



# **Les routes minérales en tourbières à sphaignes : restauration par enfouissement**

**Mémoire**

**Kathy Pouliot**

**Maîtrise en biologie végétale**  
Maître ès sciences (M. Sc.)

Québec, Canada

© Kathy Pouliot, 2018

# **Les routes minérales en tourbières à sphaignes : restauration par enfouissement**

**Mémoire**

**Kathy Pouliot**

Sous la direction de :

Line Rochefort

## Résumé

Le réseau de transport d'électricité sillonne le territoire québécois sur plus de 34 000 kilomètres et certains tronçons traversent inévitablement des tourbières. Ce projet de restauration a été réalisé sur deux tourbières où des chemins avaient été construits dans des emprises de lignes de transport d'énergie, à Sainte-Eulalie (Centre-du-Québec) et Chénéville (Outaouais). Un chemin minéral en tourbière change la nature du substrat et peut influencer le niveau de la nappe phréatique et les caractéristiques physicochimiques de l'eau et de la tourbe. Ces changements peuvent conséquemment modifier la composition et la diversité des communautés végétales tourbicoles. Nous avons tenté de déterminer si l'enfouissement du matériel minéral permet de restaurer la tourbière. La méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux (MESDT) utilisée consiste à excaver, puis enfouir in situ le chemin minéral sous la tourbe sous-jacente à la perturbation. La MESDT devrait permettre d'atteindre les objectifs de restauration en (1) limitant l'enrichissement de la tourbière par les éléments nutritifs introduits par le matériel minéral du chemin, (2) en permettant de conserver une surface tourbeuse d'élévation similaire à la tourbière environnante et (3) en facilitant le retour d'une végétation de tourbières telle que trouvée dans l'écosystème de référence. Que ce soit 1 an ou 3 ans post-restoration, les résultats des analyses physicochimiques de l'eau échantillonnée à différentes distances et profondeurs du chemin enfoui ont montré des concentrations en nutriments semblables aux moyennes observées dans les écosystèmes de référence. Les différences d'élévation du sol dans les bandes restaurées entre les relevés sont négligeables. Le couvert de sphaignes à Chénéville a été de  $33 \pm 9$  % moins d'une saison de croissance post-restoration. À Sainte-Eulalie, 3 ans post-restoration, ce couvert a été plus faible ( $5 \pm 3$  %) en raison de la qualité du matériel d'emprunt disponible dans le canal de l'emprise drainée. Les résultats de ce projet d'étude montrent que la MESDT répond aux objectifs de restauration. De plus, elle demande moins de ressources humaines, matérielles et monétaires en comparaison de la méthode de retrait complet du matériel minéral.

## Abstract

The electric power transmission lines network spans across the territory of the province of Québec on 34 000 kilometers and some of its sections inevitably go through peatlands. This restoration project has been conducted on two peatlands where access roads were constructed under power lines: at Sainte-Eulalie (Centre-du-Québec) and Chénéville (Outaouais). A mineral road in a peatland changes the nature of the substrate and can influence the water table level and the physicochemical characteristics of the water and peat. These changes can modify the composition and diversity of the vegetal communities. We examined if burying the mineral material within the bog is an effective method to restore the peatland conditions. The restoration by the “Burial Under Peat Layer Method” (BUPLM) consists in excavating and burying the mineral material beneath the underlying peat material. The method should allow to reach restorations goals by (1) confining the nutrients introduced with the mineral material, (2) by conserving a peaty surface elevation similar to the adjacent areas and (3) by re-establishing typical peatland vegetation. Whether it is 1 or 3 years post-restoration, the results of the physicochemical analyses of the water sampled at various depths and distances of the buried road showed similar nutrients concentrations to the means observed in the reference ecosystems. The soil elevation differences in the restored areas between readings are insignificant. Less than a growth season post-restoration, the *Sphagnum* mosses cover at Chénéville is  $33 \pm 9 \%$ . At Sainte-Eulalie, 3 years post-restoration, the *Sphagnum* cover is lower ( $5 \pm 3 \%$ ) because of the quality and quantity of the material available in the drained right-of-way. The results of this project show that the BUPLM complies with restoration objectives. Furthermore, it is economically profitable in comparison with the complete removal of the mineral material.

# Table des matières

Résumé .....	III
Abstract.....	IV
Table des matières .....	V
Liste des tableaux.....	VII
Liste des figures.....	VIII
Remerciements.....	IX
Introduction .....	1
Les tourbières : définition générale .....	1
Principales menaces .....	2
Description de l'écosystème.....	3
Hydrologie.....	3
Physicochimie .....	4
Végétation et microtopographie .....	5
Impacts des chemins en tourbières.....	5
Options de restauration .....	6
Précédents de restauration réalisés en tourbière .....	8
Approche retenue.....	9
Objectifs et hypothèses.....	11
Matériel et méthodes .....	12
Sites d'études.....	12
Sainte-Eulalie .....	12
Chénéville .....	14
Les écosystèmes de référence .....	15
Restauration .....	15
Méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux.....	15
Méthode de remplacement du matériel minéral .....	16
Revégétalisation par épandage de diaspores .....	16
Revégétalisation par transfert d'îlots de végétation .....	16
Méthodologie et dispositifs d'échantillonnage .....	19
Hydrologie.....	19
Physicochimie .....	19

Élévation .....	21
Végétation .....	22
Analyses des données .....	24
Physicochimie .....	24
Élévation .....	24
Végétation .....	24
Résultats .....	25
Physicochimie de l'eau .....	25
Évaluation du confinement des nutriments par la MESDT .....	25
Comparaisons physicochimiques entre la MESDT et la MRMM .....	28
Élévation .....	37
Végétation .....	38
Revégétalisation par épandage de diaspores .....	38
Revégétalisation par transfert d'îlots .....	43
Comparaison des ressources .....	44
Discussion .....	45
La MESDT limite l'enrichissement de la tourbière .....	45
La MESDT rétablit une élévation du substrat restauré similaire au milieu adjacent .....	48
La revégétalisation par épandage de diaspores facilite le retour d'espèces tourbicoles .....	49
Revégétalisation par transfert d'îlots .....	50
Comparaisons entre la MESDT et la MRMM .....	51
Conclusions .....	52
Références .....	53
Annexes .....	60
Annexe 1 - Profondeur de la nappe phréatique .....	60
Annexe 2 - Étapes de la MESDT .....	61
Annexe 3 - Classification des espèces .....	64
Annexe 4 - Analyses de variance .....	67

## Liste des tableaux

Tableau 1 - Disposition des piézomètres à Sainte-Eulalie et à Chénéville .....	19
Tableau 2 - Différences d'élévation .....	37
Tableau 3 - Comparaison des ressources pour une restauration par la MESDT et la MRMM. ....	44
Tableau 4 - Analyse de variance des profondeurs d'échantillonnage de l'eau à Chénéville .....	67
Tableau 5 - Analyse de variance des profondeurs d'échantillonnage de l'eau à Sainte-Eulalie .....	68

## Liste des figures

Figure 1 - Chemin d'accès pré-restauration à Sainte-Eulalie, Qc. ....	13
Figure 2 - Site d'étude de Sainte-Eulalie.....	13
Figure 3 - Chemin d'accès pré-restauration à Chénéville, Qc.....	14
Figure 4 - Emplacement des techniques de revégétalisation utilisées à Sainte-Eulalie .....	17
Figure 5 - Revégétalisation par épandage de diaspores et par transfert d'îlots de végétation.....	18
Figure 6 - Transects de stations de piézomètres pour l'échantillonnage de l'eau à Sainte-Eulalie.....	20
Figure 7 - Transects de stations de piézomètres pour l'échantillonnage de l'eau à Chénéville.....	20
Figure 8 - Schéma transversal d'un transect de piézomètres à Sainte-Eulalie.....	21
Figure 9 - Valeurs de pH et de conductivité électrique de l'eau.....	26
Figure 10 - Concentrations en phosphore total et en phosphates dans l'eau.....	29
Figure 11 - Concentrations en azote ammoniacale et en nitrates dans l'eau.....	30
Figure 12 - Concentrations en potassium et en sulfates dans l'eau.....	31
Figure 13 - Concentrations en magnésium et en calcium dans l'eau.....	32
Figure 14 - Concentrations en sodium et en chlore dans l'eau.....	33
Figure 15 - Concentrations en fer et en manganèse dans l'eau.....	34
Figure 16 - Concentrations en aluminium dans l'eau.....	35
Figure 17 - Concentrations en fer, en manganèse et en aluminium dans l'eau.....	36
Figure 18 - Couvert végétal de la technique de revégétalisation par épandage de diaspores.....	38
Figure 19 - Couvert végétal vasculaire selon l'habitat préférentiel à Chénéville.....	39
Figure 20 - Couvert végétal de la bande revégétalisée par épandage de diaspores à Sainte-Eulalie dans le groupement à sphaignes et à éricacées.....	40
Figure 21 - Couvert végétal de la bande revégétalisée par épandage de diaspores à Sainte-Eulalie dans le groupement à ronce alléghanienne.....	41
Figure 22 - Couvert végétal vasculaire selon l'habitat préférentiel à Sainte-Eulalie.....	42
Figure 23 - Couvert végétal de la technique de revégétalisation par transfert d'îlots à Sainte-Eulalie.....	43

# Remerciements

Tout d'abord, un merci du fond du cœur à ma directrice de recherche, Line Rochefort. Merci Line d'être un exemple de persévérance, de détermination et d'accomplissement pour les femmes dans le domaine de la science mais aussi pour toutes les personnes d'autres sphères qui ont la chance de te trouver sur leur route. Lorsqu'on rejoint ton équipe ce ne sont pas seulement des collègues et des mentors qu'on y trouve, mais de grandes amitiés et le sentiment de faire partie d'une famille.

Un grand merci d'ailleurs à toute cette équipe qui supporte, conseille, encourage et nous aide à devenir de biens meilleurs professionnels. Merci Sandrine Hogue-Hugron, Claire Boismenu, Brigitte Vimard, Rémy Pouliot et une mention particulière à Marie-Claire LeBlanc. Merci Marie-Claire de m'avoir donné ma chance pour mon premier d'une longue série de contrats au sein du GRET. Merci de m'avoir poussée à embarquer dans l'aventure de la maîtrise, une décision qui a changé ma vie. Merci pour ta grande disponibilité et tes milliers de commentaires ! Plusieurs vont résonner longtemps dans ma tête chaque fois que je rédigerai.

Merci à mes collègues étudiants : Mélina Guéné-Nanchen, François Messier, Ariane Blier-Langdeau, Sébastien Meilleur, Laurence Turmel-Courchesne, Marie-Ève Marin et André-Philippe Drapeau-Picard pour leurs conseils au quotidien. Partager ce beau bureau plein de plantes avec vous a été un réel plaisir. Merci aussi à Vicky Bérubé sans qui je n'aurais peut-être pas eu l'opportunité de faire mon entrée au GRET et à Monique Poulin et son équipe pour leur regard critique lors des midi-GRET. Merci à Noémie D'Amours et Dominique Bernard pour leur aide sur le terrain.

Merci à Hydro-Québec TransÉnergie d'avoir permis la réalisation de ce projet de recherche. Merci à Alexandre Beauchemin, Caroline Dubé et à toute l'équipe d'HQT.

Finalement, un gros merci à ma famille et à tous mes amis qui m'ont supportée moralement durant toute la durée de ce projet.

