken in DO20-50, BOG-S, and BOG-N.

Table 3. Mean (\bar{x}) ± standard error (\pm SE) for environmental variables of the superficial (top five to 10 centimetres) peat substrate for each section of the restored site (20F, 20NF, 50F, 50NF, 75F and 75NF), the vegetation donor site (D020-50) and the adjacent peatland (BOG-South and BOG-North). Environmental variables data are from one year after restoration (summer 2019) measurements for all restored sections and from two years post-restoration (September 2020) for D020-50, BOG-South and BOG-North.

Environmental variables	Restored area						Undisturbed peatland			
	Site	20F	20NF	50F	50NF	75F	75NF	D020-50	BOG-South	BOG-North
Number of plots	n = 40	n = 40	n = 12	n = 8	n = 20	n = 20	n = 1*	n = 1*	n = 1*	n = 1*
Organic matter (%)	27 ± 2	29 ± 1	26 ± 1	26 ± 3	77 ± 3	62 ± 4	83	98	98	97
pH	5.0 ± 0.0	4.8 ± 0.0	5.9 ± 0.1	5.6 ± 0.1	4.7 ± 0.1	4.9 ± 0.1	3.4	3.2	3.2	3.3
Corrected electrical conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	207 ± 11	172 ± 9	205 ± 9	204 ± 10	162 ± 14	179 ± 9	383	211	211	240
Water content (%)	65 ± 1	63 ± 2	71 ± 6	56 ± 2	56 ± 3	62 ± 2	-	-	-	-

* Composite sample for D020-50, BOG-South and BOG-North

2.6 Discussion

The goal of our study was to favour a trajectory towards the return of *Sphagnum* dominated-peatland plant communities with the placement of an acidic organic substrate onto a reprofiled clay surface of a former road. Before discussing the results on peatland plant establishment, assessment of the return of acidic wet peat condition is evaluated.

2.6.1. Impact of peat thickness towards the restoration of bog substrate growing conditions

In our study, organic matter refers to the peat collected from a donor site (a disturbed area beside a pipeline) and that was added onto the residual mineral substrate of a former road. The treatment with a thicker peat thickness (75 cm) had logically an organic matter content (over 60%) that was closer to the one of the donor sites and the undisturbed adjacent peatland (over 80%). In the same way, pH was slightly lower in the 75 cm treatment than in the other two peat thickness treatments. Those differences could be explained by the restoration practices. More specifically, the application of a thinner layer of peat and the weather conditions during the field preparation probably led to the mixing of the added organic substrate with the residual mineral material.

Even though pH was slightly higher in the thinner peat sections (between 5 and 6), these conditions are appropriate for the restoration towards a *Sphagnum*-dominated peatland, that is around 5.5 to 5.8 (Quinty *et al.*, 2020b). In the restored peatlands in Quebec following peat extraction for horticultural purpose, the pH is around 4.5 while undisturbed bogs' pH is around 2.9 to 3.2 (Andersen *et al.*, 2011). In all restored sections, EC was high (around 200 μScm^{-1}) compared to natural bogs (below 40 μScm^{-1}) but is akin to EC in restored cutover peatland in Quebec (ESRD, 2015; Andersen *et al.*, 2011) and is lower than the adjacent peatland (BOG-S and BOG-N) and the vegetation donor site (DO20-50). Water content was similar in all peat thickness sections, thus does not explain the distribution of the two distinct plant communities on our restored site.

2.6.2. Impact of peat thickness on plant establishment of restored sections

Thicker peat thickness treatment favours bog plants establishment

The application of a thicker peat layer onto the residual mineral material along with best restoration practices contributed to the establishment of typical bog species. Indeed, two years after the restoration, the highest cover of bryophytes was related to the thicker peat thickness treatment along with the presence of four vascular bog species. The presence or the addition of peat onto mineral substrate is known in peatland restoration to enhance plant growth and cover the first years after restoration (Reid & Naeth, 2005; Hugron *et al.*, 2013; Gauthier *et al.*, 2018b). The high organic matter content in the 75 cm peat thickness treatment resulted in less mixing due to the thickness of the added peat layer and due to the optimal weather conditions, which were met during 2019 spring.

Hence, the thicker layer of added peat may have facilitated the establishment of typical bog over more ruderal species. To a lower extent, differences in diaspores collection at the vegetation donor sites and in diaspores introduction onto the organic substrate may have influenced plant establishment. The harvest with the track hoe for the 75 cm peat thickness sections was more similar to manual collection of diaspores than to mechanical collection because clumps of intact carpet moss were harvested (Appendix 8) and then manually divided before being spread onto the 75 cm peat thickness section. This could explain the higher cover of *Sphagnum* onto the 75 cm peat thickness section compared to the 20-50 cm peat thickness sections where a toothed bucket of a skid steer was used for the diaspores collection. In fact, better results in the establishment of *Sphagnum* diaspores were observed in another study with manual harvest compared to mechanical harvest of the diaspores (Boudreau & Rochefort, 1999).

In the 75 cm peat thickness treatment, the high organic matter content along with acidic pH could have been beneficial for targeted bog species, such as *Aulacomnium palustre*, *Pohlia nutans*, *Polytrichum strictum*, *Sphagnum* spp., *Eriophorum vaginatum*, *Rubus chamaemorus*, *Rhododendron groenlandicum*, *Vaccinium oxycoccus*, and *Vaccinium vitis-idaea*.

Eriophorum vaginatum that is found on the 75 cm peat thickness treatment probably originated from seed dispersal from the adjacent peatland (13% cover of *E. vaginatum* in BOG-S and 11% cover in BOG-N) because of its fast germination and its vast number of windblown seeds (Chapin & Chapin, 1980; Wein & Maclean, 1973). *Eriophorum vaginatum* (Salonen *et al.*, 1992) is known as an early colonizer of bare peat (Lavoie *et al.*, 2003; Grosvernier, 1997; Matthey, 1996). *Eriophorum vaginatum* can germinate on bare peat surfaces after site disturbance (Gardner *et al.*, 1986). It has a root system able to tolerate a wide range of soil moisture (Wein, 1973; Salonen *et al.*, 1992). We suspect that *E. vaginatum* tussocks helped create microclimatic conditions (shade and moisture) that favoured mosses establishment, including *Sphagnum* mosses, as it was observed in other studies (Gorham & Janssens, 1992; Tuittila *et al.*, 2000; Lavoie *et al.*, 2003).

Regarding bryophytes, few *P. strictum* were observed on 20 cm and 50 cm peat thickness sections and a little bit more were observed on 75 cm peat thickness section. This trend seen in the restored sites for *P. strictum* is similar to what was observed for *Sphagnum* spp. In fact, *P. strictum* is known for being one of the first species to colonize bare peat (Lavoie *et al.*, 2003; Groeneveld *et al.*, 2007). It can act as a seed trap for *Sphagnum* spores and as a nurse plant for *Sphagnum* mosses by minimizing frost heaving and creating optimal microclimate conditions that can enhance *Sphagnum* colonization (Groeneveld *et al.*, 2007). *Aulacomnium palustre* might have been disseminated by spores from the northern side of the adjacent peatland (Fryer, 2008) or it regenerated from fragments in the donor material, as it is known to have a great regeneration performance (Gauthier *et al.*, 2018b; Guéné-Nanchen *et al.*, 2022; Li & Vitt, 1994; Manukjanová *et al.*, 2014).

The bryophyte regeneration on the thick peat layer two years post-restoration showed similar results (total cover around 20%) that were observed in a similar restoration project on a well pad in Alberta (total cover of 30%; Gauthier *et al.*, 2018b). The presence of a relatively high peat water content (>50%), which is an indicator for relative humidity, is known to favour moss growth (Price & Whitehead, 2001). As it was achieved during field preparation, the reestablishment of a connection between moss and its substratum is essential for capillarity rise in mosses (Price, 1996). If these conditions of high moisture (over 50% of water content) are maintained throughout the years in the restored peatlands, the expansion of mosses over undesirable species will likely be assured. Although, this study only concentrated on vegetation data of two years post-restoration, it is predicted that the presence of moss on all restored sections will benefit from the stabilization of the actual wet and acidic conditions, and that, with time the moss carpet will continue to expand.

Thinner peat thickness treatments favour marsh species

After two growing season post-restoration, *Trifolium hybridum*, *Phleum pratense* and *Hordeum jubatum* are the species that distinguish the most the 20 cm and 50 cm peat thickness sections from the 75 cm peat thickness section (Figure 4) and all three of them typically occur in marshes according to the Alberta Wetland Classification System (AWCS; ESRD, 2015). The high cover of these species may be explained by two technical errors performed during restoration. The application of a thin layer of peat led to a greater mixing of the peat with residual mineral material. Furthermore, the peat that was applied on the 20 cm and 50 cm treatments was stored for a longer period. Also, the peat was stored beside a road. It could have led to the settlement of alien seeds onto the stockpiled peat. As recommended in another study of road restoration, it is suggested to reduce the time of peat storage to improve its quality for restoration (Johansen *et al.*, 2017).

The dominance of *T. hybridum* on 20 cm and 50 cm peat thickness sections is of concern because it has a wide range of habitats and tolerates pH below 6.0 and high soil moisture during extended period (St. John & Ogle, 2008). Also, its dominance coincided with the lowest *Sphagnum* and overall moss cover, likely caused by overshadowing (pers. obs., 2022). According to the Alberta Wetland Classification System (AWCS), *T. hybridum* can be found in marsh but should not be found in bogs (ESRD, 2015). On our study site, *T. hybridum* represents a high risk of weediness because of its tolerance to a wide range of conditions (St. John & Ogle, 2008) that could threaten moss establishment following its reintroduction. *Hordeum jubatum* is a pioneer species while *P. pratense* is an early to mid successional plant (Tesky, 1992; Esser, 1993). *Hordeum jubatum* has a wide range of tolerance of pH variation and can grow in many soil textures (Tesky, 1992). *Phleum pratense* is an early to mid successional species and can grow on poorly or well-drained soil, on clayed soil as well as rocky substrate if sufficiently moist conditions (Esser, 1993). With those high range of tolerance to variable abiotic conditions, *H. jubatum* and *P. pratense* can colonize a mixed substrate, that is organic added substrate mixed with residual mineral fill. Moreover, the presence of *Phleum pratense* in the 20 cm and 50 cm peat thickness treatment

sections could be explained by the high pH measured (5 to 6) in these peat treatments because its optimal pH is around 6.0 to 6.5 and has a moderate tolerance to acid conditions (Michaud & Allard, 2005). Being early successional plants, those two species may fade away with time if acidic conditions are maintained or amplified in the future.

Presence of pioneer species in all peat thickness treatments of the restored site

Pioneer peatland species, *Agrostis scabra*, *Carex aquatilis*, *Pohlia nutans* and *Scirpus cyperinus* were found common in all peat thickness treatments but were absent from the vegetation donor sites. *Agrostis scabra* is a pioneer species that is known to colonize disturbed site in early successional stages. The restored sections corresponded to open habitats (devoid of trees and high shrubs), and *A. scabra* does thrive in broad light conditions. The tolerance of *A. scabra* to a wide range of habitat and to acidic conditions (USDA, 2021; Myerscough & Whitehead, 1966) may explain its presence on all peat thickness treatments. *Carex aquatilis* can be found in all peat thickness restored sections demonstrating tolerance to various organic matter content (Vitt *et al.* 2011). In the latter study, it was shown that *C. aquatilis* can establish on mineral soils as well as on organic soils. This *Carex* species probably established from the former basins as it was only observed there and absent in the vegetation donor sites nor in the adjacent peatland. *Carex aquatilis* can spread by vegetative reproduction, by spreading rhizomes, and can further colonized disturbed site from existing colonies (Tilley *et al.*, 2011; Rochefort *et al.*, 2016). *Pohlia nutans* was more abundant in the 75 cm peat treatment and this may be explained by its typical association with bog habitat and by the higher abundance of *Polytrichum strictum* in this restored section since *P. nutans* is often associated with *P. strictum* after cutover bog restoration or after spontaneous revegetation (ESRD, 2015; Gonzalez *et al.*, 2013; Johansen *et al.*, 2017). *Scirpus cyperinus* is a species that germinates quickly and that grows well on wet and peaty substrate with access to light (Favorite, 2022). The four species mentioned above have at least one of the characteristics that confers them the pioneering species status such as rapid germination, light tolerance, vegetative reproduction that allows them to rapidly colonize bare or disturbed substrate, a wide range of tolerance to hydrologic conditions, etc.

According to our results, the differences in vegetation composition within the restored site is not explained by the two vegetation donor sites. In fact, vegetation composition on both donor sites is similar. We conclude that the importance remains in the selection of donor sites that are colonized with *Sphagnum* mosses (of the *Acutifolia* subgenus) and with *Polytrichum* mosses (Chirino *et al.*, 2006; Groeneveld *et al.*, 2007).

Environmental data sampling were conducted only one-year post-restoration and vegetation surveys were conducted one-year and two-years post-restoration, and they represent early post-restoration conditions and early stage of vegetation establishment. Monitoring of physicochemical conditions in a few years may allow to assess the stabilization of the restored site while the results of the first-year post-restoration may be influenced

by disturbances created by substratum reprofiling during restoration. The presence of targeted bog species, especially *Sphagnum* mosses and *Polytrichum strictum*, and the absence of invasive species, on restored sections is a good sign (González & Rochefort, 2019), but long-term monitoring is needed to assess the trajectory of the vegetation succession. Indeed, similar moss cover that in the reference peatlands can be observed in five to fifteen years post-restoration (Graf & Rochefort, 2016; Nugent *et al.*, 2018; Rochefort *et al.* 2013).

2.6.3. Impact of fertilization on plant establishment of restored sections

Another goal of our study was to assess the necessity of fertilizing restored sections to make higher concentrations of N and P readily available to plants. After two growing seasons, our results tend to show that fertilization might not have been necessary during restoration since the mean cover of bryophytes including *Sphagnum* spp., *Polytrichum strictum*, *Pohlia nutans* and *Aulacomnium palustre* was not influenced by fertilization but rather related to the thicker peat thickness treatment. In other studies, it was shown that during early plant establishment, fertilization has positive effect on *P. strictum* (Rochefort *et al.*, 2003), *P. nutans* and *A. palustre* establishment (Sottocornola *et al.*, 2007). In this current study, it is possible that the fertilizer rapidly leached because of the wet conditions during the month after fertilization (112 mm of rain comparatively to normal of 73 mm; Appendix 1). As Hugron *et al.* (2013) suggested in their study, high precipitations might have led to a rapid leaching effect even though it was considered like a "slow release" fertilizer. Also, the study area is located in the Athabasca oil sand region and receives high atmospheric nitrogen deposition. In general, nitrogen and phosphorus (and potassium) are known to be limiting nutrient in ombrotrophic peatlands because they are «nutrient-deficient system» in low nitrogen atmospheric deposition region (Wang & Moore, 2014). However, the Athabasca oil sand region is characterized as a high source of atmospheric N deposition (Howell *et al.*, 2014). Further research is necessary to assess the need of fertilizing during peatland restoration in northern Alberta.

2.7 Conclusion

This study highlighted the benefit of adding a layer of organic matter of at least 75 cm on top of a residual mineral fill to attain desirable acidic and wet conditions to enhance bog plant establishment. The physicochemical characteristics of the organic substratum for all restored sections such as low pH and high-water content may favour the expansion of bog plant vegetation in the future. Further monitoring is needed to assess the possible stabilization of the created ecosystem and the shift in vegetation.

After two growing seasons post-restoration, vegetation reveals that fertilization was unnecessary for this study site. The 20 cm and 50 cm peat sections had a distinct vegetation community than 75 cm peat thickness that may be caused by the asynchronous restoration steps, the mixing of the peat with the residual mineral fill and the different period of stockpiling peat. To improve restoration practices, it is suggested to introduce a thicker layer of peat (75 cm) when possible; to do field preparation during spring; to limit the mixing between added peat and residual mineral fill of the former road during the field preparation; to reduce the stockpiled peat period to a minimum and to do germination test to avoid spreading alien seedbank during soil reprofiling that may contain undesirable species.

This project shows the importance of good practices in peatland restoration and the importance to consider the specific site constraints. For instance, hydrologic conditions, proximity to possible alien seedbank, local availability of vegetation donor site, peat donor site and straw should be evaluated before restoration. Each restoration is unique, but knowledge should be shared equally among the successful and the non-successful restoration practices to avoid making the same mistakes repeatedly but also because wetland restorations are time and resources consuming.

2.8 References

- Alberta Biodiversity Monitoring Institute. (2021, 16 mars). The status of human footprint in Alberta, Natural regions: Boreal Forest. <https://www.abmi.ca/home/reports/2020/human-footprint/details.html?id=8>
- Alberta Energy Regulator. (2020). Alberta energy outlook: Executive Summary (Publication no ST98: 2020). <http://www1.aer.ca/st98/2020/data/executive-summary/ST98-2020-Executive-Summary.pdf>
- Andersen, R., Rochefort, L., & Landry, J. (2011). La chimie des tourbières du Québec : une synthèse de 30 années de données. *Le Naturaliste canadien*, 135(1), 5-14.
- Ayotte, G. (1994). *Glossaire de botanique: autoformation*. Éditions MultiMondes.
- Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., & Stoneman, R. (2016). Peatland restoration and ecosystem services: an introduction. *Peatland Restoration and Ecosystem Services: Science, Policy and Practice*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1-16.
- Boudreau, S., Rochefort, L. 1999. Établissement de sphagnes réintroduites sous diverses communautés végétales recolonisant les tourbières après l'exploitation. *Écologie*, 30: 53-62.
- Bourgeois, B., Hugron, S., & Poulin, M. (2012). Establishing a moss cover inhibits the germination of *Typha latifolia*, an invasive species, in restored peatlands. *Aquatic Botany*, 100, 76–79. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.03.010>
- Brouillet, L., F. Coursol, S.J. Meades, M. Favreau, M. Anions, P. Bélisle & Desmet, P. (2010+). VASCAN, the Database of Vascular Plants of Canada. <http://data.canadensys.net/vascan/> (consulted on 2021, March 15). *Database of Vascular Plants of Canada (VASCAN)*. <https://data.canadensys.net/vascan/search?lang=en>
- Chapin, F. S., & Chapin, M. C. (1980). Revegetation of an arctic disturbed site by native tundra species. *Journal of Applied Ecology*, 17(2), 449–456.
- Chirino, C., Campeau, S., & Rochefort, L. (2006). Sphagnum establishment on bare peat: the importance of climatic variability and sphagnum species richness. *Applied Vegetation Science*, 9(2), 285–294.
- Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ). (1988a). Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux : Détermination de la matière organique par incinération (AGDEX 533, Méthode MA-2).
- Michaud, R. & Allard, G. (2005). Les plantes fourragères pérennes. In Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), *Les plantes fourragères* (p. 6-21). Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ).
- Davies, G. M., & Gray, A. (2015). Don't let spurious accusations of pseudoreplication limit our ability to learn from natural experiments (and other messy kinds of ecological monitoring). *Ecology and Evolution*, 5(22), 5295–5304. <https://doi.org/10.1002/ece3.1782>
- Engering, A., Davidson, S. J., Xu, B., Bird, M., Rochefort, L., & Strack, M. (2022). Restoration of a boreal peatland impacted by an in-situ oil sands well-pad 2: Greenhouse gas exchange dynamics. *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1111/rec.13508>
- Government of Canada. (2020a, May 31). Canadian Climate Normals 1981-2010 Station Data: Fort McMurray A Station at 56° 39' N, 111° 13' W. https://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_e.html?searchType=stnProv&lstProvince=AB&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&stnID=2519&dispBack=0
- Government of Canada. (2020b, May 31). Daily data report: Fort McMurray A. https://climate.weather.gc.ca/climate_data/daily_data_e.html?hlyRange=2011-10-17%7C2020-02-

08&dlyRange=2011-10-20%7C2020-02-07&mlyRange=%7C&StationID=49490&Prov=AB&urlExtension=_e.html&searchType=stnProv&optLimit=specDate&StartYear=1840&EndYear=2020&selRowPerPage=25&Line=101&lstProvince=AB&timeframe=2&Day=1&Year=2020&Month=5

Environment and Sustainable Resource Development (ESRD). (2013). Alberta wetland policy. Alberta Government. <https://open.alberta.ca/dataset/5250f98b-2e1e-43e7-947f-62c14747e3b3/resource/43677a60-3503-4509-acfd-6918e8b8ec0a/download/6249018-2013-alberta-wetland-policy-2013-09.pdf>

Environment and Sustainable Resource Development (ESRD). (2015). *Alberta Wetland Classification System Guide* (Publication no 3). <https://open.alberta.ca/dataset/92fbfb5-62e1-49c7-aa13-8970a099f97d/resource/1e4372ca-b99c-4990-b4f5-dbac23424e3a/download/2015-alberta-wetland-classification-system-june-01-2015.pdf>

Esser, L. (1993). *Phleum pratense*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Available: <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/graminoid/phlpra/all.html> [2022, May 7].

Favorite, J. (2022). USDA, NRCS, National Plant Data Center Baton Rouge, Louisiana. Edited: 10jan02 jsp https://plants.usda.gov/DocumentLibrary/plantguide/pdf/pg_sccy.pdf

Fryer, Janet L. 2008. *Aulacomnium palustre*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Available: <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/bryophyte/aulpal/all.html> [2022, May 7].

Gardner, B.L, Chapin F.S., III, and Shaver, G.R. 1986. Reproduction of *Eriophorum vaginatum* by seed in Alaskan tussock tundra. *J. Ecol.* 74: 1–18.

Gauthier, T.-L. J., McCarter, C. P. R., & Price, J. S. (2018a). The effect of compression on sphagnum hydrophysical properties: implications for increasing hydrological connectivity in restored cutover peatlands: the effect of compression on sphagnum hydrophysical properties. *Ecohydrology*, 11(8), 2020. <https://doi.org/10.1002/eco.2020>

Gauthier, M.-E., Rochefort, L., Nadeau, L., Hugron, S., & Xu, B. (2018b). Testing the moss layer transfer technique on mineral well pads constructed in peatlands. *Wetlands Ecology and Management*, 26(4), 475–487. <https://doi.org/10.1007/s11273-017-9532-4>

Gillet, F., Borcard, D., & Legendre, P. (2016). Cleanplot.PCA.R. In Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P., Numerical ecology with R, (2nd ed.). Springer.

González, E. & Rochefort, L. (2014). Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering*, 68, 279–290.

Gonzalez, E., Rochefort, L., Boudreau, S., Hugron, S., & Poulin, M. (2013). Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? a case study with peatlands. *Ecological Indicators*, 32, 232–238. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.019>

González, E., & Rochefort, L. (2019). Declaring success in Sphagnum peatland restoration: Identifying outcomes from readily measurable vegetation descriptors. *Mires and Peat*, 24(19), 1-16.

Gorham, E., & Janssens, J. A. (1992). Concepts of fen and bog re-examined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 61(1), 7–20. <https://doi.org/10.5586/asbp.1992.001>

Graf, M. D., & Rochefort, L. (2016). A conceptual framework for ecosystem restoration applied to industrial peatlands. Dans Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., & Stoneman, R. (eds.), *Peatland Restoration*

and Ecosystem Services: Science, Policy and Practice (p. 192-212). Ecological Reviews of Cambridge University Press.

