



Restauration d'une communauté végétale avec potentiel d'accumulation de tourbe sur substrat minéral d'une tourbière perturbée par une route

Mémoire

Pascal Guérin

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

Québec, Canada



UNIVERSITÉ
LAVAL

**Restauration d'une communauté végétale avec potentiel
d'accumulation de tourbe sur substrat minéral d'une tourbière
perturbée par une route**

Mémoire

Pascal Guérin

Sous la direction de :

Line Rochefort

Bin Xu

Maîtrise en biologie végétale – avec mémoire

Québec, Canada

©Pascal Guérin, 2022

Résumé

La forêt boréale canadienne est fragmentée par plusieurs centaines de milliers de kilomètres de routes. Ces routes sont souvent construites sur des tourbières, un type de milieu humide caractérisé par son accumulation de tourbe, ce qui peut avoir plusieurs impacts sur l'environnement, comme la perturbation de la circulation de l'eau, la perte locale de séquestration du carbone et l'enrichissement en nutriments du site adjacent à la perturbation. Une nouvelle approche de restauration a été testée sur une tourbière affectée par un chemin utilisé dans le cadre de l'extraction des sables bitumineux dans la région de Fort McMurray en Alberta. Cette nouvelle approche consiste en l'extraction partielle du substrat minéral formant la route, l'application de matériel végétal directement sur le substrat minéral résiduel exposé, et la création de canaux souterrains pour favoriser la circulation de l'eau au niveau de la nappe phréatique à travers la route. Le succès de la méthode de restauration a été évalué en fonction de quatre objectifs : 1) rétablir l'homogénéité de la nappe phréatique de part et d'autre de la route; 2) établir de conditions de surface favorables à des communautés végétales typiques des fens; 3) limiter l'impact de la route sur les conditions physico-chimiques de la tourbière entourant la route; et 4) favoriser le retour de communautés végétales typiques des tourbières de la région. Les résultats de cette étude démontrent que la technique de restauration employée permet une meilleure circulation de l'eau et des conditions de surface favorables aux espèces ciblées. Malgré ces améliorations, la route continue à exercer un léger effet de barrage dans les six premiers mètres de la tourbière adjacente. Un effet d'enrichissement en nutriments de la tourbière a été constaté jusqu'à une distance de 2 m d'éloignement de la route. Le succès du rétablissement des communautés végétales n'a pu être confirmé au cours de cette étude se déroulant les deux premières années post-restauration, comme la régénération de communautés ciblées peut prendre plus de trois années. Comme ce projet est l'un des premiers à tester le transfert de la couche muscinale directement sur substrat minéral d'une route, une expérience en serre a également été effectuée afin de déterminer quelles espèces de sphaignes et d'autres mousses sont les mieux adaptées à la colonisation du substrat minéral dans le nord de l'Alberta. Le taux de survie de sept espèces de bryophytes a été évalué sur une période de quatre mois en fonction de la présence ou l'absence d'ombrage. Toutefois, d'autres expériences en serre seront nécessaires pour corroborer ces résultats, et pour étudier un plus grand nombre d'espèces de mousses et ainsi déterminer quels taxons sont plus aptes à coloniser un substrat minéral. Bien que davantage de recherches soient nécessaires, les connaissances acquises lors de cette étude permettront à l'industrie, à des instances gouvernementales et d'autres organismes œuvrant dans les milieux humides à continuer de développer des techniques de restauration prometteuses sur substrat minéral en milieu humide et ainsi promouvoir un développement plus durable en réduisant leur empreinte écologique.

Abstract

The Canadian boreal forest is fragmented by several hundreds of thousands of kilometers of roads. These roads are often built on peatland, a type of wetland characterized by its accumulation of peat. Roads can have several impacts on the environment, such as the nutrient enrichment of the nearby peatland and the disruption of the water flow. A new reclamation approach was tested on a bog disturbed by a road used for oil sands extraction in the Fort McMurray region, in Alberta. This new approach consists in the partial extraction of the road mineral substrate (in order to rewet the road), the application of the Moss Layer Transfer Technique directly on the residual mineral substrate, and the creation of channels to induce a better water flow at the water table level through the road. The success of the restoration technique is assessed on the basis of four objectives: 1) restoring the homogeneity of the water table on both sides of the road; 2) establishing surface conditions favorable to the target plant communities; 3) mitigating the impact of the road on the physicochemical conditions of the adjacent peatland; 4) restoring plant communities typical of the region's peatlands. The results of this study show that the restoration technique used makes it possible to induce better water flow and surface conditions favorable for the targeted species. However, despite these improvements, the road continues to have a dam effect on the water flow coming from the adjacent peatland. Additionally, an enrichment effect for several chemical elements and components up to a distance of 2 m from the road have been measured in the peatland. As this project is one of the first of its kind to apply the Moss Layer Transfer Technique directly on mineral substrate of a road, a greenhouse experiment was carried out to determine which *Sphagnum* and other moss species are best suited for the colonization of mineral substrate in northern Alberta. The survival of seven bryophyte species was assessed over a four-month period based on the presence or absence of shading. Further greenhouse experiments will be needed to corroborate these results, to study a greater number of moss species and thus determine which taxa are more apt to colonize a mineral substrate. Although more research is needed, the knowledge acquired during this study will allow industry, government and other organizations working in wetlands to continue to develop promising wetland restoration techniques on mineral substrate and thus promote a more sustainable development by reducing their ecological footprint.

Table des matières

Résumé	ii
Abstract	iii
Liste des figures.....	vii
Liste des tableaux	x
Remerciements.....	xi
Introduction.....	1
1. Les tourbières.....	2
Formation de tourbières.....	2
Classification des tourbières	3
2. Les perturbations en tourbière boréale	4
3. L'extraction des sables bitumineux en Alberta	4
4. Impacts des perturbations linéaires minérales	5
4.1 Impacts sur les conditions hydrologiques	5
4.2 Impacts sur les conditions physico-chimiques	5
4.3 Impacts sur la biodiversité.....	6
5. Restauration écologique des tourbières affectées par une perturbation linéaire sur substrat minéral	8
5.1 Rétablissement des conditions hydrologiques	8
5.2 Préparation de la surface du sol.....	9
5.3 Revégétalisation	10
5.4 Options de restauration.....	11
5.5 Justification pour la restauration d'un fen.....	12
1. Objectifs et hypothèses de recherche	13
2. Méthodologie	15
2.1 Expérience sur le terrain	15
2.1.1 Sites d'étude.....	15
2.1.2 Restauration	19
2.1.3 Dispositifs d'échantillonnage	25

2.1.4	Analyse des données.....	31
2.2	Expérience en serre.....	34
2.2.1	Design expérimental.....	35
2.2.2	Mesures.....	37
2.2.3	Analyse.....	40
3.	Résultats.....	41
3.1	Efficacité du nivellement de la route.....	41
	Élévation topographique.....	41
	Teneur en eau à la surface de la route.....	41
3.2	Efficacité de la mise en place de canaux d'écoulement.....	43
	Profondeur de la nappe phréatique.....	43
3.3	Conditions environnementales.....	49
3.4	Impact du substrat minéral résiduel de la route.....	49
	Physico-chimie de l'eau.....	49
3.5	Conditions d'établissement des végétaux réintroduits.....	56
	Effet du temps post restauration.....	56
	Fréquences d'occurrence de la végétation sur l'ensemble de la route.....	59
	Effet des conditions environnementales du substrat de la route résiduelle sur l'établissement des plantes.....	60
	Effet de la concentration d'éléments et composés chimiques sur l'établissement des plantes.....	62
	Effet de tous les paramètres analysés sur l'établissement des plantes (analyse de redondance).....	63
3.6	Expérience en serre – potentiel de régénération des mousses sur un substrat argileux.....	64
4.	Discussion.....	66
4.1	Rétablissement de l'homogénéité spatiale de la nappe phréatique.....	66
	Effet mitigé des canaux d'écoulement sur la circulation de l'eau.....	67
	Effet de barrage subsistant post restauration.....	68
4.2	Rétablissement de conditions de surface de la route favorables aux communautés végétales ciblées.....	69
	Corrélation entre l'élévation et la teneur en eau.....	69

Surface aplanie vs surface éraflée	70
4.3 Effet d'enrichissement exercé par la route sur la tourbière adjacente.....	71
4.4 Rétablissement des communautés végétales	72
Faible régénération des espèces végétales introduites après une saison de croissance (6 mois post restauration).....	72
Efficacité du transfert de la couche muscinale	73
4.5 Expérience en serre – potentiel de régénération des mousses sur un substrat argileux .	73
Les sphaignes	74
Les autres mousses.....	74
Conclusions	77
Bibliographie	78
Annexe	84
Annexe 1 – Inventaire de la végétation du site donneur un an avant le prélèvement du matériel donneur	84
Annexe 2 – Inventaire de végétation du site donneur après prélèvement de la couche muscinale	85
Annexe 3 – Calcul de l'élévation moyenne de la route pour chaque zone en fonction des résultats des profils d'élévation effectués et comparaison avec la teneur en eau	87
Annexe 4 – Dispositif expérimental initial de l'expérience en serre avec la présence d'un traitement de niveau d'eau	88
Annexe 5 – Recette de la solution Rudolph	89
Annexe 6 – Biomasse moyenne des fragments de plante utilisés pour l'expérience en serre	90
Annexe 7 – Matrice de corrélation des conditions abiotiques mesurées pour chaque zone en surface de la route	91
Annexe 8 – Inventaire de végétation dans la tourbière naturelle adjacente à la route.....	92

Liste des figures

Figure 1: Conceptualisation des impacts potentiels d'une perturbation linéaire minérale	7
Figure 2 : Site expérimental – tourbière perturbée par un chemin d'accès a) Vue satellite (Google Earth Pro); b) Vue aérienne.....	17
Figure 3 : Profondeur de la nappe phréatique de chaque côté du chemin restauré 1 an pré restauration (tiré et traduit de Plach et al. 2017)	17
Figure 4 : Fen régénéré naturellement d'une ancienne ligne sismique utilisée comme site donneur pour revégétaliser la route (2020).....	19
Figure 5: Élévation ciblée lors de l'extraction partielle du substrat minéral de la route	20
Figure 6 : Construction d'un canal d'écoulement perpendiculaire à la route a) Excavation du canal; b) Remplissage du canal avec des ballots de paille et de la tourbe; c) Ajout d'une couche de géotextile; d) Ajout d'une couche d'argile sur le dessus et aplanissement.....	21
Figure 7 : Textures de surface appliquées sur le chemin restauré.....	22
Figure 8 : Transfert de la couche muscinale sur le chemin restauré	23
Figure 9 : Chemin restauré à la suite à l'épandage de la paille et disposition des passerelles de bois en mars 2019.....	24
Figure 10 : Plan des diverses sections du chemin restauré.....	24
Figure 11 : Disposition des zones ayant servi à la prise de données sur le chemin restauré.....	25
Figure 12: Disposition des transects et des points de mesure de l'élévation sur le chemin restauré en fonction de zones de 5 m par 6 m.....	26
Figure 13: Disposition des capteurs de teneur en eau du sol pour chaque traitement de surface appliqué sur le chemin restauré.....	26
Figure 14: Disposition des puits et des enregistreurs de niveau d'eau de chaque côté du chemin restauré	28
Figure 15: Disposition des piézomètres sur et de chaque côté du chemin restauré.....	29
Figure 16 : Vue d'ensemble et disposition des plateaux de l'expérience en serre sur la capacité de régénération de mousses et sphaignes typiques des fens réalisée au NAIT Centre for Boreal Research	36
Figure 17 : Disposition de capteurs de teneur en eau du sol pour un plateau avec ombrage (côté gauche) et un plateau sans ombrage (côté droit) de l'expérience en serre sur la capacité de régénération de mousses et sphaignes typiques des fens	38
Figure 18 : Disposition des fragments de <i>Sphagnum teres</i> sur un plateau avec un traitement sans ombrage de l'expérience en serre sur la capacité de régénération de mousses et sphaignes typiques des fens.....	39
Figure 19 : Estimation relative des teneurs en eau à la surface du chemin restauré au cours de l'été 2019	42

Figure 20: Courbes cumulatives de la profondeur de la nappe phréatique à 1 mètre de chaque côté du chemin restauré en fonction de la présence ou l'absence d'un canal d'écoulement (CE) vis-à-vis le puits où les mesures ont été prises du 19 juin au 18 août 2019.....	44
Figure 21 : Mesures continues du niveau de la nappe phréatique de chaque côté du chemin restauré (amont et aval) en fonction de la présence ou de l'absence d'un canal d'écoulement (CE) et des précipitations quotidiennes.....	45
Figure 22 : Profondeurs de la nappe phréatique (\pm erreur type) mesurées manuellement de chaque côté de la route (aval et amont) en fonction de la somme des précipitations durant les cinq jours précédant la prise de mesures entre juin et août 2019.....	45
Figure 23: Médianes et quartiles des profondeurs de la nappe phréatique collectés au cours de l'été 2019 en fonction de la distance par rapport au chemin restauré et des transects ouest, central et est	47
Figure 24 : Médianes et quartiles des profondeurs de la nappe phréatique mesurées en 2019 à 1 mètre de la route en fonction de la distance par rapport aux canaux d'écoulement (n=6).....	48
Figure 25 : Potentiel hydrogène (pH) et conductivité électrique de l'eau en fonction de la distance par rapport au chemin restauré (été 2019) (\pm erreur type, n=6).....	50
Figure 26 : Concentrations (mg/L) de nitrate et de sulfate dans l'eau fonction de la distance par rapport au chemin restauré (été 2019) (\pm erreur type, n=6).....	51
Figure 27: Concentrations (mg/L) en aluminium, calcium, chlore, fer, potassium, magnésium, sodium et silicium dans l'eau fonction de la distance par rapport à la route (moyennes \pm erreur type, n=6) (été 2019).	52
Figure 28: Conditions physico-chimiques de la tourbière adjacente à la route en fonction de la distance par rapport au chemin restauré et des transects de piézomètre (moyennes \pm erreur type, n=2, deux échantillons par piézomètre).....	55
Figure 29 : Couvert végétal représentatif présent sur le chemin restauré en août 2019 (six mois post restauration).....	56
Figure 30: Comparaison visuelle du chemin restauré après une et deux saisons de croissance (6 et 18 mois post-restauration).....	57
Figure 31: Fréquence d'occurrence des principales espèces observées (moyennes \pm erreur type, surface aplanie : n = 36; surface éraflée : n = 8) et de sol à nu six mois après une saison de croissance (2019) en fonction du traitement de surface et comparaison des moyennes des fréquences d'occurrence pour l'ensemble de la végétation inventoriée pour chaque traitement de surface (surface aplanie et surface éraflée).....	58
Figure 32 : Fréquences d'occurrence de la végétation totale de zones d'échantillonnage après une saison de croissance (2019) en fonction de zones pour l'ensemble de la route à l'étude.....	59
Figure 33 : Fréquence d'occurrence de la végétation après une saison de croissance (2019) en fonction du traitement de revégétalisation de la route à l'étude (n=32).	60

Figure 34 : Analyse canonique de redondance des conditions environnementales principales pouvant affecter l'abondance relative des espèces végétales inventoriées sur le chemin restauré 63

Liste des tableaux

Tableau 1 : Conditions physico-chimiques de la tourbière naturelle perturbée adjacente au chemin restauré (2018) comparativement à la classification des milieux humides d'Alberta (Alberta Environment and Sustainable Resource Development (ESRD), 2015).....	16
Tableau 2 : Moyennes de la teneur en eau, de l'électroconductivité et la température (\pm erreur type) en fonction du gradient microtopographique créé par le traitement de « surface éraflée » sur le chemin restauré (été 2019)	42
Tableau 3 : Résultats des régressions linéaires multiples de plusieurs paramètres, en fonction de la fréquence d'occurrence de la végétation et du nombre total d'observations de chaque espèce végétale par zone, tels qu'observés six mois post-restauration (été 2019)	61
Tableau 4 : Résultats des régressions linéaires multiples des concentrations d'éléments et composants chimiques, en fonction de la fréquence d'occurrence de la végétation et du nombre total d'observations de chaque espèce végétale par zone, tels qu'observés six mois post-restauration (été 2019)	62
Tableau 5: Test de Student comparant le taux de survie (%) des mousses 2 mois après l'application des traitements « ombrage » et « sans ombrage » de l'expérience en serre.	64
Tableau 6: Taux de survie des fragments 2 et 4 mois après l'application des traitements « ombrage » et « sans ombrage » de l'expérience en serre	65

Remerciements

Derrière tout projet de maîtrise, il y a des professeurs, des collègues et des collaborateurs qui ont aidé l'étudiant concerné dans la complétion de son projet. Je ne fais pas exception à la règle et j'aimerais donc débiter en prenant le temps de remercier chaleureusement ces personnes sans qui ce projet n'aurait pu être réalisé. Tout d'abord, j'aimerais remercier ma directrice de recherche Line Rochefort de m'avoir convaincu de donner une chance au monde de la recherche. Ce projet de maîtrise fut pour moi une belle occasion de développer des connaissances et des compétences que je n'aurais jamais pu développer autrement et j'en suis très reconnaissant. Merci également à mon codirecteur Bin Xu pour son aide constante au cours de ces deux dernières années. Au cours de ma maîtrise, j'ai eu la chance de rencontrer des gens extraordinaires et de travailler avec une équipe dynamique. J'aimerais donc remercier l'équipe du GRET et offrir une fleur à Marie-Claire Leblanc et son support constant tout au long du projet. Un énorme merci pour ta diligence lors des corrections et tes commentaires qui m'auront beaucoup appris. J'aimerais également témoigner de ma reconnaissance à Mélina Guéné-Nanchen, Kathy Pouliot, Sandrine Hogue-Hugron, Claire Boismenu et Brigitte Vimard qui furent toujours à l'écoute et disponibles pour m'aider et me conseiller lorsque j'étais dans le besoin.

J'aimerais remercier les étudiants du GRET qui ont transformé cette maîtrise en une expérience vivante et enrichissante sur le plan personnel. Merci donc à tous les étudiants : Sebastian Gutierrez Pacheco, Meike Lemner, Chao Liu, Charles Gignac et Gwendal Breton. Bien sûr, je ne peux passer sous silence l'aide quotidienne et incommensurable de Christine Isabel, avec qui j'ai collaboré lors des différentes étapes de nos projets respectifs dont la saison de collecte de données sur le terrain en Alberta. À toute l'équipe du GRET, merci pour la belle camaraderie partagée ensemble et la chance qui m'a été donnée de vous côtoyer lors de ces deux années!

Je voudrais également remercier l'équipe du NAIT pour leur contribution dans la réalisation de ce projet. Merci spécial à Melanie Bird pour son aide précieuse lors de la saison de terrain et pour son aide à la mise en place de l'expérience en serre. Merci également au reste de l'équipe, notamment Rebekah Ingram et Frankie McCorchuk, qui m'ont épaulé pour la réalisation de l'expérience en serre. Merci à tous ceux qui m'ont appuyé lors de mon travail sur le terrain à Fort McMurray, notamment Terry Osko et Skender Spaho. Finalement, merci à ma famille et aux amis m'ayant soutenu par leurs encouragements et leur soutien, une aide qui m'a permis de gravir cette nouvelle montagne de défis à relever que fut la maîtrise.

Introduction

Cette étude porte sur la restauration écologique d'une tourbière affectée par une perturbation linéaire minérale. Située dans la région de Fort McMurray au nord de l'Alberta, la perturbation linéaire minérale était un chemin d'accès à un plateau de forage utilisé pour l'extraction des sables bitumineux. La recherche sur les approches de restauration d'une tourbière modifiée par une perturbation linéaire sur sol minéral est relativement nouvelle. La présente étude a pour but de pallier en partie au manque de connaissances sur la gestion des innombrables chemins construits dans les tourbières du Canada, maintenant en fin de vie utile.

Les tourbières représentent un écosystème important au Canada. Les tourbières canadiennes couvrent une superficie approximative de 1,13 million de km², soit 12,5 % des milieux terrestres du pays (Tarnocai et al., 2011). Le Canada possède sur son territoire 37 % des tourbières mondiales, ce qui en fait, après la Russie, le deuxième pays sur la planète où cet écosystème est le mieux représenté (Joosten et al., 2002). Ces milieux sont des puits de carbone importants et jouent un rôle considérable dans le cycle du carbone à l'échelle planétaire. Bien que les tourbières mondiales ne représentent que 3 % de la superficie des terres émergées, on estime que ces milieux stockent approximativement le tiers du carbone terrestre (Xu et al., 2018).

La recherche en restauration des tourbières est d'autant plus importante du fait que ces milieux sont dégradés par plusieurs activités humaines, telles que la foresterie et l'agriculture. En Alberta, l'extraction des sables bitumineux est l'une des activités ayant le plus grand impact sur les tourbières de la province (Vitt & Bhatti, 2012). Pour réaliser cette activité, des infrastructures telles que des plateformes minérales et des chemins d'accès doivent être construites, souvent sur des tourbières. Ces derniers peuvent avoir plusieurs impacts sur la tourbière où ils sont construits tels que la fragmentation de l'habitat et l'altération de la circulation de l'eau (Nielsen et al., 2012; Turchenek, 1990).

Par la réalisation de ce projet, une méthode de restauration de route minérale en tourbière a été testée, celle-ci visant à initier un processus d'accumulation de tourbe directement sur le substrat minéral en prenant comme analogue l'initiation d'une tourbière minérotrophe après la déglaciation. Cette idée de restaurer un stade pionnier primaire de formation de tourbière découle des travaux de Dale H. Vitt et al. (2011). Par cette méthode de restauration, on vise à permettre la circulation de l'eau de part et d'autre de la route, tout en limitant l'enrichissement en éléments minéraux dans la tourbière adjacente. Également, on s'efforce à rétablir des conditions de surface adéquate à une régénération végétale de première succession composée de plantes de tourbières minérotrophes.

Toutefois, étant donné qu'il existe un manque de connaissances sur le succès d'établissement des mousses typiques des tourbières minérotrophes sur un substrat minéral argileux, une expérience en serre a également été effectuée afin de déterminer quelles espèces de mousses sont les mieux adaptées à la colonisation d'un substrat minéral.

Avant d'entreprendre un projet de restauration d'une tourbière perturbée, il est nécessaire de comprendre le fonctionnement de l'écosystème à restaurer. De surcroît, comprendre comment les perturbations affectent les tourbières est essentiel à la bonne restauration de ces milieux. Pour ces raisons, les prochaines sections présenteront certains concepts clés en lien avec les tourbières et introduiront les perturbations dans le contexte de la province où s'est déroulée l'étude, soit en Alberta.

1. Les tourbières

Les tourbières sont des milieux humides ayant un faible taux de décomposition, permettant ainsi l'accumulation d'une couche de matière organique non décomposée (aussi appelée « tourbe ») et la séquestration de carbone, l'une de leur principale fonction écologique. Pour être considéré comme une tourbière, un milieu humide doit être caractérisé par une accumulation de tourbe d'une certaine épaisseur. La classification québécoise des milieux humides (Bazoge et al., 2014) définit une tourbière par l'accumulation d'un dépôt de tourbe d'un minimum de 30 centimètres. En comparaison, la classification canadienne des milieux humides (National Wetlands Working Group, 1997) requiert un minimum de 40 centimètres pour classer un milieu humide comme une tourbière.

Les tourbières sont caractérisées par divers rôles écologiques, tels qu'abri pour la biodiversité, de rétention et de filtre de l'eau (Price et al., 2016). Il est toutefois important de noter que ce rôle de rétention et de filtre d'eau, communément désigné comme effet « tampon » ou effet « éponge », est souvent mal compris puisque le rôle hydrologique d'une tourbière dépend de sa position hydro-géomorphologique (Jutras & Plamondon, 2020).

Formation de tourbières

En Amérique du Nord, la majorité des tourbières ont commencé à se développer après la dernière glaciation. La formation de ces écosystèmes en Amérique du Nord a débuté de 6000 à 9000 ans avant aujourd'hui (Halsey et al., 1996). Les tourbières peuvent se former de deux principales façons : par paludification ou par comblement. La paludification correspond à la formation d'un écosystème tourbeux sur un milieu terrestre à la suite de conditions climatiques fraîches et humides induisant une accumulation d'eau sur un sol caractérisé par un mauvais drainage. Une

accumulation progressive de matière organique se produit lorsque ces conditions sont réunies (Kuhry et Turunen, 2006). Le comblement correspond plutôt à l'accumulation progressive de matière organique dans un cours d'eau comme un lac ou un étang, pouvant à long terme induire la création d'une tourbière (Anderson et al., 2003).

La formation de tourbe résulte donc de l'accumulation et du compactage de la matière organique. La tourbe est composée notamment de débris de mousses, de sphaignes, de cypéracées et d'autres végétaux typiques des tourbières. Le faible taux de décomposition découle principalement des conditions anaérobiques retrouvées dans le sol (Rydin & Jeglum, 2013). Ce manque d'oxygène est causé par un niveau élevé de la nappe phréatique typique des tourbières. Ces conditions anaérobiques limitent l'activité microbienne responsable de la décomposition de la matière organique. De plus, les conditions acides que l'on peut retrouver dans certains types de tourbières comme les tourbières ombrotrophes, pH variant entre 3,0 et 4,2 en Alberta (Alberta Environment and Parks, 2015), ralentissent également le taux de décomposition de la matière organique, en réduisant l'activité microbienne.

Classification des tourbières

En milieu nordique, deux principaux types de tourbières nordiques sont reconnues : les tourbières minérotrophes (fens) et les tourbières ombrotrophes (bogs). Les fens sont caractérisés par un drainage continu, où l'eau enrichie provenant du bassin versant environnant fournit un éventail d'éléments minéraux plus riche qui facilite la prolifération d'une communauté végétale plus diversifiée (Rocheport et al., 2012). La végétation des fens est souvent dominée par des cypéracées et des mousses brunes (*Amblystegiaceae* et *Calliergonaceae*). La végétation des bogs est généralement dominée par des sphaignes (*Sphagnum* sp.) et des éricacées. À la différence d'un fen, un bog est nourri en eau uniquement par les précipitations et ne reçoit pratiquement aucun apport d'eau provenant de la nappe phréatique. Dû une meilleure circulation de l'eau, un fen est plus riche en minéraux qu'un bog, ce qui lui donne son appellation de tourbière minérotrophe. Les bogs se forment rarement directement sur un substrat minéral (Sundberg et al. 2006) et succèdent très souvent aux fens dans la chronoséquence de développement d'une tourbière. En effet, au cours du temps avec l'accumulation de tourbe dans les fens, il s'ensuit une élévation de la surface et du niveau de la nappe phréatique, les isolant des sources d'eau riches en nutriments et résultant ainsi en la transformation du fen en bog (Kuhry et al., 1993; Kuhry et Turunen, 2006). L'approche de restauration retenue vise donc à reproduire la chronoséquence naturelle d'une tourbière en restaurant un fen sur un substrat minéral.

2. Les perturbations en tourbière boréale

Plusieurs activités humaines peuvent être source de perturbation dans les tourbières situées en milieu boréal. La sylviculture, le drainage agricole, la construction de barrages hydroélectriques comptent au nombre de ces activités. En Alberta, 16,3% du territoire est couvert par des tourbières (Vitt et al., 1996). Ces écosystèmes subissent la pression de plusieurs activités humaines. L'une des principales causes de la dégradation des tourbières en Alberta est l'extraction des sables bitumineux (Vitt & Bhatti, 2012). En 2016, les compagnies pétrolières en Alberta avaient complété l'extraction ou étaient en cours d'extraction des sables bitumineux sur une superficie de 95 301 hectares (Government of Alberta, 2019). Afin de rendre l'extraction possible en milieu très instable comme les tourbières, des plateformes et des routes constituées de matière minérale (sable, gravier, argile) sont souvent construites pour améliorer la portance. La région boréale du Canada comprendrait à elle seule un réseau de 217 000 kilomètres de routes, plus de 50% de ces routes traversant en un certain point une tourbière (Pasher et al., 2013). Ce chiffre ne compte que les routes visibles depuis l'espace. D'après une autre étude (Paradis-Lacombe, 2018), le réseau routier québécois, situé sur terres publiques comprenant un territoire plus vaste que la région boréale, couvrirait à lui seul plus de 400 000 kilomètres. Ces infrastructures, lorsque construites sur des tourbières, ont plusieurs impacts sur ces milieux, notamment par la fragmentation de l'habitat et la perturbation de la circulation hydrique (Plach et al., 2017).

3. L'extraction des sables bitumineux en Alberta

Le Canada possède sur son territoire 10% des réserves mondiales prouvées de pétrole, 98% de ces réserves provenant des sables bitumineux (Gouvernement du Canada, 2018). L'Alberta possède sur son territoire des gisements importants de sables bitumineux. Ceux-ci sont divisés en trois zones : les gisements de la région de l'Athabasca, de Peace River et de Cold Lake. Réunies, ces trois zones recouvrent 21% de la superficie totale de la province (Schneider & Dyer, 2006). Deux principales méthodes d'extraction des sables bitumineux sont actuellement utilisées en Alberta : l'extraction minière et le forage *in situ* (Oil Sands Magazine, 2021). L'extraction minière à ciel ouvert est employée lorsque les dépôts sont situés à moins de 70 mètres de la surface. Lorsque les gisements sont situés plus profondément, c'est la méthode de forage *in situ* qui est utilisée. Cette dernière consiste à injecter une source de chaleur, notamment de la vapeur d'eau (méthode du drainage par gravité au moyen de vapeur), dans le gisement, ce qui permet de liquéfier le bitume et ainsi de le pomper vers la surface. Afin de rendre le forage *in situ* possible, des plateformes et des routes constituées de matière minérale (sable, gravier, argile) sont souvent construites sur des tourbières. Ces infrastructures ont plusieurs impacts sur les tourbières sur lesquelles elles sont construites.

4. Impacts des perturbations linéaires minérales

Une perturbation linéaire peut désigner des infrastructures comme des routes, des emprises et des lignes sismiques. Une perturbation linéaire minérale se définit non seulement par sa linéarité, mais également par l'ajout d'un substrat minéral sur un site. Le substrat minéral ajouté a plusieurs impacts qui ont ici été divisés en trois catégories : les impacts sur les conditions hydrologiques, sur les conditions physico-chimiques et sur la biodiversité du milieu humide (Figure 1).

4.1 Impacts sur les conditions hydrologiques

Une perturbation linéaire minérale peut exercer un effet de barrage (Osko, 2010). En effet, le chargement de substrat minéral sur la tourbière a un effet de subsidence, soit la compaction de la couche de tourbe située sous le matériel minéral (Bocking, 2015). Dans le cas d'une route ou d'un chemin d'accès, le passage de machinerie lourde ou d'autres véhicules renforce cet effet. La compaction de la tourbe augmente sa densité apparente et diminue la conductivité hydrologique entre les deux côtés de la route.