# Introduction

Dans cette étude, il est question de la restauration de tourbières à sphaignes perturbées par un chemin de matériel minéral. Sur deux sites, un chemin d'accès a été construit temporairement dans des emprises hydro-électriques situées en tourbière afin d'effectuer des travaux d'entretien sur des lignes de transport d'énergie. Une nouvelle approche de restauration de ces bandes de tourbières par enfouissement du matériel minéral a été élaborée en substitution à la méthode de retrait complet du matériel minéral et de comblement avec un matériel de tourbe horticole *ex-situ*.

Afin de tester l'efficacité de la méthode de restauration, les conditions physicochimiques de l'eau, le niveau de la nappe phréatique, la composition de la végétation et l'élévation des sites ont été comparés à ceux des écosystèmes de référence. L'écosystème de référence est un concept en écologie qui établit un véritable écosystème (un milieu naturel) ou une représentation plus théorique (la somme de la caractérisation de plusieurs écosystèmes) en tant que modèle sur lequel baser les objectifs d'un projet de restauration puis leur évaluation (SER 2002, SER 2004). La compréhension des caractéristiques hydrologiques, physicochimiques, végétales et microtopographiques des bogs est primordiale pour justifier l'approche retenue de restauration par enfouissement du matériel minéral parmi les options de restauration trouvées dans la littérature pour ce type de perturbation linéaire.

## Les tourbières : définition générale

Les bogs, ou tourbières ombrotrophes, sont caractérisés par une accumulation de matière organique appelée tourbe. Un sol peut être considéré comme un horizon organique lorsqu'il comprend 30% ou plus de matière organique (Bazoge *et al.* 2014). L'épaisseur de l'horizon organique définissant une tourbière est variable selon les auteurs. Selon Bazoge *et al.* (2014), il convient de parler de sols organiques lorsque la couche organique atteint au minimum 30 cm d'épaisseur. Le Groupe de travail national sur les terres humides du Canada (1988) définit plutôt les sols organiques par la présence d'une couche superficielle de plus de 60 cm (pour les substrats fibriques) ou de plus de 40 cm (substrats mésiques ou humiques). Contrairement au système minérogène des fens, le système ombrogène des bogs est isolé des eaux de ruissellement et de drainage oblique. La nappe phréatique s'élève au-dessus de la nappe d'eau souterraine rattachée au terrain minéral attenant (Groupe de travail national sur les terres humides 1997). Cette nappe, dite perchée, est alimentée principalement par les précipitations locales. La disponibilité des nutriments y est faible et le pH y est acide (Clymo 1964, Payette et Rochefort 2001). Au Québec, le pH moyen des bogs est de  $4,4 \pm 0,4$  (Andersen *et al.* 2011).

Par l'accumulation de matière organique, les tourbières sont des puits de carbone qui participent à la régulation du climat depuis l'Holocène (Gorham 1988, Waddington *et al.* 2010). Aussi, en raison des conditions

hydrologiques et physicochimiques qui les définissent, les bogs soutiennent une biodiversité floristique spécialisée. Selon la « Note explicative sur la ligne naturelle des hautes eaux : la méthode botanique experte » (MDDEP 2008), des 416 espèces obligées des milieux humides, 130 se trouvent presque exclusivement en tourbière. D'ailleurs, la moitié des espèces végétales et animales menacées ou vulnérables du Québec se trouvent en milieux humides (MDDEP 2012), dont quatre espèces floristiques vasculaires liées exclusivement aux tourbières (MDDELCC 2015, MDDELCC 2016).

La valeur économique des services écologiques fournis par les tourbières comme le stockage du carbone, la formation du sol, la biodiversité, etc. est difficile à évaluer puisque pour la plupart, ils ne sont pas intégrés dans les mécanismes de marché conventionnels (Balmford *et al.* 2002). Plusieurs études ont tout de même tenté d'établir la valeur économique des biens et services prodigués par les tourbières et autres milieux humides. Ces estimations varient de plusieurs milliers de dollars par hectare à des centaines de milliards de dollars pour des territoires donnés (Campbell et Rubec 2003, Olewiler 2004, Anielski et Wilson 2005, Doyon *et al.* 2015, Bergeron *et al.* 2016).

Les tourbières engendrent aussi des retombées économiques tangibles qui contribuent à la diversité des activités économiques du Québec et du Canada. Dans les tourbières naturelles, des activités de prélèvement de la faune et de la flore comme la trappe aux mammifères à fourrure, la chasse au gibier et à la sauvagine, la récolte de petits fruits et de plantes médicinales contribuent à l'économie. Des activités économiques ont lieu sur des tourbières devant préalablement être drainées, telles que l'agriculture et l'extraction de tourbe à des fins de production de substrat horticole. Selon van Vuuren et Roy (1993), les bénéfices sociaux résultant de la conservation des milieux humides au Canada pour les activités de chasse, de la pêche et de la trappe excèdent les bénéfices de l'agriculture sur milieu humide drainé (8800 USD pour un milieu humide intact comparé à 3700 USD par hectare pour l'agriculture intensive). Selon l'Association des producteurs de tourbe du Canada (2015), 29 744 hectares de tourbières au Canada sont touchés, ou l'ont été dans le passé, par les activités d'extraction. Au Québec, l'industrie de la tourbe et des technologies connexes a un chiffre d'affaires de près de 500 millions de dollars annuellement (Association des producteurs de tourbe du Canada 2015).

## **Principales menaces**

Selon Pellerin et Poulin (2013), au moins 3733 km<sup>2</sup> de tourbières auraient été perturbés au Québec dans les cinquante dernières années (excluant les activités minières, le développement résidentiel ainsi que plusieurs données sur les activités de production hydro-électrique). Les activités reliées à la production d'hydro-électricité sont les principales responsables des pertes de milieux humides au Québec, principalement avec la création de grands réservoirs dans le Nord-du-Québec (Poulin *et al.* 2004). Aux deuxième et troisième rangs figure le drainage pour des activités sylvicoles et agricoles. Sachant que 85% des milieux humides du Québec sont des

tourbières, cette évaluation devrait être représentative des pertes de tourbières. Les activités d'extraction de la tourbe à des fins horticoles touchent au moins 100 km<sup>2</sup> de tourbières du Québec méridional (Pellerin et Poulin 2013).

Enfin, les routes contribuent aussi au bilan des milieux humides altérés en les perturbant sur une superficie de 542 km<sup>2</sup> (Rocheffort *et al.* 2011, tel que cité dans Poulin *et al.* 2004). Selon le portrait statistique des industries et ressources forestières (Boulay 2015), le réseau de chemins forestiers numérotés au Québec s'étend sur 24 300 km. En réalité, la longueur du réseau de chemins forestiers actifs, peu utilisés et abandonnés qui sillonnent le territoire est beaucoup plus grande. Tel que présenté par Paradis-Lacombe et Jutras (2016), plusieurs kilomètres de chemin n'apparaissent pas dans les programmes décennaux d'inventaire écoforestier du Gouvernement du Québec (3<sup>e</sup> et 4<sup>e</sup>). Les photographies aériennes, les modèles numériques de terrain à haute résolution (données LIDAR) et les inventaires sur le terrain ont permis d'estimer la longueur du réseau de chemins en forêt publique québécoise à près de 400 000 km. La superficie de tourbières perturbées par un chemin non pavé pourrait être considérablement plus grande que les 542 km<sup>2</sup> estimés par (Landry et Rocheffort 2012).

## **Description de l'écosystème**

Afin de bien comprendre les impacts de la construction d'un chemin en tourbière, une description sommaire de leurs caractéristiques à l'état naturel en termes d'hydrologie, de physicochimie, de végétation et de topographie est présentée dans cette section.

### **Hydrologie**

Les bogs sont constitués de deux horizons distincts : l'acrotelme et le catotelme. L'acrotelme est la couche de tourbe poreuse de la surface où se produisent les fluctuations de la nappe phréatique. Ces fluctuations y entraînent une alternance de conditions aérobies et anaérobies. Les processus hydrologiques et biogéochimiques les plus intenses s'y produisent (Ivanov 1981), dont la décomposition de la végétation par les champignons et l'activité microbienne (Clymo 1992). L'épaisseur de l'acrotelme varie de quelques millimètres à plus de 50 centimètres selon le contexte hydrogéographique, le type de dépôt de surface et la microtopographie du site (Rydin et Jeglum 2013). Le catotelme est la couche située sous l'acrotelme. La limite entre les deux horizons est dessinée par le niveau le plus bas atteint par la nappe phréatique (Holden et Burt 2003) puisque le catotelme est la couche définie par des conditions d'anaérobie constantes. L'activité microbienne y est réduite et les processus de décomposition de la tourbe y sont des centaines, voire des milliers de fois plus lents que dans l'acrotelme (Clymo 1984). On y trouve donc de la tourbe compactée, plus ou moins décomposée, dans laquelle l'eau se déplace très peu et le carbone s'emmagine (Payette et Rocheffort 2001).

La conductivité hydraulique de la tourbe est directement reliée à son degré de décomposition. En tourbière, elle diminue généralement avec la profondeur (Rydin et Jeglum 2013). Pour des degrés de décomposition comparables, la tourbe de cypéracées qui compose la majorité de la couche de matière organique des fens, en raison de sa structure, est reconnue pour avoir une plus grande conductivité hydraulique horizontale comparativement à la tourbe de sphaignes trouvée dans les bogs (Dai et Sparling 1973, Päivänen 1973). À l'inverse, la conductivité hydraulique verticale est plus grande dans la tourbe de sphaignes que dans la tourbe de cypéracées. Ce phénomène est nommé anisotropie, c'est-à-dire que pour un même volume, l'eau ne circule pas à la même vitesse verticalement qu'horizontalement. Ainsi, dans les bogs, les fluctuations de la nappe phréatique, la microtopographie et la structure de la végétation entraînent une hétérogénéité des valeurs de conductivité hydraulique. L'eau y circule plus rapidement verticalement qu'horizontalement (Beckwith *et al.* 2002).

## Physicochimie

Les nutriments des tourbières ombrotrophes proviennent principalement des précipitations, des particules transportées par le vent et des processus biogéochimiques in situ (Rydin et Jeglum 2013). Au Québec, les bogs ont une acidité de l'eau qui varie de 2,8 à 5,4 sur l'échelle de pH (Andersen *et al.* 2011) et ont une faible concentration en éléments nutritifs disponibles. La faible disponibilité en nutriments assimilables est caractéristique des bogs, principalement en raison de la dominance des sphaignes (Gignac *et al.* 1991). Les sphaignes peuvent croître dans des environnements pauvres en nutriments non seulement grâce aux échanges cationiques via l'acide uronique de leurs parois cellulaires (Rydin et Jeglum 2013) mais aussi en raison de leur capacité à conserver leurs nutriments. En dépit de l'absence de structure de transport spécialisée, il se produit tout de même chez le genre *Sphagnum* une translocation des nutriments provenant des structures basales vers le bourgeon apical de croissance. Ce transfert se réalise par de minuscules perforations dans les cellules de la tige nommées plasmodesmes (Ligrone et Duckett 1998). La conductivité électrique de l'eau augmente proportionnellement avec la quantité d'ions dissous et s'exprime en conductivité corrigée, un calcul qui compense, entre autres, l'effet des ions H<sup>+</sup> et de la température (Sjörs 1950, APHA *et al.* 2012). La conductivité électrique de l'eau des bogs pour la province se situe généralement sous la barre des 250  $\mu\text{S cm}^{-1}$  et est en moyenne de  $57 \pm 25 \mu\text{S cm}^{-1}$  (Andersen *et al.* 2011).