- Groeneveld, E. V. G., Massé, A., & Rochefort, L. (2007). *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. *Restoration Ecology*, 15(4), 709-719.
- Grosvernier, P., Matthey, Y., & Buttler, A. (1997). Growth potential of three sphagnum species in relation to water table level and peat properties with implications for their restoration in cut-over bogs. *Journal of Applied Ecology*, 34(2), 471-483.
- Guéné-Nanchen, M., LeBlanc, M. C., & Rochefort, L. (2022). Post-fire peatland vegetation recovery: a case study in open rich fens of the Canadian boreal forest. *Botany*, 100(5), 435-447.
- Halsey, L. A., Vitt, D. H. & Gignac, L. D. (2000). Sphagnum-dominated peatlands in North America since the last glacial maximum: their occurrence and extent. *The Bryologist*, 103(2), 334-352.
- Howell, S. G., Clarke, A. D., Freitag, S., McNaughton, C. S., Kapustin, V., Brekovskikh, V., Jimenez, J.-L. & Cubison, M. J. (2014). An airborne assessment of atmospheric particulate emissions from the processing of Athabasca oil sands. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(10), 5073-87.
- Hugron, S., Poulin, M., & Rochefort, L. (2013). Organic matter amendment enhances establishment of reintroduced bryophytes and lichens in borrow pits located in boreal forest highlands. *Boreal Environment Research*, 18, 317-328. <http://www.borenv.net/BER/pdfs/ber18/ber18-317.pdf>
- James, A. R. C., & Stuart-Smith, A. K. (2000). Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *The Journal of Wildlife Management*, 64(1), 154-159.
- Oksanen, J., Blanchet, G. F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. & Wagner, H. (2019). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Johansen, M. D., Aker, P., Klanderud, K., Olsen, S. L., Skrindo, A. B., & Hermy, M. (2017). Restoration of peatland by spontaneous revegetation after road construction. *Applied Vegetation Science*, 20(4), 631-640. <https://doi.org/10.1111/avsc.12329>
- Latham, A. D. M., Latham, M.C., Boyce, M. S., & Boutin, S. (2011). Movement responses by wolves to industrial linear features and their effect on woodland caribou in northeastern Alberta. *Ecological Applications*, 21(8), 2854-2865.
- Lavoie, C., St-Louis, A., & Lachance, D. (2005). Vegetation dynamics on an abandoned vacuum-mined peatland: Five years of monitoring. *Wetlands Ecology and Management*, 13, 621-633.
- Lemmer, M., Rochefort, L., & Strack, M. (2020). Greenhouse gas emissions dynamics in restored fens after in-situ oil sands well pad disturbances of Canadian boreal peatlands. *Frontiers in Earth Sciences*, 8, 1-21.
- Lavoie, C., Grosvernier, P., Girard, M. & Marcoux, K. (2003). Spontaneous revegetation of mined peatlands: an useful restoration tool? *Wetlands Ecology and Management* 11, 97-107.
- Li, Y., and Vitt, D.H. (1994). The dynamics of moss establishment: temporal responses to nutrient gradients. *Bryologist*, 97(4), 357-364. doi:10.2307/3243900
- Manukjanová, A., Štechová, T., and Ku_cera, J. (2014). Drought survival test of eight fen moss species. *Cryptogamie Bryol.*, 35(4), 397-403. doi:10.7872/cryb.v35.iss4.2014.397
- Matthey, Y. (1996). *Conditions écologiques de la régénération spontanée du Sphagnum magellanici dans le Jura suisse. Typologie, pédologie, hydrodynamique et micrométéorologie*. [thèse de doctorat, Université de Neuchâtel, Switzerland]. RERO. <http://doc.rero.ch/record/4271?ln=fr>

- Myerscough, P. J., & Whitehead, F. H. (1966). Comparative biology of *Tussilago farfara* L., *Chamaenerion angustifolium* (L.) scop., *Epilobium montanum* L. and *Epilobium adenocaulon* hausskn. i. general biology and germination. *The New Phytologist*, 65(2), 192–210.
- National Wetlands Working Group. (1997). The Canadian wetland classification system (2nd ed.). Warner, B. G. & C. D. A. Rubec. https://www.gret-perg.ulaval.ca/fileadmin/fichiers/fichiersGRET/pdf/Doc_générale/Wet%20lands.pdf
- Nielsen, J., Noble, B. & Hill, M. (2012). Wetland assessment and impact mitigation decision support framework for linear development projects: the Louis Riel Trail, Highway 11 North project, Saskatchewan, Canada. *Canadian Geographer*, 56(1), 117–139.
- Nugent, K. A., Strachan, I. B., Strack, M., Roulet, N. T., & Rochefort, L. (2018). Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to carbon sink. *Global Change Biology*, 24(12), 5751–5768. <https://doi.org/10.1111/gcb.14449>
- Partington, M., Gillies, C., Gingras, B., Smith, C. & Morissette, J. (2016). Resource roads and wetlands: a guide for planning, construction and maintenance. (Special Publication SP-530E). FPInnovations. <https://borealducks.ipages.co/resource-roads-and-wetlands-a-guide-for-planning-construction-and-maintenance/>
- Pasher, J., Seed, E. & Duffe, J. (2013). Development of boreal ecosystem anthropogenic disturbance layers for Canada based on 2008 to 2010 landsat imagery. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 39(1), 42–58.
- Peatland Ecology Restoration Group (PERG). (2019, May 5). *Protocole chimie de la tourbe, 2019* [printed protocol]. Université Laval.
- Plach, J. M., Wood, M. E., Macrae, M. L., Osko, T. J. & Petrone, R. M. (2017). Effect of a semi-permanent road on N, P, and CO₂ dynamics in a poor fen on the Western Boreal Plain, Canada. *Ecohydrology*, 10(7), 1–15.
- Pouliot, K., Rochefort, L., LeBlanc, M.-C., Guéné-Nanchen Méline, & Beauchemin, A. (2021). The burial under peat technique: an innovative method to restore sphagnum peatlands impacted by mineral linear disturbances. *Frontiers in Earth Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/feart.2021.658470>
- Pouliot, K. (2018). Les routes minérales en tourbières à sphagnes : restauration par enfouissement [mémoire de maîtrise, Université Laval]. CorpusUL. <http://hdl.handle.net/20.500.11794/28316>
- Price, J. S., & Whitehead, G. S. (2001). Developing hydrologic thresholds for *Sphagnum* recolonization on an abandoned cutover bog. *Wetlands*, 21(1), 32–40. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2001\)021\[0032:DHTFSR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2001)021[0032:DHTFSR]2.0.CO;2)
- Price, J., Rochefort, L., & Quinty, F. (1998). Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and sphagnum regeneration. *Ecological Engineering*, 10(4), 293–312. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00046-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00046-9)
- Price, J. (1996). Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Québec. *Hydrological Processes*, 10(10), 1263–1272. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199610\)10:10<1263::AID-HYP458>3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199610)10:10<1263::AID-HYP458>3.0.CO;2-1)
- Quinty, F., LeBlanc, M.-C., & Rochefort, L. (2019). Guide de restauration des tourbières – Récolte du matériel végétal et gestion des sites donneurs. GRET, CSPMA et APTHQ. Québec, Québec. https://tourbehorticole.com/wp-content/uploads/2020/02/Guide_restauration_tourbi%C3%A8res_FR_web.pdf
- Quinty, F., M.-C. LeBlanc & Rochefort, L. (2020). Peatland Restoration Guide – Planning Restoration Projects. PERG, CSPMA and APTHQ. Québec, Québec. (p.14)

- Quinty, F., LeBlanc, M.-C., & Rochefort, L. (2020a). Guide de restauration des tourbières – Planification de la restauration. GRET, CSPMA et APTHQ. Québec, Québec. https://tourbehorticole.com/wp-content/uploads/2020/10/Guide_4.1_Planification_restauration_FR_Web-1.pdf
- Quinty, F., LeBlanc, M.-C., & Rochefort, L. (2020b). Guide de restauration des tourbières – Préparation du site et remouillage. GRET, CSPMA et APTHQ. Québec, Québec. https://tourbehorticole.com/wp-content/uploads/2020/10/Guide_4.2_Preparation_site_et_remouillage_FR_Web-2.pdf
- Quinty, F., LeBlanc, M.-C., & Rochefort, L. (2020c). Guide de restauration des tourbières – Épandage du matériel végétal, du paillis et du fertilisant. GRET, CSPMA et APTHQ. Québec, Québec. https://tourbehorticole.com/wp-content/uploads/2020/10/Guide_4.4_Epandage_Materiel_FR_Web-1.pdf
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reid, N. B., & Naeth, M. A. (2005). Establishment of a vegetation cover on tundra kimberlite mine tailings: 2. a field study. *Restoration Ecology*, 13(4), 602–608.
- Rochefort, L., Isselin-Nondedeu, F., Boudreau, S., & Poulin, M. (2013). Comparing survey methods for monitoring vegetation change through time in a restored peatland. *Wetlands Ecology and Management*, 21(1), 71–85. <https://doi.org/10.1007/s11273-012-9280-4>
- Rochefort, L., Quinty, F., Campeau, S., Johnson, K., & Malterer, T. (2003). North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management*, 11, 3–20.
- Rochefort, L., LeBlanc, M. C., Bérubé, V., Hugron, S., Boudreau, S., & Pouliot, R. (2016). Reintroduction of fen plant communities on a degraded minerotrophic peatland. *Botany*, 94(11), 1041-1051.
- Salonen, V., Penttinen, A. & Särkkä, A. (1992). Plant colonization of a bare peat surface: population changes and spatial patterns. *Journal of Vegetation Science*, 3(1), 113-118.
- Shunina, A. (2015). Revegetation of Fen Peatlands Following Oil and Gas Extraction in Northern Alberta [mémoire de maîtrise, University of Alberta]. Era. https://era.library.ualberta.ca/items/80703678-0565-4cb4-8e02-28c9bcb70b05/view/7bb02fdc-1c8a-4d7e-857c-57943e3f2d56/Shunina_Anna_201501_Msc.pdf
- Sjörs, H. (1950). On the Relation between Vegetation and Electrolytes in North Swedish Mire Waters. *Oikos*, 2(2), 241-258.
- Sottocornola, M., Boudreau Stéphanie, & Rochefort, L. (2007). Peat bog restoration: effect of phosphorus on plant re-establishment. *Ecological Engineering*, 31(1), 29–40. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.05.001>
- St. John, L. & Ogle, D. (2008). *Plant guide for alsike clover (*Trifolium hybridum* L.)*. USDA-Natural Resources Conservation Service. https://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_trhy.pdf
- Tarnocai, C., I.M. Kettles and B. Lacelle. 2011. Peatlands of Canada; Geological Survey of Canada, Open File 6561 (digital database); CD-ROM.
- Tesky, Julie L. 1992. *Hordeum jubatum*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Available: <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/graminoid/horjub/all.html> [2022, May 7].
- Tilley, D., Ogle, D., and L. St. John. (2011). Plant guide for water sedge (*Carex aquatilis*). USDA- Natural Resources Conservation Service, Idaho Plant Materials Center. Aberdeen, ID.
- Timoney, K. P. (2003). The changing disturbance regime of the boreal forest of the Canadian Prairie Provinces. *The Forestry Chronicle*, 79(3), 502–516.

- Tuittila, E.-S., Rita, H., Vasander, H., & Laine, J. (2000). Vegetation patterns around *Eriophorum vaginatum* L. tussocks in a cut-away peatland in southern Finland. *Canadian Journal of Botany*, 78(1), 47–58. <https://doi.org/10.1139/b99-159>
- Turchenek, L. W. (1990). *Present and potential effects of anthropogenic activities on water associated with peatlands in Alberta*. Environmental Research and Engineering Department, Alberta Research Council. <https://era.library.ualberta.ca/items/39fabda1-a380-4db6-89a8-91f34510e1d5/view/4b79b119-e422-45d2-a748-2b5ba2c659bc/RMD-2090-20April-201990.pdf>
- United States Department of Agriculture (USDA). (2021, March 4th). *Index of species information: Agrostis scabra*. <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/graminoid/agrsca/all.html>
- United States Geological Survey (USGS). (2021, 2021, March 15). Integrated Taxonomic Information System (ITIS). <https://www.itis.gov/>
- Vitt, D. H., Wieder, R. K., Xu, B., Kaskie, M., & Koropchak, S. (2011). Peatland establishment on mineral soils: effects of water level, amendments, and species after two growing seasons. *Ecological Engineering*, 37(2), 354–363. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.029>
- Wang, M., & Moore, T. R. (2014). Carbon, nitrogen, phosphorus, and potassium stoichiometry in an ombrotrophic peatland reflects plant functional type. *Ecosystems*, 17(4), 673–684.
- Wein, R. W., & MacLean, D. A. (1973). Cotton grass (*Eriophorum vaginatum*) germination requirements and colonizing potential in the Arctic. *Canadian Journal of Botany*, 51(12), 2509–2513.
- Wein, R.W. (1973). *Eriophorum vaginatum* L. *Journal of Ecology* 61, 601–615.
- Xu, B., Rochefort, L., Bird, M., Khadka, B., & Strack, M. (2022). Restoration of boreal peatland impacted by an in-situ oil sands well-pad 1: Vegetation response. *Restoration Ecology*, 30(3), 1-12.

Chapitre 3. Limites et recommandations pour la restauration de tourbières perturbées par des structures linéaires

3.1 Limites du projet

Ce projet a permis d'observer que l'ajout d'une couche de tourbe épaisse (75 cm) sur le substrat minéral résiduel d'une route permet d'atteindre des conditions abiotiques (pH et humidité relative du sol) idéales pour l'établissement d'un couvert plus abondant de mousses et de plantes typiques de tourbières que l'ajout d'une couche de tourbe mince (20 cm et 50 cm). Ce projet a également permis de constater que la fertilisation n'est pas nécessaire pour la restauration des tourbières dans le nord de l'Alberta. Cependant, il a été difficile de faire la distinction entre les impacts des techniques de restauration (l'épaisseur de la tourbe et de la fertilisation) sur les conditions physicochimiques et la végétation et les impacts reliés aux contraintes du projet. Notamment, des limites dans le design expérimental et dans les étapes de la restauration ont pu nuire à l'atteinte des objectifs. En outre, des améliorations au projet de recherche qui n'ont pu être menées à terme seront listées.

Dispositif expérimental. Tout d'abord, les contraintes opérationnelles n'ont pas permis la mise en place d'un dispositif expérimental permettant de répliquer les traitements. La durée des opérations pour la première section restaurée (75 cm) a été plus longue que prévue, ce qui a empêché la mise en place des traitements dans la même fenêtre de temps (mars 2018 versus octobre 2018). Les analyses multivariables ont permis de décrire les relations entre la végétation et les deux sections restaurées. Les contraintes de la restauration d'une grande envergure n'ont permis de tester cette technique de restauration qu'à un seul site d'étude. Il n'y a donc pas de répétition des techniques de restauration utilisées ce qui diminue le pouvoir d'inférence.

Restauration du site. Trouver le site idéal de restauration est une tâche ardue. La localisation du site d'étude a permis de trouver de la matière (tourbe et diaspores) qui provient de sites donneurs à proximité. Cependant, les contraintes logistiques lors de la restauration du site d'étude ont été nombreuses.

- 1) Les particularités préexistantes du site.
 - a. La construction de la route en 2001 a débuté par la coupe des arbres en une bande dont la largeur dépasse d'environ cinq mètres sur chaque côté de la route. Le terme zone de transition est utilisé pour référer à cette bande dénudée d'arbre. Pendant la construction de la route, la matière minérale a été empilé sur le substrat tourbeux sans attendre la stabilisation du matériau entre chaque phase de chargement pour la portion la plus à l'est de la route qui correspond à la section restaurée de 75 cm de tourbe. Cette façon de procéder a créé une pression sur la tourbe sous-jacente qui a resurgi de chaque côté du remblai (Annexe 3). Ce qui a créé une zone de transition composée de tourbe compactée

- (Annexes 3 et 4). Cette bande de tourbe compactée des deux côtés de la route réduit possiblement la connectivité entre les deux côtés de la route. De plus, le substrat sur la zone de transition adjacente à la section de 75 cm de tourbe est surélevé par rapport au milieu adjacent et par rapport au site restauré.
- b. Le site *Hangingstone Expansion Project* pour l'extraction *in situ* des sables bitumineux est actif depuis plus de 30 ans. Plusieurs espèces qui n'appartiennent pas à l'écosystème naturel adjacent ont pu être amenées sur le site. Notamment, par le transport des graines et de fragments de plantes avec l'apport de nouveaux matériaux, mais aussi par la circulation des véhicules et de la machinerie. Les graines et les fragments d'espèces indésirables ont pu se déposer sur les sites donneurs et se sont développés sur le site restauré lorsque leurs conditions environnementales ont changé. Par exemple, pour certaines espèces, c'est peut-être l'augmentation de l'apport en minéraux entraîné par l'exposition de la matière minérale résiduelle de la route qui a permis leur germination. Pour d'autres espèces, ce sont peut-être les conditions d'humidité qui ont diminué pendant le stockage de la tourbe qui a favorisé leur croissance.
- c. L'expérience antérieure qui a eu lieu sur la section 75 cm peut avoir un impact sur la présence d'espèces indésirables. Avant la restauration du site, il y avait un bassin colonisé par les quenouilles (*Typha latifolia*). Ce bassin avait été créé par l'excavation trop importante au sein de la matière minérale résiduelle où l'élévation était trop basse et où l'eau s'est accumulée au fil du temps. À ce moment, la connectivité avec la tourbe du milieu adjacent n'avait pas été rétabli. Pendant la restauration, l'excavation a permis de retirer tous les individus visibles de quenouilles. Cependant, une saison de croissance post-restauration, la présence de quelques quenouilles était déjà visible. Il est donc possible que les quenouilles puissent se disséminer à travers la section restaurée.
- 2) La fenêtre climatique idéale pour la restauration se restreint à l'automne ou au printemps, au moment où le sol commence à geler ou à dégeler, ce qui réduit les perturbations du sol par la récolte mécanique et permet de préserver le système racinaire des éricacées intact (Rochefort *et al.*, 2003). Afin de respecter la fenêtre climatique idéale, le temps était limité pour chaque période de restauration de ce projet. Pour la première section restaurée (75 cm de tourbe), l'excavation a pris plus de temps que prévu initialement afin de retirer au maximum toute trace de quenouilles qui colonisait l'ancien bassin. Ce délai a entraîné un retard sur la planification, qui a mené à suspendre la restauration en mars 2018 et de reprendre la préparation du site, la collecte de diaspores et l'introduction des diaspores une saison de croissance plus tard pour les sections 20 cm et 50 cm, soit en octobre 2018.
- 3) Il y a eu deux sites donneurs de végétation et il y a eu des différences dans les méthodes de récolte et d'épandage des diaspores. Pour la section de 75 cm de tourbe ajoutée, le matériel végétal (les diaspores) provient de la zone de transition entre le site restauré et la tourbière adjacente (Annexe 3 et Annexe 8). La récolte des diaspores a été faite en octobre 2018 et l'épandage des diaspores a été effectuée

manuellement, immédiatement après leur récolte. Tandis que pour les sections de 20 et 50 cm de tourbe ajoutée, le site donneur pour le matériel végétal se situe à environ 1 km du site restauré (Annexe 9). De plus, la récolte et l'épandage du matériel végétal a été fait en mars 2019 à l'aide d'un godet à dents d'une excavatrice de type « skid steer » pour les sections de 20 et 50 cm de tourbe ajoutée.

Tout d'abord, il a déjà été démontré que la récolte des diaspores de façon manuelle permet un meilleur établissement des sphaignes que lorsque qu'un épandage mécanique est employé (Boudreau et Rochefort, 1999). Bien que l'utilisation de l'épandage mécanique (à l'aide d'un rotoculteur) soit plus dommageable pour les diaspores, cette méthode est beaucoup plus efficace pour une restauration à grande échelle et le potentiel de régénération est tout de même satisfaisant (Rochefort *et al.*, 2003).

Pour l'amélioration du projet de recherche. Pendant la rédaction et les échanges avec divers collaborateurs, quelques idées pour améliorer le projet de recherche ont surgi :

- 1) Des résultats des analyses physicochimiques de la tourbe stockée auraient pu permettre d'établir une relation entre la chimie de la tourbe ajoutée et la chimie de la tourbe des sections restaurées. Des tests de germination sur la tourbe stockée auraient pu révéler la présence d'espèces non désirables avant de procéder à l'introduction de la tourbe sur le site restauré.
- 2) Des résultats des analyses physicochimiques de la matière minérale de la route auraient pu permettre d'établir une relation avec la chimie de la tourbe des sections restaurées. Des tests de germination sur la matière minérale de la route auraient également pu être effectués. Ainsi, il aurait été possible de déterminer la provenance de la banque de graine étrangère entre la tourbe stockée ou la matière minérale de la route.
- 3) Des inventaires de végétation au site donneur de végétation (tourbière adjacente et ligne sismique) auraient pu être effectués pour effectuer un calcul de transfert afin d'établir le succès d'établissement des diaspores introduites sur le site restauré.
- 4) Le site donneur de végétation pour la section restaurée avec 75 cm de tourbe ajoutée dans la zone de transition aurait dû être délimité. Ainsi, des échantillons de tourbe auraient pu être récoltés dans la zone de transition pour effectuer des analyses physicochimiques.
- 5) La récolte d'échantillons pour les données physicochimiques a été effectuée une saison de croissance post-restauration. Les inventaires de végétation ont été réalisés une et deux saisons de croissance après la restauration. Les résultats dans ce mémoire sont donc la représentation des conditions du site dans un état très précoce de l'établissement primaire des communautés végétales. Les résultats des conditions physicochimiques montrent possiblement des signes de perturbations du site. Il serait conseillé d'attendre la stabilisation de l'écosystème restauré pour prendre de nouvelles mesures physicochimiques. Il est primordial de continuer le suivi de la végétation et des facteurs environnementaux à moyen terme et à long terme dans le but d'établir la trajectoire de la restauration de la tourbière perturbée par une route d'accès.

6) Les résultats des inventaires de la végétation un an post-restauration sont présentés en annexe (Annexe 14). Ces résultats n'ont pas été présentés dans l'article scientifique puisque de nombreux changements ont été observés entre les deux années de suivi. Les résultats des analyses physicochimiques qui ont été réalisées sur des échantillons de tourbe du site restauré un an après la restauration sont présentés en annexe (Annexe 15). Les résultats n'ont pas été présentés dans l'article scientifique puisque des problèmes analytiques sont survenus.

À cause de la distance importante entre le site d'étude et l'Université Laval et du contexte de la pandémie, ces aspects n'ont pu être rectifiés.

3.2 Recommandations

À la suite de l'exposition des limites de cette étude, il est possible d'effectuer quelques recommandations pour améliorer les bonnes pratiques de la restauration des tourbières perturbées par des routes. Certains aspects font appel à des étapes qui se sont très bien déroulées pour le projet actuel et qui sont considérées comme primordiales au retour des fonctions écosystémiques à long terme. Les recommandations de ce chapitre ont été écrites sur la base de résultats préliminaires et devraient être interprétées ainsi.

- Rétablir la connectivité avec le milieu adjacent. Dans notre situation, la connectivité avec le milieu adjacent était bonne pour les sections restaurées avec 20 cm et 50 cm de tourbe ajoutée puisque le niveau (et la microtopographie) était similaire sur le site restauré, dans la zone de transition et dans la tourbière adjacente (Annexe 3b). La connectivité avec le milieu adjacent aurait pu être améliorée, surtout pour les zones de transition autour de la section restaurée de 75 cm d'épaisseur de tourbe (Annexe 3). En bordure de cette section, la tourbe est compactée et forme une butte ferme. Pour améliorer la connectivité, la couche superficielle de cette butte aurait pu être retirée. Un essai a été effectué pour atteindre cet objectif, mais il y avait un risque trop élevé d'enlisement de la machinerie. Nous pensons que les canaux de circulation de l'eau, qui ont été aménagés dans la section restaurée avec une couche de tourbe de 75cm, ont pu améliorer la connectivité avec le milieu adjacent.
- Respecter la fenêtre idéale climatique (période de gel ou de dégel) pour effectuer les travaux de restauration. À la lumière des résultats de ce projet, la fenêtre climatique idéale de ce projet semble avoir été pendant le printemps, puisque les travaux menés pendant l'automne ont engendré un mélange entre la matière organique ajoutée et la matière minérale résiduelle de la route (pour les sections de 20 cm et 50 cm de tourbe, en octobre 2018). La fenêtre climatique idéale a été respectée pour la récolte des diaspores pour les sections de 20 cm et 50 cm de tourbe qui a eu lieu en mars 2019, ce qui a permis une reprise efficace de la végétation sur le site donneur de végétation (Annexe 9).
- Minimiser le délai entre les étapes de la restauration, surtout entre le reprofilage du substrat et l'introduction des diaspores afin de réduire le risque de colonisation du substrat nu par des espèces indésirables.