Dans la majorité des cas, on observe un déficit en eau du côté de la route situé en aval de la direction de l'écoulement de l'eau (Saraswati et al., 2019). La profondeur de la nappe phréatique est inférieure du côté en aval de la route dû à l'effet de barrage exercé par la route. La profondeur de la nappe phréatique est un facteur contrôlant plusieurs paramètres des tourbières tels que la présence de différents types de végétation privilégiant des conditions plus sèches ou humides, la productivité primaire nette (PPN) et d'autres fonctions écosystémiques (Blodau & Moore, 2003; Keim & Amos, 2012). Une variabilité du niveau de la nappe phréatique aura donc plusieurs autres effets à long terme sur l'écosystème.

4.2 Impacts sur les conditions physico-chimiques

Le substrat minéral induit lors de l'aménagement d'une route sur une tourbière est souvent une couche compacte d'argile artificiellement surélevée par rapport au niveau de la tourbière. La compaction d'une couche de sol augmente sa densité apparente, diminue la porosité et la capacité d'infiltration d'eau d'un sol (Greacen & Sands, 1980; Huang et al., 1996; Naeth et al., 2013). La capacité de rétention d'eau d'une couche compacte de substrat minéral est plus faible que la tourbe alors que la densité apparente est plus élevée (Siegel & Glaser 2006; Fetter, 2001). Cette compaction du sol et les effets qui en résultent peuvent avoir un impact négatif sur la croissance

des plantes (Fedkenheuer et al. 1987; Trombulak & Frissel, 2000). La décompaction de cette couche d'argile ne facilite pas nécessairement l'établissement des plantes de tourbière (Gauthier, 2014).

L'introduction de matériel minéral sur une tourbière représente également un apport de minéraux et d'éléments nutritifs. Des changements dans la concentration d'ions et des éléments nutritifs, ainsi qu'une augmentation du pH peuvent être observés le long des routes construites avec du matériel alcalin (Müllerová et al., 2011; Turchenek, 1990). La route peut s'éroder et des sédiments peuvent être diffusés dans le milieu adjacent par écoulement (Coffin, 2007). Or, un apport en nutriments dans une tourbière peut avoir pour effet de favoriser certaines espèces rudérales au détriment des mousses et d'autres espèces à croissance lente des tourbières (Rydin & Jeglum, 2013). La présence d'une perturbation linéaire minérale sur une tourbière et l'apport en nutriments qui en résulte peuvent donc induire la croissance et la propagation d'espèces indésirables ou envahissantes. Une étude de Pouliot (2021) démontre qu'il est possible de limiter les effets de la présence du substrat minéral de la route sur la tourbière adjacente. Lorsque le matériel minéral est enfoui sous une couche de 40 cm de tourbe (méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux), la diffusion des nutriments et éléments minéraux est limitée dans les deux premiers mètres de chaque côté de la route. Les analyses physico-chimiques d'échantillons d'eau récoltés 1 an et 3 ans post restauration à plusieurs distances et profondeurs de la route montrent, dans l'ensemble, des concentrations en nutriments similaires à celles trouvées dans l'écosystème de référence (Pouliot, 2018).

4.3 Impacts sur la biodiversité

La composition végétale d'une tourbière est fortement influencée par son régime hydrologique, son pH et ses concentrations d'ions et d'éléments nutritifs (Vitt & Chee, 1990; Vitt et al., 2011). Le régime hydrologique est l'un des premiers facteurs modifiés par la construction d'une route sur une tourbière. L'assèchement du côté de la route situé en aval peut altérer la dynamique des communautés végétales qui y vivent et même mener à la mort d'un grand nombre des plantes qui y sont présentes (Bocking, 2015). Des études effectuées dans des tourbières naturelles en milieu boréal situées en Alberta démontrent que des conditions plus sèches peuvent favoriser une plus grande biomasse et PPN pour les espèces arborescentes et arbustives, mais un couvert réduit pour les sphaignes (Miller et al., 2015; Munir et al., 2015). L'étude de Miller et al. (2015) s'intéresse à l'effet de l'assèchement et du drainage causé par des routes à long terme (plusieurs décennies) sur les communautés végétales de la tourbière adjacente. Dans trois des quatre tourbières boisées étudiées, la biomasse dans l'écosystème perturbé par la route avait doublé ou quadruplé par rapport à l'écosystème non perturbé. Des changements d'abondance ont également été observés. Notamment, les zones affectées par la route avaient une plus grande abondance d'espèces de

bryophytes que l'on retrouve habituellement sur les buttes (buttes) tels que *Pleurozium schreberi* et *Hylocomnium splendens*. Le drainage résultant de la présence d'une route mène donc à long terme à une transition vers des espèces mieux adaptées à des conditions sèches, du moins du côté en aval de la route par rapport au sens général de l'écoulement de l'eau dans la tourbière. Des changements majeurs dans la composition et l'abondance des espèces végétales suivant la construction d'une route en tourbière peuvent avoir un effet important sur ses fonctions de puits de carbone et d'abri pour la biodiversité (Edwards et al., 2018).

Pour la faune, la présence d'une perturbation linéaire minérale représente un obstacle important qui fragmente l'habitat et change la dynamique de l'écosystème. Plusieurs espèces animales sont sensibles à ces perturbations et un déclin de plusieurs espèces a été observé en Alberta. Au nombre des espèces affectées, on compte notamment le caribou, le lynx, la martre, le martin-pêcheur, le carcajou et diverses espèces d'oiseaux (Schneider & Dyer, 2006).

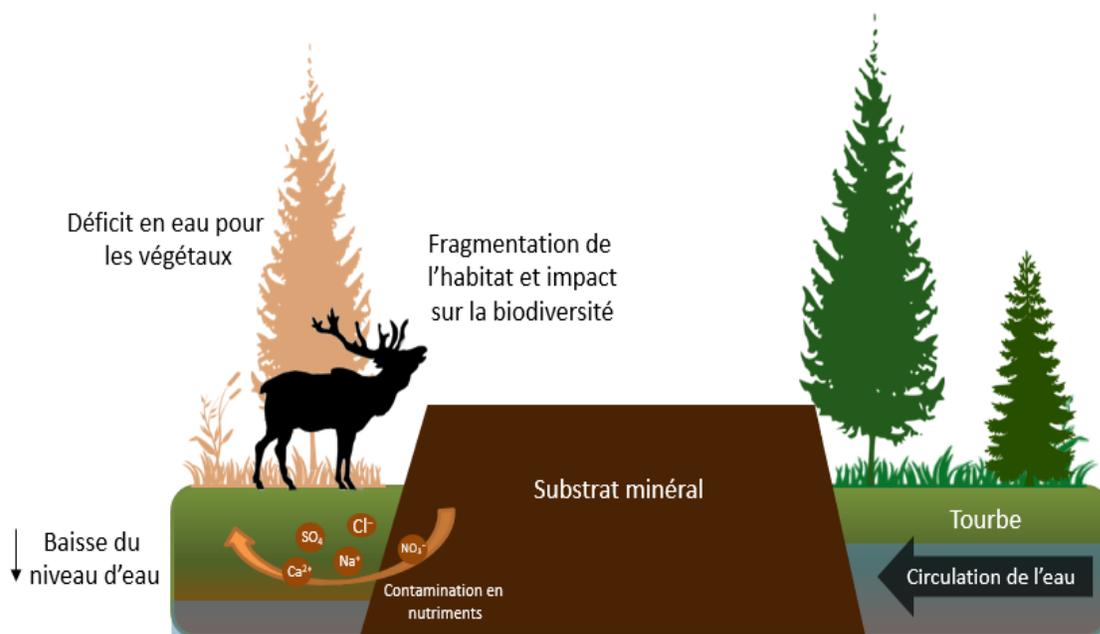


Figure 1: Conceptualisation des impacts potentiels d'une perturbation linéaire minérale (P. Guérin)

La restauration d'une tourbière modifiée par une perturbation dans le contexte d'exploitation des sables bitumineux en Alberta est maintenant obligatoire. En 1993, le gouvernement de l'Alberta a adopté le *Environmental Protection and Enhancement Act* (EPEA). Cette loi oblige les compagnies pétrolières et minières à restaurer le site perturbé par leur projet à un état équivalent à celui avant la perturbation. À cet effet, le promoteur doit respecter plusieurs critères de restauration et ensuite obtenir un certificat de restauration auprès du ministère de l'Environnement (*Environment and*

Parks). Les critères définissant le succès ou l'échec d'un projet de restauration sont définis dans le *Reclamation Criteria for Wellsites and Associated Facilities for Peatlands* (Alberta Environment and Parks, 2015).

5. Restauration écologique des tourbières affectées par une perturbation linéaire sur substrat minéral

Une fois que les routes construites sur des tourbières ne sont plus utilisées, il devient nécessaire de restaurer ces milieux afin de contrer les nombreux impacts négatifs sur l'environnement associés à l'implantation de ces structures. La restauration écologique est définie comme un processus d'aide au rétablissement d'un écosystème endommagé ou détruit (SER, 2004). Cette définition établie par la *Society of Ecological Restoration* est globalement utilisée à travers le monde. Dans le contexte de la restauration des tourbières, la restauration a pour but de rétablir les fonctions écologiques de l'écosystème. La séquestration du carbone étant l'une des caractéristiques fondamentales d'une tourbière, leur restauration vise avant tout le retour d'un milieu accumulateur de tourbe. Deux principaux objectifs doivent être atteints pour rétablir la fonction écologique de séquestration du carbone d'une tourbière: 1) restaurer des conditions hydrologiques propices aux communautés végétales ciblées, en rétablissant la nappe phréatique à un niveau proche de la surface; 2) rétablir un couvert végétal dominé par les sphaignes et les mousses de tourbières (Quinty & Rochefort, 2003).

Dans cette étude, l'approche de restauration appliquée vise la régénération d'un tapis muscinal pour la restauration d'un fen sur le substrat minéral d'une route. Les principaux facteurs pouvant influencer cette régénération, les options de restauration possibles et la justification du choix de restaurer un fen sont détaillés dans les sections suivantes.

5.1 Rétablissement des conditions hydrologiques

La compaction résultant de la présence du substrat minéral d'une route et l'effet de barrage occasionné par celle-ci altèrent les conditions hydrologiques de la tourbière. Le rétablissement de conditions hydrologiques favorables aux espèces végétales ciblées est l'un des aspects les plus importants à considérer lors de la restauration d'une tourbière (Chimner et al., 2017). Une étude récente (Saraswati et al., 2020) démontre que la création de structures d'écoulement de l'eau de manière stratégique permet d'induire une meilleure circulation de l'eau de part et d'autre de la route, notamment vis-à-vis les structures d'écoulement de l'eau, et de limiter l'effet de barrage. La création de structures d'écoulement de l'eau dans le substrat minéral résiduel d'une route peut donc être une option viable pour rétablir le niveau de la nappe phréatique du milieu perturbé. Une

autre étude (Gauthier, 2017) démontre que l'extraction partielle du substrat minéral d'une plateforme d'extraction, afin d'établir une élévation similaire au milieu naturel adjacent, a contribué à remouiller le site et induire des conditions hydrologiques favorables à des plantes typiques des fens. Dans le cas de la présente étude, deux principales actions visant à rétablir les conditions hydrologiques ont été mises en œuvre : la création de structures d'écoulement de l'eau et le rétablissement de l'élévation de la route à un niveau similaire à la tourbière naturelle adjacente.

5.2 Préparation de la surface du sol

Comme la méthode de restauration testée dans ce projet implique d'extraire partiellement le matériel minéral de la route afin d'abaisser le niveau de celle-ci à une hauteur similaire à la surface de la tourbière environnante, un travail de la surface résiduelle de la route est nécessaire pour faciliter le retour des communautés végétales ciblées. La présence d'un chemin sur une tourbière compresse la tourbe et modifie grandement les conditions hydrauliques de l'écoulement de l'eau (Price et al. 2005). La manipulation de la microtopographie et de la perméabilité du sol, cette dernière pouvant être augmentée par la décompaction des sols, sont deux critères importants dans le processus de restauration d'une tourbière puisqu'elles peuvent induire une meilleure rétention d'eau.

Plusieurs méthodes de préparation de surface peuvent être utilisées. La méthode du « Rough and Loose » (Polster, 2013) est une technique qui modifie la topographie en créant une hétérogénéité sur le site restauré par la formation d'une série de creux et de buttes à l'aide de la machinerie. D'après Polster (2013), ce type de préparation de surface devrait créer des microsites idéaux (aussi appelés « sites refuges ») pour l'accumulation et la germination de propagules de plantes. Les sites refuges présentent des conditions de teneur en eau, d'éclairage et d'ombrage propices à la germination d'une grande variété d'espèces végétales (Hamrick et al. 1987). Ces sites refuges favorisent la croissance de plantes pionnières et les protègent contre la dessiccation (Jumpponen et al., 1999). De plus, la création d'une hétérogénéité de topographie permet de soutenir la colonisation par des espèces privilégiant différentes niches, puisque des plantes favorisant des conditions humides tendent à coloniser le creux des buttes, alors que des espèces adaptées à des conditions sèches colonisent le haut des buttes. L'élévation des sites refuges est un critère important pour la régénération et le haut des buttes serait ainsi favorable à la colonisation d'espèces arborescentes (Blood & Titus, 2010). L'hétérogénéité spatiale peut induire une grande abondance et une grande diversité d'espèces végétales (Vivian-Smith, 1997; Stein et al. 2014). Ce principe sera testé dans cette étude.

5.3 Revégétalisation

Lors de la restauration d'une tourbière, il est primordial de réintroduire des plantes de tourbières sur le site à restaurer et de procurer des conditions favorables à leur croissance. Le cas échéant, le manque de disponibilité en eau, l'exposition à la dessiccation, l'érosion, le soulèvement gélival et l'absence (ou quasi-absence) d'une banque de graines pour la germination limitent grandement l'établissement des plantes (Price, 1996; Campbell et al., 2003; Lavoie et al., 2005). En général, une tourbière perturbée par l'activité humaine et qui n'est pas restaurée sera colonisée de façon naturelle, ou spontanée, par les espèces de plantes environnantes, mais pas nécessairement par des plantes typiques des tourbières. Cette revégétalisation s'effectue à une vitesse inférieure à celle d'un site auquel on aurait appliqué des techniques appropriées de restauration (Poulin et al., 2005). Dans le cas d'une tourbière exploitée pendant 30 ans à Cacouna, plus de 40 années ont été nécessaires pour que le site soit revégétalisé de façon naturelle (Girard, 2000). Toutefois, la tourbière n'est pas redevenue un milieu accumulateur de tourbe, puisque seulement 10 % de la superficie étant recouverte par des sphaignes. De plus, lorsqu'un site perturbé est revégétalisé naturellement, des espèces indésirables comme *Carex aquatilis*, espèce parfois considérée comme « envahissante », peuvent s'y installer (Caners & Lieffers, 2014).

Plusieurs facteurs, dont l'ouverture de la canopée et l'altération des conditions hydrologiques, peuvent expliquer le faible taux de renouvellement (par colonisation spontanée) des espèces typiques des tourbières, plus spécifiquement des bryophytes (Lee & Boutin, 2006; Price et al., 2003). Selon Lee et Boutin (2006), le manque d'ombrage et l'absence de microtopographie seraient les principales causes de la faible régénération végétale dans les lignes sismiques en Alberta. Une étude en serre réalisée par Graf et Rochefort (2010) s'est intéressée aux conditions favorisant la régénération des bryophytes typiques des fens. L'étude démontre que la présence d'ombrage et un niveau d'eau élevé avaient un effet positif sur la majorité des espèces testées et que les sphaignes avaient un plus haut taux de régénération que les autres mousses. Les bryophytes testées poussaient également mieux sous un couvert de plantes herbacées. La présence d'un ombrage est donc essentielle à la régénération des mousses (Graf & Rochefort, 2010; Mälson & Rydin, 2007). L'approche de restauration mise en œuvre dans cette étude a impliqué l'application d'une couche de paillis sur l'entièreté du site à l'étude afin de faciliter la régénération des bryophytes ciblées.

La sélection d'un site donneur est importante pour le processus de restauration d'une tourbière. Le site donneur est une tourbière naturelle sur laquelle est prélevée la couche de végétation en surface. Le matériel végétal prélevé doit être riche en diaspores de sphaignes dues à leur fort potentiel d'accumulation de la tourbe. Le matériel prélevé doit aussi contenir d'autres espèces de mousses considérées comme pionnières puisque les sphaignes sont reconnues pour leur faible

vitesse de colonisation. Lors de la restauration d'une tourbière à sphaigne, on privilégie des espèces de mousses comme *Polytrichum strictum* qui permettent de stabiliser le sol (Quinty & Rochefort, 2003; Groeneveld & Rochefort, 2005), ce qui favorise la colonisation du milieu perturbé. La couche muscinale ainsi prélevée est par la suite dispersée sur le site à restaurer dans un ratio de 1 :10, c'est-à-dire, un mètre carré de matériel peut permettre d'ensemencer dix mètres carrés du milieu à restaurer (Quinty & Rochefort, 2003). À la suite de l'établissement d'une couche muscinale, d'autres plantes typiques des tourbières, dont l'épinette noire et des espèces d'éricacées, sont en mesure de s'établir sur le site perturbé à partir du matériel donné et également par dispersion à partir des milieux naturels adjacents (Rochefort & Lode, 2006). Dans le cadre de la présente étude, les espèces sélectionnées pour la restauration sont des espèces typiques des fens afin de restaurer un stade pionnier primaire de formation de tourbière similaire aux conditions d'initiation de tourbière minérotrophe après déglaciation (Vitt et al., 2011).

5.4 Options de restauration

Plusieurs options de restauration sont possibles pour restaurer une tourbière. Les principales techniques de restauration employées en Amérique du Nord s'inspirent de la technique de transfert de la couche muscinale (Quinty & Rochefort, 2003). Cette méthode de restauration a été initialement développée pour restaurer des bogs perturbés par l'extraction de la tourbe. Ainsi, par le passé, la recherche sur la restauration des tourbières s'est beaucoup concentrée sur la restauration de bogs exploités pour leur tourbe (Chimner et al., 2017; Quinty & Rochefort, 2003; Vitt et al., 2011), il existe donc un manque de connaissances pour les tourbières affectées par des perturbations avec un substrat minéral (Chimner et al., 2017; Osko, 2010).

Plusieurs méthodes de restauration sont applicables lorsqu'il y a présence d'un substrat minéral sur une tourbière. En 2012, une étude (Sobze et al., 2012) sur la restauration d'un fen pauvre perturbé par une plateforme d'extraction a été réalisée par le Northern Alberta Institute of Technology (NAIT). Le but de ce projet de recherche était de restaurer les conditions hydrologiques et la capacité d'accumulation de tourbe du site perturbé par le substrat minéral de la plateforme. Trois techniques de restauration distinctes furent testées : 1) l'extraction du substrat minéral suivi d'une décompaction de la tourbe; 2) l'enfouissement du substrat minéral sous la couche de tourbe sous-jacente, c'est-à-dire l'inversion de la couche minérale et de la couche organique; 3) l'extraction partielle du substrat minéral suivi de l'enfouissement du substrat minéral sous la couche de tourbe sous-jacente. La technique la plus efficace et la plus rentable fut la troisième. Cette technique s'est avérée plus efficace que l'extraction totale du substrat minéral de la perturbation. D'autres études ont appliqué une méthode similaire avec succès (Gauthier, 2014; Gauthier et al., 2017; Pouliot, 2021; Xu et al., 2021). Ce projet de maîtrise va s'inspirer de ces études de cas.

5.5 Justification pour la restauration d'un fen

Dans le cas de la présente étude, nous cherchons à appliquer une technique de restauration de fen pour reproduire des conditions similaires à celles observées lors de l'initiation de tourbière minérotrophe après déglaciation (Vitt et al., 2011). Cette approche de restauration a été sélectionnée en dépit du fait que la route, soit la perturbation faisant l'objet de cette étude, est localisée au sein d'une tourbière ombrotrophe. Ce choix est supporté par plusieurs éléments. D'abord, rappelons que le substrat minéral de la route est une source d'éléments minéraux pour la tourbière adjacente et que les bogs se forment rarement sur un substrat minéral (Sundberg et al. 2006). De surcroît, l'extraction totale et le transport de ce substrat minéral sont en général très coûteux, et ne seront pas privilégiés ici. L'approche de restauration retenue ne vise donc pas à restaurer des communautés végétales typiques du milieu perturbé (tourbière ombrotrophe), mais plutôt à établir des communautés végétales de tourbière minérotrophe, aptes à croître sur un substrat minéral et pouvant rétablir la fonction de séquestration du carbone, soit le principal objectif ciblé lors de la restauration d'une tourbière. Les communautés végétales ciblées sont typiques des tourbières minérotrophes (fens) puisque les mousses brunes sont en mesure de s'établir sur le substrat minéral de l'ancienne route et de tolérer ses conditions biochimiques (Borkenhagen & Cooper, 2016). Par conséquent, la végétation de la tourbière restaurée sera initialement très différente en surface de la végétation de la tourbière ombrotrophe adjacente, mais pourra éventuellement à plus long terme se régénérer naturellement vers un écosystème de tourbière ombrotrophe.

1. Objectifs et hypothèses de recherche

Le principal objectif de ce projet de recherche est d'évaluer le succès d'une approche de restauration sur substrat minéral d'une tourbière perturbée par un chemin maintenant en fin de vie sur un site industriel d'extraction de pétrole. Au Canada, l'accumulation de la tourbe est la principale fonction écologique visée par la restauration d'une tourbière et le principal critère permettant d'établir le succès de la restauration. Or, cela peut prendre de 10 à 15 ans avant qu'une tourbière restaurée transite d'émettrice de carbone à puits de carbone (Nugent et al., 2019; Strachan et al., 2016). Dans le cadre de cette étude qui a été conduite à plus court-terme, le succès de la technique de restauration est évalué par l'atteinte de quatre principaux objectifs. L'atteinte de ces objectifs est un bon indicateur de conditions favorables à l'accumulation de tourbe. De façon générale, étudier et évaluer chacun de ces objectifs devrait permettre d'obtenir des informations clés à notre compréhension de la dynamique de l'écosystème perturbé et de sa transition vers un écosystème restauré.

Objectif 1 : Rétablir l'homogénéité spatiale de la nappe phréatique de part et d'autre du chemin restauré.

Hypothèse : L'installation de canaux d'écoulement de l'eau perpendiculaires à la route et l'abaissement du niveau de la route par retrait du matériel de construction de la route induisent une meilleure circulation de l'eau et, à long terme, une différence plus faible des niveaux d'eau de chaque côté de la route.

Objectif 2 : Établir des conditions de surface du substrat (teneur en eau en surface et élévation), sur le chemin restauré, favorables au rétablissement des communautés végétales ciblées.

Hypothèse 1 : L'extraction partielle du substrat minéral afin d'établir une élévation similaire à la tourbière adjacente permet d'induire une circulation d'eau de part et d'autre de la route et des conditions favorables de teneur en eau sur la route au rétablissement des communautés végétales ciblées.

Hypothèse 2 : L'application du traitement « Rough and Loose » (traitement de surface induisant une hétérogénéité de microtopographie) permet de créer des sites refuges favorables aux communautés végétales ciblées.

Objectif 3 : Limiter l'impact de la présence de substrat minéral du chemin restauré sur les conditions physico-chimiques de la tourbière adjacente.

Hypothèse : En raison d'une faible circulation de l'eau, l'effet d'enrichissement minéral sur les conditions physico-chimiques de la tourbière adjacente est limité aux bordures du chemin.

Objectif 4 : Rétablir une communauté végétale typique de fen sur le chemin restauré.

Sous-objectif 4a) : Initier l'établissement d'un **couvert végétal** (composition et couvert) d'espèces typiques de fen sur le chemin restauré.

Hypothèse : Le transfert de la couche muscinale permet d'initier l'établissement d'espèces de fen similaires au site donneur. Une augmentation du couvert (%) des diverses espèces de fen est constatée lors des deux saisons de collecte de données (2019 et 2020). Toutefois, le couvert demeure à court terme inférieur à celui observé au site donneur.

Sous-objectif 4b) : Déterminer les **facteurs explicatifs** de la composition et du couvert des espèces végétales s'établissant sur le chemin restauré

Hypothèse : La teneur en eau du sol et le type de préparation de surface sont les principaux facteurs affectant la composition et le couvert des espèces végétales.

Sous-objectif 4c) : Évaluer la capacité de régénération sur un substrat minéral d'espèces de mousses et sphaignes typiques des fens et étudier l'effet de la teneur en eau et d'un ombrage visant à diminuer l'évaporation sur la régénération des espèces sélectionnées (expérience en serre).

Hypothèse : Le niveau d'eau élevé et la présence d'ombrage favorisent l'établissement de la majorité des espèces sélectionnées et les espèces de sphaignes devraient avoir un meilleur taux de survie que les autres espèces de mousses.

2. Méthodologie

2.1 Expérience sur le terrain

2.1.1 Sites d'étude

Les sites d'étude sont divisés en deux types : l'écosystème perturbé sur lequel fut appliquée la technique de restauration et les écosystèmes de référence. Ces sites sont situés dans la région de Fort McMurray, dans le nord de l'Alberta (56,19156° N; 111,3986°O). La région d'étude est entièrement comprise dans la forêt boréale, biome dans lequel on retrouve plusieurs types de milieux humides, majoritairement des tourbières (Woynillowicz et al., 2005). Notamment, on estime que les tourbières minérotrophes recouvrent 65 % de la superficie de la région de Fort McMurray (Price et al., 2010).

Écosystème perturbé

La perturbation linéaire minérale faisant l'objet de l'étude est un chemin d'accès créé en 1999 dans le contexte de l'extraction des sables bitumineux. La route appartenait à la compagnie *Japan Canada Oil and Sands Ltd.* (JACOS), avant d'être cédée à la compagnie *Greenfire Oil and Gas Ltd.* en 2019. Le paysage est fragmenté par d'autres chemins d'accès similaires, des plateformes d'extraction et des lignes sismiques (Figure 2a). La route est reliée à l'est à une plateforme d'extraction des sables bitumineux (méthode *in situ*).

Le projet de restauration a été effectué sur une portion de 140 m de longueur d'un chemin d'accès utilisé dans le cadre de l'extraction du bitume. La route a été construite à l'intérieur d'un bog dominé par les sphaignes (Tableau 1). La route est constituée principalement d'un matériel minéral argileux de 50 cm à 1 m d'épaisseur. Lors de la création de la route, une couche de géotextile a été posée sous le substrat minéral. Dans le cadre de cette expérience, on considère également la tourbière adjacente (à une distance de moins de 12 mètres de la route) comme l'écosystème perturbé. Une couche de tourbe de plus de 1 mètre de profondeur est présente de chaque côté de la route.

La tourbière naturelle adjacente à la route est dominée par des espèces d'éricacées et herbacées comme *Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron & Judd, *Vaccinium vitis-idaea* Linnaeus, *Maianthemum trifolium* (Linnaeus) Sloboda, *Vaccinium oxycoccos* Linnaeus, *Chamaedaphne calyculata* (Linnaeus) Moench, *Rubus chamaemorus* Linnaeus, *Kalmia polifolia* Wangenheim, *Andromeda glaucophylla* Link et *Eriophorum vaginatum* Linnaeus. Plusieurs espèces de sphaignes et de mousses sont également présentes dont notamment *Sphagnum fuscum* (Schimp.) H. Klinggr, *Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw., *Polytrichum strictum* Menzies ex Brid., et *Aulacomnium*

palustre (Hedw.) Schwägr.. La principale espèce d'arbre observée est l'épinette noire (*Picea mariana* (Miller) Britton, Sterns & Poggenburgh).

Tableau 1 : Conditions physico-chimiques de la tourbière naturelle perturbée adjacente au chemin restauré (2018) comparativement à la classification des milieux humides d'Alberta (Alberta Environment and Sustainable Resource Development (ESRD), 2015)

Caractéristiques	Écosystème perturbé ^{1, 2}	Classification des milieux humides de l'Alberta (ESRD)		
		Bog	Fen pauvre	Fen riche
pH	4,0-4,9	3,0-4,2	4,0-5,5	5,5-8,5
Conductivité électrique (uS/cm)	43-89	<100	<100	100-2000
Calcium (mg/L)	5-12	0-3	3-10	10-100
Couvert muscinal	Couvert dominé par les sphaignes	Couvert dominé par les sphaignes	Bryopsida (mousses)	Bryopsida (mousses)

¹Tourbière adjacente au chemin restauré

²Les mesures prises sur l'écosystème perturbé ont été prises lors des travaux de restauration en 2018.

L'eau circule dans la tourbière vers la direction nord-ouest (Figure 2b). Une étude de Plach et al. (2017) réalisée sur le même site d'étude que la présente expérience démontre que le niveau d'eau est plus bas du côté nord de la route (en aval) que du côté sud (en amont) (Figure 3). L'âge de la plupart des arbres et autres plantes présentes sur la tourbière peut être estimé à partir de la dernière perturbation majeure ayant affecté le site, soit un feu de forêt survenu en 1995 (Oil Sands Magazine, 2016). On considère donc que la plupart des arbres et autres plantes de la tourbière sont âgés d'une vingtaine d'années.