La physicochimie de l'eau des tourbières est contrôlée par la composition des précipitations, la physicochimie de l'eau de surface et souterraine, par les mécanismes d'échange de cations et par les processus microbiens de décomposition et de minéralisation (Vitt *et al.* 1995). Certains éléments comme les cations de base (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> et K<sup>+</sup>), certains métaux (Al, Fe, Mn, Zn) et le phosphore total fluctuent de façon saisonnière. À l'inverse, des composés comme l'ammonium montrent plutôt des fluctuations en fonction de la profondeur (*Ibid.*). Puisque les éléments nutritifs sont essentiels pour les plantes et les micro-organismes, Andersen *et al.* (2011)

recommandent de faire le suivi de leur concentration dans les tourbières qui ont fait l'objet de restauration. Ainsi, il est possible d'évaluer l'impact des perturbations avant et après ces travaux.

## Végétation et microtopographie

La végétation des bogs est fortement liée aux conditions hydrologiques et physicochimiques locales. La composition et la diversité des espèces peuvent changer en fonction des concentrations en nutriments, de leurs formes ioniques et de leur ratio (Rydin et Jeglum 2013). Il existe, entre les tourbières, un gradient de richesse en termes d'espèces indicatrices, dites espèces minérotrophes. Les bogs sont situés à l'extrémité « pauvre » du gradient, en opposition aux fens riches (Payette et Rochefort 2001).

Il existe aussi des gradients de végétation à l'intérieur d'un bog : un gradient d'éloignement de la nappe phréatique entre les buttes et les dépressions (gradient microtopographique) ainsi qu'un gradient de richesse en nutriments (gradient ionique) entre le centre et les bordures de la tourbière (Bridgham *et al.* 1996). Les tourbières ombrotrophes sont caractérisées par une microtopographie de buttes, de platières et de dépressions. Des études stratigraphiques démontrent que les patrons de buttes et de dépressions demeurent inchangés durant des siècles, voire des millénaires (Barber 1981). Ces patrons sont dictés par des rétroactions entre l'humidité, la croissance, la décomposition et l'accumulation de tourbe (Nungesser 2003). Les espèces varient selon leur position dans les gradients. Dans le gradient microtopographique, des espèces de sphaignes différentes occupent les multiples niches entre les buttes, les platières, les dépressions et même les bords de mares. Il existe ainsi des gradients à plusieurs échelles spatiales dans les tourbières. La compétition à travers les différents gradients se traduit en une niche réalisée étroite pour les espèces de bogs, notamment pour les sphaignes (Slack 1982, Johnson *et al.* 2014) en raison de leurs particularités structurales. Afin d'être plus compétitives, plusieurs espèces de bog ont développé des adaptations morphologiques ou physiologiques comme un système racinaire étendu ou encore la capacité de puiser des éléments dans le catotélme (Malmer *et al.* 1994). La végétation des bogs est ainsi constituée d'un cortège restreint d'espèces pouvant se maintenir sur les différents gradients.

## Impacts des chemins en tourbières

Les impacts qu'entraînent la présence des chemins dans le territoire sont grandement documentés (Reed *et al.* 1996, Angold 1997, Queen *et al.* 1997, Trombulak et Frissell 2000, Heilman *et al.* 2002, Bourgeois *et al.* 2005). Par contre, les effets des chemins en tourbières sur les différentes composantes de l'écosystème ont fait l'objet de peu de publications scientifiques. Tout d'abord, un chemin minéral construit en tourbière compromet l'intégrité écologique de la tourbière puisqu'il change la nature du substrat, stoppant ainsi la fonction de puits de carbone. L'introduction de matériel minéral et le passage de véhicules peuvent entraîner de la subsidence, c'est-à-dire une compaction de la tourbe sous le chemin, non saturée en eau, qui diminue inévitablement la conductivité

hydraulique en augmentant la densité apparente du substrat. Ce changement dans la densité apparente de la tourbe limite la connectivité hydrologique entre les deux côtés du chemin et influence ainsi la position de la nappe phréatique et les propriétés physicochimiques du milieu environnant (Bocking 2015).

La présence d'un chemin introduit aussi des minéraux alcalins et d'autres éléments nutritifs dans le substrat tourbeux acide. En raison de l'anisotropie des bogs et de la possibilité d'écoulement latéral de l'eau induit par une pente, il est difficile de prévoir sur quelle distance chacun des éléments pourrait se disperser. Ces modifications dans la concentration, la forme ionique et le ratio des éléments nutritifs dans la tourbière peuvent modifier la composition et la diversité des espèces végétales tourbicoles adaptées à cet environnement pauvre en nutriments disponibles (Müllerová *et al.* 2011). De façon générale, dans les milieux oligotrophes dans lesquels se développent les tourbières, la disponibilité des éléments nutritifs et le pH de l'eau et du substrat contrôlent la répartition des espèces (Payette et Rochefort 2001). Lorsqu'un élément nutritif limitant y est ajouté, les espèces graminoides ont tendance à proliférer tandis que les bryophytes (mousses) et les autres espèces à croissance lente déclinent (Rydin et Jeglum 2013). L'introduction d'un chemin minéral en tourbière peut ainsi favoriser la propagation d'espèces indésirables ou envahissantes.

## **Options de restauration**

La restauration écologique remet un écosystème à un état antérieur aux perturbations dans la mesure où cet état peut être déterminé et estimé par des mesures (Clewell et Aronson 2013) ou cherche à reconstruire toutes les parties de l'écosystème afin qu'il fonctionne de manière similaire aux écosystèmes de référence de la région (SER 2004). La restauration des tourbières revêt une importance particulière dans le contexte actuel des changements climatiques accélérés puisqu'il a été démontré que quelques années après leur restauration, les tourbières perturbées ou ayant fait l'objet d'extraction de tourbe à des fins horticoles deviennent, en majorité, à nouveau des puits nets de carbone (Tuittila *et al.* 1999, Waddington *et al.* 2010). Dans le but d'atteindre l'objectif d'«aucune perte nette» promu par le Conseil nord-américain de conservation des milieux humides (Lynch-Stewart 1992), les chemins construits en tourbière devraient être démantelés et le matériel minéral devrait être retiré du site lorsqu'ils sont désaffectés.

Selon la Commission Coulombe (2004), il n'existe aucune mesure législative claire dans le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI) concernant la fermeture ou la remise en production de certains tronçons de chemins devenus inutilisés. Ces pratiques sont toutefois de plus en plus répandues dans les provinces de l'Ouest canadien (*Ibid.*). Plusieurs mesures peuvent être entreprises pour diminuer les impacts des routes non pavées désaffectées. Lloyd *et al.* (2013) rapportent que malgré l'émergence de la réhabilitation des écosystèmes perturbés par une route comme stratégie de restauration écologique, il n'y a pas de constance quant aux techniques employées pour restaurer les fonctions et les structures de

l'écosystème. La restauration des tourbières perturbées par un chemin minéral n'y fait pas exception. Lorsqu'une route est devenue inutile dans un réseau, elle est alors déclarée hors-service. Cette désignation peut sembler simple mais elle est fortement ambiguë. En effet, la mise hors service d'une route peut comprendre toute une gamme de techniques d'atténuation des impacts causés par leur présence. Moll (1996), Bagley (1998) et Havlick (2002) classent les options d'atténuation des impacts des routes en quatre catégories générales : l'abandon, la fermeture, la scarification et le démantèlement.

L'abandon d'une route signifie que la route cesse d'être officiellement utilisée et entretenue par ses propriétaires. Puisqu'aucune action de restauration n'est réalisée, la revégétalisation spontanée y est lente en raison de la compaction du sol et de la présence du substrat minéral (Trombulak et Frissell 2000). En tourbière, la présence d'un chemin compresse la tourbe et altère significativement les conditions hydrauliques qui contrôlent l'écoulement (Price *et al.* 2005). Le Guide pour l'étude et la construction de remblais routiers sur tourbière (Grondin *et al.* 2012) prévoit l'installation de ponceaux pour permettre la circulation de l'eau. Si ces ponceaux sont désuets, comme c'est souvent le cas au Québec (Paradis-Lacombe et Jutras 2016), des problèmes hydrologiques peuvent survenir. L'eau circule lentement en tourbière mais des structures linéaires comme les chemins peuvent tout de même créer des barrières et occasionner des problèmes d'inondations en amont et de dessiccation en aval (Umeda 1985, Miller 2011, Bocking 2015).

La fermeture d'une route consiste à la mettre hors service en plaçant des obstacles (portail, clôture, bloc de béton, berme, etc.) à certains endroits stratégiques ou en retirant une structure de traverse de cours d'eau afin de dissuader les utilisateurs d'y circuler. Ainsi, la fermeture implique peu ou pas d'intervention technique. En forêt comme en tourbière, ces options de mise hors service du chemin n'impliquent aucune action humaine de restauration écologique du milieu et ne mènent pas au retour des fonctions premières de l'écosystème à court ou moyen terme.

Une autre option d'atténuation des impacts causés par la présence des routes est la scarification. La chaussée non pavée des chemins est compactée lors de la construction de la route, puis par le passage des véhicules. Cette compaction limite l'infiltration de l'eau et l'aération du sol, restreint la croissance et l'élongation des racines et bouleverse la dynamique des nutriments (Switalski *et al.* 2004). Dans les sols sévèrement compactés, l'infiltration est essentiellement nulle et l'établissement de la végétation peut être difficile (Luce 1997). La scarification consiste à briser mécaniquement la surface compactée du chemin (Luce 1997, Switalski *et al.* 2004). Réalisée à différentes profondeurs, elle peut être suivie d'un épandage d'une couche de matière organique, d'une fertilisation, d'un ensemencement et d'un paillage. En tourbière, l'efficacité de cette technique est limitée en raison de la structure du chemin. L'épaisseur du remblai routier en tourbière peut atteindre plus de deux mètres d'épaisseur (Grondin *et al.* 2012). Aussi, une membrane géotextile ou des fascines peuvent être

placées sous le remblai afin de mieux répartir la charge sur le sol organique. La portance est effectivement limitée en tourbière comparativement aux milieux forestiers et les risques d'enlèvement limitent ainsi les déplacements de la machinerie pour réaliser ce genre d'opération. Enfin, la scarification n'empêche pas la dispersion d'éléments nutritifs provenant du matériel minéral dans la tourbière.

Finalement, le démantèlement complet de la route est la technique de restauration la plus intensive afin de ramener l'écosystème aux conditions présentes avant la perturbation. De façon générale, en plus du retrait du matériel minéral, le démantèlement peut inclure l'excavation jusqu'au rétablissement de la pente d'origine, la réhabilitation des traversées de cours d'eau et souvent l'introduction de matière organique suivie de la revégétalisation de la surface (Switalski *et al.* 2004). En tourbière, le démantèlement complet implique le retrait du matériel minéral et des autres matériaux utilisés (*e.g.* géotextile, fascines) et le remblayage avec de la tourbe. Le remblai est nécessaire afin de rétablir une élévation similaire à la tourbière non perturbée de part et d'autre du chemin excavé. Dans le cas contraire, des plans d'eau relativement profonds peuvent se former et être colonisés par la quenouille ou le roseau commun, empêchant grandement le retour vers un milieu de tourbière. Ainsi la revégétalisation du remblai est recommandée pour diminuer les risques de colonisation de la surface restaurée par les plantes envahissantes, qui peuvent s'établir et modifier de façon draconienne les terres humides (Kolar et Lodge 2002).