- Minimiser le temps de stockage de la tourbe, entre sa récolte et son introduction sur le site restauré, pour limiter la dispersion de graines de plantes indésirables. Effectuer des tests de germination du paillis et de la tourbe stockée pour éviter l'épandage de matière envahie par des plantes indésirables.
- Trouver une alternative à la tourbe stockée comme substrat organique, par exemple, tester l'utilisation de la tourbe compactée sous la route comme substrat organique. Pour réussir à récolter la tourbe sous-jacente, l'épaisseur de la matière minérale de la route devrait être minimale pour limiter les contraintes reliées à la gestion d'une grande quantité de matière minérale.
- Continuer le suivi post-restauration, c'est-à-dire, mener des inventaires de végétation à long terme pour évaluer le succès de la restauration cinq, dix et quinze ans post-restauration.

Conclusion

Les tourbières sont des écosystèmes qui font partie intégrante du paysage de la forêt boréale canadienne. Les tourbières se distinguent des autres milieux humides par leur sol organique, mais aussi par les services écosystémiques qu'elles nous fournissent. Notamment, les plantes des tourbières captent, fixent et séquestrent le CO₂ de l'atmosphère. Les tourbières jouent ainsi un rôle de puits de carbone qui pourrait intervenir dans l'atténuation des changements climatiques. Les activités humaines ont plusieurs impacts sur les tourbières. Les industries (pétrolière et forestière) ont créé des perturbations linéaires sur les tourbières dans le nord de l'Alberta. Des perturbations linéaires, dont les lignes sismiques et les routes, sont nécessaires pour l'exploration, et pour le transport de la matière, ainsi que pour l'accès aux différentes infrastructures des industries. La restauration des tourbières perturbées par des routes d'accès est indispensable puisque la végétation typique de tourbière ne peut pas s'établir spontanément sur une route d'accès faite de matière minérale. Les objectifs du projet étaient de procéder au retrait de la couche superficielle de matière minérale de la route, d'instaurer un substrat organique par-dessus la matière minérale résiduelle de la route pour favoriser l'établissement des communautés végétales typiques des tourbières. Les étapes de la restauration ont été grandement inspirées de la MTCM. Trois épaisseurs de tourbe ajoutée ont été testées pour vérifier la nécessité d'ajouter plus ou moins de matière organique dans le but de réduire les coûts, mais aussi de réduire les perturbations sur le site donneur de tourbe. La nécessité d'ajouter du fertilisant pendant la restauration a aussi été testée en ne fertilisant qu'une section sur deux.

Cette étude démontre l'importance d'ajouter une épaisse couche de matière organique au-dessus de la matière minérale résiduelle de la route pour établir l'acidité et la teneur élevée d'humidité relative du site restauré. Les caractéristiques physicochimiques de toutes les sections du site restauré comme le pH en-dessous de 6.0 et l'humidité relative du sol au-dessus de 60% sont propices pour l'établissement de communautés végétales typiques des tourbières. Les sections avec une épaisseur de tourbe de 20 cm et de 50 cm ont une communauté végétale distincte de la section dont l'épaisseur de tourbe atteint 75 cm, ce qui pourrait être causé par les méthodes employées pour la récolte et l'épandage des diaspores, par un asynchronisme entre les étapes de restauration, par le mélange de la tourbe avec le matériel minéral résiduel de la route pour les sections avec une mince couche de tourbe ajoutée et par une période de stockage de la tourbe différente. Pour la section de 75 cm de tourbe, si les conditions physicochimiques actuelles perdurent dans le temps, des plantes typiques de tourbières telles que les mousses pourraient en bénéficier et pourraient éventuellement être favorisées au détriment des espèces indésirables. Avec sa tolérance à un vaste éventail de conditions, *Trifolium hybridum* pourrait menacer l'établissement des espèces typiques de tourbière sur les sections de 20 cm et de 50 cm de tourbe. Un suivi à moyen terme et à long terme est nécessaire dans le but d'observer un changement dans les communautés végétales qui permettra d'établir la trajectoire du site restauré. Les principales recommandations

qui découlent de ce projet sont de procéder à la restauration d'un site au printemps, d'introduire une couche de tourbe épaisse au-dessus d'une couche de matériel minéral résiduel, de réduire le mélange de la tourbe ajoutée au matériel minéral résiduel de la route, de veiller à introduire les diaspores aussitôt que le reprofilage du substrat organique est terminé et de réduire la durée du stockage de la tourbe au maximum lorsque la tourbe se trouve à un emplacement près d'espèces rudérales.

Ce projet démontre l'importance des bonnes pratiques dans la restauration des tourbières. Chaque projet de restauration doit impérativement évaluer l'écosystème naturel local ou régional, les caractéristiques hydrologiques du site, les contraintes spécifiques à la restauration (i.e. disponibilité de ressources, proximité aux sites donneurs, etc.) afin d'arrimer la restauration aux particularités du site. Quelques recommandations ont été émises avec les constats effectués sur notre site d'étude et devraient être considérées pour la réalisation de projets futurs. Chaque restauration est unique et cette pratique devrait demeurer pour optimiser les résultats en fonction des conditions particulières du site. Il est pertinent de partager les connaissances à propos de la restauration sans omettre les échecs ou les difficultés de restauration au profit des succès. Les échecs méritent d'être partagés afin de ne pas reproduire les mêmes erreurs systématiquement, surtout dans un contexte où la restauration est très dispendieuse (temps, argent, ressources matérielles et humaines, etc.). En outre, les résultats ne sont pas immédiatement visibles à la suite de la restauration. En effet, il peut s'écouler quelques années (huit à quinze ans) avant de constater le retour des services écosystémiques (Nugent *et al.*, 2018; Lemmer *et al.*, 2020).

Bien que la restauration soit nécessaire pour le retour des fonctions écosystémiques à la suite d'une perturbation linéaire qui n'est plus en fonction, il serait impératif de procéder à la construction des routes en considérant la restauration qui sera inévitable dans certains cas. À cette fin, la construction de nouvelles routes d'accès doit considérer des matériaux ou des techniques qui pourraient réduire le temps qui devra être consacré à la restauration de l'écosystème perturbé (Partington *et al.*, 2016).

Bibliographie

- Aerts, R., Wallén, B., Malmer, N. & De Caluwe, H. (2001). Nutritional constraints on Sphagnum-growth and potential decay in northern peatlands. *Journal of Ecology*, 89, 292–299.
- Alberta Biodiversity Monitoring Institute. (2021, 16 mars). The status of human footprint in Alberta, Natural regions: Boreal Forest. <https://www.abmi.ca/home/reports/2020/human-footprint/details.html?id=8>
- Alberta Energy Regulator. (2020). Alberta energy outlook: Executive Summary (Publication no ST98: 2020). <http://www1.aer.ca/st98/2020/data/executive-summary/ST98-2020-Executive-Summary.pdf>
- Aminot, A., & Kérouel, R. (2004). *Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses*. Éd. Ifremer (p. 74-78)
- Andersen, R., Rochefort, L., & Landry, J. (2011). La chimie des tourbières du Québec : une synthèse de 30 années de données. *Le Naturaliste canadien*, 135(1), 5-14.
- Andrews, A. (1990). Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A review. *Australian Zoologist*, 26(364), 130-141.
- Asman, W. A. H., Sutton, M. A., & Schjørring, J. K. (1998). Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *The New Phytologist*, 139(1), 27–48.
- ASTM International. (2021, April 2nd). Standard Specification for Reagent Water:<https://www.astm.org/DATABASE.CART/HISTORICAL/D1193-99E1.htm>
- Ayotte, G. (1994). *Glossaire de botanique: autoformation*. Éditions MultiMondes.
- Ayotte, G., & Rochefort, L. (2019). Les sphaignes de l'est du Canada : clé d'identification visuelle et cartes de répartition. JFD éditions.
- Bazoge, A., Lachance, D. & Villeneuve, C. (2014). Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'écologie et de la conservation et Direction des politiques de l'eau. <http://www.jrenvironnement.com/documents/identification-delimitation-milieux-humides.pdf>
- Boelter, D. H. (1968, 18-23 août). Important Physical Properties of Peat Materials [Compte rendu]. Troisième Congrès International d'étude de la tourbe, Québec, Canada. https://www.nrs.fs.fed.us/pubs/jrnl/1968/nc_1968_boelter_001.pdf
- Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., & Stoneman, R. (2016). Peatland restoration and ecosystem services: an introduction. *Peatland Restoration and Ecosystem Services: Science, Policy and Practice*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1-16.
- Boudreau, S. & Rochefort, L. (1999). Établissement de sphaignes réintroduites sous diverses communautés végétales recolonisant les tourbières après l'exploitation. *Écologie*, 30: 53-62.
- Bourgeois, B., Hugron, S., & Poulin, M. (2012). Establishing a moss cover inhibits the germination of *Typha latifolia*, an invasive species, in restored peatlands. *Aquatic Botany*, 100, 76–79. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.03.010>
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Ka'eo Duarte, T. & Mooney, H. A. (2007). The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32 (1), 67–98.

- Brouillet, L., F. Coursol, S.J. Meades, M. Favreau, M. Anions, P. Bélisle & Desmet, P. (2010+). VASCAN, the Database of Vascular Plants of Canada. <http://data.canadensys.net/vascan/> (consulted on 2021, March 15). *Database of Vascular Plants of Canada (VASCAN)*. <https://data.canadensys.net/vascan/search?lang=en>
- Bu, Z., Chen, X., Rydin, H., Wang, S., Ma, J. & Zeng, J. (2013). Performance of four mosses in a reciprocal transplant experiment: implications for peatland succession in NE China. *Journal of Bryology*, 35(3), 220-227.
- Campeau, S. & Rochefort, L. (1996). *Sphagnum* regeneration on bare peat surfaces: field and greenhouse experiments. *J. Appl. Ecol.* 33: 599–608.
- Chapin, F. S., & Chapin, M. C. (1980). Revegetation of an arctic disturbed site by native tundra species. *Journal of Applied Ecology*, 17(2), 449–456.
- Chirino, C., Campeau, S., & Rochefort, L. (2006). Sphagnum establishment on bare peat: the importance of climatic variability and sphagnum species richness. *Applied Vegetation Science*, 9(2), 285–294.
- Clymo, R. S. & Hayward, P. M. (1982). The ecology of Sphagnum. Dans J. E. Smith, *Bryophyte ecology* (p. 229-289). Chapman and Hall.
- Clymo, R. S. (1963). Ion exchange in sphagnum and its relation to bog ecology. *Annals of Botany*, 27(2), 309–324.
- Clymo, R. S. (1983). Peat. Dans A. J. P. Gore. *Ecosystems of the World 4 A Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor General studies*. Elsevier Scientific publishing Compagny.
- Clymo, R. S. (1984). The limits to peat bog growth. *Philosophical Transactions of the Royal Society Series B*, 303(1117), 605–654.
- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15(5), 396–406.
- Comité de coordination des services agricoles canadiens. Groupe de travail sur la classification des sols, Conseil national de recherches du Canada, Canada. Agriculture et agroalimentaire Canada. Direction générale de la recherche, & Conseil national de recherches du Canada. (2002). *Le système canadien de classification des sols* (3e éd., 2002, Ser. Publication, 1646). CNRC-NRC, Presses scientifiques du CNRC.
- Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ). (1988b). Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux : Mise en solution de tissus végétaux (AGDEX 533, Méthode FO-1).
- Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ). (1988c). Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux : Détermination des minéraux et oligo-éléments par la méthode Mehlich (AGDEX 533, Méthode ME-1).
- Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ). (1988d). Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux : Phosphore assimilable (BRAY-2) (AGDEX 533, Méthode Bray-P2).
- Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ). (1988e). Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux : Bore soluble à l'eau chaude (méthode carmine) (AGDEX 533, Méthode BO-1).
- Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ). (1988a). Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux : Détermination de la matière organique par incinération (AGDEX 533, Méthode MA-2).

- Costanza R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S. & Kerry Turner, R. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158.
- Costanza, R., d' Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Suttonkk, P. & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253.
- Daily, G. C. (1997). Services: Societal dependence on natural ecosystems. Island Press.
- Davies, G. M., & Gray, A. (2015). Don't let spurious accusations of pseudoreplication limit our ability to learn from natural experiments (and other messy kinds of ecological monitoring). *Ecology and Evolution*, 5(22), 5295–5304. <https://doi.org/10.1002/ece3.1782>
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408.
- Dieleman, C. M., Branfireun, B. A., McLaughlin, J. W. & Lindo, Z. (2016). Enhanced carbon release under future climate conditions in a peatland mesocosm experiment: the role of phenolic compounds. *Plant Soil*, 400, 81-91
- Dubé, C., Pellerin, S. & Poulin, M. (2011). Do power line rights-of-way facilitate the spread of non-peatland and invasive plants in bogs and fens? *Botany*, 89(2), 91–103.
- Engering, A., Davidson, S. J., Xu, B., Bird, M., Rochefort, L., & Strack, M. (2022). Restoration of a boreal peatland impacted by an in-situ oil sands well-pad 2: Greenhouse gas exchange dynamics. *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1111/rec.13508>
- Environment and Parks. (2015). Reclamation criteria for wellsites and associated facilities for peatlands (Publication no AEP, Land Policy, 2015, no. 6). <https://open.alberta.ca/dataset/d7bb827e-2212-4a44-ab70-224800afae2a/resource/946827c8-193e-434a-a5a6-6125edcf8e7f/download/reclamationcriteriaplants-mar2017.pdf>
- Environment and Sustainable Resource Development (ESRD). (2013). Alberta wetland policy. Alberta Government. <https://open.alberta.ca/dataset/5250f98b-2e1e-43e7-947f-62c14747e3b3/resource/43677a60-3503-4509-acfd-6918e8b8ec0a/download/6249018-2013-alberta-wetland-policy-2013-09.pdf>
- Environment and Sustainable Resource Development (ESRD). (2015). *Alberta Wetland Classification System Guide* (Publication no 3). <https://open.alberta.ca/dataset/92fbfb5-62e1-49c7-aa13-8970a099f97d/resource/1e4372ca-b99c-4990-b4f5-dbac23424e3a/download/2015-alberta-wetland-classification-system-june-01-2015.pdf>
- Esser, L. L. (1993). *Phleum pratense*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Available: <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/graminoid/phlprall.html> [2022, May 7].
- Farber, S. C., Costanza, R., & Wilson, M. A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3), 375–392.
- Favorite, J. (2022). USDA, NRCS, National Plant Data Center Baton Rouge, Louisiana. Edited: 10jan02 jsp https://plants.usda.gov/DocumentLibrary/plantguide/pdf/pg_sccy.pdf

- Ferrell, G.M., Strickland, A. G. & Spruill, T. B. (2007). Effects of canals and roads on hydrologic conditions and health of Atlantic White Cedar at Emily and Richardson Preyer Buckridge Coastal Reserve, North Carolina, 2003-2006 (Publication no 2007-5163). US Geological Survey Scientific Investigations Report. https://pubs.usgs.gov/sir/2007/5163/pdf/SIR2007-5163_text-appendices.pdf
- Findlay, C. S., & Bourdages, J. (2000). Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. *Conservation Biology*, 14(1), 86–94.
- Findlay, C. S., & Houlahan, J. (1997). Anthropogenic correlates of species richness in southeastern ontario wetlands. *Conservation Biology*, 11(4), 1000–1009.
- Fleenor, R. (2016). *Plant Guide for fireweed (Chamerion angustifolium)*. USDA-Natural Resources Conservation Service. https://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_chan9.pdf
- Forman, R.T.T. & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 29(1), 207-231.
- Fryer, J. L. (2008). *Aulacomnium palustre*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Available: <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/bryophyte/aulpal/all.html> [2022, May 7].
- Gardner, B.L, Chapin F.S., III, & Shaver, G.R. 1986. Reproduction of *Eriophorum vaginatum* by seed in Alaskan tussock tundra. *J. Ecol.*, 74, 1–18.
- Gauthier, M.-E., Rochefort, L., Nadeau, L., Hugron, S., & Xu, B. (2018b). Testing the moss layer transfer technique on mineral well pads constructed in peatlands. *Wetlands Ecology and Management*, 26(4), 475–487. <https://doi.org/10.1007/s11273-017-9532-4>
- Gauthier, R. (2001). Les sphaignes. Dans Payette, G. & Rochefort, L. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (p. 91-127). Les Presses de l'Université Laval.
- Gauthier, T.-L. J., McCarter, C. P. R., & Price, J. S. (2018a). The effect of compression on sphagnum hydrophysical properties: implications for increasing hydrological connectivity in restored cutover peatlands: the effect of compression on sphagnum hydrophysical properties. *Ecohydrology*, 11(8), 2020. <https://doi.org/10.1002/eco.2020>
- Gillet, F., Borcard, D., & Legendre, P. (2016). Cleanplot.PCA.R. In Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P., Numerical ecology with R, (2nd ed.). Springer.
- González, E. & Rochefort, L. (2014). Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering*, 68, 279–290.
- González, E., & Rochefort, L. (2019). Declaring success in Sphagnum peatland restoration: Identifying outcomes from readily measurable vegetation descriptors. *Mires and Peat*, 24(19), 1-16.
- Gonzalez, E., Rochefort, L., Boudreau, S., Hugron, S., & Poulin, M. (2013). Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? a case study with peatlands. *Ecological Indicators*, 32, 232–238. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.019>
- Gorham, E. & Janssens, J. A. (1992). Concepts of fen and bog re-examined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters. *Acta Societas Botanicorum Poloniae*, 61(1), 7-20.
- Gorham, E. & Rochefort, L. (2003). Peatland Restoration: A brief assessment with special reference to *Sphagnum* bogs. *Wetlands Ecology and Management*, 11(1-2), 109–19.

- Gorham, E. (1991). Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1, 182–195.
- Government of Canada. (2020a, May 31). Canadian Climate Normals 1981-2010 Station Data: Fort McMurray A Station at 56° 39' N, 111° 13'W. https://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_e.html?searchType=stnProv&lstProvince=AB&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&stnID=2519&dispBack=0
- Government of Canada. (2020b, May 31). Daily data report: Fort McMurray A. https://climate.weather.gc.ca/climate_data/daily_data_e.html?hlyRange=2011-10-17%7C2020-02-08&dlyRange=2011-10-20%7C2020-02-07&mlyRange=%7C&StationID=49490&Prov=AB&urlExtension=_e.html&searchType=stnProv&optLimit=specDate&StartYear=1840&EndYear=2020&selRowPerPage=25&Line=101&lstProvince=AB&timeframe=2&Day=1&Year=2020&Month=5
- Graf, M. D., & Rochefort, L. (2016). A conceptual framework for ecosystem restoration applied to industrial peatlands. Dans Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., & Stoneman, R. (eds.), *Peatland Restoration and Ecosystem Services: Science, Policy and Practice* (p. 192-212). Ecological Reviews of Cambridge University Press.
- Graf, M. D., Rochefort, L., & Poulin, M. (2008). Spontaneous revegetation of cutaway peatlands of North America. *Wetlands*, 28(1), 28–39. <https://doi.org/10.1672/06-136.1>
- Graham, J. A., Hartsock, J. A., Vitt, D. H., Wieder, R. K., & Gibson, J. J. (2015). Linkages between spatio-temporal patterns of environmental factors and distribution of plant assemblages across a boreal peatland complex. *Boreas*, 45(2), 207–219.
- Groeneveld, E. V. G., Massé, A., & Rochefort, L. (2007). Polytrichum strictum as a nurse-plant in peatland restoration. *Restoration Ecology*, 15(4), 709-719.
- Groupe de travail national sur les terres humides. (1997). *Système de classification des terres humides du Canada* (2^e éd.). Centre de recherche sur les terres humides, Warner, B. G. & C. D. A. Rubec (éd.).
- Groupe de travail sur la classification des sols. (2002). Le système canadien de classification des sols, 3^{ième} édition. Direction générale de la recherche, Ministère de l'Agriculture et de Agro-Alimentaire du Canada. Publication 1646. Ottawa (ON). 196 p.
- Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasic, G., Koebisch, F., & Couwenberg, J. (2020). Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications*, 11(1), 1–5. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15499-z>
- Haapaletho, T.O., Vasander, H., Jauhainen, S., Tahvanainen, T., & Kotiaho, J. S. (2011). The effects of peatland restoration on water-table depth, elemental concentrations, and vegetation: 10 years of changes. *Restoration Ecology*, 19, 587–598.
- Halsey, L. A., Vitt, D. H. & Gignac, L. D. (2000). Sphagnum-dominated peatlands in North America since the last glacial maximum: their occurrence and extent. *The Bryologist*, 103(2), 334–352.
- Halsey, L. A., Vitt, D. H. & Bauer, I. E. (1998). Peatland initiation during the holocene in continental western canada. *Climatic Change*, 40(2), 315–342.

- Hassel, K., Kyrkjeeide, M. O., Yousefi, N., Prestø, T., Stenøien, H. K., Shaw, J. A., & Flatberg, K. I. (2018). *Sphagnum divinum* (sp. nov.) and *S. medium* limpr. and their relationship to *S. magellanicum* brid. *Journal of Bryology*, 40(3), 197–222. <https://doi.org/10.1080/03736687.2018.1474424>
- Hayward, P. M., & Clymo, R. S. (1982). Profiles of water content and pore size in Sphagnum and peat, and their relation to peat bog ecology. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 215: 299–325.
- Howell, S. G., Clarke, A. D., Freitag, S., McNaughton, C. S., Kapustin, V., Brekovskikh, V., Jimenez, J.-L. & Cubison, M. J. (2014). An airborne assessment of atmospheric particulate emissions from the processing of Athabasca oil sands. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(10), 5073–87.
- Hugron, S., Poulin, M., & Rochefort, L. (2013). Organic matter amendment enhances establishment of reintroduced bryophytes and lichens in borrow pits located in boreal forest highlands. *Boreal Environment Research*, 18, 317-328. <http://www.borenv.net/BER/pdfs/ber18/ber18-317.pdf>
- Huotari, N., Tillman-Sutela, E., Kauppi, A., & Kubin, E. (2007). Fertilization ensures rapid formation of ground vegetation on cut-away peatlands. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(5), 874–883. <https://doi.org/10.1139/X06-292>
- Ingram, H. A. P. (1978). Soil layers in mires: function and terminology. *Journal of Soil Science*, 29(2), 224-227.
- James, A. R. C., & Stuart-Smith, A. K. (2000). Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *The Journal of Wildlife Management*, 64(1), 154–159.
- Jari Oksanen, F. Guillaume Blanchet, Michael Friendly, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Dan McGlinn, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens, Eduard Szoecs and Helene Wagner (2019). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Jauhainen, S., Laiho, R., & Vasander, H. (2002). Ecohydrological and vegetational changes in a restored bog and fen. *Annales Botanici Fennici*, 39, 185–199.
- Joosten, H. & Clarke, D. (2002). Wise use of mires and peatlands - Background and principles including a framework for decision-making, International Mire Conservation Group and International Peat Society. 304 p.
- Karofeld, E., Müür M, & Vellak, K. (2016). Factors affecting re-vegetation dynamics of experimentally restored extracted peatland in estonia. *Environmental Science and Pollution Research International*, 23(14), 13706–17. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5396-4>
- Karofeld, E., Müür, M., & Vellak, K. (2016). Factors affecting re-vegetation dynamics of experimentally restored extracted peatland in Estonia. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(14), 13706-13717.
- Kimmel, K. & Mander U. (2010). Ecosystem services of peatlands: implications for restoration. *Progress in Physical Geography*, 34(4), 491–514.
- Krug, F. J., Bergamin Filho, H., Zagatto, E. A. G., & Storgaard Jørgensen, S. (1977). Rapid determination of sulphate in natural waters and plant digests by continuous flow injection turbidimetry. *Analyst*, 102, 503-508.
- Lachance, D., G. Fortin et G. Dufour Tremblay. (2021). Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional – version décembre 2021, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction adjointe de la conservation des milieux humides, 70 p. + annexes, [En ligne], <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rives/guide-identif-dellimit-milieux-humides.pdf>.