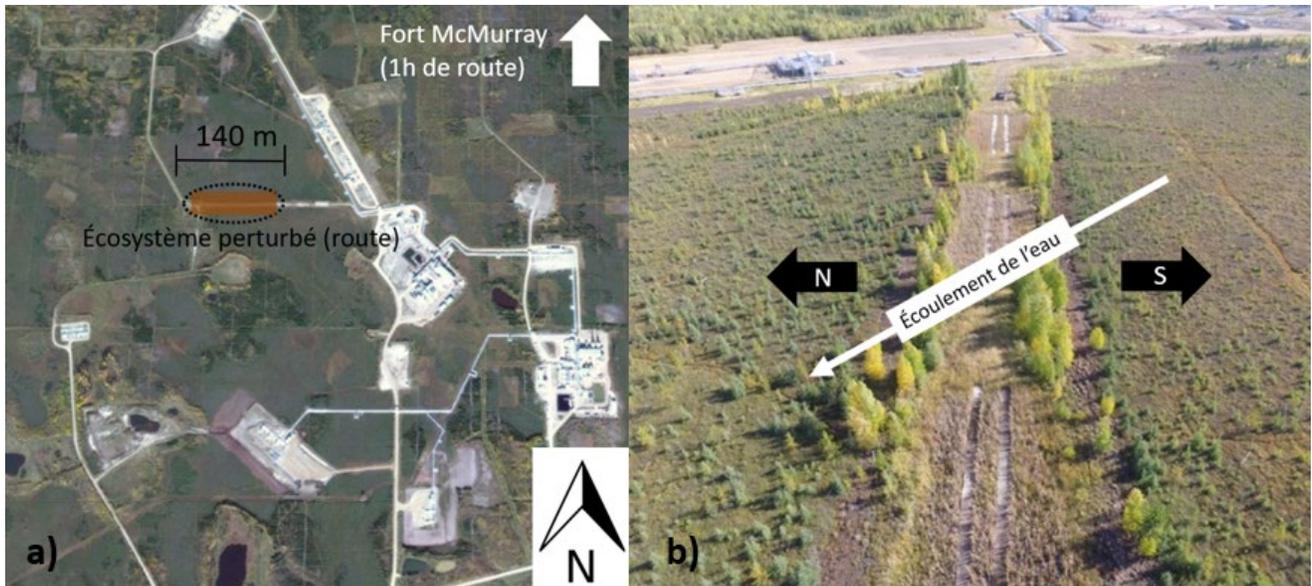


Figure 2 : Site expérimental – tourbière perturbée par un chemin d'accès a) Vue satellite (Google Earth Pro); b) Vue aérienne

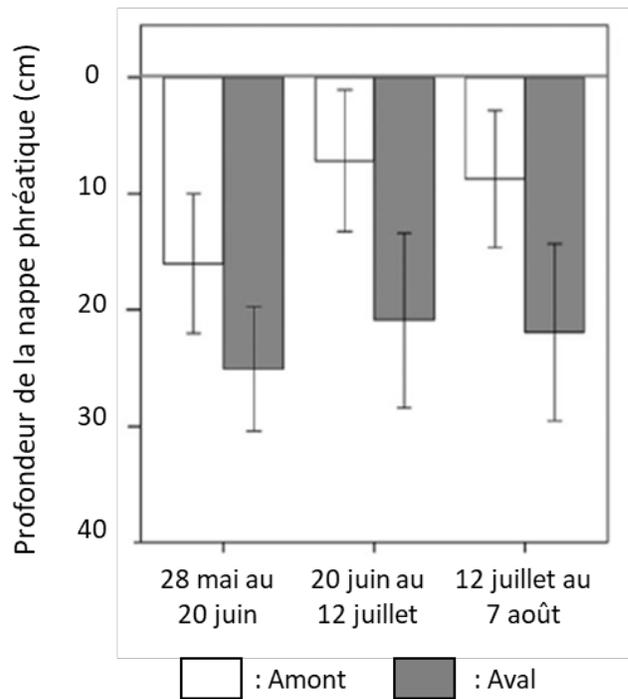


Figure 3 : Profondeur de la nappe phréatique de chaque côté du chemin restauré 1 an pré restauration (tiré et traduit de Plach et al. 2017)

Écosystèmes de référence

Un écosystème de référence sert de modèle lors de la planification de la restauration d'un écosystème perturbé et sert par la suite à l'évaluation du succès de la restauration (SER, 2004). Pour cette expérience, deux écosystèmes de référence ont été choisis afin de pouvoir comparer différents attributs de l'écosystème perturbé. Le premier écosystème de référence est la tourbière naturelle adjacente à la route située à plus de 50 mètres de celle-ci. Le niveau de la nappe phréatique, les conditions de surface (teneur en eau et élévation) et les conditions physico-chimiques ciblées par la restauration pourront ainsi être comparés à l'écosystème perturbé.

Pour ce qui est de la végétation, c'est plutôt le site donneur utilisé pour revégétaliser la route (Figure 4) qui servira d'écosystème de référence. Le site donneur (56°19'49.73"N, 111°39'23.26"O) est un fen dominé par des mousses de fen. Rappelons ici que nous cherchons, dans le cadre de ce projet, à restaurer un stade pionnier primaire de formation de tourbière similaire aux conditions d'initiation de tourbière minérotrophe après déglaciation (Vitt et al., 2011), car nous tentons de rétablir des plantes de tourbières sur de l'argile. C'est pour cette raison qu'un fen a été choisi comme site donneur. Le fen sélectionné est situé dans une ligne sismique, un kilomètre au nord de la route. Bien que perturbé, ce fen est considéré comme écosystème de référence pour les espèces ciblées pour la restauration, et non les conditions hydrologiques ou physico-chimiques. Un inventaire de la végétation du site donneur a été réalisé au cours du mois de mars 2019 (Annexe 1). Un second inventaire de la végétation a été réalisé six mois à la suite de la collecte du matériel donneur (Annexe 2). Plusieurs espèces de bryophytes ont été inventoriées dont les plus communes : *Aulacomnium palustre*, *Bryum pseudotriquetrum* (Hedw.) G. Gaertn., *Calliergon giganteum* (Shimp.) Kindb., *Helodium blandowii* (F. Weber & D. Mohr) Warnst., *Hypnum lindbergii* Mitt., *Paludella squarrosa* (Hedw.) Brid., *Sphagnum warnstorffii* Russow et *Tomentypnum nitens* (Hedg.) Loeske.



Figure 4 : Fen régénéré naturellement d'une ancienne ligne sismique utilisée comme site donneur pour revégétaliser la route (2020)

Un inventaire de la végétation a également été effectué pour la tourbière naturelle adjacente à la route (à plus de 12 mètres de la route) afin de considérer l'effet de bordure potentielle et les espèces potentielles pouvant naturellement recoloniser la route (Annexe 8). La tourbière naturelle adjacente à la route est dominée par des espèces d'éricacées et herbacées comme *Rhododendron groenlandicum*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Maianthemum trifolium*, *Vaccinium oxycoccos*, *Chamaedaphne calyculata*, *Rubus chamaemorus*, *Kalmia polifolia*, *Andromeda glaucophylla* et *Eriophorum vaginatum*. Plusieurs espèces de sphaignes et de mousses sont également présentes dont notamment *Sphagnum fuscum*, *Sphagnum capillifolium*, *Polytrichum strictum* et *Aulacomnium palustre*. La principale espèce d'arbre observée est l'épinette noire (*Picea mariana*).

2.1.2 Restauration

Les travaux de restauration et la préparation du site expérimental ont eu lieu en octobre 2018 et en mars 2019. Les travaux peuvent être divisés en quatre étapes principales : le rétablissement de l'élévation du niveau de la route au niveau de la surface de la tourbière, la mise en place de canaux d'écoulement de l'eau, la préparation de la surface du sol et la revégétalisation. Toutes ces manipulations ont été effectuées mécaniquement, par l'utilisation d'un bulldozer, une excavatrice, un camion à benne, un chargeur compact (« squid steer ») et un véhicule ARGO muni d'une remorque.

1. Rétablissement de l'élévation

Le matériel minéral utilisé lors de la construction de la route surélève cette dernière à une élévation plus élevée que la tourbière adjacente. Une différence moyenne de 20 centimètres d'élévation a été constatée (avant la restauration) entre la hauteur moyenne de la route par rapport à la tourbière adjacente. Des profils d'élévation réalisés sur la route avec un altimètre de haute précision (Ziplevel Pro-2000) à la suite des travaux de restauration ont permis d'établir la présence de deux gradients d'élévation. En effet, l'extrémité ouest a une élévation moyenne 60 cm plus basse que l'extrémité est de la route. Un deuxième gradient d'élévation a été constaté entre le côté nord et sud de la route, le côté sud étant en moyenne 20 cm plus bas que le côté nord. Ces gradients d'élévation favorisent une circulation de l'eau dans la direction nord-ouest (Figure 2b), ce mouvement d'eau étant entravé par la présence de la route. Le rétablissement de l'élévation de la route a pour but de permettre un remouillage uniforme de la surface de la route.

Au mois d'octobre 2018, une partie du substrat minéral a été extraite avec une excavatrice afin d'abaisser la surface de la route et d'établir une élévation similaire par rapport à la tourbière adjacente. L'élévation de la route ciblée était l'élévation des dépressions dans la tourbière adjacente à la route. Plusieurs mesures d'élévation ont été prises dans les dépressions du côté en amont et du côté en aval de la route. La différence d'élévation mesurée entre les dépressions de chaque côté de la route était faible et négligeable. L'élévation des dépressions les plus basses a donc servi de référence comme élévation ciblée de la route (Figure 5). Au cours des opérations de restauration, plusieurs profils d'élévation ont été effectués afin de s'assurer que l'élévation ciblée était respectée. Le surplus de matériel minéral extrait a été poussé à l'aide d'un bulldozer aux deux extrémités de la route, résultant en la formation de deux monticules de substrat minéral d'une hauteur approximative de 2 mètres (visible à l'extrémité de la route sur la Figure 8).

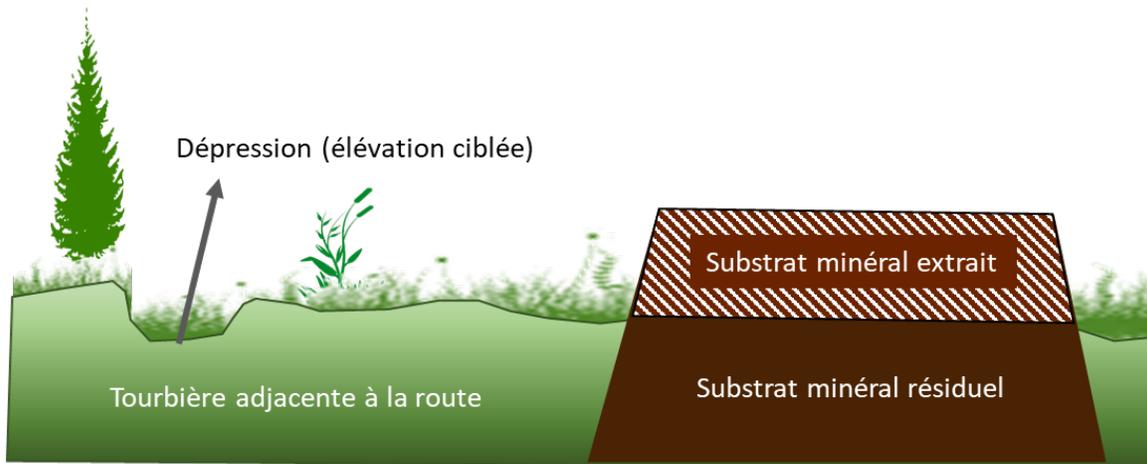


Figure 5: Élévation ciblée lors de l'extraction partielle du substrat minéral de la route

2. Formation des canaux d'écoulement

Au mois d'octobre 2018, quatre canaux d'écoulement ont été creusés dans le substrat minéral afin de favoriser une meilleure circulation de l'eau d'un côté à l'autre de la route (Figure 6). Le matériel minéral fut excavé complètement, soit sur une profondeur d'approximativement 50 cm, la profondeur de la couche de matériel minéral variant au sein de la route. Ces canaux sont d'une largeur d'environ 3 mètres, soit la largeur du godet de l'excavatrice, et d'une longueur approximative de 12 mètres (distance correspondant à la largeur moyenne de la route). Une distance de 30 ou 40 mètres sépare chacun des canaux d'écoulement (Figure 10). À la suite de leur excavation, les canaux ont été remplis avec des ballots de paille (23 à 25 ballots de paille par canal d'écoulement) et de la tourbe. Ces deux matériaux de remplissage ont été choisis dans le but de permettre la circulation et la diffusion de l'eau. Enfin, une couche de géotextile a été posée au-dessus de chaque canal d'écoulement, puis recouverte d'argile afin de rétablir l'élévation ciblée préalablement.



Figure 6 : Construction d'un canal d'écoulement perpendiculaire à la route a) Excavation du canal; b) Remplissage du canal avec des ballots de paille et de la tourbe; c) Ajout d'une couche de géotextile; d) Ajout d'une couche d'argile sur le dessus et aplanissement

3. Préparation microtopographique de la surface

À la suite du nivellement de la route pour atteindre une élévation topographique similaire à la tourbière naturelle adjacente et de la formation de structures facilitant l'écoulement des eaux au travers de la structure routière résiduelle, la surface de la route résiduelle a été préparée afin de présenter deux textures différentes. La première méthode est l'aplanissement de la surface de la route à l'aide d'un bulldozer. La deuxième méthode ciblait la formation d'une surface inégale composée de buttes et de dépressions. Cette deuxième méthode est fortement inspirée de la technique du « Rough and Loose » (Polster, 2013) et a nécessité l'utilisation d'une pelle mécanique. Les buttes et les dépressions formées avaient une différence d'élévation d'environ 30 centimètres. Les deux types de texture ainsi formés sont donc des traitements auxquels les noms de « Surface aplanie » et « Surface éraflée » ont été attribués (Figure 7; Figure 10). La préparation microtopographique de la surface a également été effectuée au cours du mois d'octobre 2018.



Figure 7 : Textures de surface appliquées sur le chemin restauré

4. Revégétalisation

Au mois de mars 2019, deux techniques de revégétalisation ont été testées sur la route : le transfert d'une couche muscinale (TCM) et la colonisation spontanée du chemin restauré. Le TCM consiste à prélever la couche (strate) muscinale, notamment des mousses et des sphaignes, à la surface du site donneur et à épandre les propagules sur l'écosystème perturbé. La couche muscinale a été prélevée sur le site donneur situé 1 km au nord du site expérimental. Le matériel donneur a été épandu sur le chemin restauré selon un ratio de 1 : 10, c'est-à-dire 1 m² du matériel donneur récolté est épandu sur 10 m². Ensuite, un paillis a été épandu sur l'ensemble de la route (TCM et colonisation spontanée) afin de former un couvert uniforme protecteur (Figure 9).

La colonisation spontanée consiste à laisser les plantes coloniser de façon naturelle la surface restaurée. La technique implique tout de même une intervention humaine, puisque l'application d'un paillis s'est faite sur l'ensemble de la route. La paille, utilisée modérément, protège les propagules des plantes contre l'exposition au soleil et induit une interface air-tourbe où l'humidité relative est plus élevée que sans paillis, ce qui assure des conditions de croissance favorables aux végétaux (Price et al. 1998). Le TCM a été appliqué sur quatre zones d'une longueur de 30 mètres et la colonisation spontanée a été appliquée sur deux zones d'une longueur de 10 mètres (Figure 10).



Figure 8 : Transfert de la couche muscinale sur le chemin restauré. Photo : Kathy Pouliot



Figure 9 : Chemin restauré à la suite à l'épandage de la paille et disposition des passerelles de bois en mars 2019. Photo : Kathy Pouliot

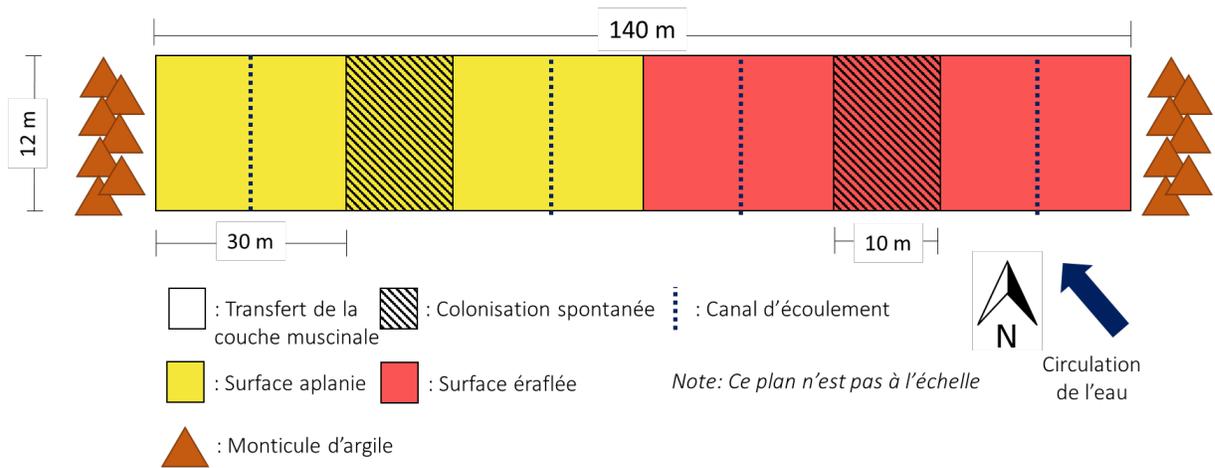


Figure 10 : Plan des diverses sections du chemin restauré.

2.1.3 Dispositifs d'échantillonnage

Afin de faciliter la prise de mesures et les analyses qui ont suivi, l'ensemble de la route a été divisé en plusieurs zones de 5 mètres par 6 mètres (Figure 11). Les différents paramètres (tels que la teneur en eau, l'élévation, les conditions physico-chimiques) sont mesurés sur le chemin restauré pour chacune de ces zones.

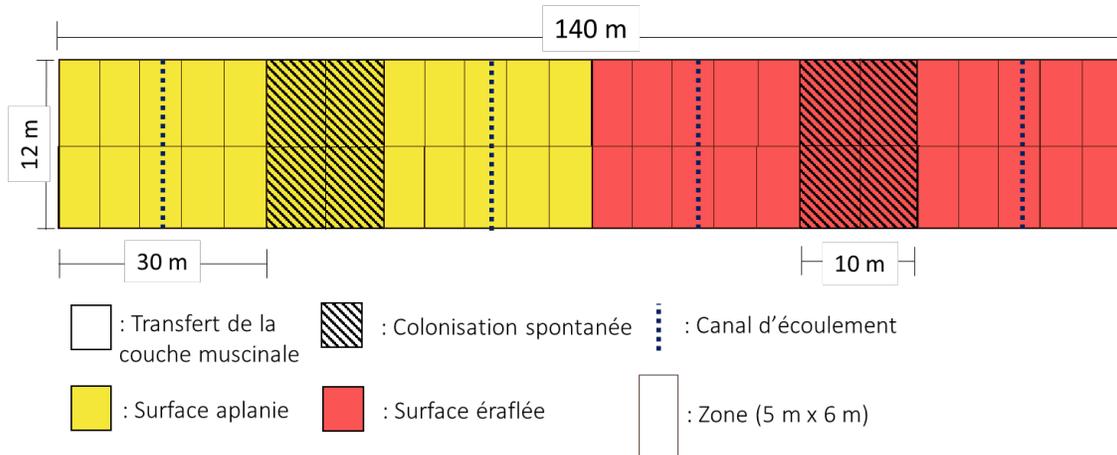


Figure 11 : Disposition des zones ayant servi à la prise de données sur le chemin restauré. Ce plan n'est pas à l'échelle.

Paramètres utilisés pour évaluer l'efficacité du nivellement de la route

Élévation topographique

Des profils d'élévation ont été effectués à l'aide d'un niveau laser (Spectra Precision LL300) lors des travaux de restauration en octobre 2018 pour s'assurer que la route soit à l'élévation désirée. Neuf mois après les travaux de restauration (juillet 2019), un second profil d'élévation a été effectué (Annexe 3). Un altimètre de haute précision (ZiLevel Pro-2000) a été utilisé pour compléter ce second profil d'élévation. Un système de bases a été utilisé afin d'obtenir les élévations en fonction d'un même point de référence. L'élévation a été mesurée sur huit transects parallèles à la route à des points équidistants (approximativement un mètre entre chaque point). Seize points ont été recensés pour chaque zone pour un total de 896 points pour l'ensemble de la route (Figure 12). Aucun profil d'élévation n'a été effectué, à la suite des travaux de restauration, dans la tourbière adjacente.

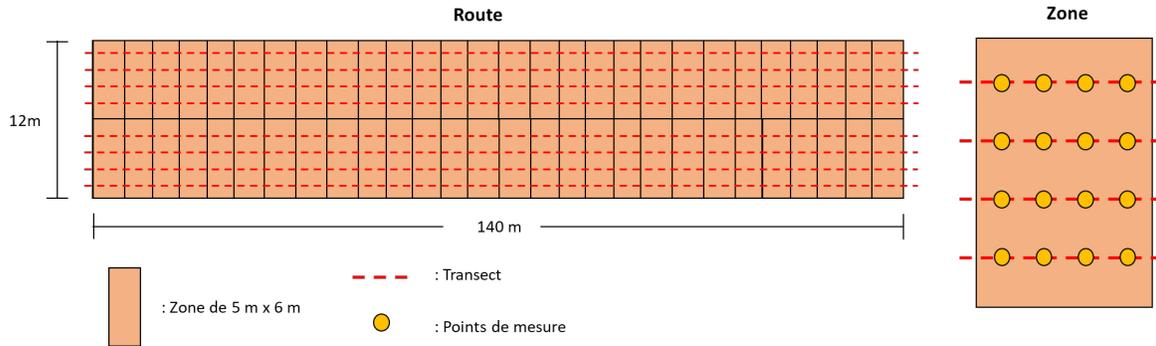


Figure 12: Disposition des transects et des points de mesure de l'élévation sur le chemin restauré en fonction de zones de 5 m par 6 m

Teneur en eau à la surface de la route

La teneur en eau a été mesurée à l'aide de capteurs d'humidité du sol afin de la comparer dans les deux types de préparation de surface. Dix-sept sondes 5TE (Decagon 5TE, Decagon Devices Inc., Pullman, USA) ont été utilisées : neuf sondes pour la section « éraflée » de la route et huit pour la section « aplanie ». Des données ont été prises automatiquement à toutes les six heures du 10 juin au 23 août 2019, soit l'été suivant les travaux de restauration. Afin de prendre en compte les variations de teneur en eau anticipées pour la section de la route ayant une surface éraflée, les capteurs de teneur en eau ont été disposés et répartis dans trois microtopographies différentes, présentant en moyenne 30 cm de relief soient dans le bas des dépressions, sur le haut des buttes et à « mi-butte » (Figure 13).

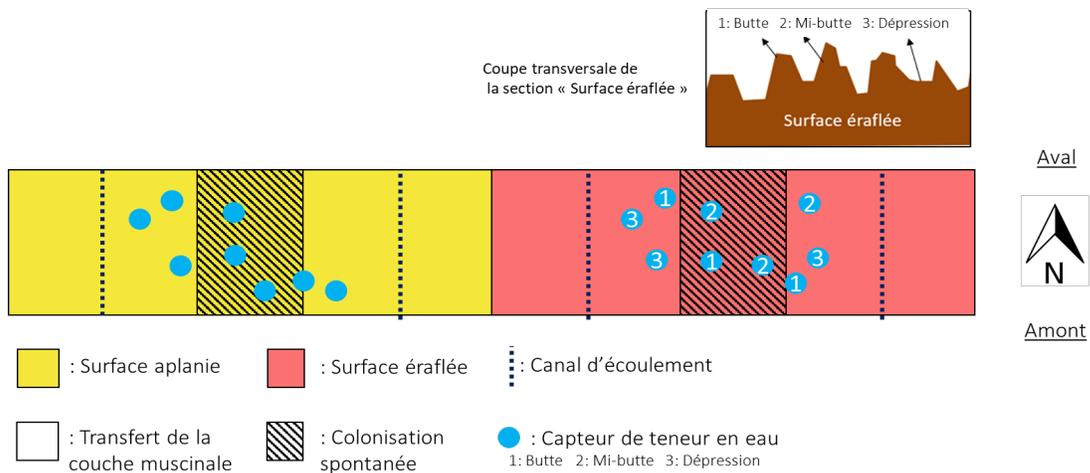


Figure 13: Disposition des capteurs de teneur en eau du sol pour chaque traitement de surface appliqué sur le chemin restauré

Afin d'obtenir davantage de données représentatives de l'ensemble des zones de la route, la teneur en eau a été mesurée manuellement à l'aide d'un senseur d'humidité du sol (WET sensor, Delta-T Devices). Cinq points étaient alors mesurés pour chacune des zones identifiées à la Figure 11. Pour la section de route avec « Surface éraflée », les points étaient pris en alternance pour chaque type de microtopographie (dépression, mi-butte ou butte). Ces données ont été collectées le 2 juillet 2019, soit approximativement 9 mois après les travaux de préparation de la surface.

Une estimation visuelle de la couverture d'eau (%) en surface de la route à l'étude a également été effectuée dans chaque zone (Figure 11). Cette estimation n'a été réalisée qu'une seule fois à la fin de l'été 2019.

Paramètres utilisés pour évaluer l'efficacité de la mise en place de canaux d'écoulement

Profondeur de la nappe phréatique

Au cours de l'été 2019, soit le premier été suivant la restauration, la profondeur de la nappe phréatique a été mesurée à plusieurs distances de la route, et ce, de chaque côté de la route. Des mesures automatiques ont été prises toutes les 6 heures à l'aide d'enregistreurs de niveau d'eau (Odyssey Capacitance Water Level Logger) et des mesures ont été prises manuellement dans des puits hydrologiques à l'aide d'un bulleur toutes les deux semaines. Quelques mesures de niveau d'eau ont également été prises manuellement au cours de l'été 2020 et du mois de septembre 2020.

Six transects de puits hydrologiques ont été disposés perpendiculairement à la route (Figure 14). Des tuyaux en PVC d'un diamètre de 5 cm ont été percés sur toute leur longueur et recouverts de bas de nylon afin d'être utilisés comme puits hydrologiques. Chacun des transects comporte cinq puits positionnés à 0,5, 1, 2, 6 et 12 mètres de la route. L'installation de ces transects a pour but d'établir si l'eau circule bien d'un côté à l'autre de la route et si le niveau de la nappe phréatique est corrélé avec la distance par rapport à la route. Ces transects ont été nommés par rapport à leur position vis-à-vis les canaux de drainage. Par exemple, comme le transect en bas à gauche (voir Figure 14) se situe du côté en amont et vis-à-vis l'entrée d'un canal d'écoulement de l'eau, le transect est nommé « Entrée ouest ». Deux des six transects de puits perpendiculaires à la route sont positionnés devant une structure de drainage. La « sortie centrale » et « l'entrée centrale » sont séparées par une distance latérale de 15 mètres du canal d'écoulement le plus proche.

Quatre transects de puits ont également été disposés parallèlement à la route afin d'observer s'il y a une relation entre la distance par rapport à un canal d'écoulement et la hauteur de la nappe phréatique. De surcroît, huit enregistreurs de niveau d'eau ont été installés. Six enregistreurs ont

de référence de chaque côté de la route. Les trois transects ont été établis dans le but d'évaluer la distance à laquelle l'enrichissement dû au substrat minéral est significatif. L'échantillonnage a été effectué deux fois au cours de l'été 2019. La première collecte des échantillons a eu lieu le 21 juillet 2019, soit neuf mois après les travaux de restauration, et la deuxième fut effectuée le 6 août 2019. La première collecte a été effectuée après une semaine relativement ensoleillée et sèche alors que la deuxième collecte a été précédée par une semaine nuageuse et pluvieuse. Les échantillons récoltés ont été conservés à une température de -4° Celsius et envoyés à l'Université Laval pour l'analyse des conditions physico-chimiques de l'eau.

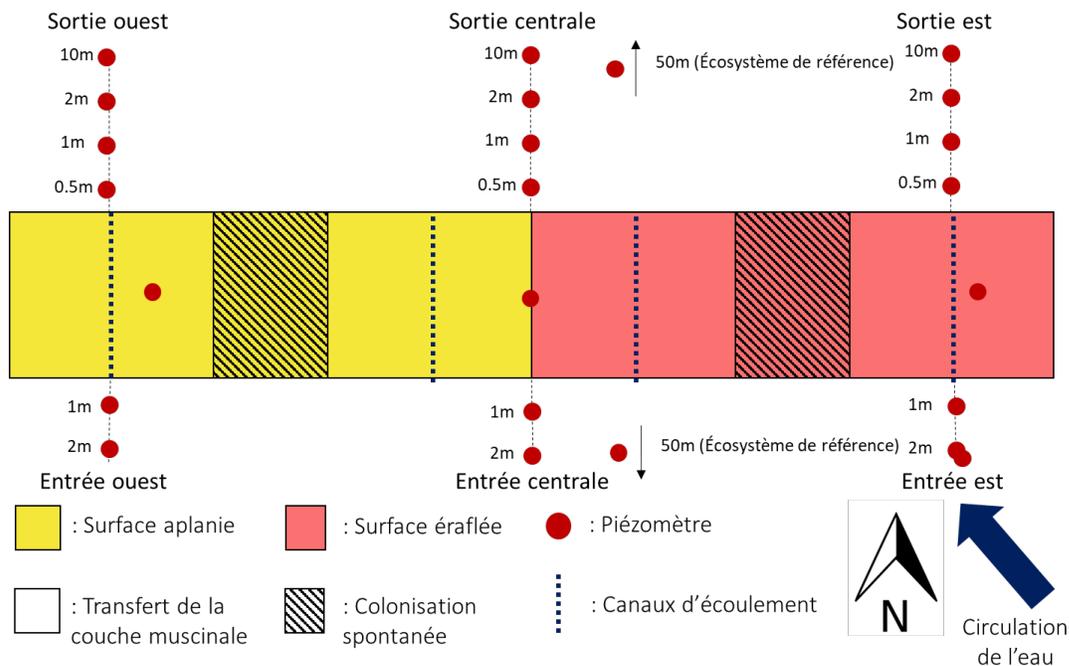


Figure 15: Disposition des piézomètres sur et de chaque côté du chemin restauré

Les éléments et composés suivants ont été analysés : l'aluminium (Al), le calcium (Ca), le chlore (Cl), le fer (Fe), le potassium (K), le magnésium (Mg), le sodium (Na), le silicium (Si), les sulfates (SO_4^{2-}), les nitrates (NO_3^-), le pH et l'électroconductivité. Un spectromètre (ICP-OES 5110, agilent Industries) a été utilisé pour mesurer les quantités de Al, Ca, Fe, K, Mg, Na et Si présents dans les échantillons d'eau. Les concentrations de NO_3^- et SO_4^{2-} ont pu être mesurées avec un appareil d'analyse par injection en flux continu (QuickChem 6500 series 2 FIA, Lachat Instruments). Pour extraire ces éléments, la méthode de détermination du sulfate par analyse d'injection de flux (Lachat Instruments, 2003) et la méthode normalisée « *Nitrate in 2M KCL soil extracts* » (Lachat Instruments, 2009) ont été appliquées.

Évaluation des conditions d'établissement des végétaux réintroduits

Physico-chimie du sol

La route a été divisée en plusieurs zones (Figure 11). Dans chaque zone, 300 mL de sol fut prélevé en cinq points aléatoires, pour former un échantillon composite de la zone. Les échantillons ont été conservés au froid dans une glacière lors des déplacements puis entreposés dans un congélateur à une température de -4 °C. Une analyse du pH et de la conductivité électrique a ensuite été effectuée avec une partie du matériel récolté à l'aide d'une sonde multi-paramètres (Oakton PC 450). La technique *soil medium extract* ou SME (Andersen et al., 2011; Bates, 1993) a été appliquée. La seconde partie des échantillons de sol a ensuite été envoyée à un laboratoire du Département des sciences du bois et de la forêt de l'Université Laval. Les éléments et composés suivants ont été analysés : Ca, Cl, K, Mg, Na, SO_4^{2-} ainsi les concentrations totales de carbone (C), d'azote (N) et de sulfure (S).

Le Ca, K, Mg et Na ont été extraits en utilisant la méthode universelle d'extraction Mehlich-III et mesurés avec un spectromètre (ICP-OES 5110, agilent Industries). Un analyseur macro CNS Trumac (LECO) a été utilisé pour mesurer la concentration totale de C, N et S. Enfin, une méthode d'extraction à l'eau a été utilisée afin d'analyser Cl et SO_4^{2-} . Leurs concentrations ont pu être mesurées avec un appareil d'analyse par injection en flux continu (QuickChem 6500 series 2 FIA, Lachat Instruments). L'utilisation de cet instrument implique une extraction à l'eau et a fait intervenir la méthode de détermination du sulfate par analyse par injection de flux (Lachat Instruments, 2003).

La conductivité électrique a été mesurée directement sur le terrain à l'aide d'un capteur de sol numérique multi-paramètres (WET sensor kit, Delta-T Devices). Cinq points ont été mesurés dans chaque zone et une moyenne de ces mesures a été effectuée afin d'obtenir la conductivité électrique de chaque zone.