## **Précédents de restauration réalisés en tourbière**

Outre le projet de recherche du présent mémoire, des essais de restauration de tourbières perturbées par un chemin de matériel minéral ont récemment été réalisés. Comme il en existe peu et que ces projets sont assez innovateurs, trois d'entre eux sont discutés ici.

Un projet de restauration écologique d'un fen perturbé par une route a été réalisé dans la région des sables bitumineux de l'Athabasca, en Alberta (Osko *et al.* 2014, Pilon 2015). Le matériel minéral et l'argile ayant servi à la construction de la route ont été complètement retirés afin de rétablir la connectivité hydrologique, d'exposer la tourbe nue puis de revégétaliser le substrat organique. Une faible subsidence due au poids de la route et au passage des véhicules a été constatée. Ainsi, la dépression créée par l'excavation du matériel de la route a pu être remblayée par un léger rabattage de la tourbe de part et d'autre de la perturbation. Un autre projet réalisé près de Fort McMurray, en Alberta, avait pour but de restaurer la connectivité hydraulique au sein d'une tourbière traversée par un chemin d'accès. Pour ce faire, des portions de chemin dans la tourbière ont été partiellement excavées afin de diminuer l'épaisseur du matériel introduit jusqu'à atteindre le niveau de la nappe phréatique (Osko 2015). Cependant, cela n'a pas été suffisant pour rétablir la circulation de l'eau d'un côté du chemin vers l'autre. La revégétalisation des dépressions créées par l'excavation partielle du matériel du chemin est limitée par la nature du substrat. De surcroît, les dépressions ont été inondées pendant une partie de l'année, entravant

ainsi les efforts de revégétalisation par les espèces tourbicoles et favorisant l'envahissement par la quenouille. Osko (2015) recommande, entre autres, de remplir les dépressions créées par l'excavation partielle du chemin avec de la tourbe.

La Northern Alberta Institute of Technology (NAIT) a réalisé un projet pilote de restauration d'un fen pauvre (dominé par les sphaignes) perturbé par la présence d'une plateforme de forage dans la région des sables bitumineux de Peace River, en Alberta (Sobze *et al.* 2012). Cette plateforme était constituée de 1,4 mètre d'argile déposée sur un géotextile. Un des buts de ce projet était de rétablir une surface tourbeuse hydrologiquement connectée avec la tourbière environnante. La surface devait être saturée en eau sans toutefois être inondée. Trois méthodes ont été testées afin de remettre en place un substrat tourbeux d'élévation équivalente à celle de la tourbière environnante : (1) le retrait de l'argile suivi d'une décompaction de la tourbe, (2) l'enfouissement de l'argile sous le déblai tourbeux, c'est-à-dire l'inversion verticale de la couche d'argile et de la tourbe sous-jacente, et (3) le retrait partiel de l'argile suivi de l'enfouissement sous le déblai tourbeux. Lorsque la tourbe sous-jacente avait subi une compression de plus de 60 cm d'épaisseur, la décompaction de la tourbe n'a pas permis d'atteindre les objectifs d'élévation. Des deux méthodes impliquant l'enfouissement de l'argile (2 et 3), celle précédée du retrait partiel de l'argile (3) a été la plus efficace pour atteindre les objectifs et s'est aussi avérée être plus économique.

## **Approche retenue**

Ce projet vise à évaluer l'efficacité de méthodes de restauration de tourbières perturbées par un chemin minéral. Un des objectifs est de rétablir à la surface de la bande perturbée une couche de sol organique tourbeux et acide pouvant supporter des communautés végétales caractéristiques de tourbières. L'élévation de la surface doit être similaire à celle de la tourbière environnante afin d'obtenir un substrat saturé en eau tout en évitant les inondations prolongées. L'approche retenue a été élaborée selon les mêmes principes que la méthode 2 du projet pilote de NAIT (Sobze *et al.* 2012). Ainsi, le chemin est enfoui sur place en inversant la couche de matériel minéral et la couche de tourbe sous-jacente. Le confinement du matériel minéral dans le catotélme devrait limiter l'apport d'éléments nutritifs provenant de ce matériel.

La revégétalisation des sites d'études est fortement inspirée de la méthode de restauration par transfert de la couche muscinale (Rocheffort *et al.* 2003). La méthode éprouvée utilisée à grande échelle pour la restauration de tourbières ayant fait l'objet d'extraction à des fins horticoles consiste à récolter les 10 premiers centimètres de la couche muscinale d'un bog naturel. Le matériel végétal est ensuite déchiqueté ou séparé afin de briser l'entrelacement des tiges du tapis. Cette étape permet aux fragments d'être en contact avec le substrat tourbeux pour un meilleur accès à l'eau. Le matériel fragmenté est ensuite épandu en une mince couche uniforme. Une petite quantité de matériel seulement est nécessaire puisqu'un mètre carré de matériel peut servir à ensemen-

dix mètres carrés. Un paillis est placé sur le matériel végétal introduit afin de protéger les diaspores tout en créant les conditions d'ombrage et d'humidité nécessaires au développement des sphaignes et autres diaspores.

## Objectifs et hypothèses

L'objectif principal de cette étude est d'évaluer l'efficacité de la méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux (MESDT) pour la restauration de tourbières perturbées par un chemin minéral. La MESDT est utilisée afin d'atteindre les objectifs spécifiques suivants : (1) rétablir à la surface un substrat tourbeux pouvant supporter des communautés végétales caractéristiques de tourbières, (2) initier la revégétalisation de ce substrat et (3) limiter l'apport d'éléments nutritifs provenant du matériel minéral enfoui. L'objectif secondaire est de restaurer une tourbière perturbée par un chemin de matériel minéral en limitant les ressources nécessaires aux travaux de restauration.

Hypothèses de recherche :

1. La MESDT (confinement sous au moins 40 cm de tourbe) permet de limiter l'enrichissement de la tourbière en éléments nutritifs contenus dans le matériel minéral issu du chemin.
2. La MESDT conserve une surface tourbeuse d'élévation similaire à la tourbière environnante pour permettre la saturation en eau du substrat tourbeux tout en évitant les inondations prolongées.
3. La revégétalisation par épandage de diaspores facilite le retour d'un couvert végétal d'espèces tourbicoles.

Sous-Hypothèse : La revégétalisation par étalement d'îlots<sup>1</sup> de végétation crée entre ces derniers des surfaces de tourbe nue difficilement colonisées par des bryophytes

4. La MESDT est aussi efficace que la méthode de remplacement du matériel minéral par de la tourbe (MRMM) pour atteindre les trois objectifs spécifiques du projet (limiter l'enrichissement, rétablir un substrat tourbeux d'élévation similaire à la tourbière contiguë et initier la revégétalisation).

---

<sup>1</sup> Un îlot de végétation, en opposition à l'épandage de diaspores, est une portion d'acrotelme incluant la végétation de surface intacte, qui est déplacé d'un endroit à un autre tout en conservant sa structure initiale.

# Matériel et méthodes

## Sites d'études

La méthode d'enfouissement a été testée dans deux tourbières ombrotrophes du Québec méridional où un chemin de matériel minéral avait été introduit, soit à Sainte-Eulalie et à Chénéville.

### Sainte-Eulalie

À l'été 2012, un chemin d'accès a été construit dans une tourbière à Sainte-Eulalie (Figure 1), dans le Centre-du-Québec (46,09844°; -72,28806°). Cette tourbière a une superficie approximative de 453 hectares (AECOM 2011; Figure 2). La majeure partie de la tourbière est ouverte ou à éricacées et moins du quart de la superficie est occupé par une végétation arborescente sans mousses au sol. Le chemin a été construit dans l'emprise d'une ligne de transport d'énergie électrique qui traverse cette tourbière afin de faire l'entretien des infrastructures. La caractérisation de l'emprise (AECOM 2011) a révélé la présence de deux principales communautés végétales : le groupement à sphaignes et à éricacées et le groupement à ronce alléghanienne (Figure 2). Chacune des communautés occupe environ la moitié de la longueur de l'emprise (Figure 2). L'emprise mesure 30 mètres de large par 3,3 km de long et est bordée de chaque côté de canaux de drainage agricole d'un à deux mètres de profondeur et de largeur. La profondeur de la nappe phréatique se situait entre 0 et 35 cm sous la surface (mai à septembre 2015; Annexe 1 - Profondeur de la nappe phréatique). Le chemin d'accès traversait l'emprise sur 3 km et mesurait en moyenne 4,5 mètres de largeur. Il était composé de pierres concassées (basalte<sup>2</sup>) posées sur une membrane de géotextile ainsi que sur des fascines lorsque les risques d'enlèvement étaient plus élevés (Figure 1).

---

<sup>2</sup> Rapport sur la *Vérification de la conformité des granulats <a béton dans deux piles de réserve selon les exigences de la norme CSA A.23.1 – Carrière Saint-Wencesla, Carrière PCM, Division groupe Piercon ltée par GHD*



Figure 1 - Chemin d'accès pré-restauration à Sainte-Eulalie, Qc.