- Lachat. (1992). QuikChem Method 10-107-06-2-B: Ammonia in surface water, wastewater [printed protocol]. Lachat Instruments.
- Lachat. (1993). QuikChem Method 12-107-04-1-F: Nitrate in 2M KCl soil extracts [printed protocol]. Lachat Instruments.
- Lachat. (1995). QuikChem Method 10-116-10-1-C: Determination of sulfate by flow injection analysis (turbidimetric method) [printed protocol]. Lachat Instruments.
- Lajoie, J. (2015). Le *Scirpus cyperinus* : Germination, établissement et compétition en contexte de restauration de fen [mémoire de maîtrise, Université Laval]. CorpusUL. <http://hdl.handle.net/20.500.11794/26376>
- Latham, A. D. M., Latham, M.C., Boyce, M. S., & Boutin, S. (2011). Movement responses by wolves to industrial linear features and their effect on woodland caribou in northeastern Alberta. *Ecological Applications*, 21(8), 2854-2865.
- Lavoie, C., Grosvernier, P., Girard, M. & Marcoux, K. (2003). Spontaneous revegetation of mined peatlands: an useful restoration tool? *Wetlands Ecology and Management*, 11, 97–107.
- Lavoie, C., St-Louis, A., & Lachance, D. (2005). Vegetation dynamics on an abandoned vacuum-mined peatland: Five years of monitoring. *Wetlands Ecology and Management*, 13, 621-633.
- Lemmer, M., Rochefort, L., & Strack, M. (2020). Greenhouse gas emissions dynamics in restored fens after in-situ oil sands well pad disturbances of Canadian boreal peatlands. *Frontiers in Earth Sciences*, 8, 1-21.
- Li, Y., & Vitt, D.H. (1994). The dynamics of moss establishment: temporal responses to nutrient gradients. *Bryologist*, 97(4): 357–364. doi:10.2307/3243900
- Luce, C. H. (2002). Hydrological processes and pathways affected by forest roads: what do we still need to learn? *Hydrological Processes*, 16(14), 2901–2904.
- Manukjanová, A., Štechová, T., & Ku_cera, J. (2014). Drought survival test of eight fen moss species. *Cryptogamie Bryol.* 35(4): 397–403. doi:10.7872/cryb.v35.iss4.2014.397
- McCarter, C. P. R., & Price, J. S. (2012). Ecohydrology of sphagnum moss hummocks: mechanisms of capitula water supply and simulated effects of evaporation. *Ecohydrology*, 7(1), 33–44.
- McKendrick, J. D. (1987). Plant succession on disturbed sites, north slope, Alaska, U.S.A. *Arctic and Alpine Research*, 19(4), 554–565.
- Messier, F. (2017). Évaluation de méthodes de lutte aux plantes envahissantes en tourbière: les cas de la quenouille et du roseau [mémoire de maîtrise, Université Laval]. CorpusUL. <http://hdl.handle.net/20.500.11794/27764>
- Michaud, R. & Allard, G. (2005). Les plantes fourragères pérennes. In Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), *Les plantes fourragères*. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ).
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1 (GF50.E264 2005). <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.766.aspx.pdf>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis*. World Resources Institute. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.358.aspx.pdf>
- Morris, P. J., Waddington, J. M., Benscoter, B. W. & Turetsky, M. R. (2011). Conceptual frameworks in peatland ecohydrology: looking beyond the two-layered (acrotelm-catotelm) model. *Ecohydrology*, 4(1), 1–11.

- Myerscough, P. J., & Whitehead, F. H. (1966). Comparative biology of *Tussilago farfara* L., *Chamaenerion angustifolium* (L.) scop., *Epilobium montanum* L. and *Epilobium adenocaulon* hausskn. i. general biology and germination. *The New Phytologist*, 65(2), 192–210.
- National Wetlands Working Group. (1997). The Canadian wetland classification system (2nd ed.). Warner, B. G. & C. D. A. Rubec. https://www.gret-perg.ulaval.ca/fileadmin/fichiers/fichiersGRET/pdf/Doc_generale/Wet%20lands.pdf
- Nielsen, J., Noble, B. & Hill, M. (2012). Wetland assessment and impact mitigation decision support framework for linear development projects: the Louis Riel Trail, Highway 11 North project, Saskatchewan, Canada. *Canadian Geographer*, 56(1), 117–139.
- Nugent, K. A., Strachan, I. B., Strack, M., Roulet, N. T., & Rochefort, L. (2018). Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to carbon sink. *Global Change Biology*, 24(12), 5751–5768. <https://doi.org/10.1111/gcb.14449>
- Nugent, K., Strachan, I. B., Roulet, N. T., Strack, M., Frolking, S., & Helbig, M. (2019). Prompt active restoration of peatlands substantially reduces climate impact. *Environmental Research Letters*, 14 (124030), 1-9. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab56e6>.
- Palmer, M. A., & Filoso, S. (2009). Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science*, 325(5940), 575–576.
- Partington, M., Gillies, C., Gingras, B., Smith, C. & Morissette, J. (2016). Resource roads and wetlands: a guide for planning, construction and maintenance. (Special Publication SP-530E). FPInnovations. <https://borealducks.ipages.co/resource-roads-and-wetlands-a-guide-for-planning-construction-and-maintenance/>
- Pasher, J., Seed, E. & Duffe, J. (2013). Development of boreal ecosystem anthropogenic disturbance layers for Canada based on 2008 to 2010 landsat imagery. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 39(1), 42–58.
- Peatland Ecology Restoration Group (PERG). (2019, May 5). *Protocole chimie de la tourbe, 2019* [printed protocol]. Université Laval.
- Pilon, J. K. (2015). Characterization of the physical and hydraulic properties of peat impacted by a temporary Access road [mémoire de maîtrise, University of Waterloo]. UWSpace. <http://hdl.handle.net/10012/9811>
- Plach, J. M., Wood, M. E., Macrae, M. L., Osko, T. J. & Petrone, R. M. (2017). Effect of a semi-permanent road on N, P, and CO₂ dynamics in a poor fen on the Western Boreal Plain, Canada. *Ecohydrology*, 10(7), 1–15.
- Poulin, M., Andersen, R., & Rochefort, L. (2012). A new approach for tracking vegetation change after restoration: a case study with peatlands. *Restoration Ecology*, 21, 363–371.
- Poulin, M., Rochefort, L., Quinty, F., & Lavoie, C. (2005). Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany*, 83, 539-557.
- Pouliot, K. (2018). Les routes minérales en tourbières à sphagnes : restauration par enfouissement [mémoire de maîtrise, Université Laval]. CorpusUL. <http://hdl.handle.net/20.500.11794/28316>
- Price, J. S. (1996). Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Quebec. *Hydrological Processes*, 10(10), 1263–1263.
- Price, J. S., & Whitehead, G. S. (2001). Developing hydrologic thresholds for *Sphagnum* recolonization on an abandoned cutover bog. *Wetlands*, 21(1), 32–40. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2001\)021\[0032:DHTFSR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2001)021[0032:DHTFSR]2.0.CO;2)

- Price, J. S., Heatwaite, A. L. & Baird, A. J. (2003). Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management*, 11, 65–83.
- Price, J., Rochefort, L., & Quinty, F. (1998). Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and sphagnum regeneration. *Ecological Engineering*, 10(4), 293–312. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00046-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00046-9)
- Purre, A. H., Ilomets, M., Truuus, L., Pajula, R., & Sepp, K. (2020). The effect of different treatments of moss layer transfer technique on plant functional types' biomass in revegetated milled peatlands. *Restoration Ecology*, 28(6), 1584–1595.
- Quinty, F., LeBlanc, M.-C., & Rochefort, L. (2020a). Guide de restauration des tourbières – Planification de la restauration. GRET, CSPMA et APTHQ. Québec, Québec. https://tourbehorticole.com/wp-content/uploads/2020/10/Guide_4.1_Planification_restoration_FR_Web-1.pdf
- Quinty, F., LeBlanc, M.-C., & Rochefort, L. (2020b). Guide de restauration des tourbières – Préparation du site et remouillage. GRET, CSPMA et APTHQ. Québec, Québec. https://tourbehorticole.com/wp-content/uploads/2020/10/Guide_4.2_Preparation_site_et_remouillage_FR_Web-2.pdf
- Quinty, F., LeBlanc, M.-C., & Rochefort, L. (2020c). Guide de restauration des tourbières – Épandage du matériel végétal, du paillis et du fertilisant. GRET, CSPMA et APTHQ. Québec, Québec. https://tourbehorticole.com/wp-content/uploads/2020/10/Guide_4.4_Epandage_Materiel_FR_Web-1.pdf
- Quinty, F., LeBlanc, M.-C., Rochefort, L. (2019). Guide de restauration des tourbières – Récolte du matériel végétal et gestion des sites donneurs. GRET, CSPMA et APTHQ. Québec, Québec. https://tourbehorticole.com/wp-content/uploads/2020/02/Guide_restoration_tourbi%C3%A8res_FR_web.pdf
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reeve, A. S., Siegel, D. I. & Glaser, P. H. (2000). Simulating vertical flow in large peatlands. *Journal of Hydrology*, 227(1–4), 207–217.
- Reid, N. B., & Naeth, M. A. (2005). Establishment of a vegetation cover on tundra kimberlite mine tailings: 2. a field study. *Restoration Ecology*, 13(4), 602–608.
- Robinson, C., Duinker, P. N., & Beazley, K. F. (2010). A conceptual framework for understanding assessing and mitigating ecological effects of forest roads. *Environmental Reviews*, 18(1), 61–86.
- Rochefort, L., & Lode, E. (2006). Restoration of degraded boreal peatlands. In R.K. Wieder & D.H. Vitt (eds.). *Boreal peatland ecosystems*. Springer-Verlag.
- Rochefort, L., Isselin-Nondedeu, F., Boudreau, S., & Poulin, M. (2013). Comparing survey methods for monitoring vegetation change through time in a restored peatland. *Wetlands Ecology and Management*, 21(1), 71–85. <https://doi.org/10.1007/s11273-012-9280-4>
- Rochefort, L., LeBlanc, M. C., Bérubé, V., Hugron, S., Boudreau, S., & Pouliot, R. (2016). Reintroduction of fen plant communities on a degraded minerotrophic peatland. *Botany*, 94(11), 1041–1051.
- Rochefort, L., Quinty, F., Campeau, S., Johnson, K., & Malterer, T. (2003). North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management*, 11, 3–20.

- Rochefort, L., Strack, M., Poulin, M., Price, J. S., Graf, M. D., Desrochers, A., Lavoie, C. (2012). Northern peatlands. In *Wetland Habitats of North America: Ecology and Conservation Concerns*. D. P. Batzer & A. H. Baldwin (eds.), University of California Press.
- Rooney, R. C., Bayley, S. E. & Schindler, D. W. (2012). Oil sands mining and reclamation cause massive loss of peatland and stored carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(13), 4933-4937.
- Salonen, V. (1990). Early plant succession in two abandoned cut-over peatland areas. *Holarctic Ecology*, 13(3), 217–223.
- Salonen, V. (1994). Revegetation of harvested peat surfaces in relation to substrate quality. *Journal of Vegetation Science*, 5(3), 403–408.
- Salonen, V., Penttinen, A. & Särkkä, A. (1992). Plant colonization of a bare peat surface: population changes and spatial patterns. *Journal of Vegetation Science*, 3(1), 113-118.
- Saraswati, S. & Strack, M. (2019). Road crossings increase methane emissions from adjacent peatland. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(11), 3588-3599.
- Saraswati, S., Parsons, C.T. & Strack, M. (2019). Access roads impact enzyme activities in boreal forested peatlands. *Science of the Total Environment*, 657(1), 1405-1415.
- Saraswati, S., Petrone, R.M., Rahman, M.M., McDermid, G.J., Xu, B. & Strack, M. (2020). Hydrological effects of resource-access road crossings on boreal forested peatlands. *Journal of Hydrology*, 584, 1-11.
- Shunina, A. (2015). Revegetation of Fen Peatlands Following Oil and Gas Extraction in Northern Alberta [mémoire de maîtrise, University of Alberta]. Era. https://era.library.ualberta.ca/items/80703678-0565-4cb4-8e02-28c9bcb70b05/view/7bb02fdc-1c8a-4d7e-857c-57943e3f2d56/Shunina_Anna_201501_Msc.pdf
- Siegel, D. I., & Glaser, P. H. (1987). Groundwater flow in a bog-fen complex, lost river peatland, northern minnesota. *Journal of Ecology*, 75(3), 743–754.
- Sithole, B. B. & Guy, R. D. (1985). Interactions of secondary amines with bentonite clay and humic materials in dilute aqueous systems. *Environment International*, 11(6), 499–504.
- Sjörs, H. (1950). On the Relation between Vegetation and Electrolytes in North Swedish Mire Waters. *Oikos*, 2(2), 241-258.
- Smith, L. C., MacDonald, G. M., Velichko, A. A., Beilman, D. W., Borisova, O. K., Frey, K. E., Kremenetski, K. V. & Sheng, Y. (2004). Siberian peatlands a net carbon sink and global methane source since the early Holocene. *Science*, 303(5656), 353–356.
- Smith, T. M. & Smith, R. L. (2012). Elements of ecology (8^e éd.). Pearson Benjamin Cummings.
- Sobze, J.-M. (2012). Wellsite clay pad removal and inversion – A peatland restoration pilot project. *Canadian Reclamation*, 1(12), 10-13
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (SER). (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International. https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf
- Sottocornola, M., Boudreau Stéphanie, & Rochefort, L. (2007). Peat bog restoration: effect of phosphorus on plant re-establishment. *Ecological Engineering*, 31(1), 29–40. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.05.001>

- St. John, L. & Ogle, D. (2008). *Plant guide for alsike clover (*Trifolium hybridum* L.)*. USDA-Natural Resources Conservation Service. https://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_trhy.pdf
- Strack, M., Softa, D., Bird, M., & Xu, B. (2018). Impact of winter roads on boreal peatland carbon exchange. *Global Change Biology*, 24(1), 212.
- Tarnocai, C., I.M. Kettles and B. Lacelle. (2011). Peatlands of Canada; Geological Survey of Canada, Open File 6561 (digital database); CD-ROM.
- Tesky, J. L. (1992). *Hordeum jubatum*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Available: <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/graminoid/horjub/all.html> [2022, May 7].
- Thompson, D.K. & Waddington, J. M. (2008). Sphagnum under pressure: towards an ecohydrological approach to examining Sphagnum productivity. *Ecohydrology*, 1(4), 299-308.
- Tilley, D., Ogle, D., & St. John, L. (2011). Plant guide for water sedge (*Carex aquatilis*). USDA- Natural Resources Conservation Service, Idaho Plant Materials Center. Aberdeen, ID.
- Timoney, K. P. (2003). The changing disturbance regime of the boreal forest of the Canadian Prairie Provinces. *The Forestry Chronicle*, 79(3), 502–516.
- Tuittila, E.-S., Rita, H., Vasander, H. & Laine, J. (2000). Vegetation patterns around *Eriophorum vaginatum* L. tussocks in a cut-away peatland in southern Finland. *Can. J. Bot.*, 78, 47-58.
- Turchenek, L. W. & Pigot, M. E. (1988). Peatland distribution in Alberta. [carte géographique]. Alberta Research Council. https://static.agr.aer.ca/files/document/MAP/Map_212.pdf
- Turchenek, L. W. (1990). *Present and potential effects of anthropogenic activities on water associated with peatlands in Alberta*. Environmental Research and Engineering Department, Alberta Research Council. <https://era.library.ualberta.ca/items/39fabda1-a380-4db6-89a8-91f34510e1d5/view/4b79b119-e422-45d2-a748-2b5ba2c659bc/RMD-2090-20April-201990.pdf>
- Turunen, J., Roulet, N. T., Moore, T. R., & Richard, P. J. H. (2004). Nitrogen deposition and increased carbon accumulation in ombrotrophic peatlands in eastern Canada. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(3). <https://doi.org/10.1029/2003GB002154>
- United States Department of Agriculture (USDA). (2021, March 4th). *Index of species information: Agrostis scabra*. <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/graminoid/agrsca/all.html>
- United States Geological Survey (USGS). (2021, 2021, March 15). Integrated Taxonomic Information System (ITIS). <https://www.itis.gov/>
- Urban, N. R. & Eisenreich, S. J. (1988). Nitrogen cycling in a forested Minnesota bog. *Canadian Journal of Botany*, 66, 435-449.
- Vitt, D. H. (1990). Growth and production dynamics of boreal mosses over climatic, chemical and topographic gradients. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 104(1-3), 35–59.
- Vitt, D. H. (2014). A key and review of bryophytes common in north american peatlands. *Evansia*, 31(4), 121–158. <https://doi.org/10.1639/079.031.0402>
- Vitt, D. H., Bayley, S. E. & Jin, T-L. (1995). Seasonal variation in water chemistry over a bog-rich fen gradient in Continental Western Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52, 587-606.
- Vitt, D. H., Wieder, R. K., Xu, B., Kaskie, M., & Koropchak, S. (2011). Peatland establishment on mineral soils: effects of water level, amendments, and species after two growing seasons. *Ecological Engineering*, 37(2), 354–363. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.029>

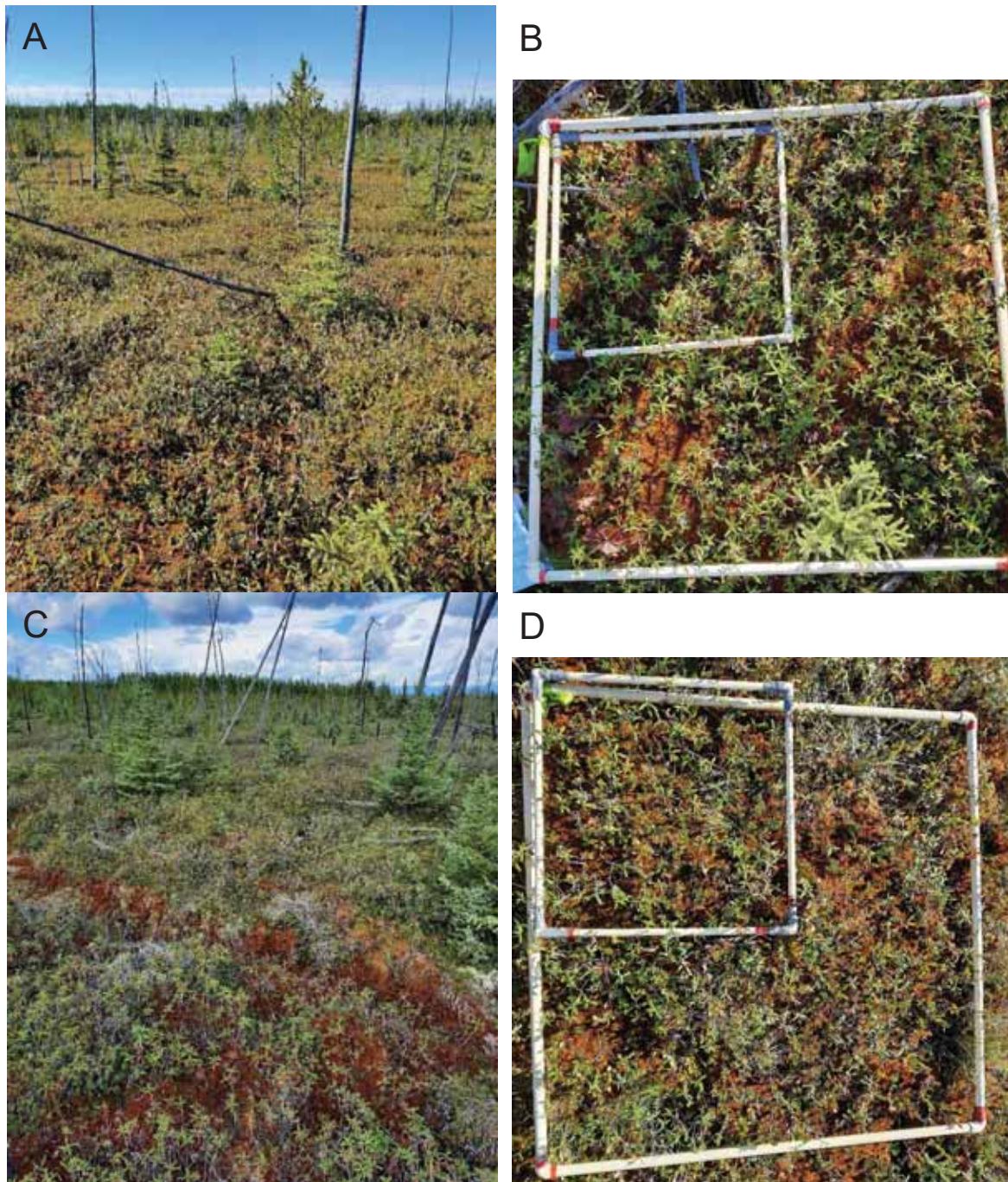
- Vitt, D.H. & Wieder, K. (2012). Reclamation of decommissioned oil and gas pads initially constructed in boreal peatlands. *Canadian Reclamation*, 2(12), 12-18.
- Wang, M., & Moore, T. R. (2014). Carbon, nitrogen, phosphorus, and potassium stoichiometry in an ombrotrophic peatland reflects plant functional type. *Ecosystems*, 17(4), 673–684.
- Wein, R. W., & MacLean, D. A. (1973). Cotton grass (*Eriophorum vaginatum*) germination requirements and colonizing potential in the Arctic. *Canadian Journal of Botany*, 51(12), 2509-2513.
- Wein, R.W. (1973). *Eriophorum vaginatum* L. *Journal of Ecology*, 61, 601–615.
- Wieder, R. K. & Vitt, D. H. (2006). Boreal peatland ecosystems. (R. K. Wieder & D. H. Vitt, Eds.) (Ser. Ecological studies, 188). Springer.
- Williamson, J., Rowe, E., Reed, D., Ruffino, L., Jones, P., Dolan, R., Buckingham, H., Norris, D., Astbury S. & Evans, C. D. (2017). Historical peat loss explains limited short-term response of drained blanket bogs to rewetting. *Journal of Environmental Management*, 188, 278-286.
- Wood, M. E., Macrae, M. L., Strack, M., Price, J. S., Osko, T. J., & Petrone, R. M. (2016). Spatial variation in nutrient dynamics among five different peatland types in the Alberta oil sands region. *Ecohydrology*, 9, 688–699.
- Xu, B., Rochefort, L., Bird, M., Khadka, B., & Strack, M. (2022). Restoration of boreal peatland impacted by an in-situ oil sands well-pad 1: Vegetation response. *Restoration Ecology*, 30(3), 1-12.
- Xu, J., Morris, P. J., Liu, J., & Holden, J. (2018). Peatmap: refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. *Catena*, 160, 134–140.
- Yu, Z., Beilman, D. W., Frolking, S., MacDonald, G. M., Roulet, N. T., Camill, P. & Charman, D. J. (2011). Peatlands and their role in the global carbon cycle. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 92(12), 97–98.
- Zoltai, S. C. & Pollett, F. C. (1983). Wetlands in Canada: their classification, distribution and use. Dans A. J. P. Gore. *Ecosystems of the World 4 B Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor Regional Studies*. Elsevier Scientific Publishing Company.
- Zoltai, S. C., & Vitt, D. H. (1995). Canadian wetlands: environmental gradients and classification. *Vegetatio*, 118(1-2), 131–137.

Annexe 1. Conditions météorologiques.