Végétation

Un inventaire de la végétation a été effectué à la fin de la saison de croissance des étés 2019 et 2020. La méthode d'interception par points (MIP), aussi connue par son nom anglais *Line Point Intercept* (Jonasson, 1988; Rochefort et al., 2013), a été utilisée. La végétation a été inventoriée sur 8 transects parallèles à la route à des points équidistants (approximativement 1 mètre entre chaque point et transect). Seize (16) points par zone ont été recensés pour un total de 896 points pour l'ensemble de la route. À chaque point, toutes les espèces interceptées touchant à une tige de bois posée sur le sol à la verticale ont été notées. Au total, 896 points ont été inventoriés pour l'ensemble de la route. Cette technique a permis ici d'évaluer la richesse spécifique et les fréquences d'occurrence des espèces observées pour chacune des zones.

Une estimation visuelle du couvert (%) de la paille a également été effectuée pour chaque zone.

2.1.4 Analyse des données

Efficacité du nivellement de la route

Élévation topographique

Lors des travaux de restauration, l'élévation de la surface de la route a été mesurée en continu pour atteindre le niveau ciblé de plus ou moins 5 centimètres avec les dépressions de la tourbière adjacente à la route. Nous assumons que la quantité de matériel minéral enlevé est trop faible par rapport à la quantité résiduelle pour s'attendre à une décompression du profil de sol. Une moyenne de l'élévation pour chaque zone a tout de même été effectuée. Une figure a été créée afin d'illustrer le gradient d'élévation sur le chemin restauré en fonction de ces zones (Annexe 3).

Teneur en eau du sol

Une moyenne des teneurs en eau en surface de la route, mesurées avec le capteur de sol numérique multi-paramètres (WET sensor kit, Delta-T Devices), a été calculée pour chaque zone. À l'aide de la teneur en eau moyenne de chaque zone, une figure illustrant le gradient de teneur en eau en surface de la route a été créée (Figure 19 / Section 3.1). Un test de Student (seuil de significativité : 0,05) a également été effectué afin de comparer la teneur en eau des deux types de préparation de surface appliqués à la route.

Efficacité de la mise en place de canaux d'écoulement

Profondeur de la nappe phréatique

Des analyses statistiques ont été effectuées afin de répondre à trois questions de recherche distinctes relatives à la profondeur de la nappe phréatique :

- 1) Y a-t-il une différence significative entre le niveau de la nappe phréatique de chaque côté de la route?
- 2) Quel est l'effet de la distance par rapport à la route sur le niveau de la nappe phréatique?
- 3) Quel est l'effet de la distance latérale par rapport aux canaux d'écoulement sur le niveau de la nappe phréatique?

Afin de déterminer s'il existe une différence significative de la profondeur de la nappe phréatique entre les deux côtés de la route, un test de Student (seuil de significativité : 0,05) a été effectué. Les données moyennes des profondeurs de la nappe phréatique mesurées manuellement de chaque côté de la route ont été utilisées lors du test. Pour souligner la différence des niveaux d'eau de chaque côté de la route, un premier graphique de courbes cumulatives a été effectué (Figure 20 / Section 3.2). Un second graphique permet de comparer les données quotidiennes mesurées automatiquement avec les enregistreurs de niveau d'eau dans des puits hydrologiques situés à 1 mètre de la route (Figure 21 / Section 3.2). Ce graphique permet également de comparer les niveaux d'eau mesurés en absence ou en présence de canaux d'écoulement. Les précipitations quotidiennes pour la période où les mesures ont été prises ont été ajoutées au graphique sur un axe secondaire (Figure 22 / Section 3.2). Il est toutefois important de noter que les données relatives aux précipitations proviennent d'une station météorologique située à Fort McMurray (Gouvernement du Canada, 2021), soit environ 50 kilomètres au nord du site à l'étude. Un biais peut donc être introduit dans les résultats.

Une deuxième analyse a été réalisée afin de déterminer si la distance par rapport à la route a un effet sur la profondeur de la nappe phréatique. Les profondeurs mesurées dans six transects de puits ont été utilisées comme données. Une analyse de régression linéaire simple a été effectuée pour chacun de ces transects afin d'évaluer séparément l'effet de la distance par rapport au canal d'écoulement sur la profondeur de la nappe phréatique.

Une troisième analyse statistique a été effectuée afin de déterminer si la distance par rapport aux canaux d'écoulement a un effet sur la profondeur de la nappe phréatique. La profondeur de la nappe phréatique a été mesurée dans les transects de puits perpendiculaires à la route (Figure 14 / Section 2.1.3) afin de déterminer si les canaux d'écoulement de l'eau ont permis de faciliter la circulation de l'eau de part et d'autre de la route. Deux transects de puits situés en amont des canaux d'écoulement ont été comparés à un unique transect situé à plus de 15 mètres (distance latérale) d'un canal d'écoulement. La même procédure a été effectuée pour les transects situés en aval des canaux d'écoulement. Une analyse de régression linéaire simple a été effectuée pour chacun de ces transects afin de mieux évaluer l'effet de la distance par rapport au canal d'écoulement sur l'effet de la nappe phréatique.

Impact du substrat minéral résiduel de la route suite à son extraction partielle

Physico-chimie de l'eau

Afin de déterminer si le substrat minéral de la route a un impact sur les conditions physico-chimiques de la tourbière adjacente, une analyse de régression entre les conditions physico-chimiques des échantillons d'eau analysés en laboratoire et la distance par rapport à la route a été effectuée. Une première analyse a été faite avec les moyennes de concentration pour tous les transects réunis (Figures 26 et 27 / Section 3.4) et une deuxième analyse a été réalisée présentant les résultats des analyses pour chaque transect de piézomètre de façon distincte (Figure 28 / Section 3.4).

Conditions d'établissement des végétaux réintroduits

Végétation

Dans le cadre de l'objectif 4b), soit de déterminer les facteurs explicatifs de la composition et du couvert des espèces végétales s'établissant sur le chemin restauré, la fréquence d'occurrence de chacune des espèces de plantes a été calculée pour chaque zone de 5 mètres par 6 mètres (Figure 11 / Section 2.1.3). La fréquence d'occurrence est la proportion (%) des points inventoriés par la MIP pour lesquels une espèce végétale a été inventoriée. Le nombre total d'observations, c'est-à-dire la somme des observations de chaque espèce de plante qui a été inventoriée pour chaque zone lors de l'application de la méthode d'interception par points, a également été calculé. Une comparaison visuelle des fréquences d'occurrence en fonction du type de surface (aplanie ou éraflée) a été effectuée (Figure 31). Seules les données collectées six mois après l'application du transfert de la couche muscinale ont été utilisées (août 2019) en raison du report de la deuxième saison de collecte de données en raison des circonstances associées à la COVID-19.

De surcroît, deux types d'analyses multivariées ont été effectuées. Premièrement, des régressions linéaires multiples permettant d'évaluer l'effet des différentes concentrations en éléments et composés chimiques de chaque zone (C, Ca⁺, Cl⁻, K⁺, Mg, N, Na, S, SO₄²⁻) sur la fréquence d'occurrence et le nombre total d'observations par zone (toutes espèces confondues). D'autres régressions linéaires multiples ont été effectuées avec certaines conditions environnementales du substrat (pH, teneur en eau, électroconductivité, température, couvert de paillis et couvert d'eau).

Deuxièmement, une analyse canonique de redondance (ACR) a été réalisée (Legendre et Legendre 2012). D'abord, une transformation d'Hellinger des variables dépendantes a été nécessaire pour tenir compte du problème des doubles zéros. Considérant que les données

environnementales (variables explicatives) ont pour la plupart des unités différentes, les données ont été standardisés. Ensuite, une sélection des variables explicatives significatives a été effectuée à l'aide d'un test de corrélation de Spearman et de l'ordination des variables significatives par degré d'importance. L'ACR a été effectuée sur les variables significatives retenues et un test de la significativité du modèle a été réalisé.

Logiciel statistique utilisé

Dans le cadre de ce projet, les diverses analyses statistiques complétées ont été effectuées à l'aide du logiciel RStudio (RStudio team, 2020). Les tests de Student ont été réalisés à l'aide de la fonction *t.test*. La vérification des postulats du test de Student a été effectuée à l'aide des fonctions *shapiro.test* (test de Shapiro-Wilk pour la normalité des données) et *var.test* (test de F pour l'égalité des variances). Les régressions linéaires simples et multiples ont été effectuées à l'aide de la fonction *lm* et les packages suivants ont été utilisés : *car* (Fox & Sanford, 2019), *vegan* (Oskanen et al., 2020) *nlme* (Pinheiro et al. 2021). L'ACR a été effectué à l'aide de la fonction *rda* et du package *vegan*. Le test de corrélation de Spearman pour l'ACR a été effectué à l'aide de la fonction *cor.test* et l'ordination des données à l'aide de la fonction *ordiR2step*. La standardisation des données environnementales et le test de significativité ont été réalisés à l'aide des fonctions *decostand* et *anova.cca*.

2.2 Expérience en serre

Dans le cadre de ce projet, une expérience ayant pour but d'évaluer la capacité de régénération de mousses et sphaignes typiques des fens a été effectuée (sous-objectif 4c). Cette expérience a été réalisée en serre au Centre for Boreal Research, financé par le Northern Alberta Institute of Technology (NAIT), à Peace River en Alberta. La durée de l'expérience fut de 16 semaines, soit du 20 septembre 2019 au 17 janvier 2020.

Initialement, l'expérience avait pour but de déterminer l'effet de la teneur en eau et de l'ombrage sur la régénération des espèces sélectionnées. Toutefois, les deux niveaux de traitement de teneur en eau se sont avérés à être très similaires. Deux traitements de niveau d'eau avaient été appliqués : un traitement de « Niveau d'eau faible » et un traitement de « Niveau d'eau élevé » (Annexe 4). En raison de la difficulté de maintenir des conditions de teneur en eau stables, la différence de teneur en eau entre les deux traitements s'est avérée négligeable. Les sondes de teneur en eau installées lors de l'expérience ont permis de mesurer une teneur en eau moyenne de 49,4 % (écart type : 2,36 %) pour le traitement de « Niveau d'eau élevé » comparativement à 47,7 % (écart type : 2,51 %) pour le traitement de « Niveau d'eau faible ». Nous avons jugé cette différence non significative

pour la régénération des bryophytes. Conséquemment, seulement les résultats sur la régénération de 7 espèces de mousses en fonction de conditions d'ombrage sont présentés.

2.2.1 Design expérimental

Le taux de survie de 7 espèces de bryophytes a été évalué séparément en fonction d'un traitement d'ombrage (avec ou sans ombrage). Une ombrière (style moustiquaire) a été ajoutée sur les 21 plateaux ayant un traitement « avec ombrage ». D'après la fiche du fabricant de l'ombrière et une estimation visuelle, on estime que l'ombrière bloquait approximativement 50 % du flux lumineux intrant.

Dans le cadre de cette expérience, les mésocosmes employés étaient des plateaux de 56 cm x 36 cm x 6 cm (longueur, largeur, hauteur). Les plateaux ont été perforés afin de permettre la libre circulation de l'eau. Les mésocosmes ont été remplis d'un substrat minéral argileux, collecté sur la route où s'est déroulée l'expérience terrain. Un pH moyen de 6,02 et une conductivité électrique de 201 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ont été mesurés pour le substrat minéral prélevé. À la suite de sa récolte, le substrat minéral a été séché, puis mélangé dans un « *soil mixer* ». L'argile ainsi homogénéisée a été dispersée dans les 42 plateaux ayant été utilisés dans le cadre de cette expérience.

Un traitement d'ombrage (avec ou sans ombrage) était appliqué à chaque plateau (parcelle principale). Ce traitement consistait en la mise en place d'un filet ombrière bloquant approximativement 50 % de flux lumineux intrant sur le plateau. Chaque plateau contenait une espèce parmi les 7 espèces de bryophytes sélectionnées. Trois réplicats ont été reproduits pour chaque traitement pour un total de 42 unités expérimentales (UE). La disposition des unités expérimentales a été faite de manière complètement aléatoire dans la partie de la serre réservée à l'expérience (Figure 16).



Figure 16 : Vue d'ensemble et disposition des plateaux de l'expérience en serre sur la capacité de régénération de mousses et sphaignes typiques des fens réalisée au NAIT Centre for Boreal Research

Deux espèces de sphaignes et cinq autres espèces de mousses de tourbière minérotrophe ont été sélectionnées pour l'expérience : *Aulacomnium palustre*, *Calliergon giganteum*, *Drepanocladus aduncus* (Hedw.) Warnst., *Helodium blandowii*, *Sphagnum teres* (Shimp.) Ångstr, *Sphagnum warnstorffii* et *Tomentypnum nitens*. Ces espèces ont été choisies en grande partie en fonction de leur présence sur le site donneur, lieu où le matériel végétal a été collecté. Ce sont également toutes des espèces typiques des fens. Les mousses ont été collectées au mois d'août 2019 dans le site donneur ayant servi à la restauration de la route (Figure 4). Le matériel végétal collecté a ensuite été entreposé pendant deux semaines à basse température (-4°C). Par la suite, 20 fragments de trois centimètres de longueur (à partir du bourgeon apical) pour chaque espèce ont été préparés et disposés dans leur UE respective.

Les plateaux ont été répartis sur une table de serre ayant préalablement été modifiée pour former un grand réservoir d'eau. Deux feuilles en polyéthylène ont été posées sur la table afin de permettre d'y accumuler de l'eau (Figure 16). Six bacs d'eau déionisée (pour un total 318 litres) ont été

ajoutés afin de remplir le réservoir. Deux plats de Petri ont été posés en dessous de chaque plateau afin d'induire une pente aux plateaux et créer un gradient d'eau (pour créer un gradient d'humidité tel qu'initialement prévu dans l'expérience).

Afin d'émuler des conditions de pluie naturelle, de l'eau déionisée mélangée avec une solution riche en nutriments appelée « solution Rudolph » a été utilisée lors l'arrosage des plateaux. La recette de la solution Rudolph (Annexe 5) a été fortement inspirée de celle utilisée dans l'étude de Rudolph et al. 1988. Les plateaux étaient arrosés deux fois par semaine.

La serre était munie de lampes au sodium à haute pression qui ont été utilisées pour maintenir un éclairage de 20 heures par jour¹. Tout au long de l'expérience, une température moyenne de 21 degrés Celsius et une humidité ambiante moyenne de 58 % ont été maintenues dans la serre. Il n'y a pas de fluctuations significatives de température et d'humidité relative observées le jour par rapport à la nuit.

2.2.2 Mesures

Conditions abiotiques

Afin de mesurer le gradient en eau dans les plateaux, deux capteurs de teneur en eau ont été placés dans chaque type de traitement de niveau d'eau (Figure 17). Les capteurs mesuraient la teneur en eau chaque heure. À la fin de l'expérience, la teneur en eau a été mesurée pour chaque unité expérimentale à l'aide d'un capteur de sol numérique multi-paramètres (WET sensor kit, Delta-T Devices).

Survie des mousses

Une fois par mois, la croissance et la survie des fragments de chaque espèce ont été évaluées. Le couvert (%) et le nombre de fragments encore en vie ont été mesurés pour chaque traitement. La survie des mousses a été évaluée à l'aide de critères visuels tels que la coloration et la présence ou l'absence de régénération de chaque fragment. Par exemple, un fragment complètement asséché prenant une couleur brunâtre ou même blanchâtre s'étrécissant au cours du temps et ne présentant aucun signe de régénération pouvait être considéré mort. À l'opposé, un fragment gardant une apparence verdoyante et présentant des signes de régénération autour du fragment, celui-ci prenant de l'expansion, était considéré encore en vie. À noter que pour certaines espèces une coloration verte n'était pas indicatrice de leur état de santé, certaines espèces étant plutôt

¹ Les lumières ont été réglées à 600W. La durée d'éclairage des lumières a été ajustée toutes les deux semaines. Durant la période la plus sombre de l'année (décembre et janvier), les lumières étaient allumées de 4h30 à 10h30, puis de 15h30 à 24h00.

jaunâtres ou rougeâtres. Le couvert (%) a été estimé visuellement à l'aide de petits quadrats de 20 cm par 16 cm (Figure 18).



Figure 17 : Disposition de capteurs de teneur en eau du sol pour un plateau avec ombrage (côté gauche) et un plateau sans ombrage (côté droit) de l'expérience en serre sur la capacité de régénération de mousses et sphagnes typiques des fens (réalisée au NAIT Centre for Boreal Research)



Figure 18 : Disposition des fragments de *Sphagnum teres* sur un plateau avec un traitement sans ombrage de l'expérience en serre sur la capacité de régénération de mousses et sphaignes typiques des fens (réalisée au NAIT Centre for Boreal Research)

2.2.3 Analyse

Les analyses ont été effectuées avec le taux de survie des bryophytes mesurées 2 et 4 mois après le début de l'expérience en serre. Comme il était difficile de maintenir des conditions d'humidité relative de l'air ambiant et de teneur en eau du sol stables au fil du temps, il a été décidé de ne pas poursuivre l'expérience plus longtemps. Un test de Student a été effectué avec le logiciel RStudio (fonction *t.test*) pour chaque espèce afin d'évaluer l'effet du traitement ombrage sur la survie des fragments pour chaque espèce.

Le Tableau 6 présente le taux de survie des fragments ayant survécu pour chaque traitement (ombrage et sans ombrage) deux et quatre mois après le début de l'expérience. La proportion a été calculée en faisant la moyenne (%) des fragments encore en vie pour chaque traitement.

3. Résultats

3.1 Efficacité du nivellement de la route

Élévation topographique

Lors des travaux de restauration, on estime qu'une épaisseur de 20 à 30 cm du substrat minéral de la route a été excavée lors du nivellement de la route d'accès à l'étude. Rappelons ici que l'épaisseur du substrat minéral de la route variait de 50 cm à 1 m. Pendant l'étape d'extraction partielle du substrat minéral, l'élévation des dépressions dans la tourbière adjacente était mesurée à intervalles de distance réguliers le long de la route à l'aide d'un niveau laser (Spectra Precision LL300). Une personne était également désignée pour vérifier continuellement le niveau laser afin de guider l'opérateur de la machinerie lourde. Le niveau de la route ciblé (la même élévation que les dépressions) était donc vérifié avec les opérateurs tout au long des travaux. Cette étape a permis de vérifier que la route soit à la même élévation que la tourbière adjacente afin de faciliter la circulation et la rétention d'eau. Les profils d'élévation l'été suivant les travaux (été 2019) ont permis de noter un premier gradient d'élévation d'ouest en est, l'extrémité ouest est de 50 à 60 cm plus basse que l'extrémité est. Un deuxième gradient d'élévation nord-sud est observé, avec une différence d'élévation de 5 à 10 cm. La différence d'élévation entre la route et la tourbière adjacente (à moins de 1 m de la route) est pratiquement nulle, alors qu'une différence d'en moyenne 30 cm pouvait être mesurée pré restauration.

Teneur en eau à la surface de la route

Les mesures collectées permettent de constater la présence d'un gradient d'humidité dans le sens de la longueur de la route : la teneur en eau à l'extrémité ouest de la route était jusqu'à 20% plus élevée que pour l'extrémité est (Figure 19). Une moyenne de teneur en eau de 54% pour la surface aplanie et une moyenne de 49% pour la surface éraflée ont été calculées au cours de l'été 2019.

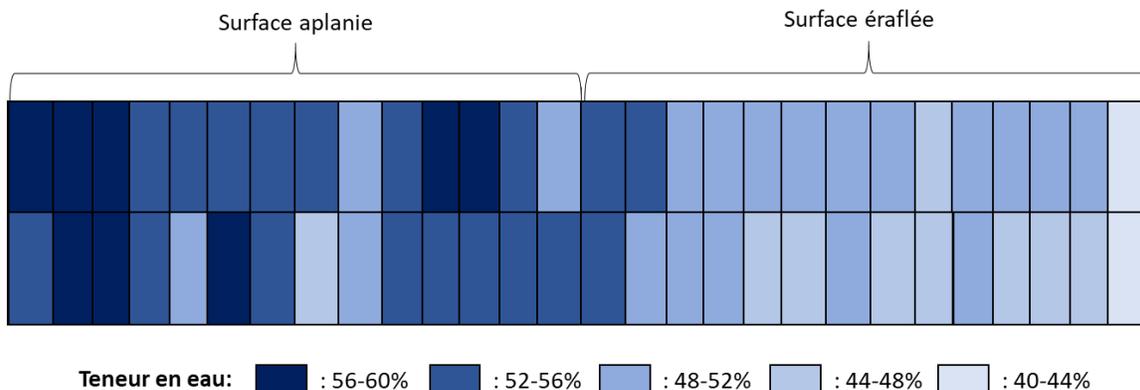


Figure 19 : Estimation relative des teneurs en eau à la surface du chemin restauré au cours de l'été 2019

Pour la section de la route avec une surface éraflée, des teneurs en eau distinctes ont été mesurées pour les trois types de microtopographies (butte, dépression et mi-butte). Une analyse de variance démontre que la teneur en eau de chaque type de microtopographie est significativement différente (test de Student, $p < 0,05$). Un gradient de teneur en eau peut être observé pour les trois types de microtopographies, avec les dépressions ayant la teneur en eau la plus élevée (60,4 %) et les buttes étant nettement plus sèches (35,1 %). Ce gradient de teneur en eau est également inversement proportionnel aux mesures d'électroconductivité prises avec le « WET sensor » (Tableau 2).

Tableau 2 : Moyennes de la teneur en eau, de l'électroconductivité et la température (\pm erreur type) en fonction du gradient microtopographique créé par le traitement de « surface éraflée » sur le chemin restauré (été 2019)

	Teneur en eau (%)	Électroconductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Température ($^{\circ}\text{C}$)
Dépression	60,4 \pm 0,3	1239 \pm 29	15,1 \pm 0,1
Mi-butte	51,6 \pm 0,8	1444 \pm 27	15,1 \pm 0,1
Butte	35,1 \pm 0,8	1771 \pm 28	15,4 \pm 0,1

3.2 Efficacité de la mise en place de canaux d'écoulement

Profondeur de la nappe phréatique

Différence de profondeur de la nappe phréatique entre les deux côtés de la route

Au cours de l'été 2019, le côté en amont a toujours maintenu un niveau d'eau de la nappe phréatique plus proche de la surface que le côté en aval (Figures 20, 21 et 22). Si on considère l'ensemble des données, la profondeur moyenne de la nappe phréatique à un mètre de la route était de -10 cm du côté en amont et de -23 cm du côté en aval de la route durant l'été suivant la restauration. Le niveau de la nappe phréatique du côté en aval est donc en moyenne (et ce, 50% du temps) 13 cm plus bas que du côté en amont (Figure 20). Le test de Student a validé que le niveau de la nappe phréatique à 1 mètre de la route (test effectué sur l'ensemble des mesures récoltées tout au long de l'été 2019) était significativement plus élevé (p-value < 0,001, n=3) dans la tourbière du côté en amont de la route qu'en aval (données non présentées).

La Figure 20 indique la profondeur de la nappe phréatique de chaque transect, soit les transects en amont et en aval de la route, avec ou sans canal d'écoulement. La ligne pointillée centrale représente la moyenne de la profondeur de la nappe phréatique pour tous les transects. À droite de cette ligne, les valeurs de la nappe phréatique sont, 50 à 100 % du temps, plus basses que la moyenne. Dans la section gauche de cette ligne, les valeurs de la nappe phréatique sont inversement, 0 à 50 % du temps, plus élevées. Dans l'ensemble, la Figure 20 démontre donc que les transects en amont de la route ont un niveau d'eau plus proche de la surface que les transects situés en aval. En amont, le niveau de la nappe phréatique est en moyenne plus proche de la surface pour le transect situé devant un canal d'écoulement. À aval, on observe le contraire et le niveau de la nappe phréatique est plus proche de la surface pour le transect qui n'est pas situé directement devant un canal d'écoulement.

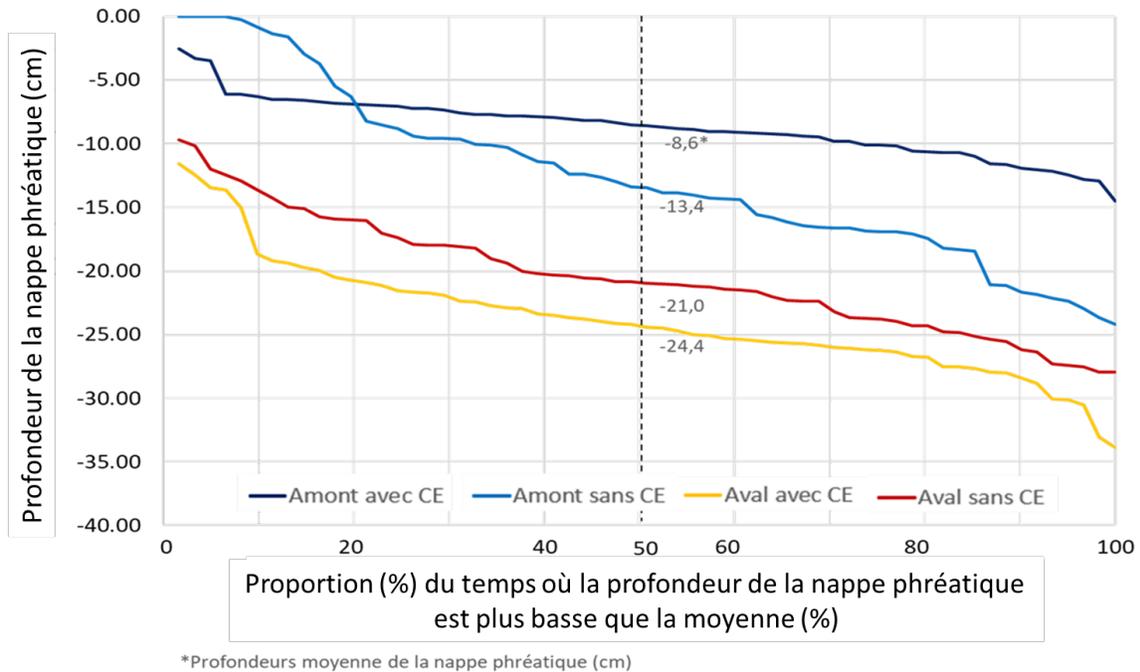


Figure 20: Courbes cumulatives de la profondeur de la nappe phréatique à 1 mètre de chaque côté du chemin restauré en fonction de la présence ou l'absence d'un canal d'écoulement (CE) vis-à-vis le puits où les mesures ont été prises du 19 juin au 18 août 2019

D'après les données mesurées au cours de l'été 2019, les précipitations durant les cinq derniers jours précédant la prise de mesure (Figures 21 et 22) ne seraient pas corrélées avec à une fluctuation de la différence de niveau d'eau entre les deux côtés de la route (coefficient de corrélation de 0,28). Rappelons toutefois que les données relatives aux précipitations sont tirées d'une station météorologique localisée à Fort McMurray, soit à environ 50 kilomètres du site à l'étude.

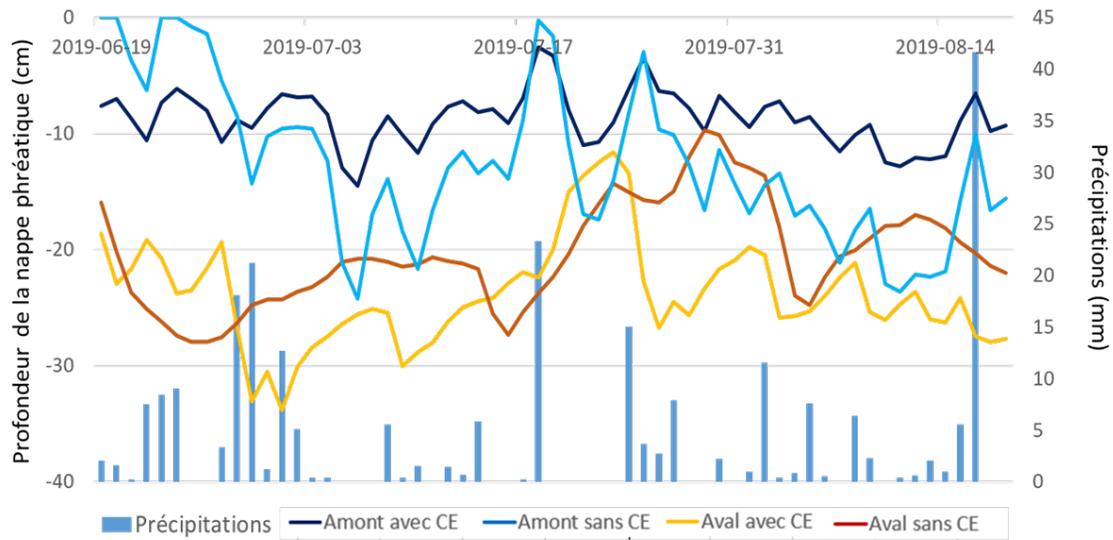


Figure 21 : Mesures continues du niveau de la nappe phréatique de chaque côté du chemin restauré (amont et aval) en fonction de la présence ou de l'absence d'un canal d'écoulement (CE) et des précipitations quotidiennes

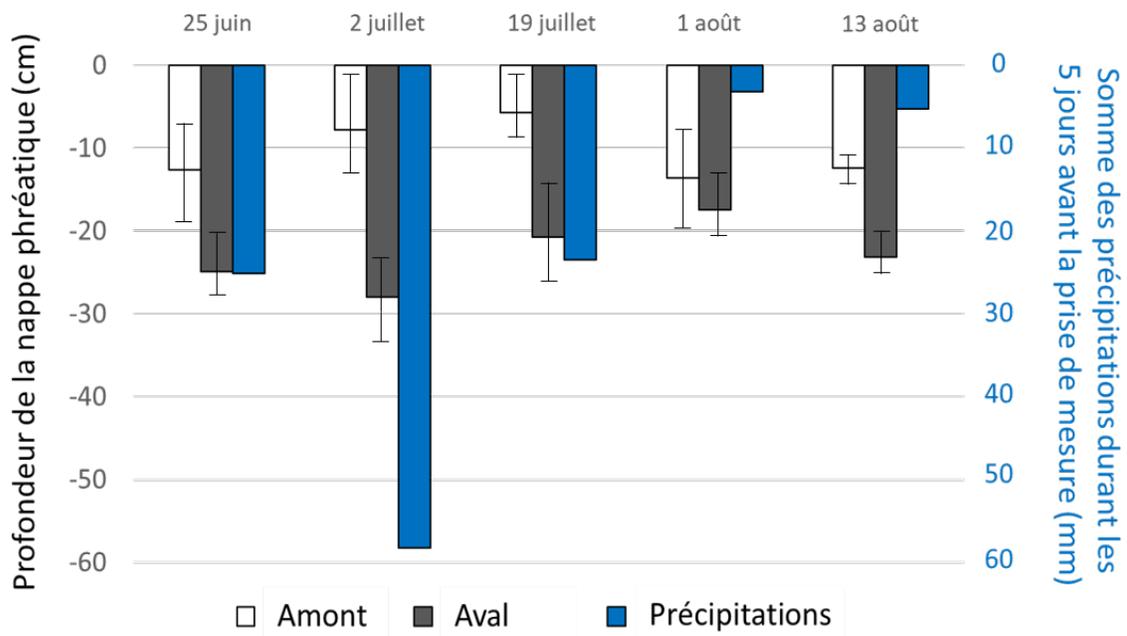


Figure 22 : Profondeurs de la nappe phréatique (\pm erreur type) mesurées manuellement de chaque côté de la route (aval et amont) en fonction de la somme des précipitations durant les cinq jours précédant la prise de mesures entre juin et août 2019

Effet de la distance par rapport à la route sur la profondeur de la nappe phréatique (transects perpendiculaires à la route)

Les régressions linéaires simples effectuées n'ont pas permis d'établir un effet linéaire de la distance par rapport à la route sur la profondeur de la nappe phréatique (p -values $> 0,05$). Par exemple, les niveaux d'eau mesurés pour le transect « Entrée ouest » de 0,5 à 12 mètres sont relativement stables et démontrent une accumulation en eau du côté en amont de la route (niveau de la nappe phréatique variant de 0 à 7 cm de profondeur). La distance par rapport à la route a un effet significatif sur la profondeur de la nappe phréatique uniquement pour le transect « Entrée est » (p -value = 0,04) (Figure 23). Pour ce transect, le niveau de nappe phréatique moyen à 0,5 et 1 mètre est significativement plus bas que les niveaux d'eau observés à 2, 6 et 12 mètres de la route. Dans l'ensemble, la relation entre la distance et les niveaux d'eau ne semble pas être linéaire. Pour les transects « Sortie ouest » et « Sortie centrale », la route semble exercer un effet de barrage dans les 6 premiers mètres, soit un intervalle de distance à laquelle on observe des niveaux d'eau bas (Figure 23). Pour le transect « Sortie centrale », transect qui n'est pas situé devant une structure d'écoulement, la profondeur de la nappe phréatique chute jusqu'à 27 ± 1 cm de profondeur (à 6 mètres), avant de remonter à 14 ± 2 cm de profondeur (à 12 mètres), ce qui pourrait indiquer que l'effet de barrage de la route se limite dans les 6 premiers mètres et le niveau d'eau se rétablit plus loin. Le transect « Sortie ouest » montre également un effet similaire, mais cette tendance n'est pas observée pour le transect « Sortie est ».