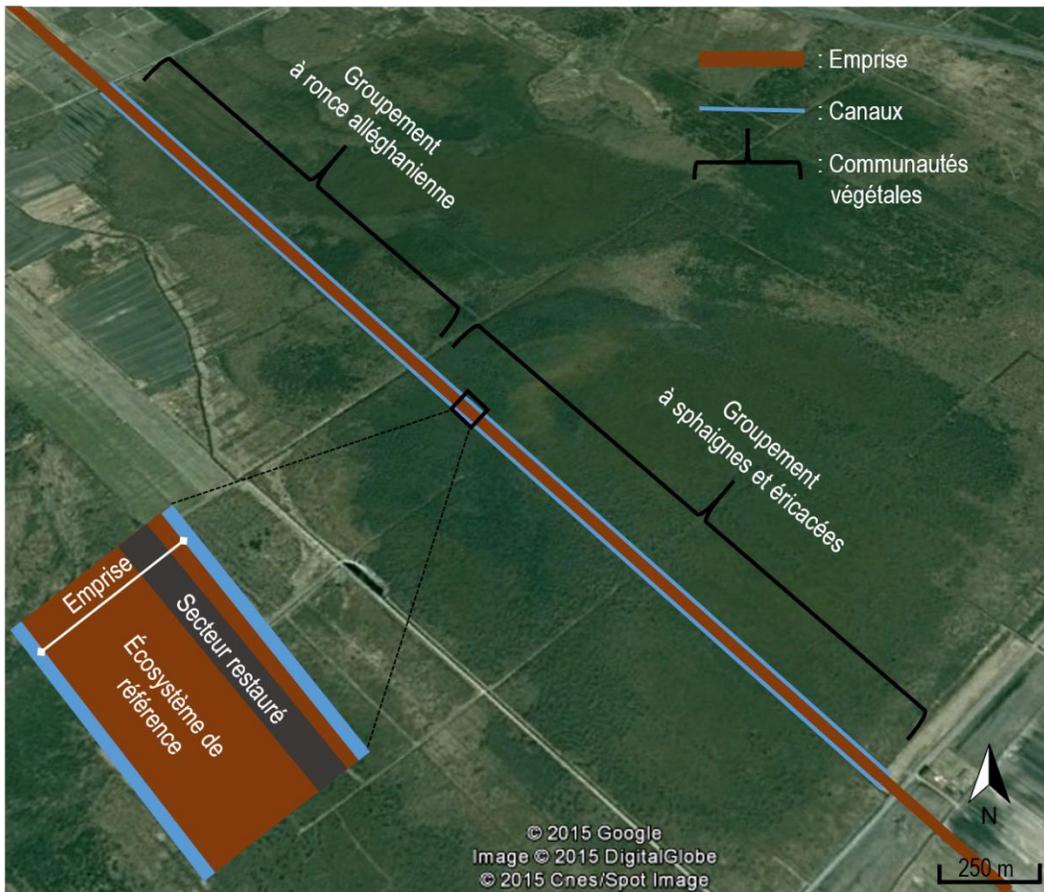


Figure 2 - Site d'étude de Sainte-Eulalie

## Chénéville

En 2013, un chemin d'accès été construit dans une tourbière à Chénéville (Figure 3), en Outaouais (45,8832°; -75,03688°). Cette tourbière ombrotrophe arborescente a une superficie approximative de 50 hectares. La marge est de la tourbière est bordée par un terrain sableux surélevé. Le niveau de la nappe phréatique se situe entre 5 et 30 cm de profondeur (juin à septembre 2015; Annexe 1). Comme à Ste-Eulalie, le chemin a été construit dans l'emprise d'une ligne de transport d'énergie électrique qui traverse une partie de la tourbière. L'absence de couvert forestier en raison des coupes répétées de la végétation par Hydro-Québec a laissé place, dans l'emprise, à un bog à sphaignes et à éricacées (bog ouvert) plutôt qu'à une tourbière boisée comme il est le cas de part et d'autre de l'emprise. On trouve aussi vers la marge de la tourbière (correspondant à l'entrée du chemin d'accès vers le pylône) une zone caractérisée par une végétation plus minérotrophe en raison de son enrichissement par le sol sableux adjacent. Le chemin d'accès construit dans cette emprise mesurait 70 mètres de longueur et en moyenne 5 mètres de largeur. Son épaisseur variait de 50 cm à 1 mètre et il était composé de cailloux de diamètre variable (5 à 40 cm) déposés directement sur le sol (Figure 3).



Figure 3 - Chemin d'accès pré-restauration à Chénéville, Qc.

## Les écosystèmes de référence

Afin de déterminer les caractéristiques que devraient présenter les bandes perturbées une fois restaurées et évaluer l'efficacité des méthodes de restauration, un écosystème de référence doit être défini. L'écosystème de référence de chacune des tourbières a été défini par l'emprise non perturbée par le chemin d'accès. En effet, les emprises subissent continuellement des perturbations (drainage, coupe, entretien, aménagements) qui entraînent des différences dans la composition et la structure des communautés végétales par rapport à celles des milieux naturels adjacents. Ainsi, la restauration vise le retour des conditions de l'emprise et non des conditions historiques de la tourbière précédant la présence de l'emprise. L'écosystème de référence pour la physicochimie de la tourbière de Ste-Eulalie fait en revanche exception. Pour ce site, l'écosystème de référence est constitué seulement de la tourbière naturelle adjacente puisque le chemin d'accès s'étend sur toute la longueur de l'emprise en tourbière.

## Restauration

### Méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux

À Sainte-Eulalie, les travaux de restauration ont été réalisés à l'automne 2012, quelques mois après la construction du chemin. À Chénéville, un peu plus d'une année s'est écoulée entre la construction du chemin d'accès et les travaux de démantèlement à l'automne 2014. La même méthode a été appliquée sur les deux sites : celle de l'enfouissement sous déblai tourbeux (MESDT).

Les travaux sont réalisés à l'aide d'une excavatrice se déplaçant exclusivement sur le chemin d'accès afin d'éviter de perturber la végétation intacte située de part et d'autre du chemin ainsi que l'enlèvement de la machinerie. Le travail est donc effectué en répétant chacune des étapes sur de petites sections de chemin d'environ 5 mètres, selon la portée du bras de l'excavatrice. D'abord, les matériaux composant le chemin d'accès (matériel minéral, fascines, membrane géotextile si présente selon les sections) sont retirés et empilés derrière la machinerie, sur une section du chemin toujours en place. La tourbe sous-jacente est excavée puis empilée à proximité, créant ainsi une fosse. Les matériaux du chemin derrière l'excavatrice sont ensuite redéposés dans la fosse, puis recouverts de la tourbe préalablement excavée. Les matériaux sont recouverts d'une épaisseur d'au moins 40 cm de tourbe. Une épaisseur moyenne de tourbe de 52 cm a été estimée à Ste-Eulalie à la suite des travaux (Golder Associés Ltée 2012) et de 45 cm à Chénéville. La surface a ensuite été nivelée mécaniquement à la même élévation que la surface environnante à l'aide du godet de l'excavatrice, puis revégétalisée à l'aide de diaspores récoltés çà et là de part et d'autre de la bande restaurée. Les étapes de la MESDT sont présentées en photos en Annexe 2 - Étapes de la MESDT.

## Méthode de remplacement du matériel minéral

À Chénéville, en plus de la MESDT, une méthode de restauration plus traditionnelle a été utilisée sur la moitié du chemin. La comparaison entre la méthode de restauration par remplacement du matériel minéral (MRMM) et la MESDT permettra d'émettre des conclusions quant à l'efficacité des deux méthodes pour atteindre les objectifs de restauration.

Ainsi, à Chénéville, une section de 35 mètres du chemin a été restaurée par la MRMM. Le matériel minéral a d'abord été récupéré à l'aide d'une excavatrice, puis transporté à l'extérieur du site à l'aide de camions à benne. Au total, 23 convois de camions d'une capacité de 15 tonnes ont été nécessaires pour retirer le matériel minéral. L'excavation du matériel a laissé des dépressions à la surface du sol dont la profondeur variait de 50 cm à un peu plus d'un mètre. Celles-ci ont été comblées en introduisant 72 m<sup>3</sup> de tourbe de sphaigne humide, provenant d'un site d'extraction de la tourbe à des fins horticoles (dans ce cas-ci situé à 275 km). La tourbe a ensuite été mécaniquement compactée et aplanie à la même élévation que la surface environnante, puis revégétalisée. Tout comme dans la MESDT, chacune des étapes de la MRMM a été appliquée et répétée sur des tronçons d'environ 5 mètres.

## Revégétalisation par épandage de diaspores

La revégétalisation du substrat tourbeux est l'étape finale de la MESDT et de la MRMM. La restauration de chacun des tronçons se termine par l'épandage uniforme d'une mince couche de diaspores sur la surface de tourbe fraîchement compactée et aplanie. Les diaspores proviennent du matériel végétal récolté mécaniquement à l'aide du godet de l'excavatrice de part et d'autre du chemin d'accès, dans l'écosystème de référence. Ainsi, les diaspores d'ensemencement ne sont pas issues d'une tourbière naturelle mais de végétation de tourbière telle que présente à la suite des divers traitements d'entretien de la végétation par Hydro-Québec. Une fois récolté, le matériel végétal a été morcelé à l'aide des dents du godet de l'excavatrice avant d'être épandu uniformément sur le tronçon restauré. Un rapport (superficie de matériel végétal prélevé : superficie revégétalisée) variant de 1:5 à 1:10 a été utilisé selon la disponibilité et la qualité des diaspores du milieu d'emprunt. La totalité de la superficie restaurée à Chénéville a été revégétalisée selon cette technique tandis qu'à Ste-Eulalie, un des trois kilomètres restaurés a été revégétalisé selon une technique différente : par transfert d'îlots de végétation (Figure 4). Dans le secteur du groupement à ronce alléghanienne, le matériel végétal pour épandage a été récolté dans et autour des canaux de drainage.

## Revégétalisation par transfert d'îlots de végétation

En premier lieu, la revégétalisation par épandage de diaspores devait être la seule technique de revégétalisation utilisée dans ce projet. En raison d'une mauvaise communication des directives entre l'entrepreneur et le contracteur, un kilomètre restauré selon la MESDT à Ste-Eulalie a été revégétalisé par une technique différente

appelée revégétalisation par transfert d'îlots (blocs) de végétation. Plutôt que d'être épandu, le matériel végétal a été transféré en îlots intacts, sans les morceler à l'aide du godet de l'excavatrice (Figure 5). Ainsi, des îlots de végétation de quelques centimètres à un peu plus de 50 cm de hauteur, de diamètre variant entre 1 m<sup>2</sup> à près de 5 m<sup>2</sup> ont été disposés sur le substrat tourbeux. Cette technique de revégétalisation, utilisée seulement dans le secteur du groupement végétal à sphaignes et à éricacées (Figure 4), a donc créé une succession d'îlots de végétation dense entourés de tourbe nue.

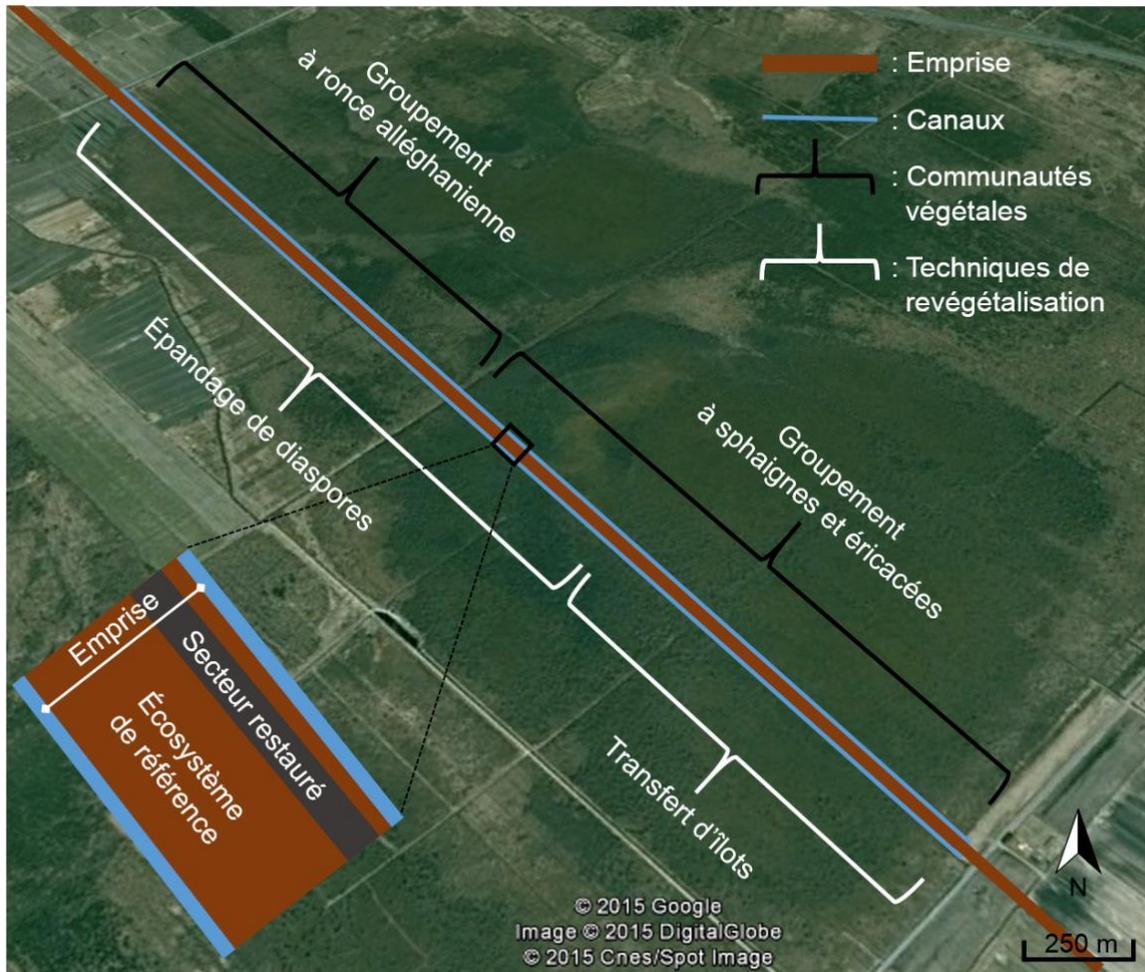


Figure 4 – Emplacement des techniques de revégétalisation utilisées à Sainte-Eulalie