Annexe 1. Monthly average air temperatures and cumulative precipitation amounts from 2018 to 2020 and from climate normal (1981 to 2010) at weather station Fort McMurray A, Alberta. Standard deviations in parenthesis, M = missing and ^ = incomplete data.

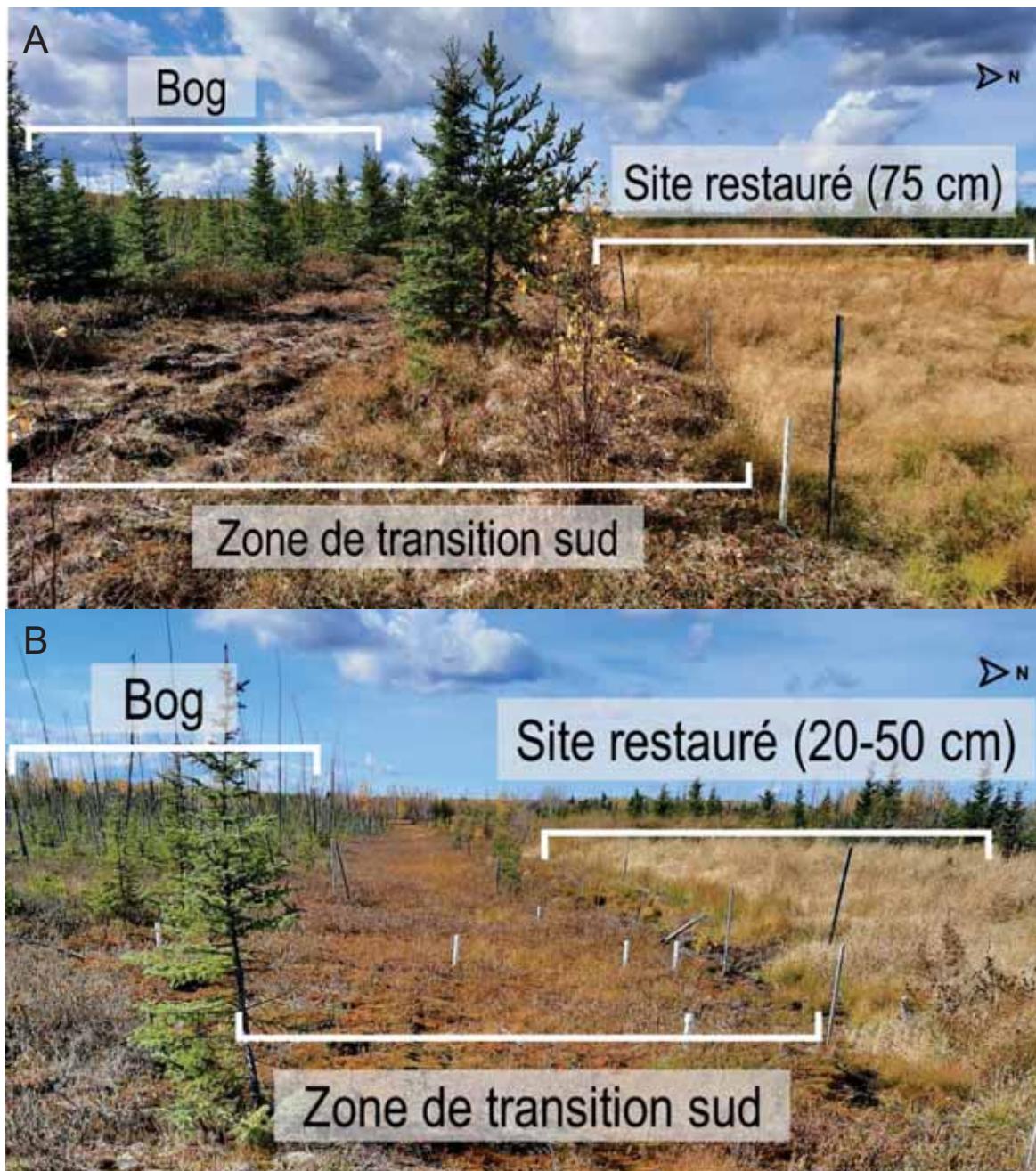
Month	1981-2010	2018	2019	2020
Air Temperature (°C)				
January	-17.4 (5.2)	-17.1	-17.5	-16.5
February	-13.3 (4.4)	-15.8	-22.9	-12.1
March	-6.2 (3.8)	-7.5	-3.2	-10.8^
April	3.3 (2.3)	-0.3	3.4	-1.1
May	9.9 (1.8)	14.0	9.4	9.5
June	14.6 (1.0)	17.0	14.8	14.8
July	17.1 (1.0)	17.7	16.6	17.6
August	15.4 (1.8)	16.5	14.2	16.4
September	9.5 (1.5)	^4.7	10.5	9.8^
October	2.3 (1.9)	^1.4	1.7	-0.4
November	-8.6 (4.1)	^-8.8	-7.0	-8.4
December	-15.1 (4.5)	-12.0	-13.7	-10.1
Year Average	1.0 (1.3)	-8.8	0.5	0.7
Growing Season Average	13.3	13.98	13.1	13.6
Precipitation (mm)				
January	17.7	7.3	5.0	20.8
February	13.2	0.0	2.6	12.3
March	16.7	4.3	5.3	1.4^
April	21.4	0.0	10.8^	11.3^
May	36.5	4.5	5.9	36.2
June	73.3	80.1	111.5	127.6
July	80.7	125.5	88.8	111.5
August	57.1	21.7	89.8	113.7^
September	39.7	^24.3	21.0	47.0^
October	26.2	^0.8	31.8	50.6
November	19.9	^1.5	8.4	8.6
December	16.4	^1.7	2.5	23.8
Yearly total	418.6	^271.7	383.4	564.8
Growing Season	287.3	^256.1	317.0	436.0

Annexe 2. Photos de la tourbière adjacente.



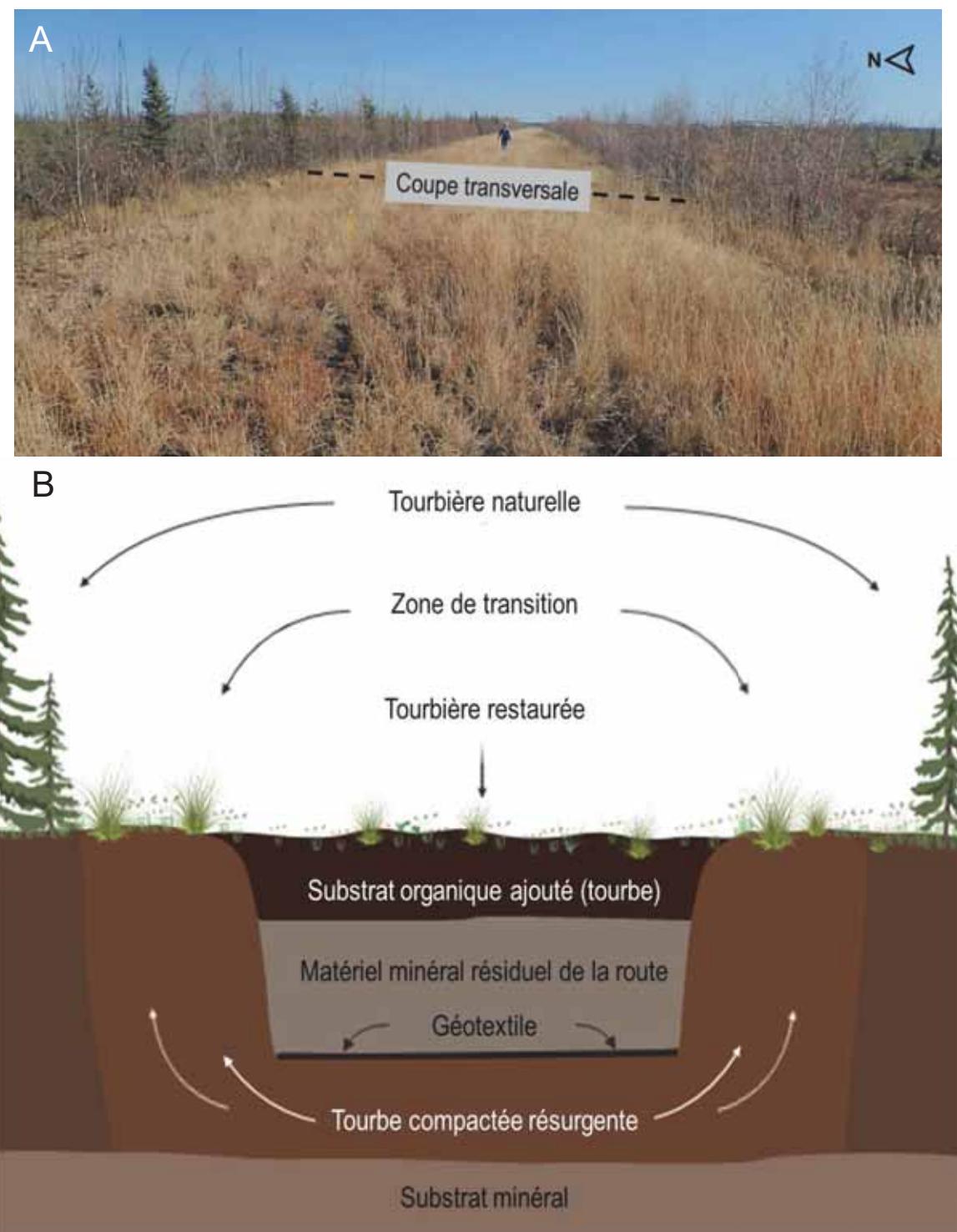
Annexe 2. Photos de la tourbière adjacente non-perturbée (a) photo de la tourbière adjacente au sud de l'ancienne route, (b) gros plan de la végétation de la tourbière au sud de l'ancienne route, (c) photo de la tourbière adjacente au nord de l'ancienne route et (d) gros plan de la végétation de la tourbière au nord de l'ancienne route.

Annexe 3. Zone de transition.

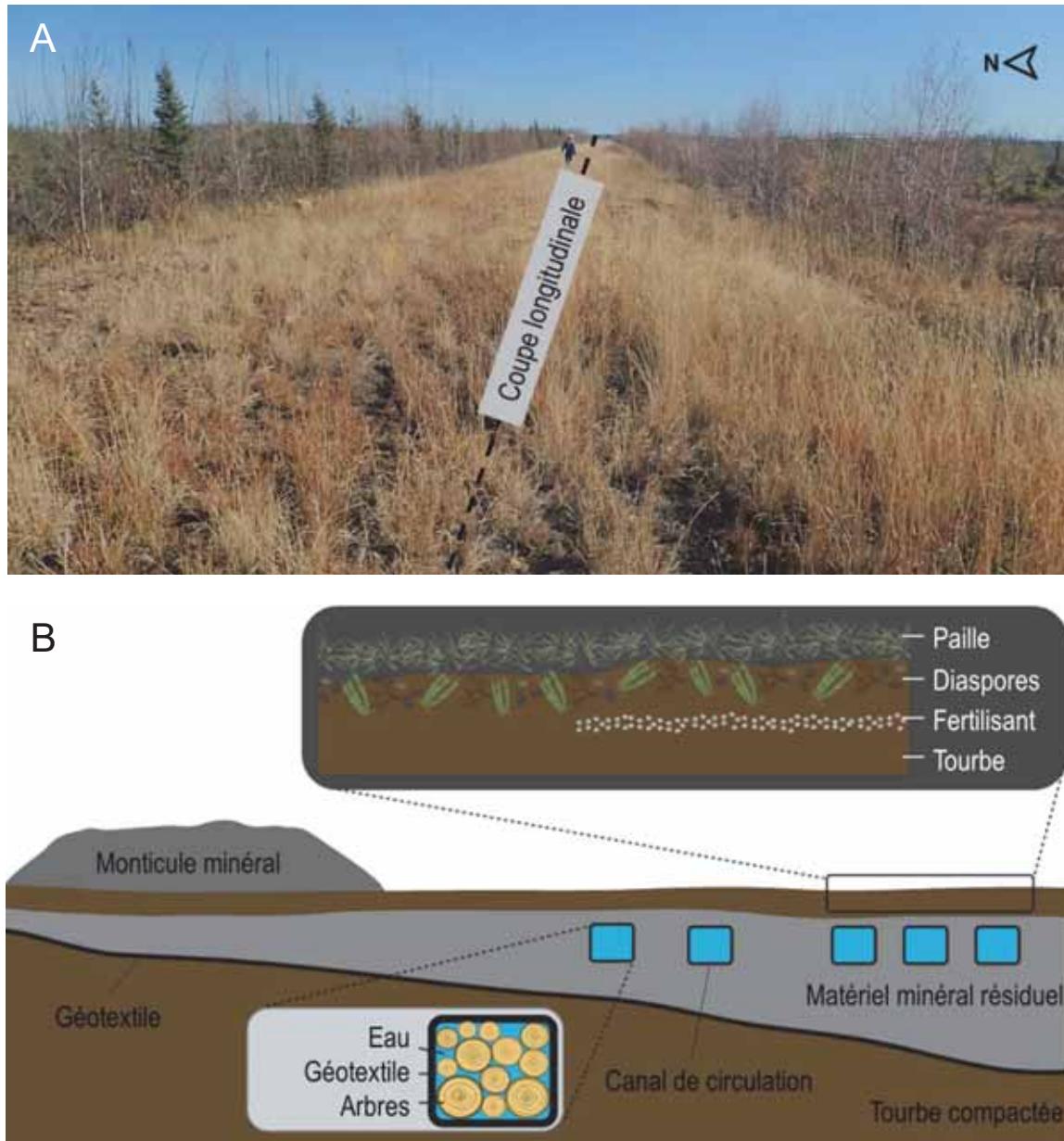


Annexe 3. Images de la zone de transition (a) photo de la zone de transition jouxtant le site restauré avec une couche de 75 cm de tourbe ajoutée deux saisons de croissance post-restauration où la surface de la zone de transition est bombée et (b) photo de la zone de transition jouxtant le site restauré avec des couches de 20 cm et de 50 cm de tourbe ajoutée deux saisons de croissance post-restauration où le niveau du sol de la zone de transition est similaire au niveau du site restauré et du bog adjacent (b).

Annexe 4. Schéma transversal du site d'étude.



Annexe 5. Schéma longitudinal du site d'étude.



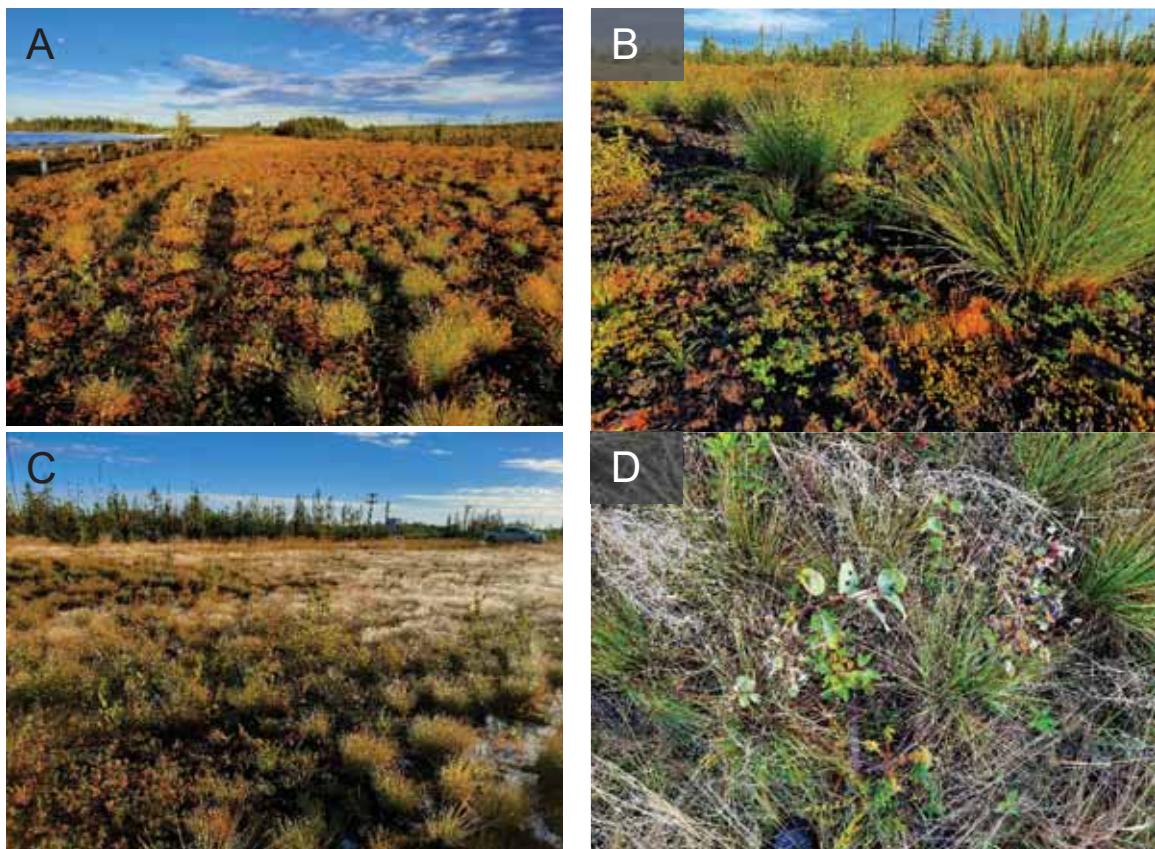
Annexe 5. Présentation du site d'étude (a) photo pré-restauration du site d'étude où la position d'une coupe longitudinale est indiquée et (b) schéma post-restauration en coupe longitudinale du site d'étude où les canaux de circulation de l'eau ont été construits lors de la restauration du site et où la tourbe, les diaspores, la paille et le fertilisant ont été ajoutés lors de la restauration du site d'étude. Le monticule minéral fait l'objet d'une autre étude et n'est pas discuté dans cette présente étude.

Annexe 6. Bassin créé en 2011 sur la portion est du site d'étude.



Annexe 6. Basin créé en 2011 (Shunina, 2015) à la suite d'un retrait partiel de la matière minérale de la route où la connectivité avec la tourbière adjacente n'a pas été rétablit. Ce basin se situe à l'est du site d'étude du projet de ce mémoire (a) prise de vue à partir de l'extrémité est lors de l'aménagement du bassin en 2011, (b) prise de vue à partir de l'extrémité est, lors du suivi en 2020. La deuxième photo (b) donne un aperçu de ce à quoi ressemblait la section de 75 cm de tourbe ajoutée avant sa restauration.

Annexe 7. Site donneur du substrat ajouté (tourbe) pour toutes les sections restaurées



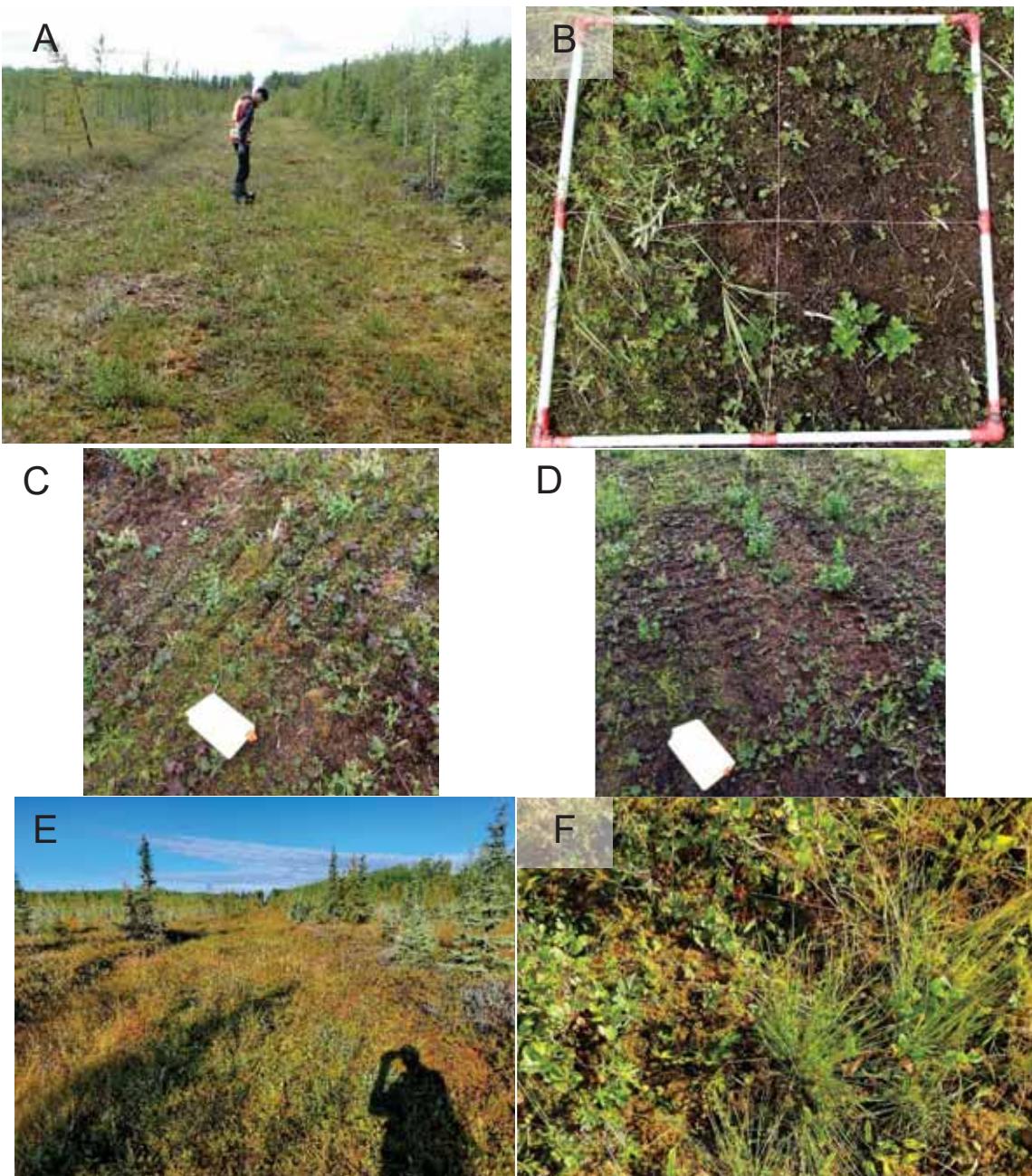
Annexe 7. Site donneur de tourbe (a) prise de vue à partir de la route vers le site où la tourbe a été récoltée on voit le pipeline adjacent à gauche de l'image, (b) gros plan de la végétation quatre ans à la suite de la récolte de la tourbe, (c) prise de vue vers la route à partir du site donneur où on voit la présence d'espèces indésirables près de la route qui se distinguent par leur apparence plus pâle et (d) gros plan de la végétation où on voit en plus pâle la présence de l'espèce *Agrostis scabra*.

Annexe 8. Site donneur de végétation (diaspores) pour la section restaurée avec une épaisse couche de tourbe (75 cm).



Annexe 8. Site de récolte de la végétation (diaspores) sur la zone de transition pour la section restaurée dont la couche de tourbe est de 75 cm d'épaisseur (a) travaux réalisés à l'aide d'une excavatrice (track hoe) lors de la récolte des diaspores, (b) épaisseur de la couche végétale récoltée avec le godet de la pelle excavatrice, où il y a un peu trop de tourbe (matériel non vivant) qui a été récolté et (c) gros plan de la végétation avant la récolte.

Annexe 9. Site donneur de végétation (diaspores) pour les sections restaurées avec une mince couche de tourbe (20 cm et de 50 cm).



Annexe 9. Site donneur de végétation pour les sections restaurées une saison de croissance à la suite de la récolte des diaspores (a) qui se situe sur une ligne sismique où les arbres ont été coupés il y a plusieurs années, (b) gros plan de la végétation une saison de croissance à la suite de la récolte des diaspores, (c & d) perturbations visibles du substrat une saison de croissance à la suite de la récolte des diaspores avec le godet à dents du «skid steer», (e) même site donneur de végétation pour les sections restaurées deux saisons de croissance à la suite de la récolte des diaspores et (f) gros plan de la végétation deux saisons de croissance à la suite de la récolte des diaspores.