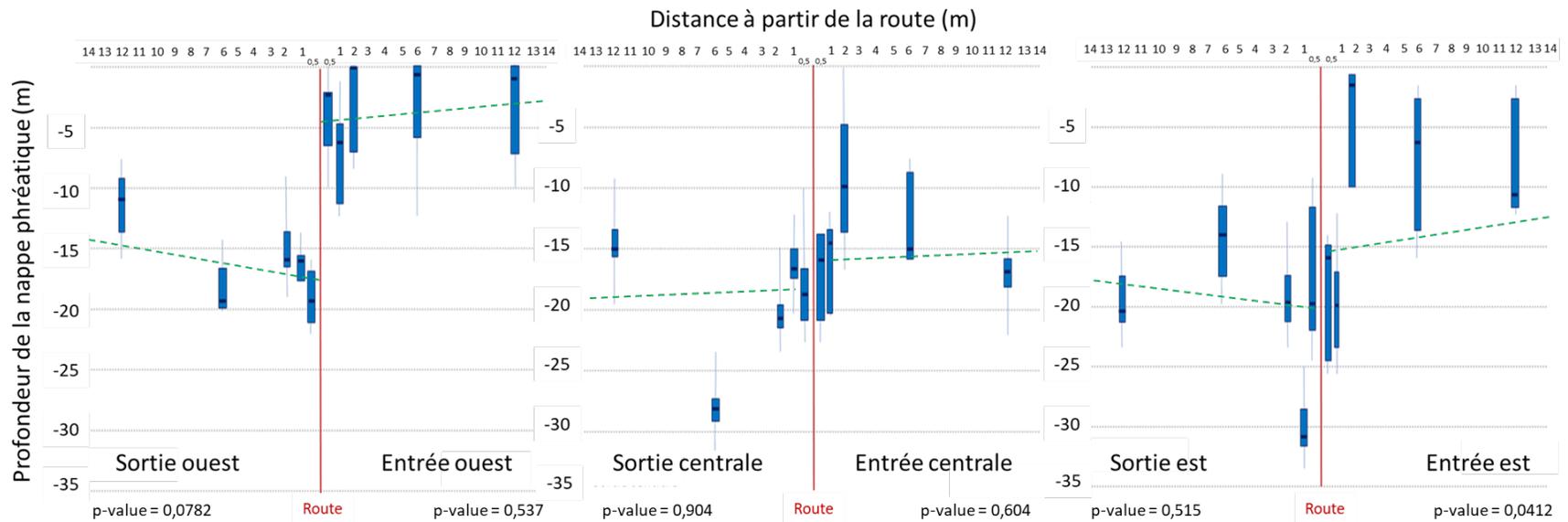


Figure 23: Médianes et quartiles des profondeurs de la nappe phréatique collectés au cours de l'été 2019 en fonction de la distance par rapport au chemin restauré et des transects ouest, central et est. Les lignes vertes représentent les droites de régression et les « p-values » affichées sont les résultats de chaque régression linéaire.

Effet des canaux d'écoulement sur la profondeur de la nappe phréatique en distribution latérale (transects parallèles à la route)

Il existe un gradient de niveau d'eau par rapport à la distance avec les canaux d'écoulement pour certains des transects étudiés (été 2019). Parmi les quatre transects de puits utilisés pour tester l'effet des canaux d'écoulement sur l'homogénéité spatiale de la nappe phréatique, deux transects (sortie et entrée est) démontrent statistiquement une relation linéaire entre la distance au canal d'écoulement et la profondeur de la nappe phréatique ($p < 0,05$; Figure 24).

Toutefois, il est important de souligner que l'effet des canaux sur l'écoulement de l'eau n'est peut-être pas linéaire (voir sortie est). On observe également que le niveau de la nappe phréatique est généralement plus proche de la surface pour les deux transects situés en amont de la route.

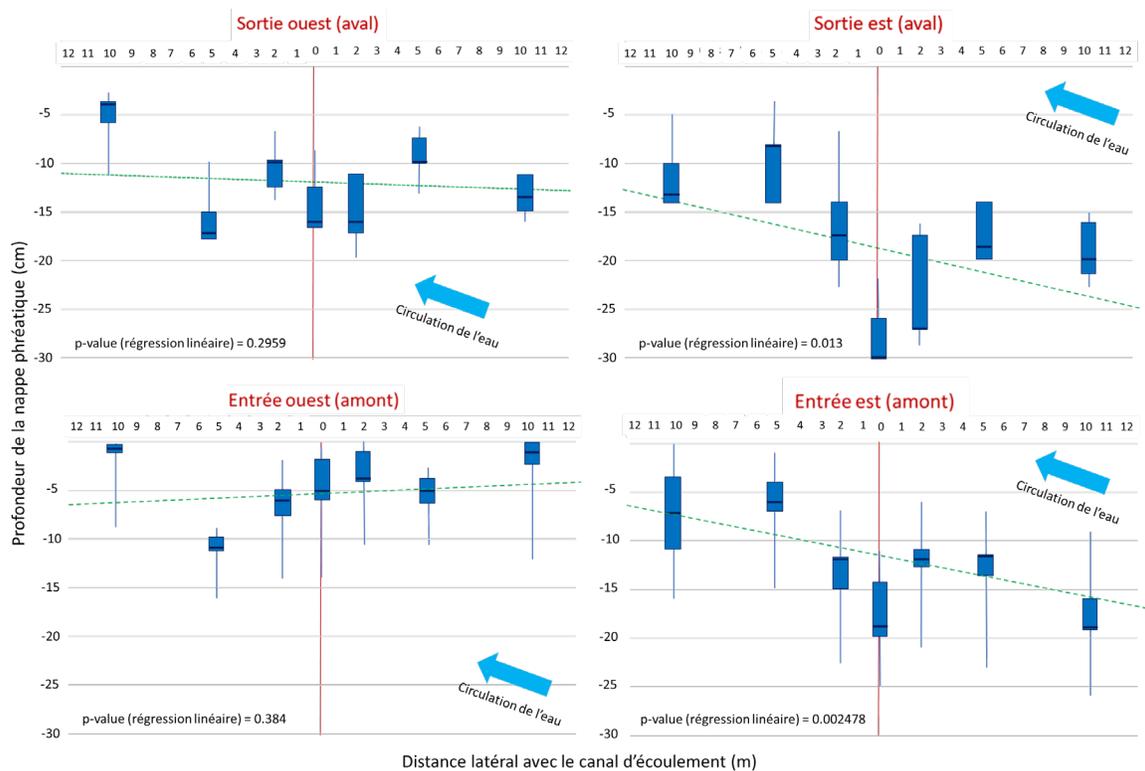


Figure 24 : Médianes et quartiles des profondeurs de la nappe phréatique mesurées en 2019 à 1 mètre de la route en fonction de la distance par rapport aux canaux d'écoulement (n=6). Les lignes vertes représentent les droites de régression et les « p-values » affichées sont les résultats de chaque régression linéaire.

3.3 Conditions environnementales

Les conditions environnementales, notamment la température et les précipitations, ont varié grandement tout au long des deux étés de collecte de données. Le début de la saison de terrain 2019 s'est caractérisé par des conditions très sèches dans la région de Fort McMurray. Cette période sèche coïncide avec la première saison de croissance suivant la réintroduction de la couche muscinale lors des travaux de restauration. Pour cette région, les précipitations totales au mois de mai n'ont pas dépassé 5,4 mm (Gouvernement du Canada, 2019). À l'opposé, le restant de la saison s'est démarqué par des conditions pluvieuses anormalement élevées. Un total de 290 mm de pluie a été enregistré au cours des mois de juin, juillet et août. Pour ces trois mois, la moyenne des précipitations entre 1981 et 2010 est de 211 mm. La température minimale moyenne enregistrée au cours de ces trois mois était de 9,2 °C et la température maximale moyenne était de 21,1 °C.

3.4 Impact du substrat minéral résiduel de la route

Physico-chimie de l'eau

Acidité et électroconductivité

Basé sur six observations (n=6), le pH des échantillons d'eau collectés sur le matériel de la route résiduelle est plus basique (avec une moyenne de $6,02 \pm 0,39$) que pour les échantillons d'eau prélevés dans la tourbière adjacente (n=4; pH : $3,58 \pm 0,10$ en amont et $4,18 \pm 0,11$ en aval) (Figure 25). Une différence de pH (été 2019) peut également être observée entre chaque côté de la route. L'effet basifiant de l'argile semble être limité principalement dans les deux premiers mètres du côté en aval du chemin restauré où des valeurs de 4,5 à 5,2 sont notées.

Les valeurs de la conductivité électrique dans les 10 premiers mètres du côté en aval sont plus élevées (variant de 90 à 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$) que les valeurs mesurées dans les 2 premiers mètres en amont (variant de 50 à 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Toutefois, la conductivité électrique moyenne mesurée pour l'écosystème de référence en amont de la route ($88 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 8$) est plus élevée que pour l'écosystème de référence en aval ($48 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 10$). Il est également possible de remarquer à la Figure 25 que la conductivité électrique sur le substrat minéral résiduel de la route n'est pas plus élevée que la tourbière naturelle perturbée adjacente à la route.

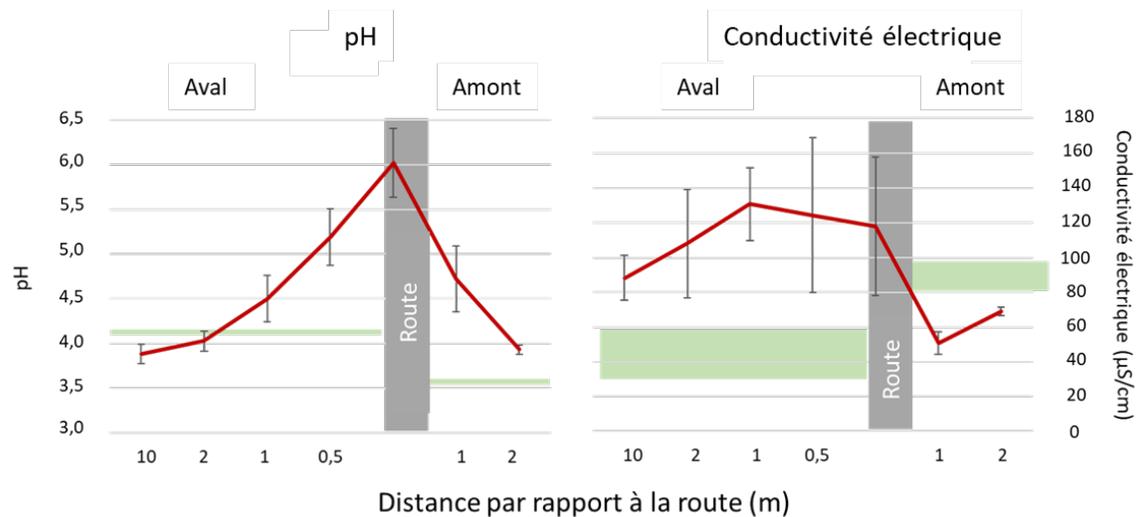


Figure 25 : Potentiel hydrogène (pH) et conductivité électrique de l'eau en fonction de la distance par rapport au chemin restauré (été 2019) (\pm erreur type, n=6). Les concentrations des écosystèmes de référence (en amont et en aval de la route) sont représentées par les barres horizontales vertes (\pm erreur type, n=2).

Nitrates et sulfates

Pour les nitrates et les sulfates, la concentration la plus élevée est observée à 0,5 mètre du côté en aval de la route (Figure 26). Des concentrations élevées sont également constatées pour les nitrates et les sulfates à 2 mètres du côté en amont. On remarque également pour ces deux composés que leur concentration diminue avec la distance en aval jusqu'à 10 mètres de la route. Toutefois, les concentrations de l'écosystème de référence en aval à 50 m demeurent plus élevées que les valeurs à 2 et 10 mètres en aval de la route, respectivement de $70,3 \pm 27,4$ mg/L pour les sulfates et de $0,10 \pm 0,02$ mg/L pour les nitrates. Le sulfate se caractérise par les plus hautes concentrations de tous les composés et éléments mesurés.

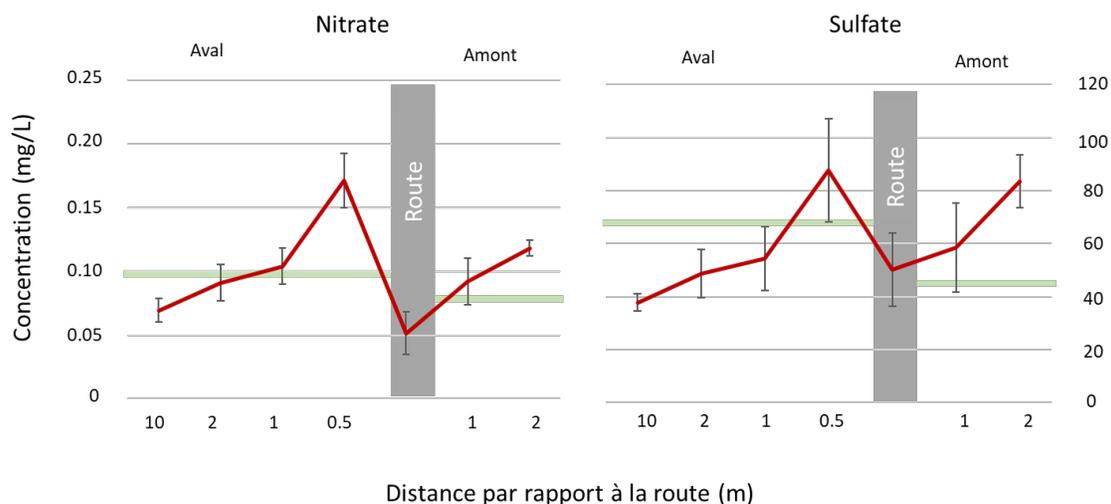


Figure 26 : Concentrations (mg/L) de nitrate et de sulfate dans l'eau fonction de la distance par rapport au chemin restauré (été 2019) (\pm erreur type, n=6). Les écosystèmes de référence (en amont et en aval de la route) sont représentés par les barres horizontales vertes (\pm erreur type, n=2).

Autres éléments minéraux et métaux (Al, Ca, Cl, Fe, K, Mg, Na et Si)

Les concentrations les plus élevées en éléments minéraux ou métaux sont observées sur la route pour le calcium, le fer, le magnésium, le sodium et le silicium (Figure 27). Pour ces éléments, on observe également des concentrations plus élevées du côté en aval que du côté en amont. Les concentrations des autres éléments (Al, Ca, Cl, Fe, K, Mg, Na et Si) sont en général décroissantes en fonction de la distance par rapport à la route. L'aluminium se distingue des autres éléments en enregistrant sa concentration la plus faible sur la route. Pour le potassium, on observe également du côté en aval un effet de la distance sur les concentrations mesurées. Dans l'ensemble, on note que la route a un effet sur la concentration des éléments dans les deux mètres adjacents à la route. Pour le potassium, le chlore et le sodium, les concentrations mesurées dans la tourbière adjacente à la route demeurent supérieures à l'écosystème de référence jusqu'à 10 mètres de la route. Les concentrations des éléments mesurés diminuent avec la distance par rapport à la route (excepté peut-être l'aluminium qui ne semble décroître qu'à partir de 2 mètres).

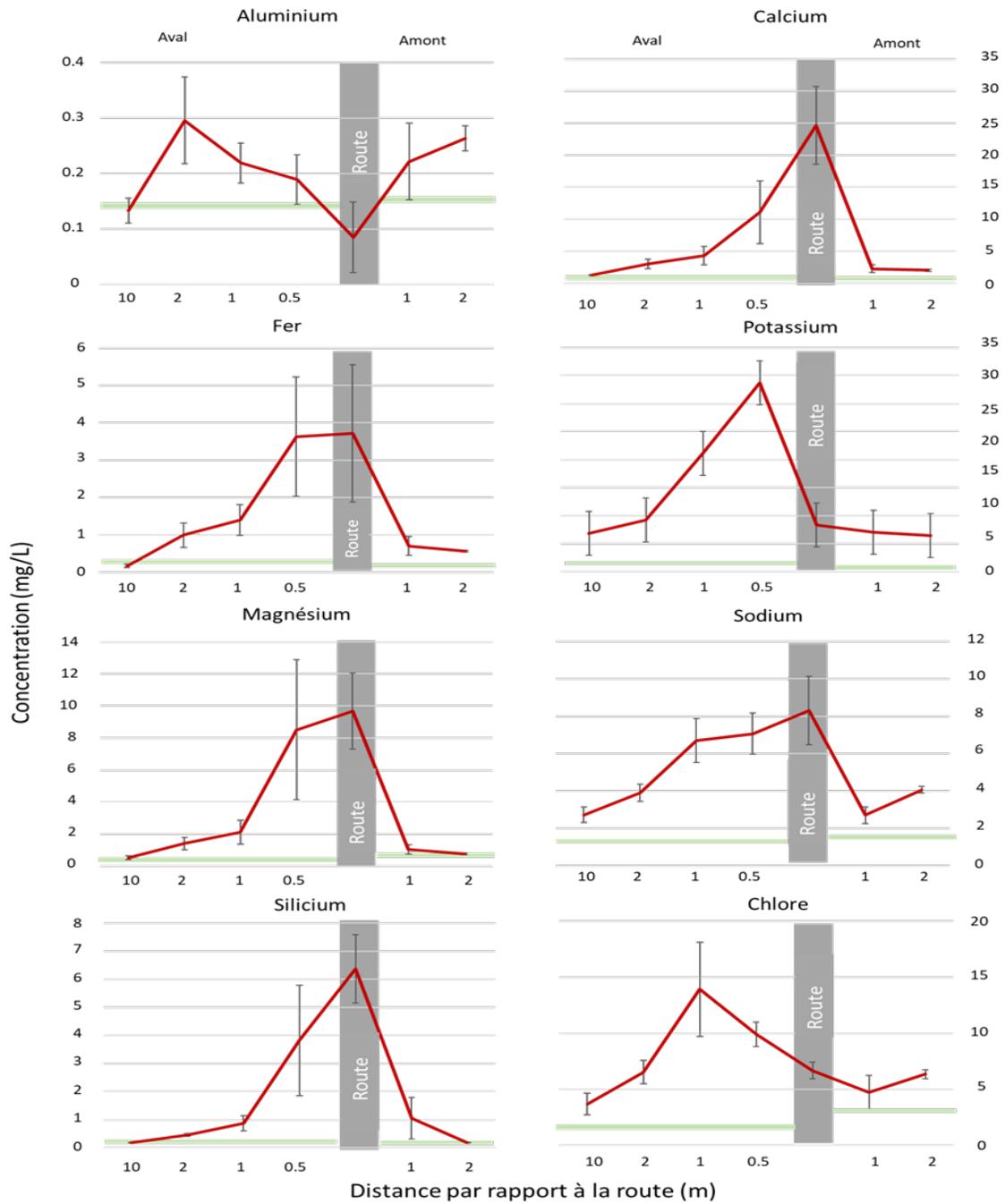
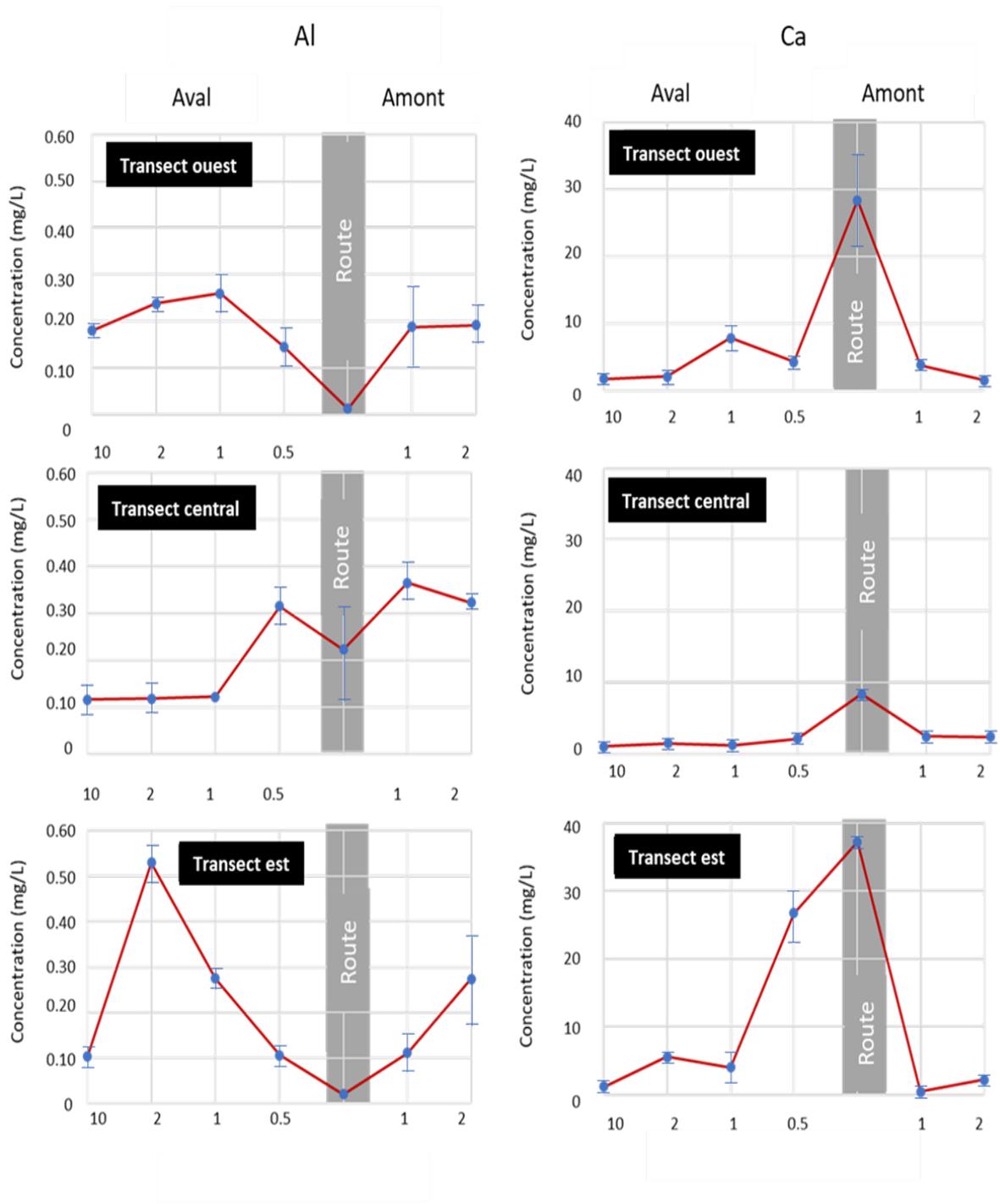
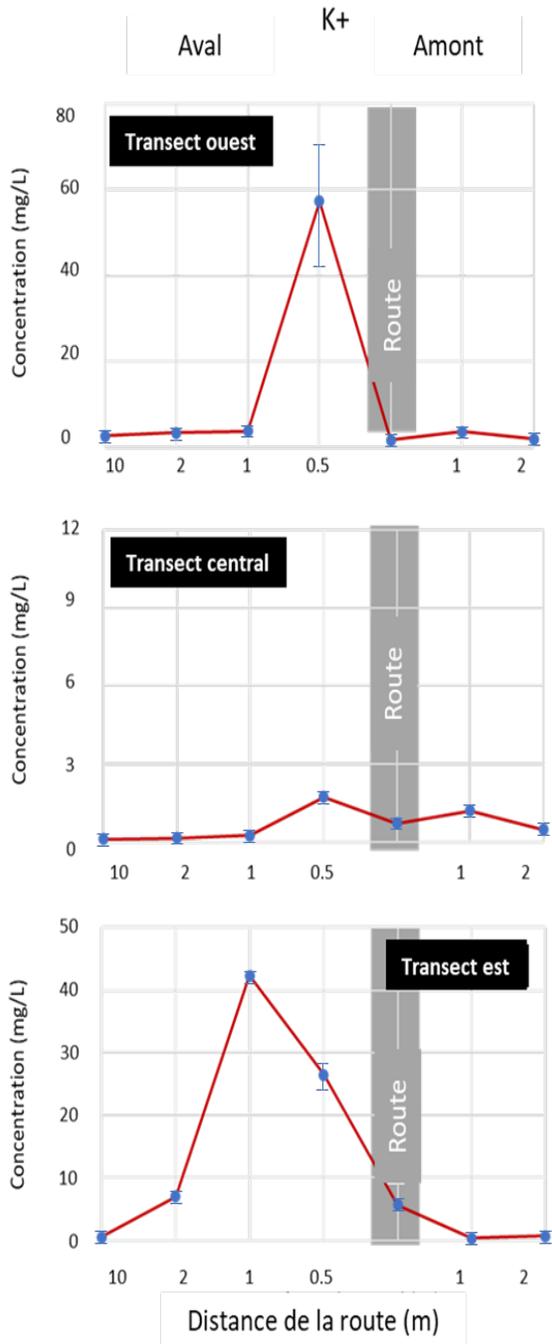
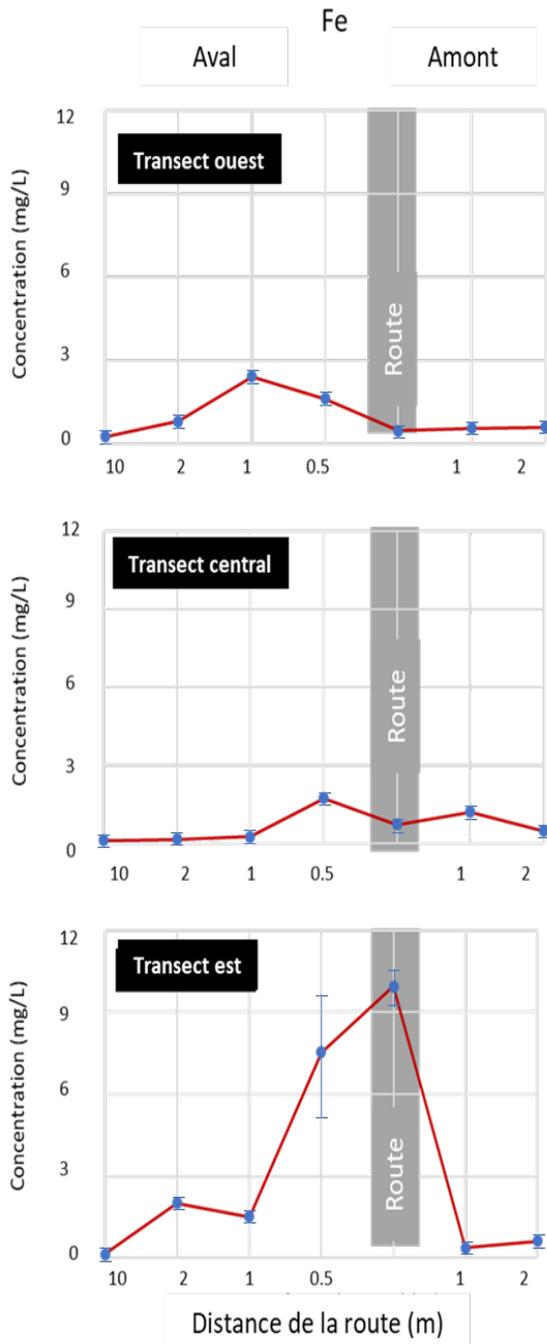


Figure 27: Concentrations (mg/L) en aluminium, calcium, chlore, fer, potassium, magnésium, sodium et silicium dans l'eau fonction de la distance par rapport à la route (moyennes \pm erreur type, n=6) (été 2019). Les mesures dans les écosystèmes de référence (en amont et en aval du chemin d'accès restauré) sont indiquées en vert.