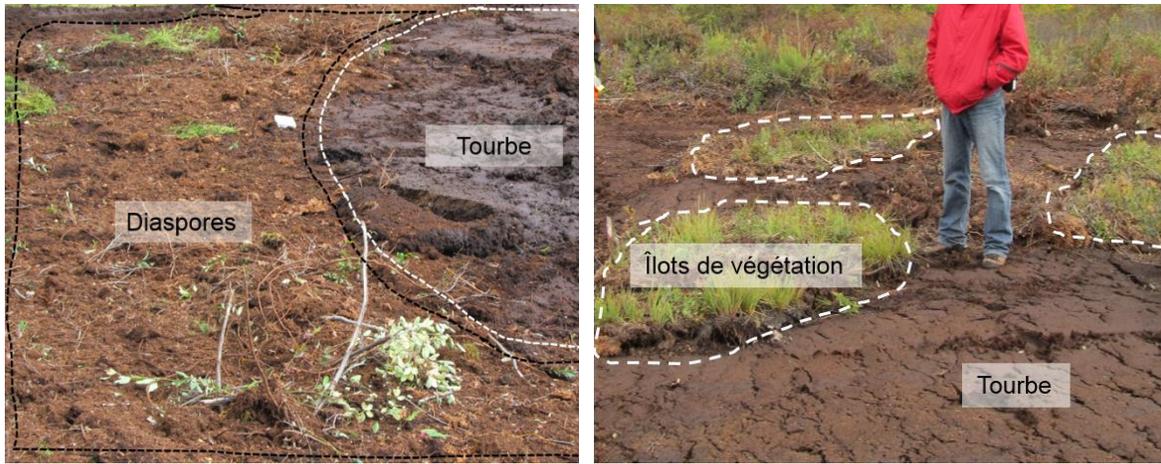


Figure 5 - Revégétalisation par épandage de diaspores (gauche) et par transfert d'îlots de végétation (droite).

## Méthodologie et dispositifs d'échantillonnage

### Hydrologie

La profondeur de la nappe phréatique par rapport à la surface a été mesurée dans l'emprise en 2015 (début juin à mi-septembre à Chénéville et début mai à mi-septembre à Ste-Eulalie) à toutes les heures à l'aide de capteurs de pression à enregistrement automatique (HOBO® U20 Water Level Logger). Le capteur de chacun des sites a été placé dans l'emprise non perturbée par le chemin d'accès, approximativement à la moitié de la longueur du chemin.

### Physicochimie

Un échantillonnage d'eau a été effectué afin d'évaluer les conditions physicochimiques de l'eau dans et en bordure des bandes anciennement occupées par le chemin. Deux campagnes d'échantillonnages (printemps-automne) ont eu lieu à Sainte-Eulalie trois ans post-restauration, soit en début juin et septembre 2015. Chénéville a été échantillonné un an post-restauration, en septembre 2015. Les échantillons d'eau ont été prélevés à l'intérieur de piézomètres<sup>3</sup> de cinq centimètres de diamètre puis stockés dans des bouteilles de polyéthylène. Les piézomètres ont été placés à différentes distances des bandes restaurées en stations de deux ou trois tuyaux selon le site d'étude, permettant la récolte d'échantillons d'eau aux profondeurs désirées sous la surface du sol (Tableau 1). Les Figure 6 et Figure 7 montrent l'emplacement des transects de stations de piézomètres à Sainte-Eulalie et à Chénéville. Le schéma transversal d'un transect du site de Ste-Eulalie est présenté à la Figure 8. L'emplacement des piézomètres par rapport au chemin du site de Chénéville a été déterminé en fonction d'analyses préliminaires d'échantillons préalablement récoltés à Sainte-Eulalie. Ainsi, l'effort d'échantillonnage a été plus concentré en marge de la perturbation. Des échantillons d'eau ont aussi été prélevés dans l'écosystème de référence (6 stations à chacun des sites).

Tableau 1 - Disposition des piézomètres et effort d'échantillonnage de l'eau à Sainte-Eulalie et à Chénéville

	Distance de la bande restaurée (m)	Profondeur (cm)	Nombre de transects
<b>Ste-Eulalie</b>	0* – 0,5 – 1 – 2 – 10	20 et 50	6
<b>Chénéville</b>	0* – 0,5 – 1 – 1,5 – 2 – 3 – 5	20, 40 et 70	5 (3 pour MESDT**, 2 pour MRMM***)

\* La distance « 0 » indique que les piézomètres se situent dans la bande restaurée.

\*\*Méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux

\*\*\*Méthode de remplacement du matériel minéral

<sup>3</sup> Tuyaux d'évacuation des eaux usées coextrudés d'acrylonitrile, de butadiène et de styrène (ABS) à structure cellulaire troués tout le tour à 10 cm de la base.



Figure 6 - Transects de stations de piézomètres pour l'échantillonnage de l'eau à Sainte-Eulalie.



Figure 7 - Transects de stations de piézomètres pour l'échantillonnage de l'eau à Chénéville dans les secteurs restaurés selon la MESDT et selon la MRMM.

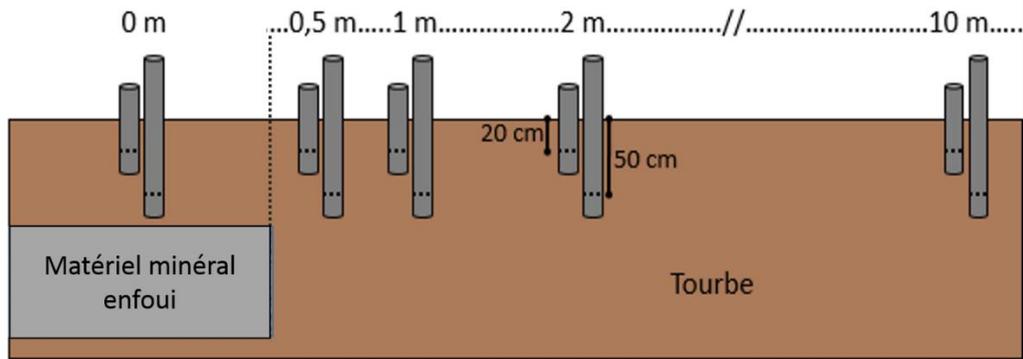


Figure 8 – Schéma transversal d'un transect de piézomètres à Sainte-Eulalie.

Les valeurs de pH et de conductivité électrique ont été mesurées sur le terrain à l'aide d'un appareil portable (Combo pH & EC de HANNA). Toutes les valeurs de conductivité électrique ont été corrigées en fonction du pH selon Sjörs (1950). La concentration de la forme ionique assimilable par les plantes des éléments et composés suivants ont aussi été analysées en laboratoire pour tous les échantillons prélevés : le phosphore total (P), le phosphore dans les phosphates ( $P/PO_4^{3-}$ ), l'azote ammoniacale ( $N/NH_4^+$ ), l'azote dans les nitrates ( $N/NO_3^-$ ), le fer (Fe), le calcium (Ca), le potassium (K), les sulfates ( $SO_4^{2-}$ ), le sodium (Na), le calcium (Cl), le magnésium (Mg), le manganèse (Mn) et l'aluminium (Al).

Le Fe, Ca, K,  $SO_4^{2-}$ , Na, Mg, Mn, Al et le  $P/PO_4^{3-}$  ont été extraits selon la méthode d'Amacher *et al.* (1990). Le phosphore total a été minéralisé selon la méthode présentée par Parkinson et Allen (1975). Les extraits ont été dosés par spectrométrie à plasma à couplage inductif (ICP). L'azote ammoniacale et l'azote des nitrates ont été extraits selon la méthode utilisée dans Keeney et Nelson (1982) puis dosés par injection en flux continu (FIA Quickchem 8500 série 2 de Lachat) selon la méthode normalisée «*Ammonia in surface water, wastewater*» (Quikchem method 10-107-06-2-B) pour le  $N/NH_4^+$  et selon la méthode normalisée «*Nitrate in 2M KCL soil extracts*» (Quikchem method 12-107-04-1-F) pour le  $N/NO_3^-$ . Finalement, les chlorures ont été extraits selon la méthode de Buyx *et al.* (2004) puis dosés par injection en flux continu (FIA) selon la méthode normalisée «*Determination of chloride by flow injection analysis colorimetry*» (Quikchem method 10-117-07-1-C).

## Élévation

Des relevés d'élévation du sol ont été effectués en deux temps : immédiatement après les travaux de restauration et 1 an post-restauration pour le site de Chénéville et 1 an et 3 ans post-restauration pour le site de Sainte-Eulalie. Ces données ont permis de vérifier s'il y a eu décompression du profil de tourbe à la suite du retrait du matériel minéral (MRMM) ou encore compaction de la tourbe introduite (MRMM) ou de celle sous-jacente remise en surface (MESDT). L'élévation relative a été mesurée à l'aide d'un niveau laser (SOKKIA, modèle LP410) sur des transects perpendiculaires aux chemins démantelés de chacun des sites. Des pylônes situés à proximité ont été utilisés comme référence relative. Six transects ont été relevés à Chénéville (trois pour

chaque méthode de restauration) et à Sainte-Eulalie. Sur chacun des transects, entre 10 et 13 points d'échantillonnage (à tous les 20 cm) ont été relevés dans les bandes restaurées et entre 20 et 30 points (à tous les 50 cm) ont été relevés dans l'écosystème de référence c'est-à-dire l'emprise située de part et d'autre de la bande restaurée.

## Végétation

Les espèces végétales ont été inventoriées à l'aide de quadrats de 1 m x 1 m pour la végétation vasculaire et des quadrats de 25 cm x 25 cm pour la végétation muscinale. Chacun des individus présents dans la surface d'inventaire a été identifié à l'espèce (ou au genre lorsqu'impossible). Le recouvrement (%) du sol de la surface d'inventaire par la projection verticale de chacune des espèces a été estimé visuellement.