Annexe 10. Data variables for multivariate analyses.

Annexe 10a. Table of the response variables. Only plant species was used as response variable for the PCA.

Code	Explication	Type of data
Plant species	Cover (%) for each species surveyed (see table XI for an exhaustive species list of the study site)	Quantitative data
Plant strata (or classification)	Total cover (%) by strata (or class)	Quantitative data
Bare peat	Bare peat cover (%)	Quantitative data
Straw mulch	Straw cover (%)	Quantitative data

Annexe 10b. Table of explicative variables. All chemistry variables were measured on peat samples. The chemistry results are available in Appendix 15.

Code	Explication	Type of data
pH	Soil pH	Quantitative data
EC	Electrical Conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Quantitative data
WC	Soil relative Water Content (%)	Quantitative data
OM	Organic Matter (%)	Quantitative data
Al	Aluminum (mg/kg)	Quantitative data
Fe	Iron (mg/kg)	Quantitative data
Ca	Calcium (mg/kg)	Quantitative data
Mg	Magnesium (mg/kg)	Quantitative data
SO_4^{2-}	Sulfate (mg/kg)	Quantitative data
Mn	Manganese (mg/kg)	Quantitative data
K	Potassium (mg/kg)	Quantitative data
Na	Sodium (mg/kg)	Quantitative data
N/NH_4^+	Nitrogen as ammonium (mg/kg)	Quantitative data
N/NO_3^-	Nitrogen as nitrate (mg/kg)	Quantitative data
$\text{P}/\text{PO}_4^{3-}$	Phosphorus as phosphate (mg/kg)	Quantitative data
Cu	Copper (mg/kg)	Quantitative data
Zn	Zinc (mg/kg)	Quantitative data
B	Boron (mg/kg)	Quantitative data
Cd	Cadmium (mg/kg)	Quantitative data
Pb	Lead (mg/kg)	Quantitative data
Salinity	Salinity	Quantitative data

Annexe 11. Plant species tables.

Appendix 11a. List of species for the study site. Scientific name and nomenclature for bryophytes, liverworts and lichen based on Integrated Taxonomic Information System (ITIS) (USGS, 2021). Scientific name and nomenclature Graminoids, Forbs and Pteridophytes, Shrubs and Trees based on Database of Vascular Plants of Canada (VASCAN) (Brouillet et al., 2010+). A column with letters corresponding to habitat type according to Alberta Wetland Classification System (AWCS) (ESRD, 2015), where bog species (B), fen species (F), marsh species (M) and shallow open water species (S) are specified. The two last columns are the location of occurrence for one year and two years post-restoration whether found in the adjacent undisturbed peatland (BOG), in the restored sections (RES), in the vegetation donor site for the thin peat thickness sections (DO20-50) or in the section where another research project occurred in 2011 (BASIN).

Code	Latin names	Nomenclature	AWCS	Occurrence	
				1 year post restoration (2019)	2 years post restoration (2020)
Bryophytes					
Aul_pal	<i>Aulacomnium palustre</i>	(Hedw.) Schwaegr. (Mitt.) Sull.	B, F, S	BOG, RES	BOG, RES, DO20-50
Bra_acu	<i>Brachythecium acutum</i>		-	-	RES, BASIN
Bry_pse	<i>Ptychosstromum pseudotriquetrum</i>	(Hedw.) J.R. Spence & H.P. Ramsay ex Holyoak & N. Pedersen	B, F, S	BOG, RES	BOG, RES, DO20-50
Cal_gig	<i>Calliergon giganteum</i>	(Schimp.) Kindb	F	-	BASIN
Cam_stet	<i>Campylium stellatum</i>	(Hedw.) C.E.O. Jensen	F	RES	BASIN
Dic_und	<i>Dicranum undulatum</i>	Schradd. ex Brid.	-	BOG, RES	BOG, RES
Dre_adu	<i>Drepanocladus aduncus</i>	(Hedw.) Warnst	F, M, S	-	RES, BASIN
Hamato	<i>Hamatocaulis sp.</i>	Hedenäs	F	-	BASIN
Myl_ano	<i>Mylia anomala</i>	(Hook.) Gray	-	BOG, RES	BOG, RES
Ple_sch	<i>Pleurozium schreberi</i>	(Willd. ex Brid.) Mitt.	B, F, S	BOG, RES	BOG
Poh_nut	<i>Pohlia nutans</i>	(Hedw.) Lindb.	B, F, S	BOG, RES	BOG, RES, BASIN
Pol_com	<i>Polytrichum commune</i>	Hedw.	B, F, S	BOG	-
Pol_sp	<i>Polytrichum sp.</i>	Hedw.	RES	-	-
Pol_str	<i>Polytrichum strictum</i>	Menzies ex Brid.	B, F, S	BOG, RES	BOG, RES, DO20-50
Sco_rev	<i>Scorpidium revolvens</i>	(Sw.) Rubers	-	-	BASIN
S.ang	<i>Sphagnum angustifolium</i>	(Warnst.) C.E.O. Jensen	B, F, S	BOG	-
S.cap	<i>Sphagnum capillifolium</i>	(Ehrh.) Hedw.	B, F, S	BOG	-
S.fal	<i>Sphagnum falax</i>	H. Klinggr.	B, F	BOG	-
S.fus	<i>Sphagnum fuscum</i>	(Schimp.) H. Klinggr.	B, F, S	BOG	-
S.mag	<i>Sphagnum divinum</i>	Flatberg & Hassel	B, F	BOG, RES	-
S.rus	<i>Sphagnum russowii</i>	Warnst.	F	BOG	-

Code	Latin names	Nomenclature	AWCS	1 year post restoration (2019)	Occurrence
S.sp	Sphagnum spp.	L.	-	RES	RES, DO20-50
S.squ	Sphagnum squarrosum	Crome	F, S	RES	-
Liverworts					
Myl_ano	Mylia anomala	(Hook.) Gray	B, F, S	BOG	BOG
Lichen					
Cla_mit	Cladonia spp.	Hill ex P. Browne	-	BOG	BOG
Graminoids					
Agr_sca	Agrostis scabra	Willdenow (Steudel) Fernald	F, M, S M	BOG, RES RES	RES, DO20-50, BASIN
Bec_syz	Beckmannia syzigachne	Linnaeus	-	RES	RES
Bromus sp.	Bromus sp.	(Michaux) Palisot de Beauvois	F, M, S F, M, S	-	RES
Cal_can	Calamagrostis canadensis	Wahlenberg	F, M, S (Person) Poiret	-	RES, BASIN
Car_aqu	Carex aquatilis	Carex brunneescens	B, F, M, S B, F, M, S	RES	BASIN
Car_bru	Carex brunnescens	Carex canescens	B, F, M, S	-	BASIN
Car_can	Carex canescens	Carex divisa	Stokes	-	RES
Car_div	Carex divisa	Carex sp.	Linnaeus	-	RES
Car_sp	Carex sp.	Carex trisperma	Dewey	B, F, M, S	BOG
Car_tri	Carex trisperma	Eleocharis palustris	(Linnaeus) Roemer & Schultes	M	RES
Ele_pal	Eleocharis palustris	Eriophorum vaginatum	Linnaeus	B, F, S	BOG, RES
Eri_vag	Eriophorum vaginatum	Hordeum jubatum	Linnaeus	M	RES
Hor_jub	Hordeum jubatum	Juncus effusus	Linnaeus	-	RES
Jun_eff	Juncus effusus	Juncus nodosus	Linnaeus	-	-
Jun_nod	Juncus nodosus	Juncus sp.	Linnaeus	-	BASIN
Juncus	Juncus sp.	Phleum pratense	Linnaeus	M	RES
Phl_pra	Phleum pratense	Poa palustris	Linnaeus	F, M, S	RES
Poa_pal	Poa palustris	Scirpus cyperinus	(Linnaeus) Kunth	M	RES
Sci_cyp	Scirpus cyperinus	Typha latifolia	Linnaeus	F, M	RES
Typ_lat	Typha latifolia	All other graminoids	-	-	RES, DO20-50, BASIN
Forbs and Pteridophytes					
Dro_rot	Drosera rotundifolia	Linnaeus	B, F, S	BOG, RES	RES, DO20-50
Epi_ang	Chamaenerion angustifolium subsp. angustifolium	(Linnaeus) Scopoli	F, M, S	BOG, RES	RES, DO20-50
Equ_sp	Equisetum sp.	Linnaeus	-	BOG, RES	RES, DO20-50, BASIN
Fra_sp	Fragaria virginiana	Miller	M	RES	RES

Code	Latin names	Nomenclature	AWCS	Occurrence	
				1 year post restoration (2019)	2 years post restoration (2020)
Leu_vul	<i>Leucanthemum vulgare</i>	Lamarck	-	RES	RES
Linum_sp	<i>Linum</i> sp.	Linnaeus	-	RES	-
Mai_tri	<i>Maianthemum trifolium</i>	(Linnaeus) Sloboda	B, F, M, S	BOG	BOG, DO20-50
MeL_alb	<i>Melilotus albus</i>	Medikus	-	RES	-
Mel_off	<i>Melilotus officinalis</i>	(Linnaeus) Lamarck	M	RES	-
Pla_maj	<i>Plantago major</i>	Linnaeus	-	RES	RES
Pol_avi	<i>Polygonum aviculare</i>	Linnaeus	-	RES	-
Ran_gme	<i>Ranunculus gmelinii</i>	B, F, M, S	-	RES	-
Rub_cha	<i>Rubus chamaemorus</i>	B, F, S	BOG, RES	BOG, DO20-50	RES, DO20-50
Trèfle	<i>Trifolium hybridum</i>	M	BOG, RES	BOG, RES	RES, DO20-50
Shrubs					
And_gia	<i>Andromeda polifolia</i> var. <i>latifolia</i>	Aiton	B, F, S	BOG, RES	-
Bet_gla	<i>Betula glandulosa</i>	Michaux	F	BOG	-
Bet_pum	<i>Betula pumila</i>	Linnaeus	B, F, S	BOG	-
Bet_sp	<i>Betula</i> sp.	Linnaeus	-	RES	RES, DO20-50
Cha_cal	<i>Chamaedaphne calyculata</i>	(Linnaeus) Moench	B, F	BOG, RES	RES, DO20-50, BOG
Kal_pol	<i>Kalmia polifolia</i>	Wangenheim	B, F, S	BOG, RES	RES, DO20-50
Rho_gro	<i>Rhododendron groenlandicum</i>	(Oeder) Kron & Judd	B, F, S	BOG	RES, DO20-50, BOG
Sal_sp	<i>Salix</i> sp.	Linnaeus	RES	RES	RES, BASIN
Vac_oxy	<i>Vaccinium oxyccocos</i>	Linnaeus	B, F, S	BOG, RES	RES, DO20-50, BOG
Vac_vit	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Linnaeus	B, F, M, S	BOG, RES	RES, DO20-50, BASIN
Trees					
Pic_mar	<i>Picea mariana</i>	(Miller) Britton, Sterns & Poggenburgh	B, F, S	BOG	BOG, DO20-50
Pin_ban	<i>Pinus banksiana</i>	Lambert	-	BOG	-

Appendix 11b. Mean cover (\bar{x}) of each plant species in relative percentage (%) of the total plant cover \pm standard error ($\pm SE$) within each section of the restored site (20F, 20NF, 50F, 50NF, 75F, 75NF), for the vegetation donor site of the 20–50 cm peat sections (D020–50), for the adjacent non-disturbed peatland (BOG) and for the road section of Shunina's (2015) research (BASIN). Vegetation surveys occurred in 2020, two growing seasons post-restoration for the restored site (20F-NF, 50F-NF, 75F-NF), and for the undisturbed adjacent peatland (BOG-South and BOG-North). The vegetation surveys were conducted in 2019, one growing season post-harvest for the vegetation donor site (D020–50). Vegetation surveys occurred in 2020, nine years post-restoration for the Shunina (2015) experiment. The second column refers to habitat type with letters corresponding to Alberta Wetland Classification System (AWCS) (ESRD, 2015), where bog (B), fen (F), marsh (M) and shallow open water species (S) are specified. The plus symbol (+) signifies the presence of a species when its cover is lower than 1% and the symbol (\emptyset) indicates when the species was not observed.

Site	Number of plots	AWCS classification	20F	20NF	50F	50NF	75F	75NF	D020-50	Bog-South	Bog-North	BASIN
			n = 40	n = 40	n = 12	n = 8	n = 20	n = 20	n = 5	n = 10	n = 10	n = 20
Species	Latin names		$\bar{x} \pm SE$									
Total cover (%)			67 ± 3	69 ± 3	82 ± 2	91 ± 1	91 ± 2	82 ± 3	78 ± 8	100 ± 0	100 ± 0	70 ± 5
Bryophytes												
Aulacomnium palustre	B, F, S	+	+	+	+	+	3 ± 1	4 ± 1	+	+	4 ± 2	∅
Brachythecium acutum	-	+	+	+	+	+	∅	∅	∅	∅	∅	15 ± 2
Calliergon giganteum	F	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	+
Campylium stellatum	F	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	+
Dicranum undulatum	-	+	+	∅	∅	∅	+	+	∅	∅	+	∅
Drepanocladus aduncus	F, M, S	+	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	6 ± 2
Hamatocaulis sp.	F	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	+
Mylia anomala	-	∅	∅	∅	∅	∅	∅	+	∅	∅	+	∅
Pleurozium schreberi	B, F, S	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	+	4 ± 2	∅

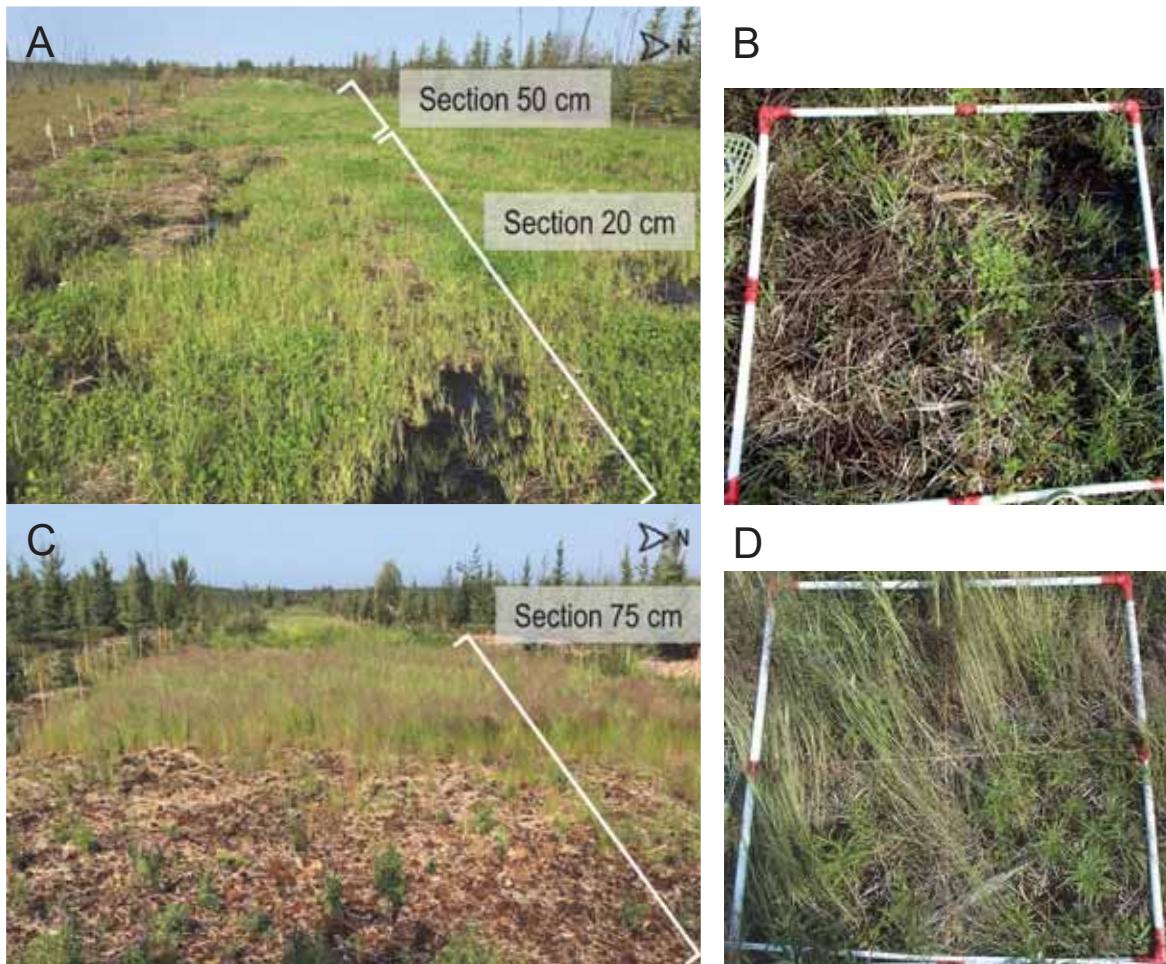
Site		20F	20NF	50F	50NF	75F	75NF	D020-50	BOG-South	BOG-North	BASIN
Number of plots	AWCS Classification	n = 40	n = 40	n = 12	n = 8	n = 20	n = 20	n = 5	n = 10	n = 10	n = 20
Species Latin names		$\bar{x} \pm SE$									
Pohlia nutans	B, F, S	1 ± 0	1 ± 0	2 ± 0	3 ± 1	5 ± 1	2 ± 1	∅	+	∅	2 ± 0
Polytrichum strictum	B, F, S	1 ± 0	1 ± 0	+	+	6 ± 1	4 ± 1	32 ± 6	2 ± 1	3 ± 1	∅
Phylostomum pseudotriquetrum	B, F, S	∅	+	∅	∅	∅	+	+	+	+	∅
Scorpidium revolutens	-	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	2 ± 1
Sphagnum spp.*	*	2 ± 1	4 ± 1	+	+	7 ± 1	7 ± 2	30 ± 8	37 ± 2	22 ± 4	∅
Lichen											
Cladonia sp.	-	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	+	4 ± 2	∅
Graminoids											
Agrostis scabra	F, M, S	24 ± 2	18 ± 2	19 ± 3	21 ± 3	37 ± 4	37 ± 4	+	∅	∅	+
Beckmannia syzigachne	M	2 ± 1	2 ± 1	8 ± 1	8 ± 2	∅	2 ± 1	∅	∅	∅	∅
Bromus sp.	-	∅	+	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅
Calamagrostis canadensis	F, M, S	+	+	∅	∅	1 ± 0	2 ± 1	∅	∅	∅	∅
Carex aquatilis	F, M, S	12 ± 2	16 ± 2	36 ± 6	19 ± 3	12 ± 3	9 ± 2	∅	∅	∅	5 ± 2
Carex canescens	B, F, M, S	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	+
Carex sp.	-	1 ± 1	2 ± 1	∅	∅	1 ± 1	1 ± 1	1 ± 1	∅	∅	5 ± 2
Eleocharis palustris	M	∅	∅	∅	∅	1 ± 1	2 ± 1	∅	∅	∅	∅

Site		20F	20NF	50F	50NF	75F	75NF	DO20-50	BOG-South	BOG-North	BASIN
Number of plots	n = 40	n = 40	n = 12	n = 8	n = 20	n = 20	n = 5	n = 10	n = 10	n = 20	
Species Latin names	AMCS Classification	$\bar{x} \pm SE$									
Eriophorum vaginatum	B, F, S	2 ± 1	2 ± 1	∅	1 ± 1	19 ± 4	17 ± 2	2 ± 1	6 ± 1	4 ± 2	∅
Hordeum jubatum	M	4 ± 0	2 ± 0	1 ± 1	1 ± 0	∅	+	∅	∅	∅	∅
Juncus nodosus	M	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	2 ± 1
Juncus sp.	-	+	+	∅	∅	+	∅	∅	∅	∅	∅
Phleum pratense	M	12 ± 1	10 ± 1	9 ± 1	13 ± 2	+	+	∅	∅	∅	∅
Scirpus cyperinus	M	3 ± 1	1 ± 0	∅	1 ± 0	2 ± 1	5 ± 2	∅	∅	∅	11 ± 2
Scirpus microcarpus	M	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	8 ± 2
Typha sp.	-	+	+	∅	∅	+	2 ± 1	∅	∅	∅	36 ± 4
Other graminoids	-	+	∅	∅	∅	1 ± 1	+	1 ± 1	∅	∅	3 ± 1
Forbs and pteridophytes											
Chamaenion angustifolium subsp. angustifolium	F, M, S	+	∅	+	∅	+	+	+	∅	∅	∅
Drosera rotundifolia	B, F, S	∅	+	∅	∅	1 ± 0	1 ± 0	1 ± 0	+	+	∅
Equisetum sp.	-	2 ± 0	1 ± 0	1 ± 0	2 ± 1	+	1 ± 1	+	∅	∅	4 ± 1
Fragaria virginiana	M	∅	∅	∅	∅	+	∅	∅	∅	∅	∅
Leucanthemum vulgare	-	+	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅
Malanthemum trifolium	B, F, M, S	∅	∅	∅	∅	∅	4 ± 2	2 ± 1	+	+	∅

Site		20F	20NF	50F	50NF	75F	75NF	DO20-50	BOG-South	BOG-North	BASIN
Number of plots	n = 40	n = 40	n = 12	n = 8	n = 20	n = 20	n = 5	n = 10	n = 10	n = 20	
Species Latin names	AMCS Classification	$\bar{x} \pm SE$									
Plantago major	-	∅	∅	∅	∅	+	∅	∅	∅	∅	∅
Ranunculus gmelinii	B, F, M, S	+	∅	+	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅
Rubus chamaemorus	B, F, S	∅	∅	∅	∅	+	+	10 ± 2	2 ± 1	3 ± 1	∅
Trifolium hybridum	M	32 ± 4	40 ± 4	24 ± 6	32 ± 6	1 ± 1	1 ± 1	1 ± 1	∅	∅	∅
Shrubs											
Betula sp.	-	+	∅	∅	∅	1 ± 0	+	2 ± 1	∅	∅	∅
Chamaedaphne calyculata	B, F	+	∅	∅	∅	1 ± 0	1 ± 0	2 ± 1	7 ± 2	2 ± 1	∅
Kalmia polifolia	B, F, S	∅	+	∅	∅	+	∅	3 ± 1	∅	∅	∅
Rhododendron groenlandicum	B, F, S	+	+	∅	∅	+	+	4 ± 1	29 ± 2	31 ± 2	∅
Salix sp.	-	∅	∅	∅	1 ± 1	1 ± 1	2 ± 1	3 ± 1	∅	∅	+
Vaccinium oxyccocos	B, F, S	+	∅	∅	∅	+	+	1 ± 1	3 ± 0	2 ± 0	∅
Vaccinium vitis-idaea	B, F, M, S	1 ± 1	+	∅	∅	+	+	4 ± 1	9 ± 2	18 ± 2	∅
Trees											
Picea mariana	B, F, S	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	+	3 ± 2	4 ± 1

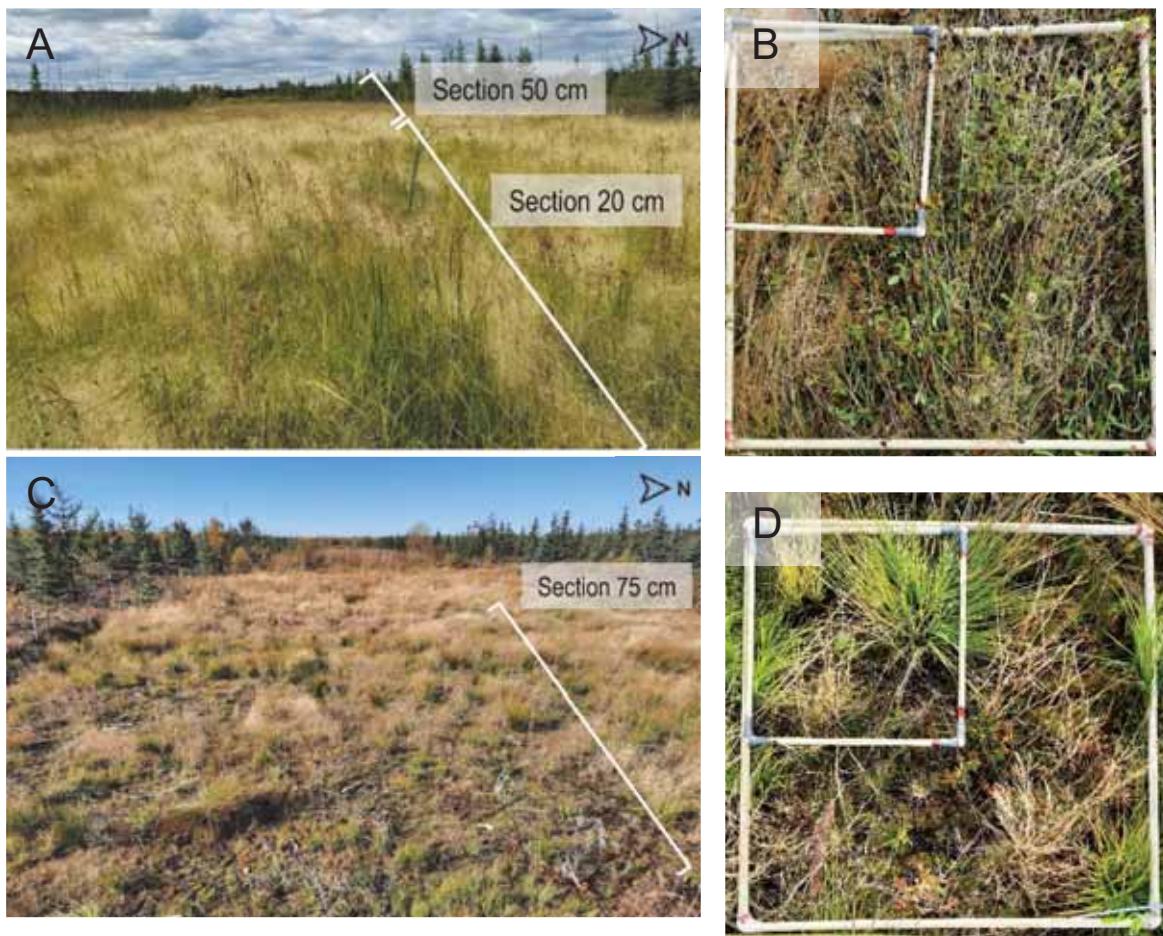
*Sphagnum spp. are the sum of all species of Sphagnum mosses because they were very small and very difficult to identify on the restored sections.