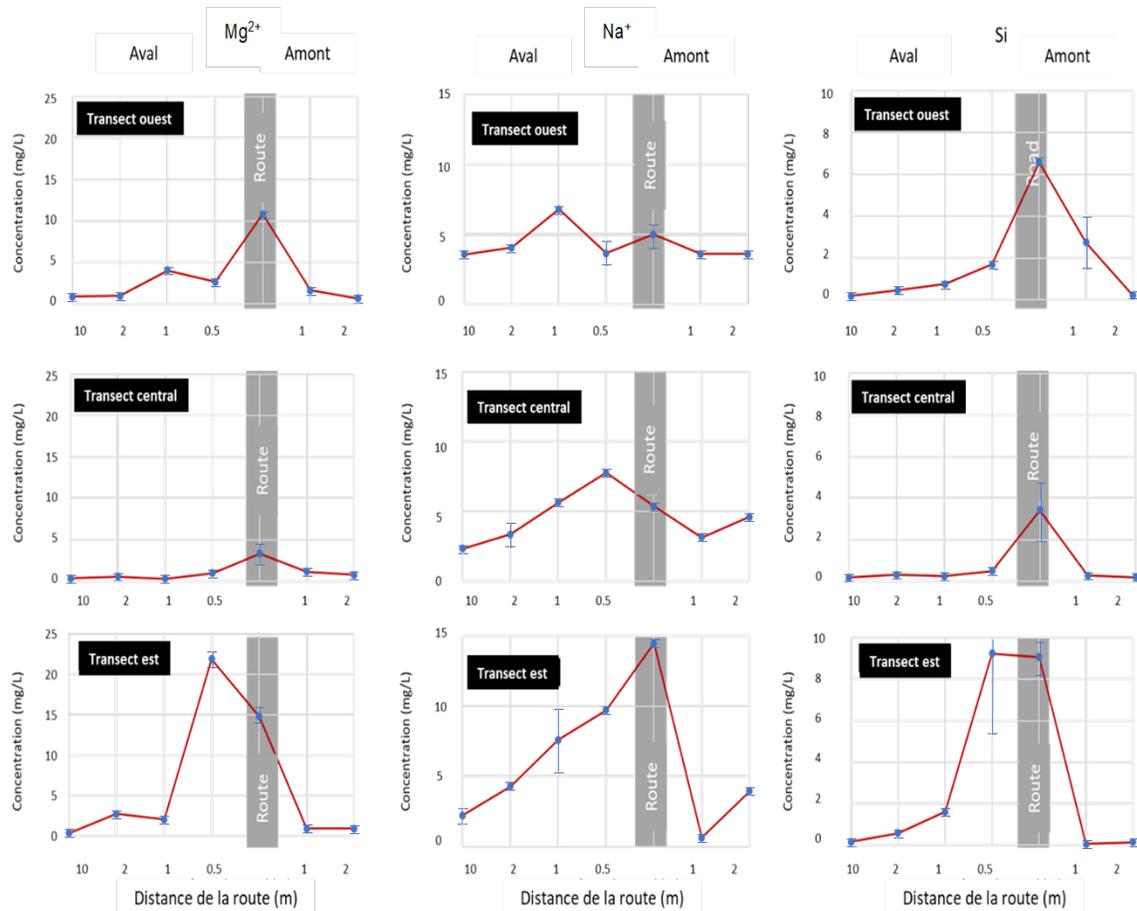


Figure 28: Conditions physico-chimiques de la tourbière adjacente à la route en fonction de la distance par rapport au chemin restauré et des transects de piézomètre (moyennes \pm erreur type, $n=2$, deux échantillons par piézomètre)

Les canaux d'écoulement semblent avoir un impact sur la concentration de plusieurs éléments mesurés, dont le calcium (Ca), le potassium (K⁺), le magnésium (Mg²⁺) et le silicium (Si). Pour ces éléments, les concentrations mesurées dans les échantillons d'eau prélevés dans les piézomètres du transect central (l'unique transect qui n'est pas placé vis-à-vis un canal) sont généralement plus faibles que pour les deux autres transects (Figure 28). Cette tendance est visible particulièrement du côté en aval et pourrait donc être indicatrice d'un effet de dilution des nutriments dû à la présence de la route.

3.5 Conditions d'établissement des végétaux réintroduits

Effet du temps post restauration

Lors de l'inventaire de végétation réalisé sur le site d'études en août 2019, soit après une saison de croissance et six mois à la suite à l'application du transfert de la couche muscinale, 17 espèces ont été identifiées. À cause de la difficulté d'identifier certaines espèces en raison de leur petite taille et leur faible croissance en phase de régénération, les herbacées ont été regroupées en un seul groupe. Dans l'ensemble, les six mois qui ont suivi la restauration ont permis l'établissement d'un couvert végétal relativement faible (Figure 29).



Figure 29 : Couvert végétal représentatif présent sur le chemin restauré en août 2019 (six mois post restauration)

Bien que l'étude présente uniquement les résultats obtenus lors des inventaires de végétation réalisés après une saison de croissance (été 2019), une évolution marquée du couvert végétal est survenue après une 2^e saison de croissance (2020) (Figure 30). Les données collectées en

septembre 2020 (à la suite de la 2^e saison de croissance) ne font pas partie du mémoire, mais seront analysées pour la préparation d'un article scientifique.



Figure 30: Comparaison visuelle du chemin restauré après une et deux saisons de croissance (6 et 18 mois post-restauration)

Pour l'ensemble des zones inventoriées sur la route à l'étude, il y a en moyenne 6 points sur les 16 points inventoriés de chaque zone qui étaient dénudés de végétation lors des inventaires

réalisés 6 mois post restauration (2019). Au total pour l'ensemble de la route, 36,4% de la surface de l'ensemble de la route se caractérise par un sol à nu. Les principales espèces observées sont : *Aulacomnium palustre*, *Bryum pseudotriquetrum*, *Drepanocladus aduncus*, *Equisetum* sp., *Mylia anomala*, *Sphagnum* sp. et *Tomentypnum nitens* (Figure 31). Les fréquences d'occurrence observées 6 mois post restauration de 4 espèces de mousses, soit *Aulacomnium palustre*, *Bryum pseudotriquetrum*, *Drepanocladus aduncus* et *Mylia anomala*, sont plus élevées pour le traitement de surface aplaniée. À l'opposé, la fréquence d'occurrence de la majorité des espèces herbacées inventoriées est plus élevée pour la surface éraflée (Figure 31). Dans l'ensemble, les fréquences d'occurrence de la végétation entre chaque type de préparation de surface (aplanie vs éraflée) six mois après les travaux de restauration (été 2019) ne sont pas significativement différentes (p -value = 0,3745) (Figure 31).

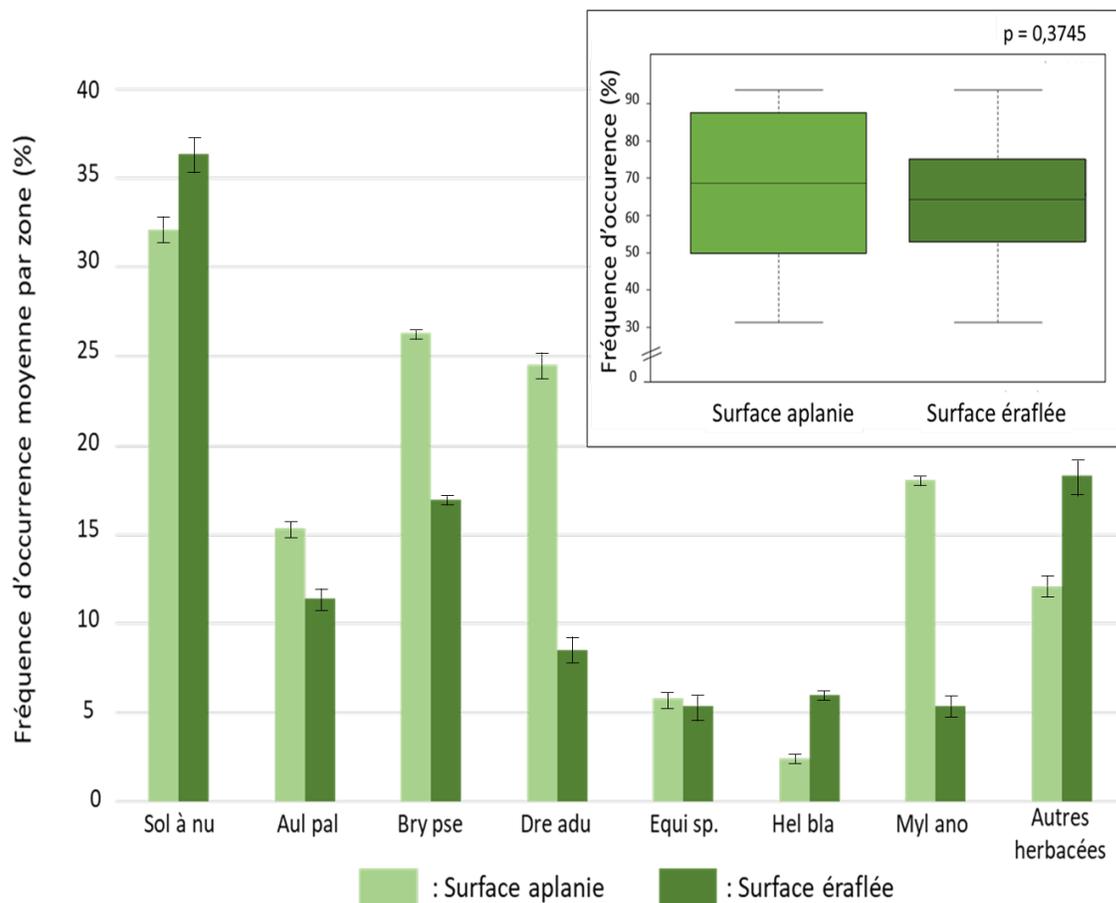


Figure 31: Fréquence d'occurrence des principales espèces observées (moyennes \pm erreur type, surface aplaniée : $n = 36$; surface éraflée : $n = 8$) et de sol à nu six mois après une saison de croissance (2019) en fonction du traitement de surface et comparaison des moyennes des fréquences d'occurrence pour l'ensemble de la végétation inventoriée pour chaque traitement de surface (surface aplaniée et surface éraflée)

Fréquences d'occurrence de la végétation sur l'ensemble de la route

Les fréquences d'occurrence pour la végétation totale ont été calculées en fonction de zones de 5 m par 6 m (Figure 32). Aucun gradient de végétation significatif n'est observé sur l'ensemble de la route. La fréquence d'occurrence de la végétation n'est donc pas corrélée à l'élévation de la route ou au gradient de teneur en eau constaté à la Figure 19. Il est tout de même possible de constater de légères différences entre certaines sections de la route.

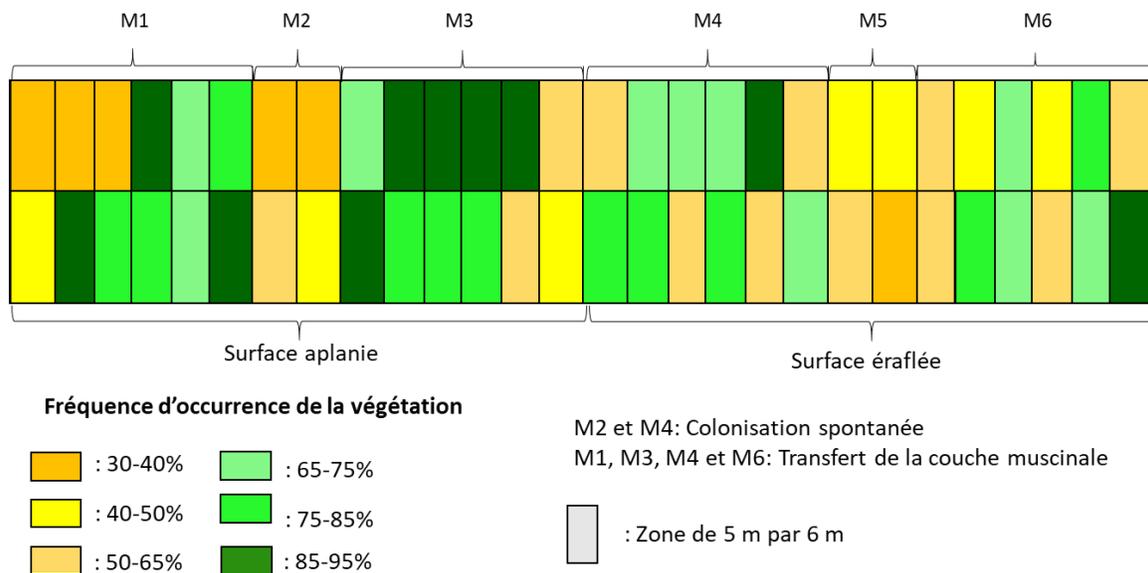


Figure 32 : Fréquences d'occurrence de la végétation totale de zones d'échantillonnage après une saison de croissance (2019) en fonction de zones pour l'ensemble de la route à l'étude

En revanche, des différences de fréquence d'occurrence significatives (p -value < 0,01) peuvent être observées en fonction de la technique de revégétalisation employée (Figure 33). Les sections de la route où le transfert de la couche muscinale a été appliqué ont une fréquence d'occurrence de la végétation plus élevée que les sections de la route avec colonisation spontanée par la végétation. Les fréquences d'occurrence moyennes sont de $41,4 \pm 2,6$ % pour la colonisation spontanée et de $69,8 \pm 15,5$ % pour le transfert de la couche muscinale.

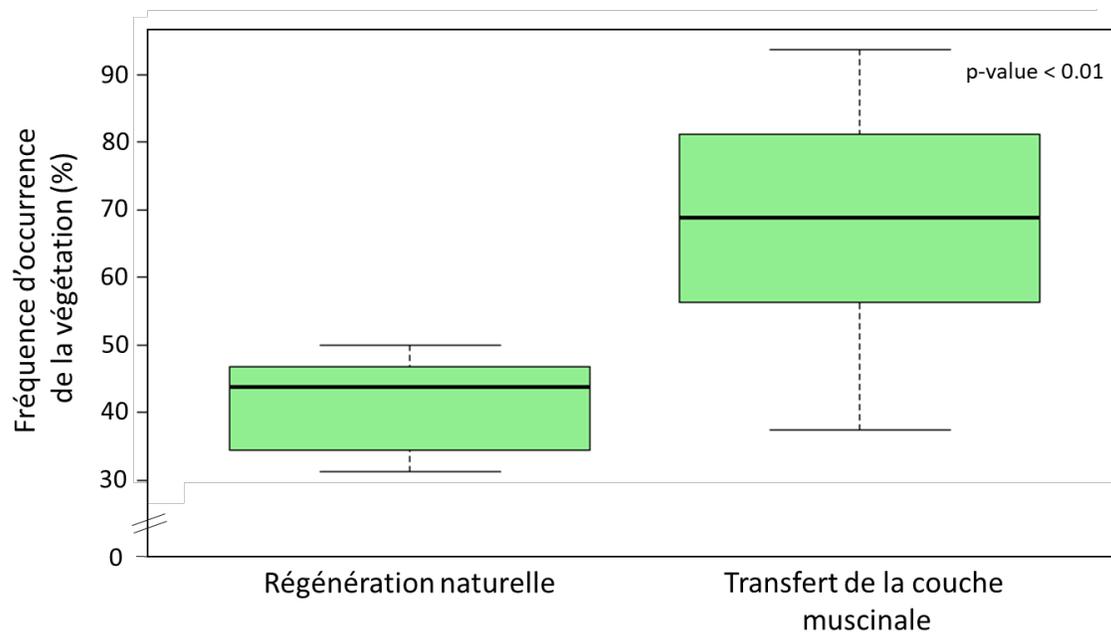


Figure 33 : Fréquence d'occurrence de la végétation après une saison de croissance (2019) en fonction du traitement de revégétalisation de la route à l'étude (n=32).

Effet des conditions environnementales du substrat de la route résiduelle sur l'établissement des plantes

Les régressions linéaires multiples effectuées (Tableau 3) respectivement pour la fréquence d'occurrence de la végétation totale et le nombre total d'observations par zone (la somme des observations de chaque espèce de plante qui a été inventoriée lors de l'application de la méthode d'interception par points) démontrent qu'il n'y a pas d'effet significatif ($p\text{-value} < 0,05$) pour les paramètres analysés (pH, teneur en eau, électroconductivité, température, couvert de paillis et couvert d'eau) après seulement une saison de croissance (6 mois) post-restauration.

Tableau 3 : Résultats des régressions linéaires multiples de plusieurs paramètres, en fonction de la fréquence d'occurrence de la végétation et du nombre total d'observations de chaque espèce végétale par zone, tels qu'observés six mois post-restauration (été 2019)

	Écart type	t-value	p-value	
Fréquence d'occurrence	pH	0,057	0,83	0,41
	Teneur en eau	0,013	0,40	0,69
	Électroconductivité	0,00	-1,37	0,18
	Température	0,045	-1,16	0,10
	Couvert de paillis	0,006	1,16	0,25
	Couvert d'eau	0,001	-1,73	0,09
	Élévation	0,006	1,02	0,32
	Écart type	t-value	p-value	
Observations totales	pH	0,104	-0,17	0,87
	Teneur en eau	0,025	1,56	0,13
	Électroconductivité	0,000	-1,40	0,17
	Température	0,082	-1,24	0,22
	Couvert de paillis	0,011	0,52	0,61
	Couvert d'eau	0,003	-1,21	0,23
	Élévation	0,010	0,47	0,64

Effet de la concentration d'éléments et composés chimiques sur l'établissement des plantes

Les régressions linéaires multiples effectuées (Tableau 4) respectivement pour la fréquence d'occurrence de la végétation et le nombre total d'observations démontrent qu'il n'y a pas d'effet significatif ($p\text{-value} < 0,05$) pour les paramètres analysés sauf pour le calcium en fonction de la fréquence d'occurrence de la végétation ($p\text{-value} = 0,0458$). De ce fait, on observe que la concentration en calcium sur le substrat minéral résiduel de la route est inversement proportionnelle à la fréquence d'occurrence de la végétation.

Tableau 4 : Résultats des régressions linéaires multiples des concentrations d'éléments et composants chimiques, en fonction de la fréquence d'occurrence de la végétation et du nombre total d'observations de chaque espèce végétale par zone, tels qu'observés six mois post-restauration (été 2019)

		Écart type	t-value	p-value
Fréquence d'occurrence	Ca	0,000	-2,06	0,05
	Cl	0,197	0,86	0,40
	K	0,000	-0,03	0,98
	Mg	0,000	1,68	0,10
	NO3	0,002	-0,05	0,96
	S04	0,007	-0,95	0,35
	N	1,062	-0,51	0,61
	C	0,033	1,45	0,15
	S	1,377	-0,59	0,56
		Écart type	t-value	p-value
Observations totales	Ca	0,000	-1,29	0,20
	Cl	0,348	0,26	0,80
	K	0,001	0,14	0,89
	Mg	0,000	1,40	0,17
	NO3	0,004	-0,86	0,39
	S04	0,012	-0,37	0,71
	N	1,885	-0,45	0,65
	C	0,059	0,99	0,33
	S	2,463	-0,29	0,78

Effet de tous les paramètres analysés sur l'établissement des plantes (analyse de redondance)

L'analyse canonique de redondance (ACR) effectuée (Figure 34) et le coefficient de détermination qui en résulte (R^2) indique que 7,87 % de la variance des variables dépendantes (abondance relative des divers espèces végétales inventoriées) peut être expliqué par les variables explicatives (conditions abiotiques). Les axes ACR1 et ACR2 permettent d'expliquer respectivement 14,06 % et 6,91 % de cette variation. Conséquemment, bien que la Figure 34 indique des relations entre des espèces végétales et certaines variables explicatives, ces relations peuvent être considérés faibles.

Les résultats de l'ACR indiquent que le couvert de paillis, la teneur en eau, la concentration de carbone, de magnésium et d'azote semblent avoir un léger effet sur au moins deux espèces, *Drepanocladus aduncus* et *Myliia anomala*. On note également que l'élévation, la concentration de soufre, de potassium et de sodium semblent faiblement corrélées avec la présence de sphaignes, de *Tomentypnum nitens* et de *Helodium blandowii*.

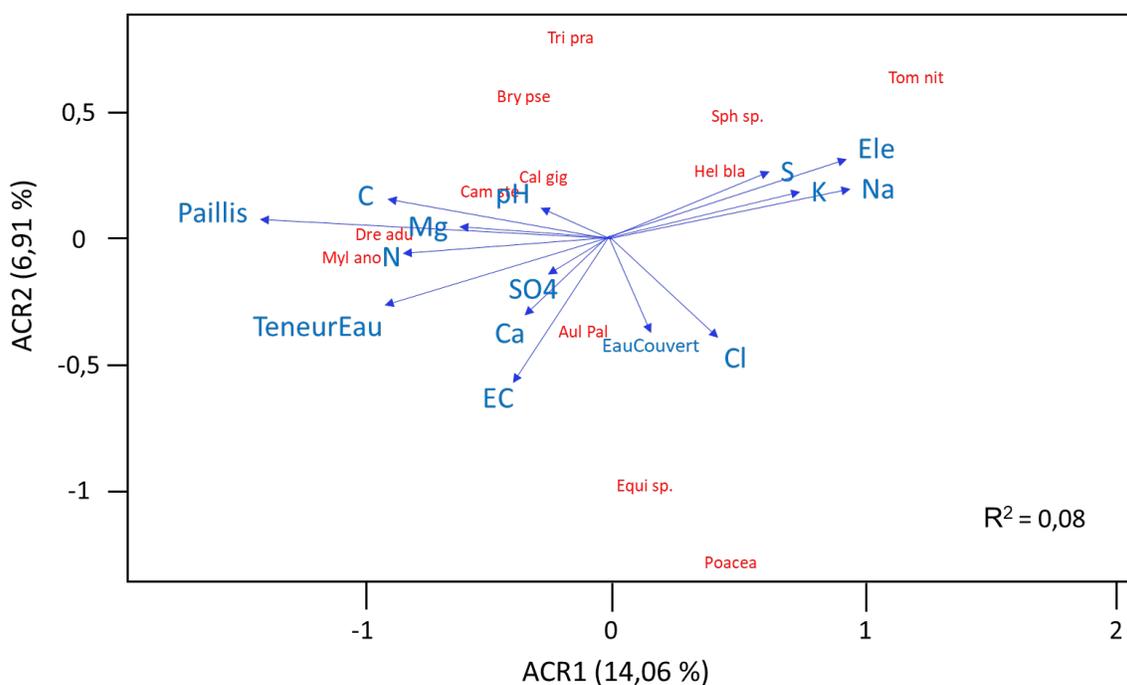


Figure 34 : Analyse canonique de redondance des conditions environnementales principales pouvant affecter l'abondance relative des espèces végétales inventoriées sur le chemin restauré

3.6 Expérience en serre – potentiel de régénération des mousses sur un substrat argileux

En raison de la difficulté de maintenir des conditions d'humidité ambiante et de teneur en eau du sol stables au fil du temps, seul l'effet du traitement ombrage a été évalué. Les analyses sur les données collectées 2 mois après le début de l'expérience en serre (Tableau 5 et Section 3.6) dévoilent que le traitement d'ombrage a eu un effet significatif sur une espèce, *Sphagnum warnstorffii* (p-value = 0,04) et est très près d'être significatif pour une autre espèce, *Drepanocladus aduncus* (p-value = 0,05).

Tableau 5: Test de Student comparant le taux de survie (%) des mousses 2 mois après l'application des traitements « ombrage » et « sans ombrage » de l'expérience en serre.

	T	DF	P-VALUE
<i>Aulacomnium palustre</i>	0,45	5,00	0,67
<i>Calliergon giganteum</i>	-1,57	8,17	0,15
<i>Drepanocladus aduncus</i>	-2,22	9,03	0,05
<i>Helodium blandowii</i>	0,30	7,35	0,77
<i>Sphagnum teres</i>	-1,14	6,74	0,29
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	2,74	5,00	0,04
<i>Tomenthypnum nitens</i>	-1,94	5,00	0,11

Les trois espèces ayant eu le meilleur taux de survie sont *Sphagnum teres*, *Sphagnum warnstorffii* et *Tomenthypnum nitens* (Tableau 6). À l'opposé, *Drepanocladus aduncus* affiche le taux de survie le plus bas des 7 espèces de bryophytes étudiées. Dans l'ensemble, le Tableau 6 ne démontre aucune tendance claire entre le taux de survie des fragments et l'ombrage, certaines espèces ayant un meilleur taux de survie sans ombrage et d'autres avec ombrage.

Les données récoltées 4 mois après le début de l'expérience en serre démontrent une diminution du taux de survie pour chaque espèce. Cette diminution peut être associée en partie aux difficultés de maintien des conditions hydrologiques éprouvées lors de l'expérience. L'espèce la plus affectée est *Sphagnum teres*, son taux de survie ayant chuté à 43 % (ombrage) et 7 % (sans ombrage). *Sphagnum teres* et *Drepanocladus aduncus* sont les deux espèces qui ont été les plus affectés par le manque d'ombrage 4 mois après le début de l'expérience (Tableau 6).

Tableau 6: Taux de survie des fragments 2 et 4 mois après l'application des traitements « ombrage » et « sans ombrage » de l'expérience en serre

	Après 2 mois		Après 4 mois	
	Ombrage (%)	Sans ombrage (%)	Ombrage (%)	Sans ombrage (%)
<i>Aulacomnium palustre</i>	73 ± 3	80 ± 1	63 ± 2	71 ± 1
<i>Calliergon giganteum</i>	82 ± 1	62 ± 2	51 ± 1	34 ± 2
<i>Drepanocladus aduncus</i>	37 ± 1	19 ± 1	26 ± 2	3 ± 0
<i>Helodium blandowii</i>	91 ± 1	93 ± 1	79 ± 1	60 ± 2
<i>Sphagnum teres</i>	98 ± 1	93 ± 1	43 ± 2	7 ± 1
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	95 ± 1	100 ± 0	52 ± 2	59 ± 4
<i>Tomenthypnum nitens</i>	100 ± 0	95 ± 1	83 ± 1	78 ± 1

4. Discussion

Les résultats de ce projet de maîtrise nous en apprennent plus sur les quatre conditions qui ont été retenues pour déterminer le succès de cette technique de restauration: le rétablissement de l'homogénéité spatiale de la nappe phréatique, l'établissement de conditions de surface du substrat (teneur en eau en surface et élévation) favorables aux communautés végétales ciblées, l'évaluation de l'impact du substrat minéral sur les conditions physico-chimiques et sur les communautés végétales et le retour de ces communautés végétales.

Plusieurs études (Chimner et al., 2017; Pouliot, 2018) se sont déjà intéressées à des techniques de restauration de tourbière perturbée par une route. Rappelons ici que c'est la première fois (à notre connaissance) qu'une méthode de restauration appliquant le transfert de la couche muscinale directement sur le substrat minéral de la route (sans l'extraire totalement au préalable) est testée en tourbière dans le contexte des sables bitumineux en Alberta. Habituellement, l'élément clé utilisé pour établir le succès de la restauration est le rétablissement de la fonction d'accumulation de la tourbe et donc de puits de carbone. Or, une étude effectuée en 2014 (González & Rochefort, 2014) démontre que sur 66 tourbières restaurées étudiées, 66% étaient en mesure de séquestrer du carbone 5 à 10 ans suite aux travaux de restauration. Il n'est donc pas possible d'évaluer dès maintenant le succès de la restauration et il faudra attendre pour cela plusieurs années. Toutefois, les résultats de la présente étude nous procurent certaines informations essentielles pour déterminer l'éventuel succès de la technique de restauration employée dans le cadre de cette étude.

4.1 Rétablissement de l'homogénéité spatiale de la nappe phréatique

Le but de la méthode de restauration employée dans le cadre de cette étude était de restaurer la circulation de l'eau qui était entravée par la route, et également d'irriguer (humidifier) la route pour permettre le retour des communautés végétales. Pour ce faire, deux démarches ont été effectuées lors des travaux : la création de trois canaux d'écoulement et l'extraction d'une partie du substrat de la route afin de rétablir le niveau de la route à une élévation similaire à la tourbière adjacente. Dans l'ensemble, on note que les canaux d'écoulement de l'eau ont un effet mitigé sur la circulation de l'eau. Cet effet mitigé peut être dû au cours laps de temps entre les travaux de restauration et la collecte des données.

De surcroît, les Figures 19 à 23 démontrent qu'il y a un écart significatif de la profondeur de la nappe phréatique en amont et en aval. Un effet de barrage subsiste donc à la suite des travaux de restauration. On pourra vérifier si cet effet de barrage sera réduit à long terme au cours des

prochaines années. En raison du manque de données sur les niveaux d'eau de la tourbière adjacente avant les travaux de restauration, et ce, malgré les données de Plach et al. 2017 (niveaux d'eau mesurés pré restauration, Figure 3), il est difficile de confirmer si la technique de restauration employée a permis de réduire significativement la différence de profondeur de la nappe phréatique entre le côté en amont et le côté en aval de la route.

Effet mitigé des canaux d'écoulement sur la circulation de l'eau

Bien qu'il soit impossible d'affirmer avec certitude que le niveau d'eau en aval de la route a pu être rehaussé à la suite des travaux de restauration (à partir des moyennes des niveaux d'eau mesurés dans les puits pré et post restauration), il a été possible de démontrer un effet mitigé des canaux d'écoulement sur la circulation de l'eau. Ainsi, cette expérience a permis de constater que la profondeur de la nappe phréatique en aval de la route est plus élevée pour le transect central à 2 et 6 mètres de la route (Figure 24). Cet effet n'est pas visible à 0,5 et 1 mètre de la route, mais nous émettons ici l'hypothèse que cela peut être dû à un effet de bordure avec le substrat minéral de la route. Par effet de bordure, on réfère ici à la subsidence des bords du chemin et la présence de quelques agrégats de substrat minéral à proximité du chemin. Or, le transect central, contrairement aux deux autres transects (ouest et est), n'est pas situé directement vis-à-vis un canal d'écoulement. Cela pourrait indiquer un effet positif des canaux de circulation de l'eau, mais il est difficile de conclure sur cet effet positif puisqu'il demeure un écart significatif du niveau de la nappe phréatique entre l'amont et l'aval dû à l'effet de barrage exercé par le substrat minéral résiduel de la route.

On note également à la Figure 23 que les profondeurs de la nappe phréatique vis-à-vis de la sortie du canal est sont également élevées. Cela est très probablement dû à la présence d'un gros monticule d'argile qui a été formé avec le substrat minéral extrait au bull doser lors des travaux de restauration (visible à la Figure 8). Ces monticules sont d'une hauteur moyenne de 2 mètres de hauteur et peuvent donc entraver la circulation de l'eau. Nous émettons ici l'hypothèse que ce monticule entrave la circulation de l'eau provenant de l'ouest, ce qui expliquerait les niveaux d'eau observés vis-à-vis le canal est.

L'effet positif des canaux d'écoulement est toutefois mitigé par les conclusions que l'on peut tirer de la Figure 20. Cette figure indique que la profondeur de la nappe phréatique pour l'unique transect qui n'est pas situé devant un canal d'écoulement est plus basse que celle des transects localisés directement devant un canal d'écoulement. Ce résultat peut être dû aux profondeurs élevées du transect est et à la présence d'un gros monticule d'argile qui entrave la circulation de l'eau. La moyenne des profondeurs de la nappe phréatique des transects devant un canal d'écoulement (Figure 20) est donc biaisée.

L'hypothèse de départ selon laquelle l'installation de canaux d'écoulement perpendiculaires à la route faciliterait la circulation de l'eau n'a pas pu être validée en raison de ces résultats contradictoires. La littérature indique que la présence de canaux d'écoulement devrait avoir un effet positif sur la circulation de l'eau. En effet, une étude réalisée sur des tourbières perturbées par une route en Alberta (Saraswati et al., 2020) démontre que le niveau d'eau observé le plus proche de la surface était en amont à plus de 20 mètres des structures d'écoulement présentes sur la route, ce qui suggère que l'eau s'accumule moins en raison de la présence d'une route lorsqu'il y a présence d'une structure d'écoulement au sein de celle-ci. L'étude démontre également que les variations du niveau d'eau de part et d'autre de la route étaient grandement réduites pour les transects situés à moins de 2 mètres d'un canal d'écoulement.