Les espèces identifiées ont ensuite été classifiées selon deux approches : selon la strate et selon leur habitat préférentiel (espèces vasculaires seulement pour ce dernier). Les strates retenues sont les arbres et arbustes, les éricacées, les herbacées, les sphaignes et les autres espèces muscinales. La classification selon l'habitat préférentiel regroupe les espèces comme suit : les espèces obligées des tourbières (T), les espèces obligées des milieux humides (OMH), les espèces facultatives des milieux humides (FMH), les espèces forestières (For), les espèces rudérales (Rud) et les autres espèces (A). La classe « autres espèces (A) » est constituée d'espèces végétales identifiées seulement au genre. La classification par habitat préférentiel est tirée de la « Note explicative sur la ligne naturelle des hautes eaux : la méthode botanique experte de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables » (MDDEP 2008) et de l'annexe S1 de l'article de Poulin *et al.* (2012) sur le suivi des changements dans le couvert végétal post-restauration en tourbière. Les espèces ne se trouvant pas dans ces deux listes ont été classées à l'aide de l'information contenue dans les livres « Plantes sauvages des villes et des champs » (Fleurbec 1978) et « La Flore laurentienne » (Marie-Victorin *et al.* 2002). Chacune des espèces ainsi que leur classement selon la strate et selon l'habitat préférentiel est présenté en Annexe 3.

À Chénéville, la végétation vasculaire et muscinale a été inventoriée dans douze quadrats de 1 m x 1 m placés aléatoirement dans chacune des bandes restaurées (selon la MESDT et la MRMM). Cinq parcelles de 5 m x 5 m ont été réparties aléatoirement dans l'écosystème de référence de façon à pouvoir capter l'hétérogénéité de la végétation. Chacune de ces parcelles comprenait quatre quadrats de 1 m x 1 m d'évaluation du recouvrement de la végétation vasculaire et douze quadrats de 25 cm x 25 cm d'évaluation du recouvrement de la végétation muscinale.

À Sainte-Eulalie, la végétation des bandes restaurées selon la technique de revégétalisation par épandage de diaspores a été inventoriée dans six parcelles de 5 m x 5 m disposées aléatoirement. La végétation de l'écosystème de référence a été inventoriée dans deux parcelles de 5 m x 5m. Dans chaque parcelle, le

recouvrement de toutes les espèces a été évalué dans quatre quadrats de 25 cm x 25 cm pour la strate muscinale et quatre quadrats de 1 m x 1 m pour la strate vasculaire. Une méthode d'inventaire différente a été utilisée dans la bande revégétalisée par transfert d'îlots afin de mesurer la variabilité du couvert végétal entraînée par la présence d'îlots de végétation parfois dense, entourés de surface non revégétalisée (Figure 5). Douze stations d'inventaire comportant trois zones (l'îlot, l'espace inter-îlot et l'écosystème de référence adjacent) ont été inventoriées. Le recouvrement végétal des espèces vasculaires et muscinales a été évalué dans chacune des trois zones.

## Analyses des données

### Physicochimie

L'effet de la profondeur (Sainte-Eulalie : 20 et 50 cm, Chénéville : 20, 40 et 70 cm) d'échantillonnage de l'eau sur la physicochimie a été évalué à chacune des distances (Tableau 1) de la bande restaurée à l'aide d'analyses de variance factorielle.

À Chénéville, la concentration en nutriments ne varie pas en fonction de la profondeur d'échantillonnage à l'exception du fer et du manganèse (Annexe 4 - Analyses de variance). Par conséquent, les données prises à 20, 40 et 70 cm de profondeur ont été combinées en fonction de la distance pour tous les paramètres analysés, y compris le fer, le manganèse et l'aluminium. Par contre, une représentation graphique supplémentaire des concentrations aux trois profondeurs en fonction de la distance au chemin enfoui a été ajoutée pour ces trois éléments.

À Sainte-Eulalie, contrairement à Chénéville, la concentration en nutriments varie en fonction de la profondeur (20 et 50 cm) pour la plupart des éléments à l'exception du magnésium, du fer, du chlore, des nitrates, du chlore et du pH (Annexe 4 - Analyses de variance). Afin d'uniformiser la présentation des graphiques, les concentrations de ces paramètres sont tout de même présentées en fonction des deux profondeurs. Selon Vitt *et al.* (1995), les variations saisonnières des concentrations en nutriments sont faibles dans les bogs à l'exception des métaux lourds. Conséquemment, puisque les échantillons d'eau ont été récoltés en juin et septembre, en dehors de la période de fonte des neiges, les données des deux campagnes d'échantillonnage ont été combinées.

### Élévation

Afin de déterminer s'il y a eu affaissement ou soulèvement de la tourbe à la suite des travaux de restauration, les relevés d'élévation de deux campagnes d'échantillonnage (immédiatement après les travaux de restauration et 1 an post-restauration pour le site de Chénéville et 1 an et 3 ans post-restauration pour le site de Sainte-Eulalie) ont été comparés. La différence moyenne d'élévation entre les deux moments d'échantillonnage de chacun des transects est présentée graphiquement.

### Végétation

Afin d'évaluer le retour de la végétation tourbicole à la suite de l'utilisation des techniques de revégétalisation par épandage de diaspores et par transfert d'îlots, des analyses statistiques descriptives ont été réalisées sur le couvert végétal des bandes restaurées et des écosystèmes de référence. Le couvert végétal est présenté en fonction des différentes strates ainsi que de l'habitat préférentiel.

# Résultats

## Physicochimie de l'eau

### Évaluation du confinement des nutriments par la MESDT

#### *Acidité et conductivité électrique de l'eau*

À Chénéville, un an post-restauration, le pH de l'eau de la bande restaurée et de l'emprise adjacente (pH : 4,51 à 5,72) est plus basique que l'écosystème de référence (pH de  $4,11 \pm 0,14$ ; Figure 9). C'est entre 1,5 à 3 mètres de distance de la bande restaurée que l'on trouve l'eau la plus basique, et non pas dans la bande restaurée et en marge proximale (0,5 à 1 m) de celle-ci. Par contre, trois ans post-restauration à Sainte-Eulalie, seule la bande restaurée à 50 cm de profondeur présente de l'eau beaucoup plus basique (pH de  $6,14 \pm 0,06$ ) que l'écosystème de référence (pH de  $4,41 \pm 0,30$ ). L'acidité de l'eau de l'écosystème de référence des deux sites se situe dans la moyenne des bogs du Québec (pH de  $4,0 \pm 0,4$ ;  $n = 236$ ; Andersen *et al.* 2011).

La conductivité électrique corrigée (C.E.) de l'eau donne un aperçu global de la quantité d'éléments assimilables rapidement par les espèces végétales. On trouve une C.E. de l'eau élevée pour un bog **seulement** à 50 cm de profondeur dans la bande restaurée de Sainte-Eulalie (3 ans post-restauration; Figure 9). En effet la C.E. de l'eau y est de  $800 \pm 107 \mu\text{S/cm}$ ; dans les bogs du Québec on s'attend à une C.E. de  $57 \pm 25 \mu\text{S/cm}$  (Andersen *et al.* 2011). D'ailleurs, la C.E. de l'eau de l'écosystème de référence des deux sites se situe dans cette moyenne provinciale. Outre pour l'eau à 50 cm de profondeur de la bande restaurée à Sainte-Eulalie, la C.E. de l'eau des deux sites est généralement faible ( $< 150 \mu\text{S/cm}$ ).

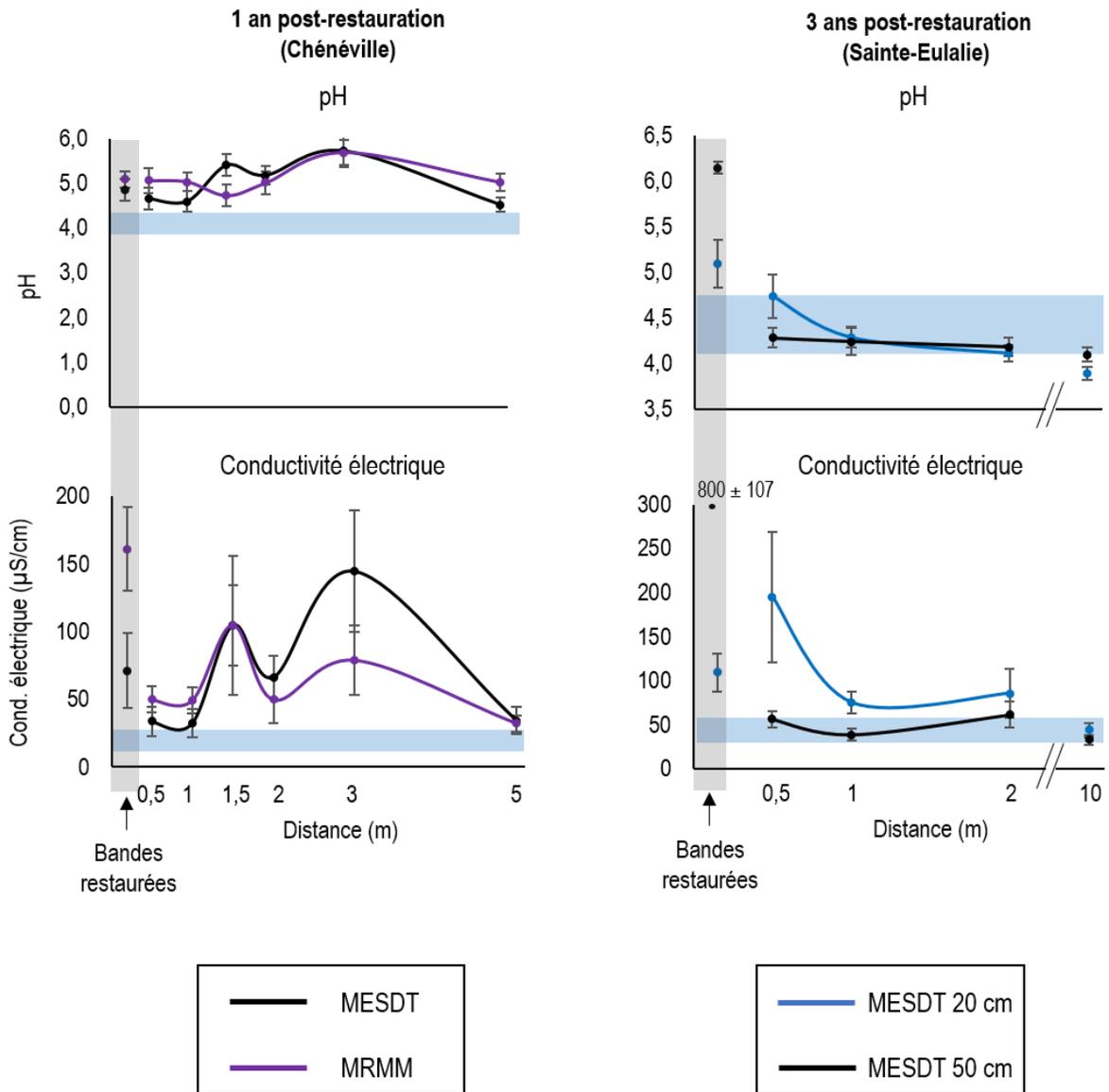


Figure 9 - **À gauche** : Valeurs de pH et de conductivité électrique de l'eau **un an post-restoration à Chénéville** ( $\pm$  erreur-type,  $n=6$ , 1 campagne d'échantillonnage en septembre 2015) dans la bande restaurée selon la MESDT, dans la bande restaurée selon la MRMM et à différentes distances de ces bandes. **À droite** : Valeurs de pH et de conductivité électrique de l'eau **trois ans post-restoration à Sainte-Eulalie** ( $\pm$  erreur-type,  $n=6$ , 2 campagnes d'échantillonnage en juin et septembre 2015) à deux profondeurs (20 et 50 cm) dans la bande restaurée selon la MESDT et à différentes distances de celle-ci. **L'écosystème de référence** est représenté par l'encadré bleu (moyenne  $\pm$  erreur-type).