Annexe 12. Photos des sections restaurées une saison de croissance à la suite de la restauration.



Annexe 12. Photos des sections restaurées une saison de croissance post-restauration (a) photo des sections où la tourbe ajoutée a une épaisseur de 20 cm et de 50 cm, (b) gros plan de la végétation représentative des sections où la tourbe ajoutée a une épaisseur de 20 cm et de 50 cm, (c) photo de la section où la tourbe ajoutée a une épaisseur de 75 cm et (d) gros plan de la végétation représentative des sections où la tourbe ajoutée a une épaisseur de 75 cm. Photos prises par Christine Isabel pendant l'été 2019.

Annexe 13. Photos des sections restaurées deux saisons de croissance à la suite de la restauration.



Annexe 13. Photos des sections restaurées deux (2) saisons de croissance post-restauration (a) photo des sections où la tourbe ajoutée a une épaisseur de 20 cm et de 50 cm, (b) gros plan de la végétation représentative des sections où la tourbe ajoutée a une épaisseur de 20 cm et de 50 cm, (c) photo de la section où la tourbe ajoutée a une épaisseur de 75 cm et (d) gros plan de la végétation représentative des sections où la tourbe ajoutée a une épaisseur de 75 cm. Photos prises par Christine Isabel en septembre 2020.

Annexe 14. Résultats pour la végétation à la suite d'une saison de croissance après la restauration.

Plant establishment

One year after restoration, the composition of the plant community differed greatly between the adjacent bog ecosystem and the restored plots (Figure 7). The adjacent bog plots were dominated by bog species like *Sphagnum fuscum*, *Rhododendron groenlandicum* and *Vaccinium vitis-idaea* (Figure 7). A mean cover of 59% was estimated for *Sphagnum fuscum*, 57% for *Rhododendron groenlandicum* and 30% for *Vaccinium vitis-idaea* while the cover of those three species was lower than 1% in restored sections, all peat thickness confounded (Table appendix 14).

Within the restored plots, the composition of plant community differed between the thick peat section (75 cm) and the thin peat sections (20 cm and 50 cm), but fertilization did not seem to influence plant establishment. The thick peat layer (75 cm) was dominated by *Agrostis scabra*, *Chamaenerion angustifolium* and *Ptychostomum pseudotriquetrum* (Figure 7). *Agrostis scabra* mean cover reached 25% to 40% in the thick peat section and was lower than 3% in all other peat sections. The mean cover of *C. angustifolium* was around 7% in the thick peat sections and was lower than 2% in the thinner peat sections. *Ptychostomum pseudotriquetrum* had a mean cover ranging from 4% to 9% in the 75 cm peat sections and ranged from 1% to 4% in the 20 cm and 50 cm peat sections (Table appendix 14).

The 20 cm and 50 cm peat sections were dominated by *Trifolium hybridum*, *Sphagnum* sp. and graminoid species (Figure 7). *Trifolium hybridum*, a species occasionally found in marshes, had a mean cover ranging from 12% to 23% in the 20 cm and 50 cm peat thickness sections while the mean cover of this species was 1% in the 75 cm peat sections and absent from the adjacent peatland. The identification of *Sphagnum* species was particularly tricky because each individual moss was too small to distinguish the shape of the branch leaves. The 20 cm and 50 cm peat thickness sections exhibited a mean of 8% to 20% cover for *Sphagnum* sp. while 75 cm peat sections showed a mean cover between 2% and 3% (Table appendix 14).

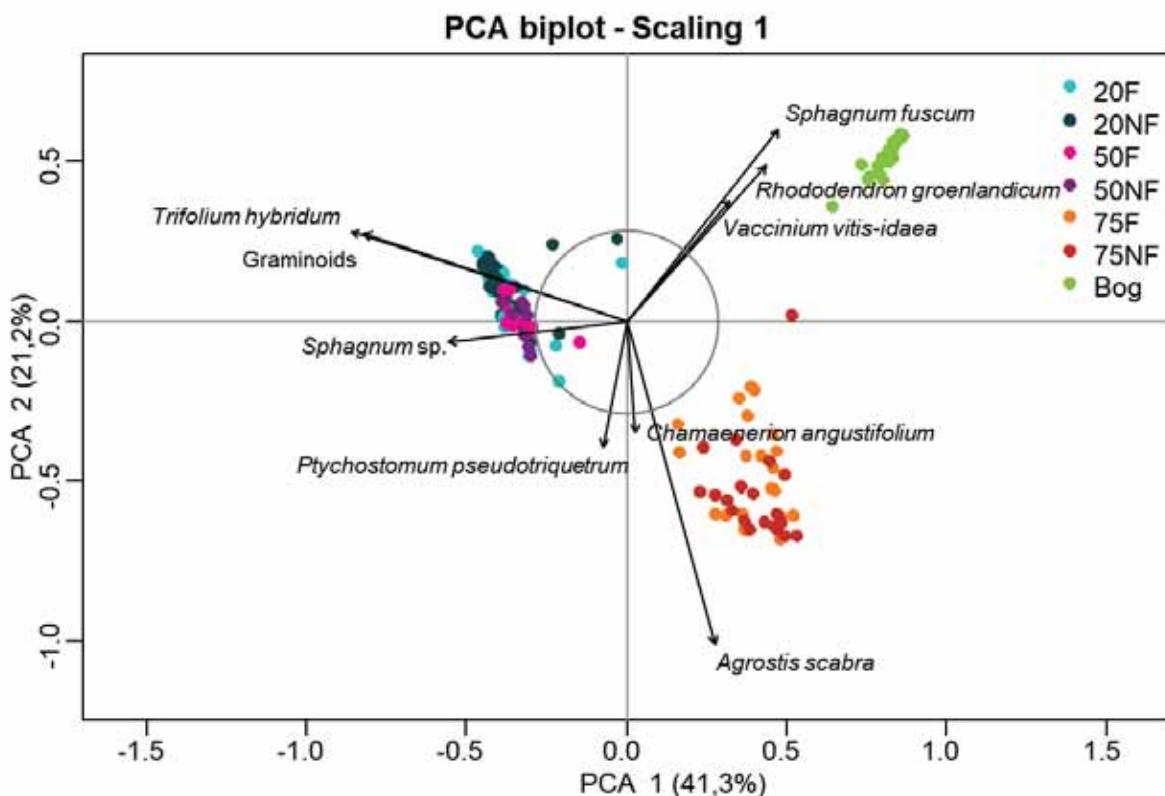


Figure 7. Biplot showing results of a principal component analysis (PCA, scaling 1) on vegetation data one year post-restoration (2019) for the restored site ($n = 140$) for the six peat substrate amendments: 20F 20 cm peat & fertilized ($n = 40$); 20NF 20 cm peat non-fertilized ($n = 40$); 50F 50 cm peat & fertilized ($n = 12$); 50NF 50 cm peat non-fertilized ($n = 8$); 75F 75 cm peat & fertilized ($n = 20$); 75NF 75 cm peat non-fertilized ($n = 20$) and for the undisturbed adjacent bog (BOG; $n = 20$), where the first principal axis (PCA1) and the second axis (PCA2) explain 41.3% and 21.2% of the model's variation, respectively. The significant species are outside the equilibrium contribution circle where the radius is 0,1678.

Table appendix 14. Mean cover (\bar{x}) of each plant species \pm standard error ($\pm SE$) noted within each section of the restored site, for the adjacent non-disturbed peatland (bog) and for the vegetation donor site of the 20 and 50 cm peat sections (DO). Vegetation surveys occurred in 2019, one growing season post-restoration for the restored site and one growing season post-harvest for the vegetation donor site. Scientific name and nomenclature for bryophytes, liverworts and lichen are based on Integrated Taxonomic Information System (ITIS) (USGS, 2021), whereas scientific name and nomenclature for graminoids, forbs and pteridophytes, shrubs and trees are based on Database of Vascular Plants of Canada (VASCAN) (Brouillet et al., 2010+). * Polytrichum sp. was used as a sum of Polytrichum strictum and Polytrichum commune for the vegetation donor site of 20 and 50 cm peat sections (DO) as they were very small and difficult to identify on site one-year following harvest.

Site	20F	20NF	50F	50NF	75F	75NF	BOG-N	BOG-S	DO20-50
Number of plots	n = 40	n = 40	n = 12	n = 8	n = 20	n = 20	n = 10	n = 10	n = 5
Bryophytes									
Aulacomnium palustre	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1	0.2 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.6 ± 0.3	1.3 ± 0.1	0.3 ± 0.1
Ptychosstromum pseudotriquetrum	3.6 ± 0.8	2.9 ± 0.5	2.8 ± 0.5	2.0 ± 0.6	1.7 ± 0.2	0.8 ± 0.3	8.7 ± 2.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0
Campylium stellatum	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0							
Dicranum undulatum	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1	0.0 ± 0.0
Pleurozium schreberi	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.9 ± 0.8	0.0 ± 0.0
Pohlia nutans	2.0 ± 0.5	1.3 ± 0.3	2.2 ± 0.5	0.9 ± 0.2	2.2 ± 0.4	0.6 ± 0.2	2.6 ± 0.9	0.3 ± 0.1	0.0 ± 0.0
Polytrichum commune	0.0 ± 0.0	0.6 ± 0.4	0.0 ± 0.0						
Polytrichum strictum	1.4 ± 0.2	2.5 ± 0.3	3.2 ± 0.5	2.9 ± 0.6	3.6 ± 0.4	3.5 ± 1.0	3.1 ± 0.6	5.6 ± 1.4	0.0 ± 0.0
Polytrichum sp.*	0.0 ± 0.0	35.3 ± 7.8							
Sphagnum angustifolium	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1							
Sphagnum capillifolium	0.0 ± 0.0	2.4 ± 1.3	0.0 ± 0.0						
Sphagnum fallax	0.0 ± 0.0	0.3 ± 0.2	3.5 ± 1.7	0.0 ± 0.0					
Sphagnum fuscum	0.0 ± 0.0	59.1 ± 6.1	36.3 ± 11.0						
Sphagnum divinum	0.0 ± 0.0	3.2 ± 1.8	0.9 ± 0.6						
Sphagnum russowii	0.0 ± 0.0	0.5 ± 0.3	0.0 ± 0.0						

Site	20F	20NF	50F	50NF	75F	75NF	BOG-N	BOG-S	DO20-50
Number of plots	n = 40	n = 40	n = 12	n = 8	n = 20	n = 20	n = 10	n = 10	n = 5
Sphagnum sp.	16.5 ±1.8	15.5 ±2.2	8.2 ±1.7	9.4 ±1.7	11.7 ±2.5	19.2 ±5.1	2.1 ±0.6	0.0 ±0.0	0.8 ±0.8
Sphagnum squarrosum	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.2 ±0.2	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0
Total bryophytes	23.5	22.2	16.6	15.3	19.4	24.1	17.6	77.5	73.7
Liverworts									
Mylia anomala	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.9 ±0.4	0.0 ±0.0
Lichen									
Cladonia sp.	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	4.5 ±1.5	0.0 ±0.0
Graminoids									
Agrostis scabra	0.9 ±0.4	0.3 ±0.1	0.6 ±0.2	0.1 ±0.1	1.3 ±0.3	3.1 ±1.1	24.2 ±7.3	0.0 ±0.0	0.1 ±0.1
Beckmannia syzigachne	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.1 ±0.1	0.3 ±0.3	0.1 ±1.1	0.8 ±0.8	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0
Bromus sp.	0.1 ±0.1	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	1.2 ±1.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0
Carex brunneosens	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0
Carex divisa	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.7 ±0.4	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0
Carex sp.	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.3 ±0.3	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0
Carex trisperma	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	1.3 ±0.7
Eleocharis palustris	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.3 ±0.3	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0
Eriophorum vaginatum	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.9 ±0.9	0.0 ±0.0	6.8 ±2.0	2.5 ±1.2
Hordeum jubatum	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.3 ±0.3	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0
Juncus effusus	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.5 ±0.5	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0
Phleum pratense	0.6 ±0.3	0.2 ±0.1	0.6 ±0.2	0.9 ±0.5	1.5 ±0.8	1.1 ±0.4	2.0 ±0.8	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0
Poa palustris	0.0 ±0.0	0.1 ±0.1	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	3.4 ±1.2	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0
Typha latifolia	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.5 ±0.4	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0
Other graminoids	12.4 ±1.3	13.2 ±1.4	20.4 ±2.5	13.1 ±1.2	26.3 ±1.6	26.3 ±3.8	0.4 ±0.3	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0

Site	Number of plots	20F			20NF			50F			50NF			75F			75NF			BOG-N			BOG-S			BOG-S			
		n = 40	n = 40	n = 12	n = 8	n = 20	n = 10	n = 5	n = 5	n = 5	n = 5	n = 5	n = 5	n = 5	n = 5	n = 5													
Forbs and Pteridophytes																													
Drosera rotundifolia	0.1	±0.1	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.1	±0.1	0.3	±0.1	0.3	±0.2	0.3	±0.1	0.3	±0.1	0.3	±0.1	2.7	±0.6	1.1	±0.4							
Chamaenerion angustifolium	0.9	±0.2	1.7	±0.3	0.6	±0.1	0.8	±0.2	1.2	±0.3	1.3	±0.3	5.8	±2.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.1	±0.1									
Equisetum sp.	0.9	±0.4	1.2	±0.5	0.5	±0.3	0.2	±0.1	0.1	±0.1	0.0	±0.0	0.4	±0.3	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.1	±0.1									
Fragaria virginiana	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0									
Leucanthemum vulgare	0.1	±0.1	0.0	±0.0	0.2	±0.1	0.4	±0.2	0.0	±0.0	1.4	±0.6	0.2	±0.2	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0									
Linum sp.	0.1	±0.1	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0									
Maianthemum trifolium	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	4.3	±1.5	3.2	±1.3							
Melilotus albus	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.6	±0.6	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0									
Melilotus officinalis	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.1	±0.1	0.0	±0.0	0.0	±0.0									
Plantago major	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.2	±0.1	0.0	±0.0	0.0	±0.0									
Polygonum aviculare	3.5	±0.7	1.4	±0.4	2.4	±0.4	1.6	±0.4	1.3	±0.3	0.6	±0.3	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0									
Rubus chamaemorus	0.1	±0.1	0.1	±0.1	0.0	±0.0	0.1	±0.1	0.1	±0.1	0.0	±0.0	0.1	±0.1	6.0	±1.5	11.6	±2.9											
Trifolium hybridum	19.8	±1.7	22.8	±2.6	19.7	±2.7	19.8	±1.7	12.3	±2.1	14.0	±2.3	1.0	±0.6	0.0	±0.0	0.5	±0.5											
Shrubs																													
Andromeda polifolia var. latifolia	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.1	±0.1	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.6	±0.6	0.0	±0.0									
Betula glandulosa	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	2.4	±1.1									
Betula pumila	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.1	±0.1	0.0	±0.0	0.0	±0.0									
Betula sp.	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.2	±0.2	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.8	±0.3	0.0	±0.0	0.0	±0.0											
Chamaedaphne calyculata	0.3	±0.3	0.0	±0.0	0.2	±0.2	0.0	±0.0	0.1	±0.1	0.0	±0.0	0.4	±0.2	10.9	±4.0	2.5	±1.8											
Kalmia polifolia	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.1	±0.1	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.1	±0.1	0.2	±0.1	2.8	±0.9											
Rhododendron groenlandicum	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.1	±0.1	0.3	±0.2	0.0	±0.0	0.0	±0.0	0.3	±0.1	56.5	±4.0	4.5	±1.4											

Site	20F	20NF	50F	50NF	75F	75NF	BOG-N	BOG-S	DO20-50
Number of plots	n = 40	n = 40	n = 12	n = 8	n = 20	n = 20	n = 10	n = 10	n = 5
Salix sp.	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.6 ±0.3	0.0 ±0.0	3.5 ±1.8
Vaccinium oxyccocos	0.2 ±0.1	0.0 ±0.0	0.1 ±0.1	0.1 ±0.1	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	6.9 ±0.8	1.9 ±1.0	
Vaccinium vitis-idaea	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.3 ±0.3	0.7 ±0.5	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	30.2 ±2.7	5.7 ±2.2	
Trees									
Picea mariana	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	5.9 ±1.6	0.1 ±0.1
Pinus banksiana	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.3 ±0.3	0.0 ±0.0	

Annexe 15. Méthodologie et résultats pour les propriétés physicochimiques une année à la suite de la restauration.

Materials and methods - Physicochemical properties of the restored sections

Chemical analyses were performed on half of peat soil samples ($n = 74$) following one in two samples for concentration determination of the following elements and chemical compounds: aluminum (Al), copper (Cu), zinc (Zn), cadmium (Cd), lead (Pb), calcium (Ca), magnesium (Mg), manganese (Mn), iron (Fe), sodium (Na), sulfate (SO_4^{2-}), potassium (K), phosphate ($\text{P}/\text{PO}_4^{3-}$), ammonium (N/NH_4^+) and nitrate (N/NO_3^-). Approximately 2.5 g of soil was mixed with extraction solutions to attain 1:10 ratio. Some soil samples with high organic matter content (according to visual examination of the soil) were diluted up to a 1:25 ratio.

For extraction of elements: Al, Cu, Zn, Cd, Pb, samples were calcined at 550°C , extracted with 1 ml chloridric acid and 24 ml millipure water and filtered, according to the guidelines of the CPVQ (1988b) method. The exchangeable (Ca, Mg, Mn, Fe, Na et K) extraction was done with Mehlich 3 according to CPVQ (1988c). Available phosphate ($\text{P}/\text{PO}_4^{3-}$) was extracted with Bray II inspired from CPVQ (1988d). Hot water extraction was done for B according to CPVQ (1998e). Concentration measurements of all elements were performed using Agilent spectrometer 5110 ICP-OES (Agilent Technologies), corrected with itrium (Y).

Extraction with KCl 2M was done for N/NH_4^+ and N/NO_3^- following the normalized methods "Ammonia in surface water and wastewater" (QuikChem Method 10-107-06-2-B; Lachat, 1992) and "Nitrate in 2M KCl Soil Extracts" (QuikChem Method 12-107-04-1-F; Lachat, 1993). Water was used for extraction of SO_4^{2-} following the normalized method "Determination of sulfate by flow injection analysis" (QuikChem Method 10-116-10-1-C; Lachat, 1995) and Krug *et al.* (1977). Concentration measurements for N/NH_4^+ , N/NO_3^- and SO_4^{2-} were performed by colorimetry with QuickChem 6500 series 2 FIA (Lachat Instruments). Salinity was determined according to Aminot & Kérouel (2004).

Boxplots were used to show the distribution of frequency for each environmental data. Within every boxplot the line represents the media, the upper limit of the box represents the 25th percentile, the lower limit of the box represents the 75th percentile, the whiskers on both side of the box represents each 25% of the distribution without the extreme values, and the extreme values are represented by dots.

Results - Physicochemical properties of the restored sections

After one growing season, the lowest pH (around 4.5) was observed in the 75 cm treatment (Tableau annexe 15; Figure 8a). The pH was high, around 5.0 for 20 cm treatments. The highest pH was found on the 50 cm treatment and varied between 5.5 to 6.0. The pH was the only physicochemical variable showing a difference

between 20 cm and 50 cm peat thickness treatments. The thick peat layer (75 cm) had more than twice organic matter content in soil composition than the thin peat layers (20 cm and 50 cm) (Tableau annexe 15; Figure 8b). There was no effect of peat thickness on electrical conductivity and water content (Figures 8c & 8d). The thick peat layer (75 cm) showed higher and more variable concentrations in calcium, magnesium, potassium, zinc, manganese, and cadmium (Tableau annexe 15; Figures 9; 10a & 10b). The fertilized thick layer (75F) was the only section to have a higher sodium concentration (Figure 10c). Peat thickness had no clear impact on sulfate, aluminum, bore, copper, iron, lead, and salinity concentrations and on salinity (Figures 10d; 11 & 12).

After one growing season post-restoration, the ammonium phosphate, bone meal and limestone fertilizer at a 2-13-0 NPK ratio did not appear to have a major impact on the physicochemical conditions of the organic substrate for all peat thickness confounded. There was no difference of concentrations for the set of elements analysed between fertilized and non-fertilized amendments.

Table annexe 15. Mean (\bar{x}) \pm standard error ($\pm SE$) for environmental variables for peat samples, collected one-year post-restoration (2019), in each section of the restored site.