L'efficacité des structures d'écoulement dépend du respect de plusieurs conditions: l'application des bonnes pratiques lors des travaux, des variations micro-topographiques favorables à la circulation de l'eau vers les structures, l'orientation des structures par rapport à la circulation de l'eau et la sélection d'un nombre adéquat de structures d'écoulement (Willier, 2017). Pour des routes construites sur des tourbières, les structures d'écoulement doivent habituellement être installées à un intervalle de 100 à 250 mètres de distance afin d'assurer une bonne circulation de l'eau (Partington et al., 2016). Les résultats de Saraswati (2020) démontrent toutefois que la distance d'intervalle entre chaque structure d'écoulement ne procure pas toujours une connexion hydrologique efficace à travers la route. L'effet positif des structures d'écoulement sur la circulation de part et d'autre d'une route est mesuré jusqu'à une distance approximative de 15 mètres de la structure si la direction d'écoulement de l'eau est perpendiculaire à la route (Saraswati, 2020). Considérant ces informations et le respect des conditions nommées plus haut, un effet positif devrait être mesuré dans le cadre de la présente expérience. L'effet mitigé des structures d'écoulement peut être dû à la subsidence sur les bords de la route, la subsidence pouvant réduire significativement l'efficacité des structures d'écoulement (Gillie, 2011; Partington & Clayton, 2012). Le temps pourrait également expliquer en partie l'effet mitigé des structures d'écoulement, les mesures ayant été collectées moins d'un an après la mise en place des structures d'écoulement. Bien que l'effet positif des canaux d'écoulement n'ait pas pu être démontré avec certitude dans la présente étude, nous nous attendons à obtenir un résultat positif à plus long terme.

Effet de barrage subsistant post restauration

Puisque le substrat minéral n'a pas été complètement extrait lors des travaux de restauration et que le sol n'a pas été décompacté, on s'attend à ce qu'il subsiste un effet de barrage exercé par la route. Un an après les travaux de restauration, il est encore possible d'observer un effet de barrage exercé par la route sur la tourbière adjacente. L'effet de barrage se limite aux 6 premiers

mètres en aval de la route. Des profondeurs moyennes de la nappe phréatique plus élevées y sont observées, avant de fluctuer à la baisse à 12 mètres de la route et dans l'écosystème de référence en aval de la route.

Du côté en amont de la route, l'effet de barrage subsistant de la route se traduit par une accumulation d'eau en bordure de la route. Les résultats démontrent que l'accumulation d'eau culmine à 2 mètres de la route. La hausse du niveau de la nappe phréatique à 0,5 et 1 mètre peut être due à l'effet de subsidence en bordure de la route et la présence de « bourrelets » de substrat minéral qui subsistent en bordure de la route (Gillie, 2011; Partington & Clayton, 2012).

L'intervalle de temps entre les travaux de restauration et la période de collecte des données étant court (moins d'une année), un suivi des niveaux d'eau devra être effectué puisque plusieurs années peuvent être nécessaires avant que l'homogénéité spatiale de la nappe phréatique soit rétablie. Puisque la route est perpendiculaire à la circulation de l'eau, des impacts négatifs pour les communautés végétales en aval de la route peuvent être anticipés si l'homogénéité du niveau de la nappe phréatique ne se rétablit pas dans les prochaines années (Saraswati et al., 2020).

4.2 Rétablissement de conditions de surface de la route favorables aux communautés végétales ciblées

Les travaux de restauration ont permis d'aménager la route au même niveau topographique que la tourbière adjacente. La technique de restauration a permis d'établir des conditions de surface de la route (teneur en eau et élévation) favorables à l'établissement des communautés végétales ciblées. Les diverses étapes de la technique de restauration dont l'extraction partielle du substrat minéral et la formation des canaux d'écoulement de l'eau ont permis de rétablir une connectivité hydraulique du système hydrologique de la tourbière. La présence de paillis contribue également à une meilleure rétention de l'eau en limitant les pertes en eau par évaporation et est essentielle à la régénération des sphaignes et d'autres mousses (Quinty & Rochefort, 2003; Graf & Rochefort, 2010; Borkenhagen & Cooper, 2016).

Corrélation entre l'élévation et la teneur en eau

La teneur en eau de la route est corrélée avec l'élévation de celle-ci (Annexe 3 et Annexe 7). Plus l'élévation de la route est élevée, plus la teneur en eau en surface de la route est faible. L'extrémité ouest de la route, soit la partie la plus élevée, a une teneur en eau d'approximativement 40% comparativement à 60% pour l'extrémité est. Cette différence de teneur en eau peut également être expliquée en partie par le traitement de préparation de surface employé et la microtopographie

résultante, le haut des buttes qui caractérisent la surface éraflée (extrémité est de la route) étant en général très sec. Aucun profil d'élévation n'ayant été fait dans la tourbière adjacente à la route, il n'est pas possible de comparer l'élévation de la route avec l'élévation de la tourbière et d'associer les fluctuations de teneur en eau à cette différence, ce qui représente l'une des lacunes de cette étude.

Surface aplanie vs surface éraflée

L'une de nos questions de recherche était de déterminer quel type de préparation de surface permet d'induire une meilleure régénération de communautés végétales typiques des fens sur un substrat minéral. Dans le cas de la présente étude, l'établissement d'une plus grande diversité végétale s'est effectué du côté de la route où le traitement « surface aplanie » a été appliqué. En effet, la fréquence d'occurrence moyenne de la végétation pour le traitement « surface aplanie » est plus élevée que le côté de la route ayant une surface éraflée. Notre hypothèse était que la surface éraflée engendrerait l'établissement d'une plus grande diversité d'espèces végétales. En effet, suite à une méta-analyse compilant des données de 192 différentes études d'une diversité d'écosystèmes à travers le monde, les résultats de Stein et al. (2014) indiquent que l'hétérogénéité de la topographie est fortement associée avec la richesse spécifique; on s'attendait donc à un résultat similaire. Ceci est vrai également pour la création d'un milieu humide en Virginie où la richesse spécifique induite par la microtopographie s'est même avérée être supérieure à celle d'un milieu humide naturel de référence (Moser et al., 2007). Dans le même sens que nos résultats, une étude de Price et al. (1998) rapporte que pour restaurer une tourbière à sphaigne (en terme d'établissement d'un couvert de sphaigne et non pas en diversité), la création de divers types de microtopographie n'apporte aucun avantage de colonisation.

Le meilleur établissement de la végétation de notre étude serait plus lié à la disponibilité en eau que la création de sites refuges (microtopographie). Dans l'ensemble, le traitement surface éraflée est caractérisé par une teneur en eau significativement plus faible que la surface aplanie (Figure 19, Section 3.1). Cette faible teneur en eau s'explique par la présence de nombreuses buttes sèches et le gradient d'élévation observé sur la route. De ce fait, la surface aplanie se caractérise par une plus grande fréquence d'occurrence moyenne de la végétation que le côté de la route ayant une surface éraflée. Des inventaires de végétation subséquents permettront de confirmer si ce résultat se maintient à plus long terme.

4.3 Effet d'enrichissement exercé par la route sur la tourbière adjacente

La restauration d'une tourbière vise ultimement à ce que les conditions physico-chimiques sur la route et les parties de la tourbière adjacente à la route soient similaires à l'écosystème de référence, soit une tourbière non perturbée. La restauration des conditions physico-chimiques du milieu perturbé ciblé pour la restauration est essentielle à la colonisation des bryophytes et autres espèces typiques des tourbières (Sheffield & Rowntree, 2009). Il est donc important de savoir si la méthode de restauration proposée sera une source de contamination dans le futur. Dans le cas de la présente expérience, un effet d'enrichissement a pu être mesuré dans les deux premiers mètres en amont et en aval de la route pour la majeure partie des éléments et composants mesurés. Il est également pertinent de noter que les effets mesurés dans cette étude sont les effets subsistants d'une route établie depuis plus de 20 années.

Approximativement un an post restauration (été 2019), deux constats généraux peuvent être faits à partir des analyses des échantillons d'eau prélevés dans l'écosystème perturbé. Premièrement, les conditions physico-chimiques observées de chaque côté de la route sont significativement plus élevées dans les 2 premiers mètres à partir de la route que dans les écosystèmes de référence (échantillonnage à 50 m). Deuxièmement, on observe, pour la plupart des conditions physico-chimiques étudiées, des valeurs plus élevées et significativement différentes de chaque côté de la route et ceci pour les 2 premiers mètres à partir de la route seulement. Un effet d'enrichissement a pu être mesuré dans les deux premiers mètres en amont et en aval de la route pour la majeure partie des éléments et composants mesurés (Figures 25 et 26, Section 3.4). Les effets mesurés dans cette étude sont les effets subsistants d'une route d'accès établie depuis plus de 20 années. À plus de 10 mètres, les valeurs de la plupart des paramètres étudiés sont similaires à celles de l'écosystème de référence, soit l'écosystème non perturbé à une distance de plus de 50 mètres de la route.

L'extraction partielle du substrat minéral afin de poser la route à la même élévation que la tourbière adjacente ne limite donc pas entièrement l'effet d'enrichissement de la route. Cet effet devrait se réduire au cours du temps. À la suite d'un projet de restauration de tourbière appliquant un substrat organique sur le site perturbé, 10 années post restauration peuvent être nécessaires pour que les concentrations en minéraux de l'écosystème perturbé redeviennent équivalentes aux concentrations observées dans une tourbière naturelle (Haapalehto et al., 2011).

4.4 Rétablissement des communautés végétales

Faible régénération des espèces végétales introduites après une saison de croissance (6 mois post restauration)

Dans l'ensemble, le couvert de végétation sur la route était relativement faible lorsque l'inventaire de végétation a été réalisé (6 mois après l'application du transfert de la couche muscinale). De surcroît, il est important de rappeler ici que la méthode d'interception par point a tendance à surévaluer la couverture de la végétation (Rocheffort et al., 2013). La présente étude ne fait pas exception. Cette méthode implique habituellement de noter toutes les espèces qui interceptent la baguette (ou tout autre instrument utilisé) que l'on pose sur chaque point inventorié. Puisque le sol était relativement dénudé de végétation, les espèces présentes dans un rayon de 3 à 5 centimètres du point d'inventaire ont été prises en compte. Cela se traduit notamment par une surévaluation des fréquences d'occurrence de la végétation. Conséquemment, la proportion (%) de surface dénudée de végétation (36,4% pour l'ensemble de la route) est sous-évaluée (Figure 31, Section 3.5).

La faible régénération des espèces végétales ciblées sur substrat minéral n'est pas une surprise. La régénération des communautés végétales requiert davantage de temps que le temps octroyé lors de ce projet de maîtrise. Le succès de l'établissement de mousses typiques des fens sur un substrat minéral peut prendre plus de trois années (Borkenhagen & Cooper, 2016). La majeure partie des techniques de restauration de tourbière qui ont été développées au cours de 20 dernières années ont nécessité l'application d'une couche de substrat organique sur le site perturbé. Dans le cadre de la présente étude, le transfert de la couche muscinale a été appliqué directement sur le substrat minéral résiduel d'une route, sans amendement de matière organique. Or, certains travaux de recherche démontrent que le retour des communautés végétales s'effectue mieux sur un substrat minéral avec un amendement de matière organique (Gauthier, 2014; Hugron et al., 2013). L'absence d'amendement de matière organique pourrait donc expliquer en partie la faible régénération des espèces végétales observée après une saison de croissance dans le cadre de cette expérience.

Le sol compacté de la route et la forte porosité peuvent également représenter des obstacles au rétablissement des communautés végétales (Trombulak & Frissel, 2000). La taille des pores dans le sol a une influence sur la vitesse à laquelle l'eau se propage, la diffusion de l'oxygène et leur accessibilité aux plantes. Or, les plantes ciblées lors de la restauration de tourbière prolifèrent dans des conditions humides avec ombrage (Borkenhagen & Cooper, 2016). Ces divers constats peuvent expliquer la lente régénération observée 6 mois post restauration.

Efficacité du transfert de la couche muscinale

L'efficacité du transfert de la couche muscinale n'a plus à faire ses preuves et a déjà été démontrée dans de multiples études (Chimner et al., 2017; Gauthier et al., 2018). Dans le cadre de la présente étude, le transfert de la couche muscinale se révèle également indispensable au retour (à court terme) des communautés végétales ciblées pour la restauration d'une tourbière. Les principales espèces observées sur la route (*Aulacomnium palustre*, *Bryum pseudotrichetrum*, *Drepanocladus aduncus*, *Equisetum* sp., *Myliia anomala*, *Sphagnum* sp., *Tomentypnum nitens*) sont les mêmes que celles collectées sur le site donneur, à l'exception d'*Equisetum* sp., soit des espèces typiques des fens. Un site restauré à l'aide du transfert de la couche muscinale est généralement dominé par des espèces poussant sur le donneur (Rochefort et al., 2016). La présente étude corrobore ce fait, peu d'espèces de la tourbière naturelle adjacente ayant été observées sur la route.

En raison de leur petite taille, les espèces de sphaignes n'ont pas été dissociées lors des inventaires sur le terrain. Au cours des prochaines années, il serait pertinent d'inventorier les différentes espèces de sphaignes ayant poussé sur la route. Il sera alors possible d'identifier quelles espèces de sphaignes sont les mieux adaptées en phase de colonisation sur un substrat minéral et ainsi de corroborer avec les résultats de l'expérience en serre ou d'autres études ultérieures.

4.5 Expérience en serre – potentiel de régénération des mousses sur un substrat argileux

La présente expérience en serre avait pour but de déterminer quelles espèces de sphaignes et d'autres mousses sont mieux adaptées à la croissance sur un substrat minéral. Des difficultés ont été éprouvées afin de maintenir les conditions d'humidité ambiante et de teneur en eau constantes au fil du temps. Conséquemment, une plus grande attention a été apportée aux résultats collectés deux mois après le début de l'expérience. Les résultats nous procurent quelques pistes de réponse à cette question, mais soulèvent également des questions. Les trois espèces ayant eu le meilleur taux de survie (2 mois après le début de l'expérience en serre) sur un substrat minéral sont *Tomentypnum nitens*, *Sphagnum teres* et *Sphagnum warnstorffii* (Tableau 6, Section 3.6). Toutefois, ce résultat est peut-être biaisé par la biomasse des fragments. Les fragments de chaque espèce ont tous été coupés à la même taille, soit à 2 cm à partir du capitulum, pour les sphaignes, et 2 cm à l'extrémité de la partie la plus récente pour les autres mousses. Or, la biomasse moyenne des fragments des sphaignes (Annexe 6), *Sphagnum teres* et *Sphagnum warnstorffii*, est

significativement plus élevée (0,56 g par fragment) que les autres mousses (entre 0,06 et 0,21 g par fragment). La biomasse des fragments pourrait être considérée lors de futures expériences en serre puisque celle-ci semble indicatrice de la survie des fragments dans la présente expérience. Néanmoins, les résultats obtenus pour chaque espèce sont révélateurs.

Les sphaignes

Une expérience en serre antérieure (Graf & Rochefort, 2010) s'intéressant à la régénération des mousses pour la restauration de fens a démontré que les sphaignes pouvaient avoir un meilleur taux de régénération que les autres mousses. Cette tendance est validée dans le cadre de cette expérience si on considère uniquement les résultats obtenus deux mois à la suite du début de l'expérience, soit avant d'éprouver des difficultés techniques associées au maintien de conditions hydrologiques stables. Chez les sphaignes, *Sphagnum warnstorffii* est une espèce qui se démarque par sa valeur potentielle pour la restauration des fens. En effet, cette espèce est l'une des mousses les plus productives ($140 \text{ g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$) et également celle qui se décompose le plus lentement (Bérubé, 2017). La présence de cette espèce contribue grandement à l'augmentation du potentiel d'accumulation de tourbe (Bérubé, 2017). Pour ces mêmes raisons, cette espèce démontre dans la présente expérience un taux de survie élevé sur un substrat minéral. La deuxième espèce de sphaigne testée dans cette expérience en serre, *Sphagnum teres*, semble également bien adaptée pour la colonisation d'un substrat minéral avec ou sans couvert. La grande diminution du taux de survie de *Sphagnum teres*, diminution observée 4 mois après le début de l'expérience, peut signifier que cette espèce est mieux adaptée pour un sol ayant une teneur en eau supérieure à celle maintenue au cours de cette expérience (teneur en eau fluctuante entre 45 et 55%), ce qui va dans le même sens qu'une étude antérieure stipulant qu'on retrouve habituellement cette espèce dans les parties les plus humides des fens (Gignac et al., 1991).

Les autres mousses

Aulacomnium palustre est en mesure de s'adapter à des conditions de pH et des conditions hydrologiques diversifiées (Gignac et al., 1991). Ici, l'ombrage n'a pas eu d'effet significatif. Cela corrobore les résultats de Graf et Rochefort (2010) affirmant que cette espèce demeure mieux adaptée à l'exposition à la lumière que plusieurs autres espèces telles que *Pleurozium schreberi* et *Warnstorfia exannulata*.

Calliergon giganteum est une espèce adaptée aux fens riches que l'on retrouve souvent dans des dépressions ou proche de petites accumulations d'eau (Vitt, 2017). Son habitat de prédilection peut expliquer en partie pourquoi son taux de survie est plus faible lorsqu'exposé à la dessiccation (taux de survie avec ombrage : $82 \pm 1 \%$; sans ombrage : $62 \pm 2 \%$)

Dans le cadre de la présente étude, l'espèce la moins bien adaptée à la colonisation d'un substrat minéral est *Drepanocladus aduncus* (Tableau 6, Section 3.5). Son taux de survie est significativement plus faible que les autres espèces étudiées dans le cadre de cette expérience. L'étude de Borkenhagen et Cooper (2016) révèle que *Drepanocladus aduncus* est une espèce mieux adaptée à des conditions où le niveau d'eau est élevé (0 cm de la surface), ce qui n'a pu être démontré dans la présente étude. Sa forte mortalité indique que cette espèce n'est pas adaptée à un substrat minéral et requiert des conditions hydrologiques plus élevées que celles maintenues lors de la présente expérience en serre.

Helodium blandowii est une espèce adaptée aux fens à riches à modérément riches que l'on retrouve souvent avec des espèces arbustives et arborescentes (Vitt, 2017). Cette espèce a maintenu un bon taux de survie après 2 mois (moyenne de 92%), se présentant en deuxième position parmi les mousses brunes après *Tomentypnum nitens*. D'autres études seront nécessaires pour vérifier si cette espèce pourra être utilisée dans l'avenir pour la restauration de tourbières sur substrat minéral.

Tomentypnum nitens est l'espèce qui fut la mieux adaptée au substrat minéral et aux conditions maintenues dans le cadre de la présente expérience. Deux mois après le début de l'expérience, cette espèce a un taux de survie moyen égalant celui de *Sphagnum warnstorffii* (98%). Quatre mois après le début de l'expérience, cette espèce se démarque avec le meilleur taux de survie (81%) parmi toutes les espèces étudiées (Tableau 6, Section 3.5). Il n'est pas trop surprenant que *Tomentypnum nitens* soit bien adaptée au substrat minéral. Cette espèce avait déjà été identifiée dans d'autres études comme typique des buttes en tourbière et donc bien adaptée à des conditions sèches et avec moins d'ombrage (Andrus, 1986; Gignac et al., 1991). Selon une étude de Graf et Rochefort (2010), *Tomentypnum nitens* est une espèce capable de s'adapter à de multiples conditions, mais qui à partir de six mois, avait une couverture plus faible lorsque le niveau d'eau était plus bas. Dans la présente étude, comme l'expérience n'a duré que quatre mois, cet effet n'a pu être constaté.

Recommandations pour de futures expériences en serre

La méthodologie employée lors de cette expérience en serre n'a pas permis de mesurer un effet significatif des traitements de niveau d'eau. Deux principales causes potentielles sont identifiées: le faible nombre de traitements de niveau d'eau et la difficulté de maintenir un niveau d'eau stable.

Dans la présente expérience, seuls deux traitements de niveau d'eau ont été appliqués : un niveau d'eau élevé et un niveau d'eau faible. La différence de teneur en eau dans le sol pour ces deux

traitements était relativement faible (différence de moins de 2 %). Pour de futures expériences, il serait recommandé de tester un plus grand nombre de traitements de niveaux d'eau. Par exemple, des niveaux d'eau à 0, 10, 20, 30 et 40 cm sous la surface pourraient être appliqués (Borkenhagen & Cooper, 2016; Graf & Rochefort, 2010).

Dû à la taille de la table sur laquelle ont été disposés les plateaux (1,8 m par 8,5 m), le taux d'évaporation était très élevé et de grands efforts ont dû être déployés pour maintenir un niveau d'eau stable. Deux à trois bacs d'eau déionisée mélangée avec une solution Rudolph émulant l'eau de pluie étaient ajoutés chaque semaine, mais certaines fluctuations du niveau d'eau ont tout de même pu être observées au cours de l'expérience. Un meilleur système devra donc être mis en place pour maintenir le niveau d'eau au niveau ciblé. Des expériences à plus petites échelles permettraient également de mieux contrôler les niveaux d'eau.

De nouvelles études se focalisant sur un plus grand nombre d'espèces de sphaignes et de mousses devraient être réalisées. Dans le cadre de cette expérience, sept espèces ont été étudiées et celles-ci ont été sélectionnées en grande partie dû à leur présence sur le site d'études et leur abondance dans le nord de l'Alberta. Les prochaines espèces sélectionnées devraient être des espèces communes dans les fens riches et les fens pauvres, mais aussi représentatives de plusieurs niches écologiques (platières, dépressions, butte, etc.). Pour de futures expériences en serre, de nouvelles espèces telles que *Sphagnum fallax*, *Pleurozium schreberii*, *Polytrichum strictum*, *Dicranum polysetum* et *Warnostorfia exannulata* pourraient être testées. Ces dernières ont déjà fait l'objet d'expériences en serre (Graf & Rochefort, 2010), mais n'ont pas encore été testées directement sur un substrat minéral. D'autres espèces comme *Sphagnum fuscum* pourraient également être testées. Cette espèce est typique des fens pauvres et modérément riches de l'Ouest canadien (Gignac, 1993). *Sphagnum fuscum* peut s'adapter à des habitats très différents et a déjà montré dans une expérience antérieure (Mulligan & Gignac, 2001) qu'elle est adaptée à des niveaux d'eau bas, soit des caractéristiques intéressantes pour la restauration sur substrat minéral.

Conclusions

Ce projet de maîtrise a permis de tester, pour la première fois à notre connaissance, l'application du transfert de la couche muscinale directement sur le substrat minéral (sans l'extraire dans sa totalité au préalable) d'un chemin d'accès utilisé dans le cadre de l'extraction des sables bitumineux, en Alberta. Plusieurs des objectifs de la technique de restauration sont atteints. La formation de canaux d'écoulement de l'eau a eu un effet mitigé sur la circulation de l'eau, alors que l'extraction partielle du substrat minérale a permis d'induire une accumulation d'eau en surface de la route favorable à la régénération des espèces végétales ciblées. Une comparaison des niveaux d'eau à 1 mètre de la route avant et après les travaux de restauration indique que le niveau d'eau est en moyenne 4 centimètres plus près de la surface en aval à la suite des travaux de restauration. On pourrait en conclure que l'eau circule mieux grâce aux travaux de restauration. Cependant, il faut noter que les puits utilisés dans le cadre de l'étude de Plach et al. 2017 (données pré restauration présentées à la Figure 3, Section 2.1.1) et les puits utilisés dans la présente étude ne sont pas situés directement au même emplacement. Dans l'ensemble, la technique de restauration permet de limiter l'effet de barrage de la route, sans toutefois l'annuler complètement. L'effet d'enrichissement en éléments minéraux de la tourbière causé par la présence d'une route est limité aux deux premiers mètres près de la route et ce, 20 ans après l'établissement de la route. Comme les inventaires de végétation ont été réalisés après seulement une saison de croissance, une faible régénération des communautés végétales a été mesurée lors de la première année (2019). L'efficacité de la technique de restauration devra être évaluée à plus long terme afin de confirmer le succès du retour des communautés végétales sur le substrat minéral résiduel de la route.

L'expérience en serre est l'une des premières de son genre ayant pour but de déterminer quelles espèces de sphagnes et d'autres mousses sont mieux adaptées à la colonisation d'un substrat minéral. Trois espèces (*Sphagnum warnstorffii*, *Sphagnum teres* et *Tomentypnum nitens*) se sont démarquées, mais la méthodologie employée, notamment la tentative d'appliquer des traitements de niveau d'eau différents, n'a pas permis de tester la régénération des mousses selon un gradient hydrique. Ce projet de maîtrise et les recommandations qui en résultent pourront ouvrir la voie pour de futures expériences en serre. Dans l'ensemble, cette technique de restauration sur substrat minéral est prometteuse. Il faudra toutefois confirmer si les communautés végétales ciblées se maintiennent dans le temps et s'assurer qu'elles ne sont pas remplacées par des plantes envahissantes. La technique de restauration appliquée dans cette étude pourrait servir de solution de rechange à l'extraction complète du substrat minéral, réduisant ainsi les coûts et le temps associés aux travaux. Cette technique peut servir d'inspiration à l'industrie pétrolière, aux instances gouvernementales, compagnies et divers entrepreneurs qui veulent développer une méthode de restauration efficace de tourbière modifiée par une perturbation linéaire avec un substrat minéral.

Bibliographie

- Alberta Environment and Parks. (2015, 2015). *Reclamation Criteria for Wellsites and Associated Facilities for Peatlands*.
- Alberta Environment and Sustainable Resource Development (ESRD). (2015). *Alberta Wetland Classification System*. Edmonton, AB
- Anderson, R. L., Foster, D. R., & Motzkin, G. (2003). Integrating lateral expansion into models of peatland development in temperate New England. *Journal of Ecology*, 91(1), 68-76.
- 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.
- Andrus, R. E. (1986). Some aspects of Sphagnum ecology. *Canadian Journal of Botany*, 64(2), 416-426.
- Bates, T. (1993). Chapter 3: Soil handling and preparation. In M. Carter (Ed.), *Soil Sampling and Methods of Analysis* (pp. 19-24): Lewis Publishers.
- Bazoge, A., Lachance, D., Villeneuve, C., Bérubé, D., Ducruc, J.-P., & Lavoie, G. (2014). *Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional: Développement durable, environnement et lutte contre les changements*
- Bérubé, V. (2017). *Restauration des tourbières minérotrophes études approfondies des communautés végétales*. (Thèse (Ph. D.)). Université Laval, Québec. Retrieved from Accès via CorpusUL <http://hdl.handle.net/20.500.11794/27574>
<http://ariane.ulaval.ca/cgi-bin/recherche.cgi?qu=a2653353> Available from Bibliothèque de l'Université Laval Ariane database. (33345 CaQQLA)
- Blodau, C., & Moore, T. R. (2003). Experimental response of peatland carbon dynamics to a water table fluctuation. *Aquatic Sciences*, 65(1), 47-62.
- Blood, L. E., & Titus, J. H. (2010). Microsite effects on forest regeneration in a bottomland swamp in western New York1. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 137(1), 88-102.
- Bocking, E. (2015). *Analyzing the impacts of road construction on the development of a poor fen in Northeastern Alberta, Canada*. University of Waterloo,
- Borkenhagen, A., & Cooper, D. J. (2016). Creating fen initiation conditions: a new approach for peatland reclamation in the oil sands region of Alberta. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), 550-558. doi:10.1111/1365-2664.12555
- Campbell, D. R., Rochefort, L., & Lavoie, C. (2003). Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. *Journal of Applied Ecology*, 40(1), 78-91.
- Caners, R. T., & Lieffers, V. J. (2014). Divergent Pathways of Successional Recovery for In Situ Oil Sands Exploration Drilling Pads on Wooded Moderate-Rich Fens in Alberta, Canada. *Restoration Ecology*, 22(5), 657-667. doi:10.1111/rec.12123
- Chimner, R. A., Cooper, D. J., Wurster, F. C., & Rochefort, L. (2017). An overview of peatland restoration in North America: where are we after 25 years? , 25(2), 283-292.
- 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.
- Edwards, L., Whittington, P. J. P. o. M. s. U. S., & Research, E. (2018). Impact of Drainage Ditch Construction and Subsequent Use on a Treed Bog Adjacent to a Peat Harvesting Operation. 4(1).
- Fedkenheuer, A. W., Knapik, L. J., & Walker, D. G. (1987). Minesoil and landscape reclamation of the coal mines in Alberta's Mountains and Foothills. Alberta Land Conservation and Reclamation Council, Reclamation Research Technical Advisory Committee.
- Fetter, C. M., 2001. Applied Hydrogeology 4th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. 589 p.
- Freeman, C., Fenner, N., & Shirsat, A. H. (2012). Peatland geoengineering: an alternative approach to terrestrial carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 370(1974), 4404-4421.
- Fox, J. & Weisberg, S. (2019). An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

- Gauthier, M.-E. (2014). *Restoring peatland plant communities on mineral well pads*. (Mémoire (M.Sc.)). Université Laval, Québec. Retrieved from Accès via CorpusUL <http://hdl.handle.net/20.500.11794/25320> Available from Bibliothèque de l'Université Laval Ariane database. (31000 CaQQLA)
- Gauthier, M.-E., Rochefort, L., Nadeau, L., Hugron, S., & Xu, B. (2017). Testing the moss layer transfer technique on mineral well pads constructed in peatlands. *Wetlands Ecology and Management*, 26(4), 475-487. doi:10.1007/s11273-017-9532-4
- Gauthier, M.-E., Rochefort, L., Nadeau, L., Hugron, S., Xu, B. J. W. E., & Management. (2018). Testing the moss layer transfer technique on mineral well pads constructed in peatlands. 26(4), 475-487.
- Gignac, L. (1993). Distribution of Sphagnum species, communities, and habitats in relation to climate. *Advances in Bryology*, 5, 187-222.
- Gignac, L. D., Vitt, D. H., Zoltai, S., & Bayley, S. E. (1991). Bryophyte response surfaces along climatic, chemical, and physical gradients in peatlands of western Canada. *Nova Hedwigia*, 53(1-2), 27-71.
- Gillies, C., 2011. Water management techniques for resource roads in wetlands A state of practice review, Canada
- Girard, M. (2000). La régénération naturelle d'écosystèmes fortement perturbés: le cas d'une tourbière exploitée du Bas-Saint-Laurent (Québec). Québec, Québec: Université Laval.
- González, E., & Rochefort, L. (2014). Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering*, 68, 279-290.
- Gouvernement du Canada. (2018). Faits sur le pétrole brut. Retrieved from <https://www.rncan.gc.ca/energie-faits-saillants/faits-sur-le-petrole-brut/20075#L1>
- Gouvernement du Canada. (2019). Canadian Climate Normals. Retrieved from https://climate.weather.gc.ca/climate_normals/index_e.html
- Gouvernement du Canada. (2021). Données historiques. Retrieved from https://climat.meteo.gc.ca/climate_data/daily_data_f.html?hlyRange=2011-10-17%7C2021-09-27&dlyRange=2011-10-20%7C2021-09-27&mlyRange=%7C&StationID=49490&Prov=AB&urlExtension=_f.html&searchType=stnName&optLimit=yearRange&StartYear=2019&EndYear=2019&selRowPerPage=25&Line=0&searchMethod=contains&txtStationName=Fort+McMurray&timeframe=2&time=LST&Day=15&Year=2019&Month=8#
- Government of Alberta. (2019). Oil Sand Informations Portal. Retrieved from <http://osip.alberta.ca/map/>
- Graf, M. D., & Rochefort, L. (2010). Moss regeneration for fen restoration: field and greenhouse experiments. *Restoration Ecology*, 18(1), 121-130. Haapalehto, 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(5), 587-598. doi:10.1111/j.1526-100X.2010.00704.x
- Greacen, E. L., & Sands, R. (1980). Compaction of forest soils. A review. *Soil Research*, 18(2), 163-189.
- Groeneveld, E., & Rochefort, L. (2005). *Polytrichum strictum* as a solution to frost heaving in disturbed ecosystems: a case study with milled peatlands. *Restoration Ecology*, 13(1), 74-82.
- 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.
- Hamrick, J. L., & Lee, J. M. (1987). Effect of soil surface topography and litter cover on the germination, survival, and growth of musk thistle (*Carduus nutans*). *American Journal of Botany*, 74(3), 451-457.
- 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.
- Huang, J., Lacey, S. T., & Ryan, P. J. (1996). Impact of forest harvesting on the hydraulic properties of surface soil. *Soil Science*, 161(2), 79-86.
- Oksanen, J., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Eduard Szoecs, E. &

- Wagner, H. (2020). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Johansen, M. D., Aker, P., Klanderud, K., Olsen, S. L., & Skrindo, A. B. (2017). Restoration of peatland by spontaneous revegetation after road construction. *Applied Vegetation Science*, 20(4), 631-640.
- Jonasson, S. (1988). Evaluation of the point intercept method for the estimation of plant biomass. *Oikos*, 101-106.
- Joosten, H., Clarke, D. J. I. M. C. G., & Society, I. P. (2002). Wise use of mires and peatlands. 304.
- Jumpponen, A., Väre, H., Mattson, K. G., Ohtonen, R., & Trappe, J. M. (1999). Characterization of 'safe sites' for pioneers in primary succession on recently deglaciated terrain. *Journal of Ecology*, 87(1), 98-105.
- Jutras, S., & Plamondon, A. P. (2020). Fonctions hydrologiques des milieux humides boisés soumis à l'aménagement forestier: une revue de la littérature. *Écoscience*, 1-31.
- Keim, R. F., & Amos, J. B. (2012). Dendrochronological analysis of baldcypress (*Taxodium distichum*) responses to climate and contrasting flood regimes. *Canadian journal of forest research*, 42(3), 423-436.
- Kuhry, P., Nicholson, B. J., Gignac, L. D., Vitt, D. H., & Bayley, S. E. (1993). Development of Sphagnum-dominated peatlands in boreal continental Canada. *Canadian Journal of Botany*, 71(1), 10-22.
- Kuhry P., Turunen J. 2006. The postglacial development of boreal and subarctic peatlands. In Boreal peatlands ecosystems, vol. 188, Wieder RK, Vitt DH, editors. Berlin: Springer-Verlag, pp. 25 – 46.
- Lachat Instruments. (2003). Determination of nitrate/nitrite in surface and wastewaters by flow injection analysis. In *QuickChem Method* (pp. 10-107).
- Lachat Instruments. (2009). *Determination of nitrate in 2M KCl soil extracts by flow injection analysis* QuikChem® Method 12-107-04-5-A.
- Lavoie, C., Saint-Louis, A., & Lachance, D. (2005). Vegetation dynamics on an abandoned vacuum-mined peatland: 5 years of monitoring. *Wetlands Ecology and Management*, 13(6), 621-633.
- Lee, P., & Boutin, S. (2006). Persistence and developmental transition of wide seismic lines in the western Boreal Plains of Canada. *Journal of Environmental Management*, 78(3), 240-250.
- Mälson, K., & Rydin, H. (2007). The regeneration capabilities of bryophytes for rich fen restoration. *Biological Conservation*, 135(3), 435-442.
- Melnik, K., Landhäusser, S. M., & Devito, K. (2018). Role of microtopography in the expression of soil propagule banks on reclamation sites. *Restoration Ecology*, 26, S200-S210.
- Miller, C. A., Benschoter, B. W., & Turetsky, M. R. (2015). The effect of long-term drying associated with experimental drainage and road construction on vegetation composition and productivity in boreal fens. *Wetlands Ecology and Management*, 23(5), 845-854.
- Moser, K., Ahn, C., & Noe, G. (2007). Characterization of microtopography and its influence on vegetation patterns in created wetlands. *Wetlands*, 27(4), 1081-1097.
- Müllerová, J., Vítková, M., & Vítek, O. (2011). The impacts of road and walking trails upon adjacent vegetation: Effects of road building materials on species composition in a nutrient poor environment. *Science of the Total Environment*, 409(19), 3839-3849.
- Mulligan, R. C., & Gignac, L. D. (2001). Bryophyte community structure in a boreal poor fen: reciprocal transplants. *Canadian Journal of Botany*, 79(4), 404-411.
- Munir, T., Perkins, M., Kaing, E., & Strack, M. (2015). Carbon dioxide flux and net primary production of a boreal treed bog: Responses to warming and water-table-lowering simulations of climate change.
- Naeth, M. A., Wilkinson, S. R., Powter, C. B., Archibald, H. A., & Mackenzie, D. D. (2013). Potential of LFH mineral soil mixes for land reclamation in Alberta.
- National Wetlands Working Group. (1997). *The Canadian Wetland Classification System* (B. G. W. C. D. A. Rubec Ed. 2nd edition ed.). Waterloo: Wetland Research Centre Publication.
- 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. *The Canadian Geographer/Le Géographe canadien*, 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.
- Nugent, K. A., Strachan, I. B., Roulet, N. T., Strack, M., Froking, S., & Helbig, M. (2019). Prompt active restoration of peatlands substantially reduces climate impact. *Environmental Research Letters*, 14(12), 124030.
- Oil Sands Magazine. (2016). Shock and horror continues to unfold in Fort McMurray as 1 million BPD of oil comes offline Retrieved from <https://www.oilsandsmagazine.com/news/2016/5/4/fort-mcmurray-fire-takes-1-million-bpd-production-offline>
- Osko, T. (2010). *A Gap Analysis of Knowledge and Practices for Reclaiming Disturbances Associated with In Situ Oil Sands and Conventional Oil & Gas Exploration on Wetlands in Northern Alberta*. Vegreville.
- Paradis-Lacombe, P. (2018). Caractérisation de l'état et de la durabilité des traverses de cours d'eau sur les chemins forestiers.
- Partington, M., Clayton, G., 2012. Resource roads and wetlands Opportunities to maintain hydrologic function, Canada.
- Partington, M., Gillies, C., Gingras, B., Smith, C., Morissette, J., 2016. 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. doi:10.5589/m13-007
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., R Core Team. (2021). *_nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models_*. R package version 3.1-153, <URL: <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>>.
- 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), e1874.
- Polster, D. (2013). Making Sites Rough and Loose: A Soil Adjustment Technique. In: Boreal Research Institute. NAIT. Retrieved from http://www.nait.ca/docs/Making_Site_Rough_and_Loose.pdf.
- Poulin, M., Rochefort, L., Quinty, F., & Lavoie, C. (2005). Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany*, 83(5), 539-557.
- Pouliot, K. (2018). *Les routes minérales en tourbières à sphaignes: restauration par enfouissement*. Université Laval, Québec, Canada.
- Pouliot, K., Rochefort, L., LeBlanc, M. C., Guêné-Nanchen, M., & 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, 479.
- Pouliot, R., Rochefort, L., & Karofeld, E. (2012). Initiation of microtopography in re-vegetated cutover peatlands: evolution of plant species composition. *Applied Vegetation Science*, 15(3), 369-382.
- Price, J. S. (1996). Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Quebec. *Hydrological processes*, 10(10), 1263-1272.
- Price, J. S., Cagampan, J., & Kellner, E. (2005). Assessment of peat compressibility: is there an easy way?. *Hydrological Processes: An International Journal*, 19(17), 3469-3475.
- Price, J., Evans, C., Evans, M., Allott, T., & Shuttleworth, E. (2016). Peatland restoration and hydrology. *Peatland restoration and ecosystem services: science, policy and practice*, 77-94.
- Price, J., Heathwaite, A., & Baird, A. (2003). Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: an overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management*, 11(1-2), 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.

- Price, J. S., McLaren, R. G., & Rudolph, D. L. (2010). Landscape restoration after oil sands mining: conceptual design and hydrological modelling for fen reconstruction. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 24(2), 109-123.
- Quinty, F., & Rochefort, L. (2003). *Peatland restoration guide* (2nd ed. Vol. 26): Canadian Sphagnum Peat Moss Association Québec.
- Rochefort, L., & Lode, E. (2006). Restoration of degraded boreal peatlands. In *Boreal peatland ecosystems* (pp. 381-423). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Rochefort, L., Isselin-Nondedeu, F., Boudreau, S., & Poulin, M. (2013). Comparing survey methods for monitoring vegetation change through time in a restored peatland. *21(1)*, 71-85.
- 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., Strack, M., Poulin, M., Price, J. S., Graf, M., Desrochers, A., & Lavoie, C. (2012). 9. Northern Peatlands. In *Wetland Habitats of North America* (pp. 119-134): University of California Press.
- RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Rydin, H., & Jeglum, J. K. (2013). *The biology of peatlands, 2e*: Oxford university press.
- Saraswati, S., Parsons, C. T., & Strack, M. (2019). Access roads impact enzyme activities in boreal forested peatlands. *Sci Total Environ*, 651(Pt 1), 1405-1415. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.280
- 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, 124748.
- Schneider, R., & Dyer, S. (2006). *Death by a thousand cuts: impacts of in situ oil sands development on Alberta's boreal forest*: Pembina Institute Calgary, AB, Canada.
- Siegel, D. I., Glaser, P. H., So, J., & Janecky, D. R. (2006). The dynamic balance between organic acids and circumneutral groundwater in a large boreal peat basin. *Journal of Hydrology*, 320(3-4), 421-431.
- SER. (2004). The SER international primer on ecological restoration. In: Society for Ecological Restoration International Tucson, AZ.
- Sheffield, L., & Rowntree, J. (2009). Bryophyte biology, 2nd edn. In: Oxford University Press.
- Sobze, J., Schoonmaker, A., & Rochefort, L. J. C. R. (2012). Well site clay pad removal and inversion: A peatland restoration pilot project. *12*, 10-13.
- Stein, A., Gerstner, K., & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology letters*, 17(7), 866-880.
- Strachan, I., Strack, M., Pelletier, L., Nugent, K., & Rankin, T. (2016). *CO2 exchange following peat extraction-a comparison of two paired restored/unrestored peatlands*. Paper presented at the EGU General Assembly Conference Abstracts.
- Sundberg S, Hansson J, Rydin H. 2006. Colonization of Sphagnum on land uplift islands in the Baltic Sea: time, area, distance and life history. *J. Biogeogr.* 33:1479 – 91. Swanson DK, Grigal DF. 1988. A simulation
- Tarnocai, C., Kettles, I. M., & Lacelle, B. (2000). Peatlands of Canada: Geological Survey of Canada. Open File Report, 3834.
- Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation biology*, 14(1), 18-30.
- Turchenek, L. (1990). Present and potential effects of anthropogenic activities on waters associated with peatlands in Alberta.
- Vitt, D., Halsey, L., Thormann, M., & Martin, T. (1996). Overview of the peatland resources in the natural regions and subregions of Alberta. *Alberta Environmental Protection, Edmonton, Alta*.
- Vitt, D., & Short, P. (2017). Peatlands. In *Encyclopedia of Soil Science* (pp. 1668-1673): CRC Press.
- Vitt, D. H. (2017). *A Guide to mosses and liverworts of Alberta peatlands*: NAIT Boreal Research Institute.

- Vitt, D. H., & Bhatti, J. S. (2012). *Restoration and reclamation of boreal ecosystems : attaining sustainable development*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Vitt, D. H., & Chee, W.-L. (1990). The relationships of vegetation to surface water chemistry and peat chemistry in fens of Alberta, Canada. *Vegetatio*, 89(2), 87-106.
- 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. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.11.029
- Vivian-Smith, G. (1997). Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. *Journal of Ecology*, 71-82.
- Waddington, J., Strack, M., & Greenwood, M. (2010). Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands: Short-term response in CO₂ exchange to ecosystem-scale restoration. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115(G1).
- Woyntlowicz, D., Severson-Baker, C., & Reynolds, M. (2005). *Oil sands fever : the environmental implications of Canada's oil sands rush*. Drayton Valley, Alberta (Canada): Pembina Institute.
- Xu, B., Rochefort, L., Bird, M., Khadka, B., & Strack, M. (2021). Restoration of boreal peatland impacted by an in-situ oil sands well-pad 1: Vegetation response. *Restoration Ecology*, e13514.
- 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.

Annexe

Annexe 1 – Inventaire de la végétation du site donneur un an avant le prélèvement du matériel donneur

Date : 20 mars 2019

Par Mélanie Bird et Kathy Pouliot

Couverture (%)	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Végétation totale	100	85	100	100	100	100	100	100	100	85
Plantes vasculaires	25	25	3	50	20	50	75	25	25	5
<i>Bryophyte sp.</i>	90	60	80	50	95	85	90	85	90	80
<i>Sphagnum sp.</i>	Absence	Absence	Absence	Absence	Absence	Absence	5	Absence	Absence	80
Plantes vasculaires										
<i>Carex lasiocarpa</i>	25	15	2	25	20	6	5	20	25	3
<i>Smilacina trifolia</i>	1	1					5	1	1	
<i>Viola palustris</i>	1	2		3	3			2		
<i>Salix sp.</i>		8	1	25		45	70	3	1	1
<i>Betula sp.</i>									1	
<i>Vaccinium oxycoccos</i>										1
Bryophyte sp.										
<i>Tomentypnum nitens</i>	88	60	10	3	15	75		5	5	
<i>Aulacomnium palustre</i>	2						1			
<i>Caliergon giganteum</i>			5							
<i>Hypnum lindbergii</i>			80	3	50			5	70	
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>			5	1	5					
<i>Helodium blendowii</i>				40	20		75			
<i>Drepanocladus aduncus</i>					5				5	
<i>Paludella squarosa</i>						10				
<i>Sphagnum warnstorffii</i>							5			80
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>									3	
<i>Polytrichum strictum</i>										
<i>Sphagnum teres</i>							10	75		

*P : Parcelle

Annexe 2 – Inventaire de végétation du site donneur après prélèvement de la couche muscinale

Date : 8 août 2019

Par Christine Isabelle et Pascal Guérin

Couverture (%)	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Végétation totale	75	15	60	15	45	10	50	20	15	35
<i>Bryophyte</i> sp.	10	5	30	7		10	40	20	12	20
<i>Sphagnum</i> sp.	40	10	30	5			10		3	15
Tourbe à nue	20	70	30	80	60	90	50	80	75	15
Espèces vasculaires										
<i>Betula</i> sp.										
<i>Carex aquatilis</i>	3	1		2	40	3	30	15	2	4
<i>Comarum palustre</i>					5					
<i>Equisetum</i> sp.	3	5	5		2	3	2	3	3	3
<i>Epilobium angustifolium</i>	1			1			2	2	1	
<i>Juncus</i> sp.										
<i>Leimnoideae</i> sp. (duck weed)	3	5	5		2	3				
<i>Maianthemum trifolium</i>						1			1	3
<i>Carex</i> sp.	7		12	1			3		5	7
<i>Trifolium pratense</i>							1			
<i>Typha latifolia</i>	3	2				2			1	
Bryophyte sp.										
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	5		1				1		3	10
<i>Calliergon giganteum</i>	35		25	5			10			
<i>Drepanocladus aduncus</i> ¹	35	10	1							2
<i>Helodium blandowii</i>										
<i>Paludella squarossa</i>										
Sphagnum sp.										
<i>Tomentypnum nitens</i>										2

*P : Parcelle

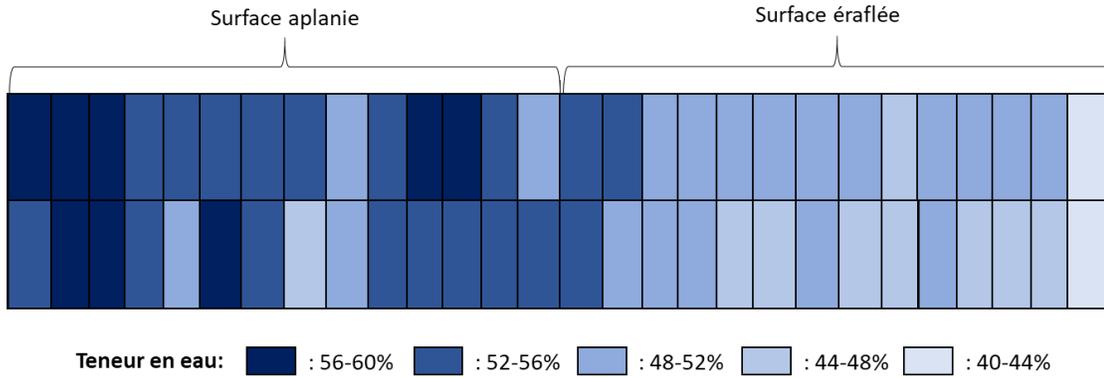
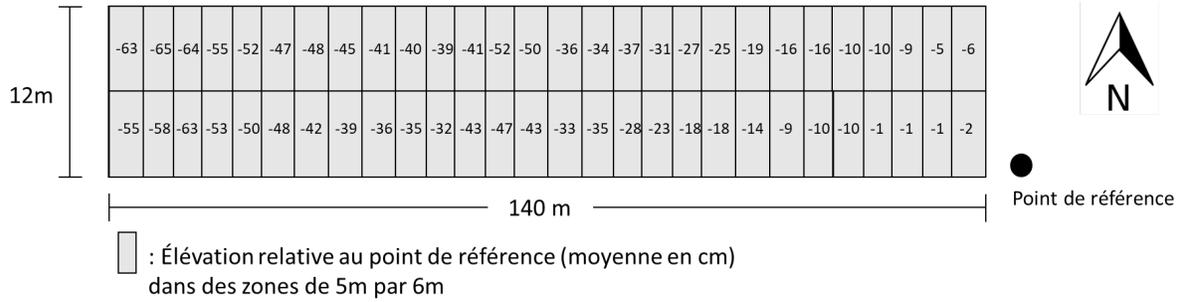
Couverture (%)	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20
Végétation	60	30	20	70	17	37	30	40	70	90
<i>Bryophyte</i> sp.	40	20	10	55	12	30	10	15	10	70
<i>Sphagnum</i> sp.	25	10	7	15	5	7	18	25	60	45
Tourbe à nue	15	60	80	25	75	60	70	60	30	10
Espèces vasculaires										
<i>Betula</i> sp.							1			
<i>Carex aquatilis</i>	30	7	7	50	5	15	7	10	7	60
<i>Equisetum</i> sp.	3	3	3		5	2	2	2	1	2
<i>Epilobium angustifolium</i>	2	2		1				2		
<i>Juncus</i> sp.						3				
<i>Maianthemum trifolium</i>	2	2	1	2			1	1	1	5
<i>Carex</i> sp.	5	7			2	7	1			
<i>Trifolium pratense</i>								1		
<i>Typha latifolia</i>	7	7	1	1	1			3	5	
Bryophyte sp.										
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	10		3	10	1	7	10	15	20	40
<i>Calliergon giganteum</i>	5	2	1	3	1		5	3	15	5
<i>Drepanocladus aduncus</i>		1					1	1	15	
<i>Helodium blandowii</i>									7	
<i>Paludella squarossa</i>		1	1	1	1		1	1	1	1
<i>Sphagnum</i> sp.			1							
<i>Tomentypnum nitens</i>			1							

¹ Une identification subséquente aux inventaires de végétation a permis de réaliser que dans certains cas, *Drepanocladus aduncus* a pu être confondu avec 2 autres espèces également présentes sur le site donneur : *Hamatocaulis vernicosus* et *Drepanocladus revolvens*.

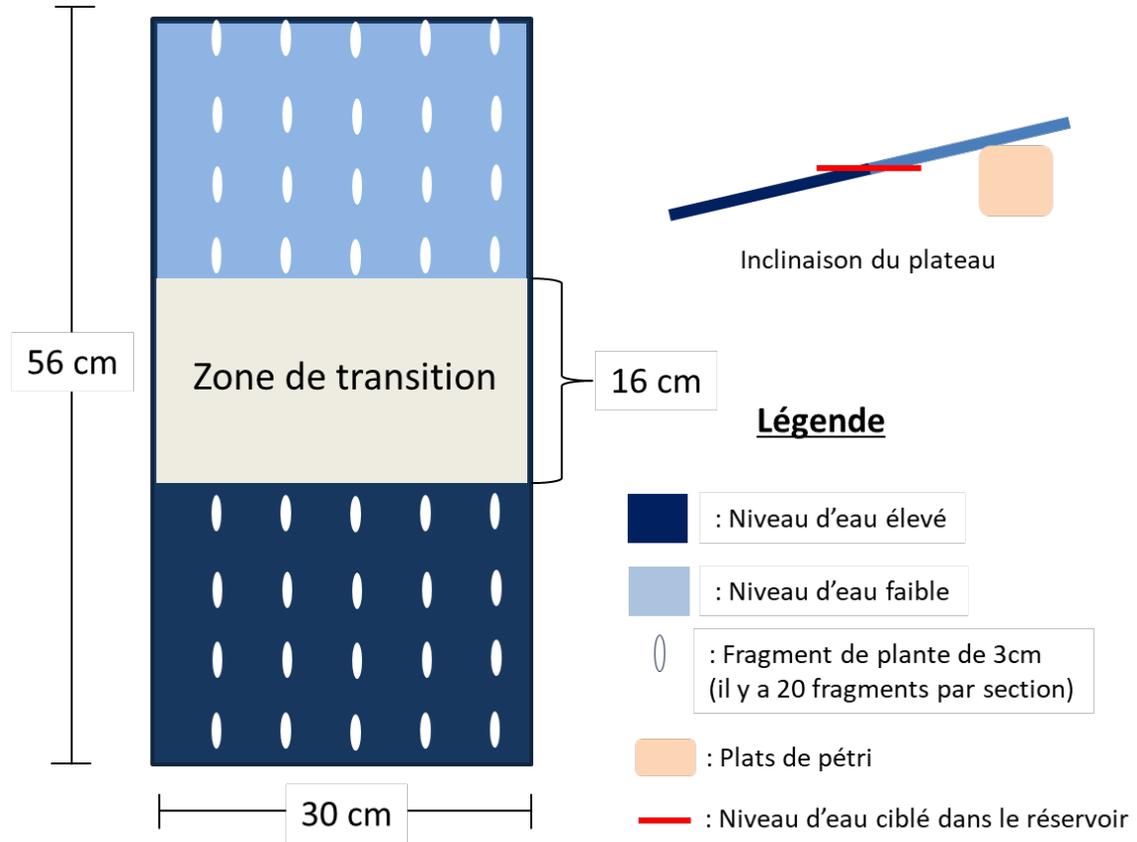
*Les inventaires ont été effectués dans des quadrats de 1m X 1m et chaque quadrat était divisé en 4 parties.

*P : Parcelle

Annexe 3 – Calcul de l'élévation moyenne de la route pour chaque zone en fonction des résultats des profils d'élévation effectués et comparaison avec la teneur en eau



Annexe 4 – Dispositif expérimental initial de l'expérience en serre avec la présence d'un traitement de niveau d'eau



Annexe 5 – Recette de la solution Rudolph

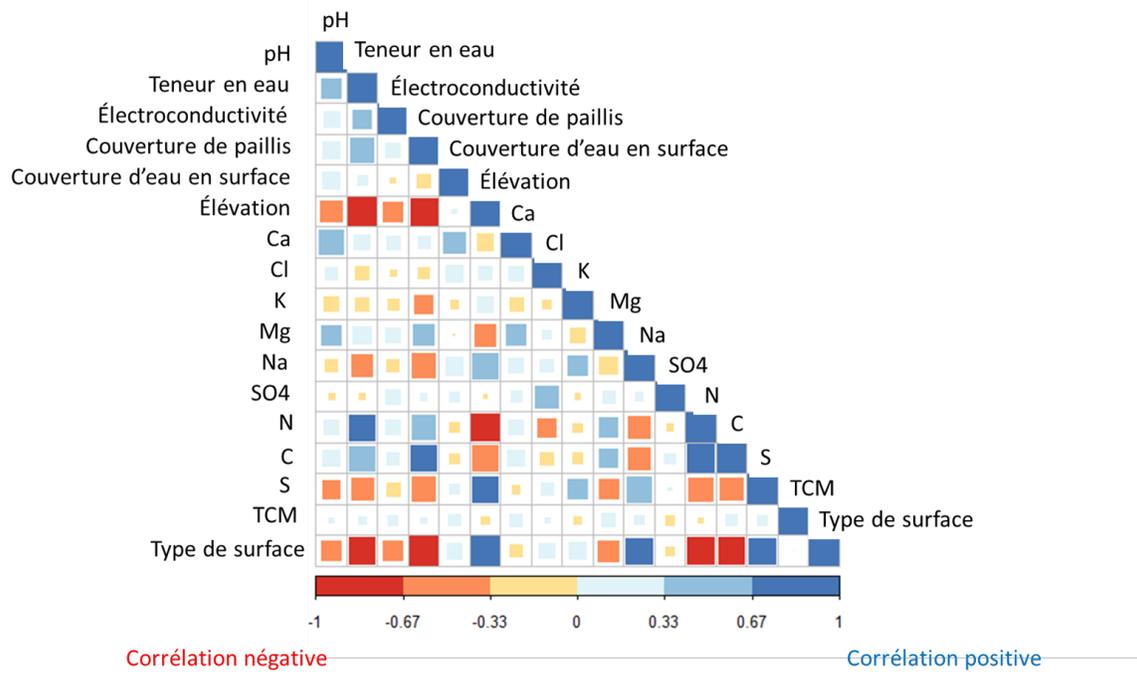
Fule	Concentration de solution mère (g/L)	Volume de solution mère utilisé pour arrosage (mL de solution mère/L)
$(\text{NH}_4)\text{SO}_4$	12	0.25
$\text{MgSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$	20	0.25
$\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$	5	0.5
$\text{CaCl}_2 \times 2\text{H}_2\text{O}$	4	0.25
KH_2PO_4	12	0.25
KNO_3	4	0.25
NH_4NO_3	5	0.25
NaOH	8.8	0.25
$\text{FeCl}_4 \times 6\text{H}_2\text{O}$	2	0.25
EDTA	2.76	-
HNO_3	240mL à 1N + 760mL d'eau	0.25
Mélange*	1.5	1

*Concentration d'oligo-éléments dans le mélange: Plant-Prod Chelated micronutrient mix (Master Plant Prod Inc. 314 Orenda Road, Brampton, Ontario, Canada, L6T 1G1) Fe: 5%; Mn: 2%; Zn: 0,4%; Cu: 0,1%; EDTA (minimum): 42%. Micronutriments chélatés avec du DTPA: Fe: 2%; Bore: 1,3%; Mo: 0,06%; DTPA (minimum): 13%.

Annexe 6 – Biomasse moyenne des fragments de plante utilisés pour l'expérience en serre

Espèces de sphaignes/mousses	Biomasse pour 20 fragments (g)
<i>Aulacomnium palustre</i>	3,60
<i>Calliergon giganteum</i>	2,85
<i>Drepanocladus aduncus</i>	1,27
<i>Helodium blandowii</i>	5,12
<i>Sphagnum teres</i>	11,27
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	11,35
<i>Tomentypnum nitens</i>	4,28

Annexe 7 – Matrice de corrélation des conditions abiotiques mesurées pour chaque zone en surface de la route



Annexe 8 – Inventaire de végétation dans la tourbière naturelle adjacente à la route

Pourcentage de couverture (%) des espèces végétales identifiées dans les parcelles d'inventaire de la tourbière naturelle (côté nord de la route)															
	Pic mar	Bet pum	Pin ban	Rho gro	Vac vit ida	Mai tri	Vac oxy	Cla mit	Dro rot	Cha cal	Rub cha	And pol	Eri vag	Kal pol	And gla
P1	0	0	0	60	45	20	10	1	5	0	0	0	0	0	0
P2	0	0	0	80	40	10	1	0	0	5	1	0	0	0	0
P3	1	1	0	40	30	1	5	1	0	0	7	0	0	0	0
P4	0	0	0	95	50	0	0	2	0	3	0	0	0	0	0
P5	2	0	0	70	50	0	5	1	1	0	2	3	0	0	0
P6	0	0	0	70	25	0	5	0	0	0	0	0	15	0	0
P7	1	0	0	45	15	0	5	2	0	0	10	0	2	0	0
P8	20	0	0	50	40	0	10	15	0	0	5	0	15	0	0
P9	20	0	0	50	30	0	10	15	0	0	3	0	10	0	0
P10	5	0	0	65	25	0	10	20	2	0	0	0	25	1	0
Pourcentage de couverture (%) des espèces végétales identifiées dans les parcelles d'inventaire de la tourbière naturelle (côté sud de la route)															
	Pic mar	Bet pum	Pin ban	Rho gro	Vac vit ida	Mai tri	Vac oxy	Cla mit	Dro rot	Cha cal	Rub cha	And pol	Eri vag	Kal pol	And gla
P11	20	0	0	30	20	15	10	2	8	5	0	0	20	0	0
P12	0	0	0	40	15	15	10	0	5	40	10	0	0	2	0
P13	10	0	0	40	20	10	10	5	5	20	20	0	0	0	0
P14	1	0	0	30	20	15	10	0	5	30	1	0	0	0	5
P15	15	0	0	75	30	0	0	0	3	0	10	0	20	0	0
P16	0	0	0	60	30	0	10	1	5	0	20	0	0	0	0
P17	8	0	5	50	20	0	10	2	5	40	15	0	0	0	0
P18	2	0	0	50	45	0	5	5	5	0	8	0	20	0	0
P19	8	0	0	50	40	0	10	0	2	15	8	0	8	0	0
P20	5	0	0	80	15	0	10	0	2	60	0	0	0	0	0

Légende (espèces végétales)

Pic mar : *Picea mariana*

Bet pum : *Betula pumila*

Rho gro : *Rhododendron groenlandicum*

Vac vit ida : *Vaccinium vitis-idaea*

Mai tri : *Maianthemum trifolium*

Vac oxy : *Vaccinium oxycoccos*

Cla mit : *Cladonia mitis*

Dro rot : *Drosera rotundifolia*

Cha cal : *Chamaedaphne calyculata*

Rub cha : *Rubus chamaemorus*

And pol : *Andromeda polifolia*

Eri vag : *Eriophorum vaginatum*

Kal pol : *Kalmia polifolia*

And gla : *Andromeda polifolia* var. *latifolia*