Restored sections		75F	75NF	20F (E)	20NF (E)	20F (W)	20NF (W)	50F	50NF
Environmental variables	n = 20	\bar{x}	$\pm SE$	n = 20	\bar{x}	$\pm SE$	n = 20	\bar{x}	$\pm SE$
Water content (%)	55.81 ± 2.91	62.41	± 1.56	68.62	± 1.63	64.1	± 2.37	62.26	± 1.71
Organic matter (%)	76.94 ± 3.35	61.92	± 3.51	30.37	± 1.64	31.64	± 1.97	23.78	± 2.24
pH	4.71 ± 0.13	4.93	± 0.12	4.89	± 0.07	4.69	± 0.03	5.12	± 0.04
Electrical conductivity ($\mu S \cdot cm^{-1}$)	161.91 ± 14.18	179.05	± 8.99	207.01	± 16.54	156.04	± 5.18	207.58	± 14.78
Restored sections		75F	75NF	20F (E)	20NF (E)	20F (W)	20NF (W)	50F	50NF
Peat chemistry (mg/kg)	n = 10	\bar{x}	$\pm SE$	n = 11	\bar{x}	$\pm SE$	n = 10	\bar{x}	$\pm SE$
Al	517.22 ± 29.10	437.83	± 75.99	513.15	± 11.86	555.45	± 12.40	465.79	± 13.14
Fe	555.72 ± 31.67	604.85	± 24.20	604.37	± 28.65	519.10	± 15.40	540.74	± 15.01
Ca	5759.5 ± 321.1	4777.3	± 335.3	3690.1	± 134.1	3515.4	± 117.1	3703.8	± 142.0
Mg	1508.2 ± 56.40	1591.9	± 143.2	1140.1	± 44.62	1107.7	± 63.75	1145.1	± 44.24
SO4	28.08 ± 2.39	30.85	± 1.15	31.22	± 3.42	29.29	± 2.60	27.08	± 0.94
Mn	260.54 ± 42.47	181.37	± 18.97	161.63	± 10.27	127.97	± 9.55	94.73	± 8.14
K	1109.6 ± 144.7	815.70	± 71.79	398.19	± 22.57	393.92	± 18.60	335.82	± 27.37
Na	503.58 ± 81.59	200.59	± 45.10	144.46	± 14.10	103.99	± 5.33	108.52	± 2.96
NH4	132.54 ± 26.95	69.68	± 9.33	20.77	± 3.03	17.27	± 2.27	16.78	± 1.74
NO3	10.74 ± 4.36	23.38	± 11.47	1.74	± 0.64	1.75	± 0.40	3.56	± 2.37
PO4	298.8 ± 51.90	157.92	± 12.93	121.01	± 13.47	68.38	± 2.27	90.02	± 2.93
Cu	0.79 ± 0.12	0.44	± 0.44	0.40	± 0.08	0.66	± 0.06	0.71	± 0.03
Zn	12.84 ± 1.70	8.17	± 1.11	4.21	± 0.37	3.97	± 0.37	3.35	± 0.51
B	0.22 ± 0.05	0.20	± 0.02	0.23	± 0.01	0.24	± 0.01	0.21	± 0.01
Cd	0.18 ± 0.09	0.10	± 0.02	0.07	± 0.01	0.05	± 0.00	0.06	± 0.01
Pb	2.66 ± 0.91	0.91	± 0.25	0.52	± 0.17	0.91	± 0.11	0.88	± 0.10
Salinity (no units)	0.06 ± 0.01	0.06	± 0.00	0.04	± 0.00	0.05	± 0.00	0.04	± 0.00

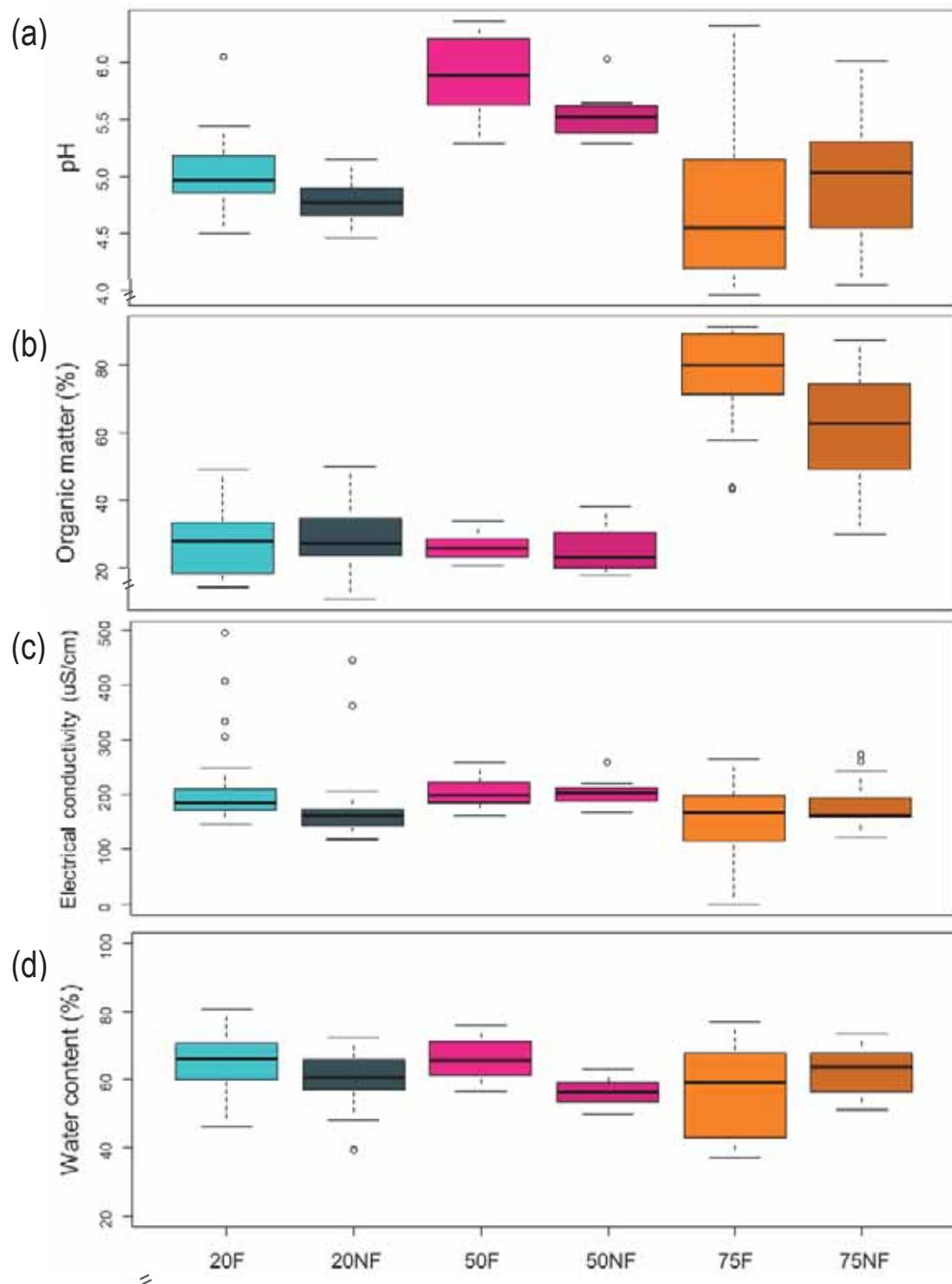


Figure 8 (Annexe 15). The boxplots are showing the (a) pH, (b) organic matter content (%), (c) electrical conductivity (μScm^{-1}) and (d) water content (%) of the superficial (top five to ten cm) peat, collected one-year post-restoration (2019), representing the mean of measurements done purposely in dry and wet climatic periods for the six peat substrate amendments: 20F) 20 cm peat & fertilized (n = 40); 20NF) 20 cm peat non-fertilized (n = 40); 50F) 50 cm peat & fertilized (n = 12); 50NF) 50 cm peat non-fertilized (n = 8); 75F) 75 cm peat & fertilized (n = 20); 75NF) 75 cm peat non-fertilized (n = 20).

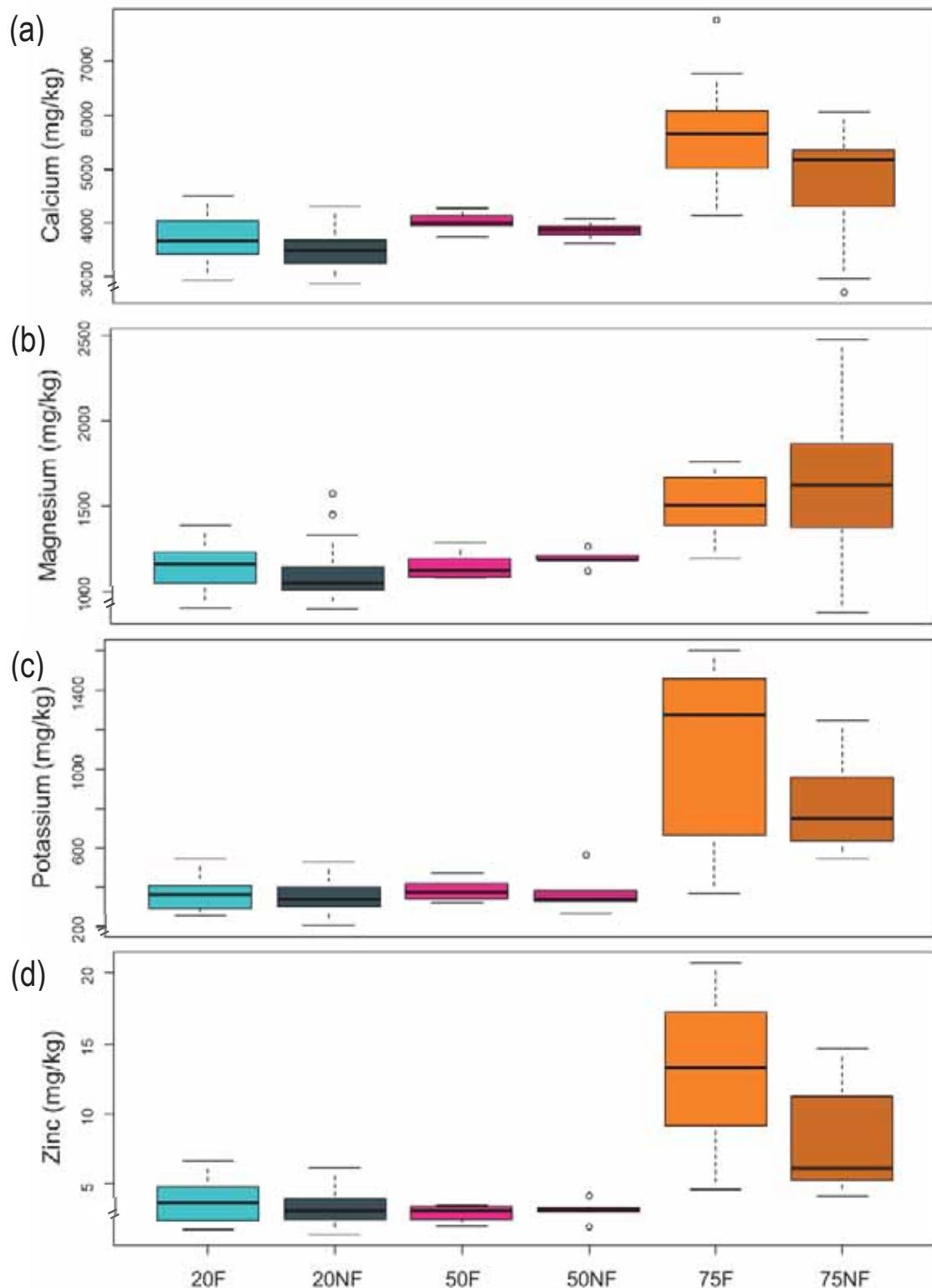


Figure 9 (Annexe 15). The boxplots are showing the available peat content of (a) calcium, (b) magnesium, (c) potassium and (d) zinc concentrations (mg/kg) in soil samples, collected one-year post-restoration (2019), for the six peat substrate amendments: 20F 20 cm peat & fertilized ($n = 20$); 20NF 20 cm peat non-fertilized ($n = 22$); 50F 50 cm peat & fertilized ($n = 6$); 50NF 50 cm peat non-fertilized ($n = 5$); 75F 75 cm peat & fertilized ($n = 10$); 75NF 75 cm peat non-fertilized ($n = 11$).

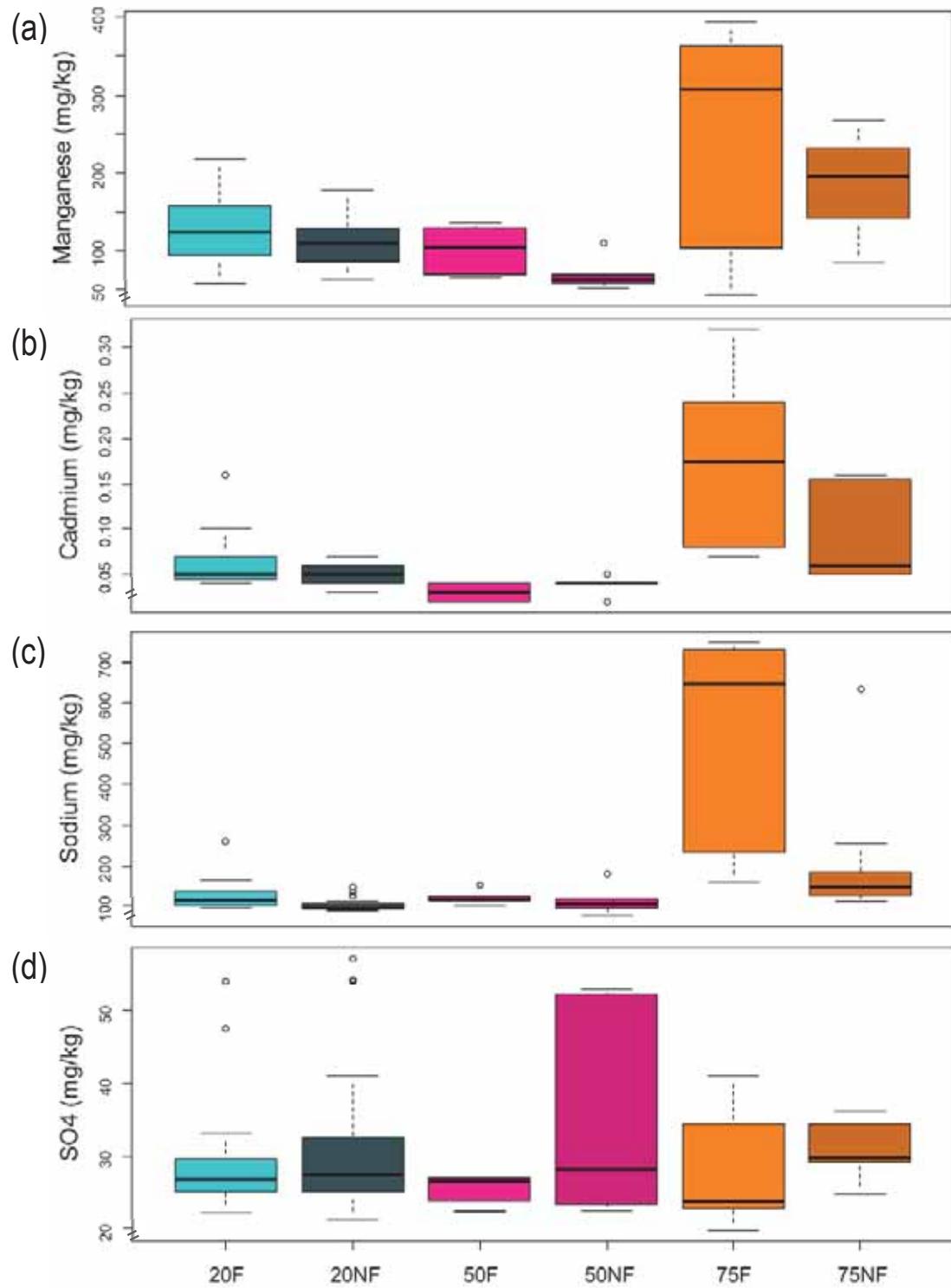


Figure 10 (Annexe 15). The boxplots are showing the available peat content of (a) manganese, (b) cadmium, (c) sodium and (d) sulfate concentrations (mg/kg) in soil samples, collected one-year post-restoration (2019), for the six peat substrate amendments: 20F) 20 cm peat & fertilized (n = 20); 20NF) 20 cm peat non-fertilized (n = 22); 50F) 50 cm peat & fertilized (n = 6); 50NF) 50 cm peat non-fertilized (n = 5); 75F) 75 cm peat & fertilized (n = 10); 75NF) 75 cm peat non-fertilized (n = 11).

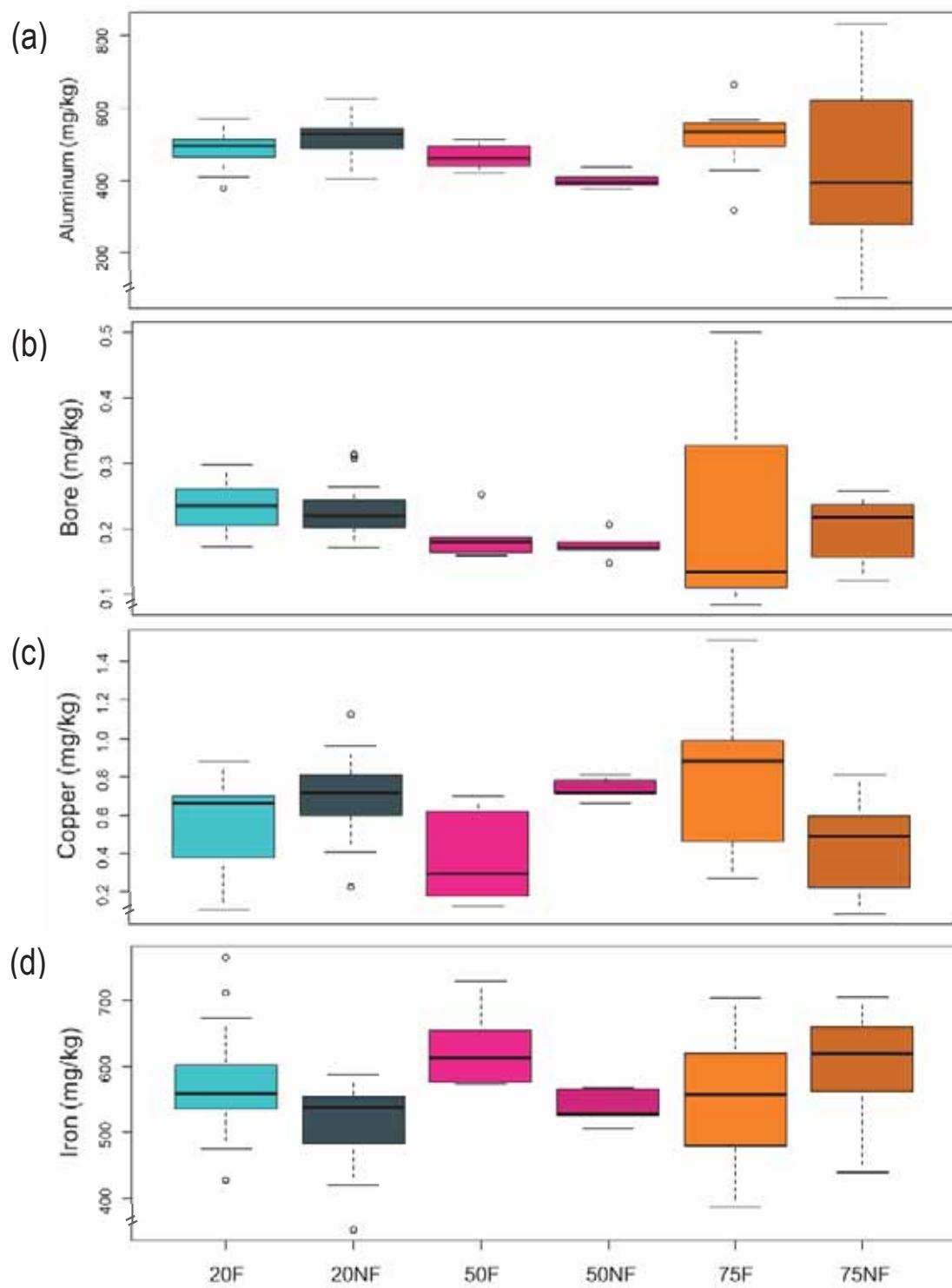


Figure 11 (Annexe 15). The boxplots are showing the available peat content of (a) aluminum, (b) bore, (c) copper and (d) iron concentrations (mg/kg) in soil samples, collected one-year post-restoration (2019), for the six peat substrate amendments: 20F) 20 cm peat & fertilized ($n = 20$); 20NF) 20 cm peat non-fertilized ($n = 22$); 50F) 50 cm peat & fertilized ($n = 6$); 50NF) 50 cm peat non-fertilized ($n = 5$); 75F) 75 cm peat & fertilized ($n = 10$); 75NF) 75 cm peat non-fertilized ($n = 11$).

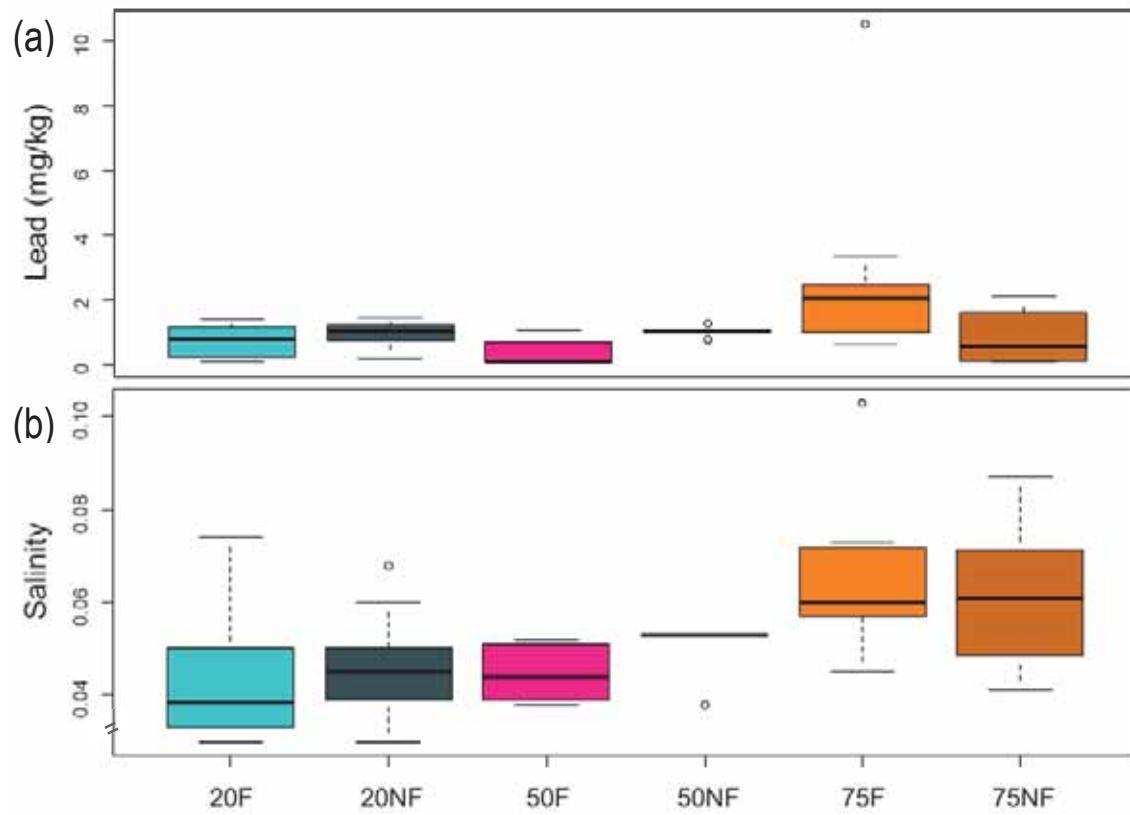


Figure 12 (Annexe 15). The boxplots are showing the available peat content of (a) lead concentration (mg/kg) and (b) salinity in soil samples, collected one-year post-restoration (2019), for the six peat substrate amendments: 20F) 20 cm peat & fertilized ($n = 20$); 20NF) 20 cm peat non-fertilized ($n = 22$); 50F) 50 cm peat & fertilized ($n = 6$); 50NF) 50 cm peat non-fertilized ($n = 5$); 75F) 75 cm peat & fertilized ($n = 10$); 75NF) 75 cm peat non-fertilized ($n = 11$).