#### Concentration en nutriments dans l'eau

Globalement, les concentrations en phosphore total et en phosphates sont bien à l'intérieur ou plus faibles que la variation mesurée dans les écosystèmes de référence des sites d'étude ou des moyennes des tourbières à sphaignes du Québec (P total :  $0,17 \pm 0,20$  mg/L;  $n = 236$ ; Andersen *et al.* 2011). À Chénéville (1 an post-

restauration) comme à Sainte-Eulalie (3 ans post-restauration), c'est dans l'eau de la bande restaurée qu'ont été trouvées les plus fortes concentrations en phosphore total (Figure 10).

Que ce soit un an post-restauration, à Chénéville, ou trois ans post-restauration, à Sainte-Eulalie, l'azote ammoniacale a présenté en général des concentrations à l'intérieur ou plus faibles que la variation mesurée dans les écosystèmes de référence des sites d'étude ( $0,62 \pm 0,21$  et  $1,54 \pm 0,59$  mg/L respectivement; Figure 11). Les concentrations anormalement élevées ( $5,7 \pm 2,8$  mg/L) pour un bog du Québec (moyenne =  $0,65 \pm 0,47$  mg/L;  $n = 236$ ; Andersen *et al.* 2011) ont été observées exclusivement dans l'eau des bandes restaurées à 50 cm de profondeur à Sainte-Eulalie.

Un an post-restauration à Chénéville, les concentrations en nitrates s'apparentent à celles déterminées dans l'écosystème de référence ( $0,02 \pm 0,01$  mg/L; Figure 11). À Sainte-Eulalie, 3 ans post-restauration, les concentrations en nitrates de l'eau de surface de la bande restaurée se situent exactement dans la variation mesurée dans l'écosystème de référence ( $0,25 \pm 0,04$  mg/L). Par contre, les nitrates ont présenté des concentrations au moins deux fois plus élevées que celles de l'écosystème de référence dans l'eau de surface (20 cm de profondeur) de l'emprise adjacente à la bande restaurée. Par ailleurs, les concentrations en nitrates dans l'eau l'écosystème de référence de Sainte-Eulalie sont cinq à sept fois plus élevées que les valeurs obtenues normalement dans les bogs du Québec ( $0,04 \pm 0,12$  mg/L;  $n = 236$ ; Andersen *et al.* 2011).

À Chénéville, dès la première année post-restauration, les concentrations en potassium et en sulfates sont semblables à celles de l'écosystème de référence ( $0,50 \pm 0,08$  et  $17,5 \pm 4,4$  mg/L respectivement; Figure 12). À Sainte-Eulalie, trois ans post-restauration, les valeurs des concentrations en potassium sont incluses à l'intérieur de la variation de l'écosystème de référence ( $0,55 \pm 0,56$  mg/L), exception faite de l'eau de la bande restaurée à 50 cm de profondeur ( $3,5 \pm 1,0$  mg/L). Toujours à Sainte-Eulalie, la concentration en sulfates dans l'eau de surface (20 cm de profondeur) est plus élevée que dans l'eau à 50 cm de profondeur indépendamment de la distance au chemin enfoui. Les concentrations en potassium et en sulfates de l'écosystème de référence des deux sites se situent dans les moyennes provinciales ( $01,43 \pm 1,05$  et  $14,07 \pm 11,12$  mg/L respectivement;  $n = 236$ ; Andersen *et al.* 2011).

Un an post-restauration à Chénéville, tous les autres éléments analysés (Mg, Ca, Na, Fe, Cl, Mn et Al; Figures Figure 13 à Figure 16) ont des concentrations chimiques, dans l'eau de la bande restaurée, semblables ou près de celles de l'écosystème de référence à l'exception du chlore qui présente dans la bande restaurée des concentrations quatre fois plus grandes ( $11,9 \pm 9,6$  mg/L) que l'écosystème de référence ( $3,1 \pm 0,5$  mg/L). L'emprise adjacente à la bande restaurée a présentée des concentrations similaires à l'écosystème de référence pour le sodium, le fer, le chlore, le manganèse et l'aluminium. On note cependant, dans l'eau de l'emprise

adjacente à la bande restaurée, des concentrations en magnésium légèrement plus élevées que l'écosystème de référence ( $0,44 \pm 0,05$  mg/L; Figure 13). Le calcium, quant à lui, présente des concentrations de 10,8 à 16,6 mg/L entre 1,5 et 3 m de distance en comparaison avec l'écosystème de référence ( $2,6 \pm 0,4$  mg/L; Figure 13).

Trois ans post-restauration (à Sainte-Eulalie), le magnésium, le calcium, le sodium, le fer et le manganèse présentent dans l'emprise adjacente à la bande restaurée des valeurs qui, dans l'ensemble, se situent dans les variations de l'écosystème de référence (Figure 13 à Figure 15). Par contre, des concentrations particulièrement élevées ont été mesurées à 50 cm de profondeur pour la qualité de l'eau de la bande restaurée pour tous ces éléments, à l'exception du fer. À l'inverse de Chénéville, les concentrations en chlore de la bande restaurée de Sainte-Eulalie ( $4,2 \pm 0,9$  mg/L à 20 cm et  $3,9 \pm 0,5$  mg/L à 50 cm) s'apparentent à celle de l'écosystème de référence ( $3,4 \pm 0,7$  mg/L) et c'est dans l'emprise adjacente que les concentrations excèdent légèrement la variation de l'écosystème de référence. Finalement, les concentrations en aluminium (Figure 16) dans l'eau de surface (20 cm de profondeur) de l'emprise adjacente à la bande restaurée de Sainte-Eulalie sont plus grandes que la variation de l'écosystème de référence ( $0,27 \pm 0,01$  mg/L). En revanche, des concentrations plus faibles en aluminium ont été mesurées dans la bande restaurée ( $0,12 \pm 0,04$  mg/L à 20 cm et  $0,03 \pm 0,02$  mg/L à 50 cm).

Finalement, puisque les concentrations en fer, en manganèse et en aluminium ont varié en fonction de la profondeur à Chénéville (Annexe 4 - Analyses de variance), une analyse graphique supplémentaire a été complétée (Figure 17). Pour ces trois éléments, les concentrations les plus faibles se situent à 70 cm de profondeur.

### Comparaisons physicochimiques entre la MESDT et la MRMM

Globalement, les concentrations des paramètres analysés dans l'eau de l'emprise adjacente aux bandes restaurées sont similaires indépendamment de la méthode utilisée (la méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux (MESDT) versus la méthode de remplacement du matériel minéral (MRMM) voir graphiques de Chénéville des Figure 9 à Figure 16). Par contre, l'eau de la bande restaurée selon la MRMM présente des concentrations plus élevées que l'eau de la bande restaurée selon la MESDT pour tous les paramètres à l'exception du chlore.

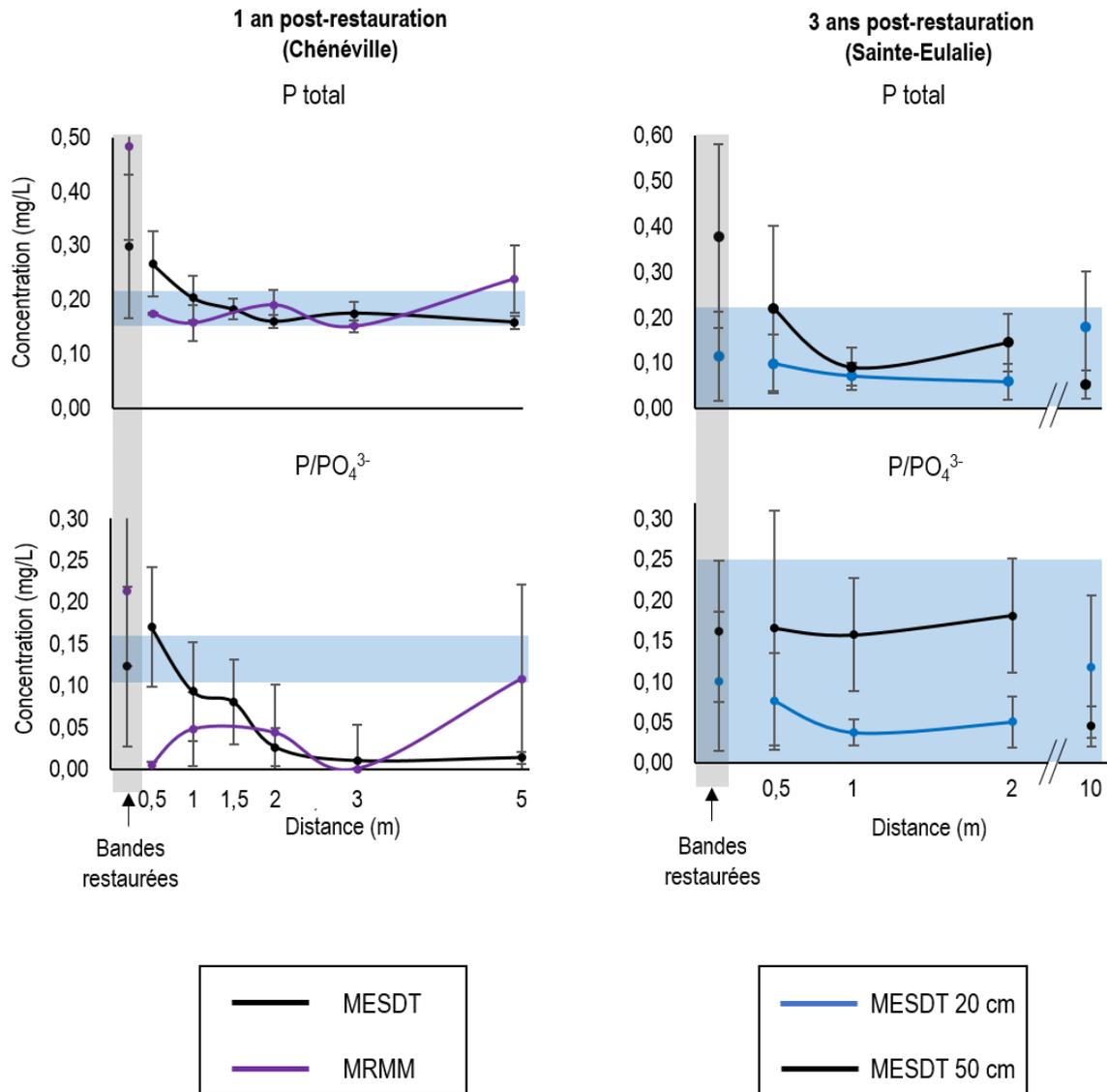


Figure 10 - **À gauche** : Concentrations en phosphore total et en phosphates dans l'eau **un an post-restauration à Chénéville** ( $\pm$  erreur-type, n=6, 1 campagne d'échantillonnage en septembre 2015) dans la bande restaurée selon la MESDT, dans la bande restaurée selon la MRMM et à différentes distances de ces bandes. **À droite** Concentrations en phosphore total et en phosphates dans l'eau **trois ans post-restauration à Sainte-Eulalie** ( $\pm$  erreur-type, n=6, 2 campagnes d'échantillonnage en juin et septembre 2015) à deux profondeurs (20 et 50 cm) dans la bande restaurée selon la MESDT et à différentes distances de celle-ci. **L'écosystème de référence** est représenté par l'encadré bleu (moyenne  $\pm$  erreur-type).

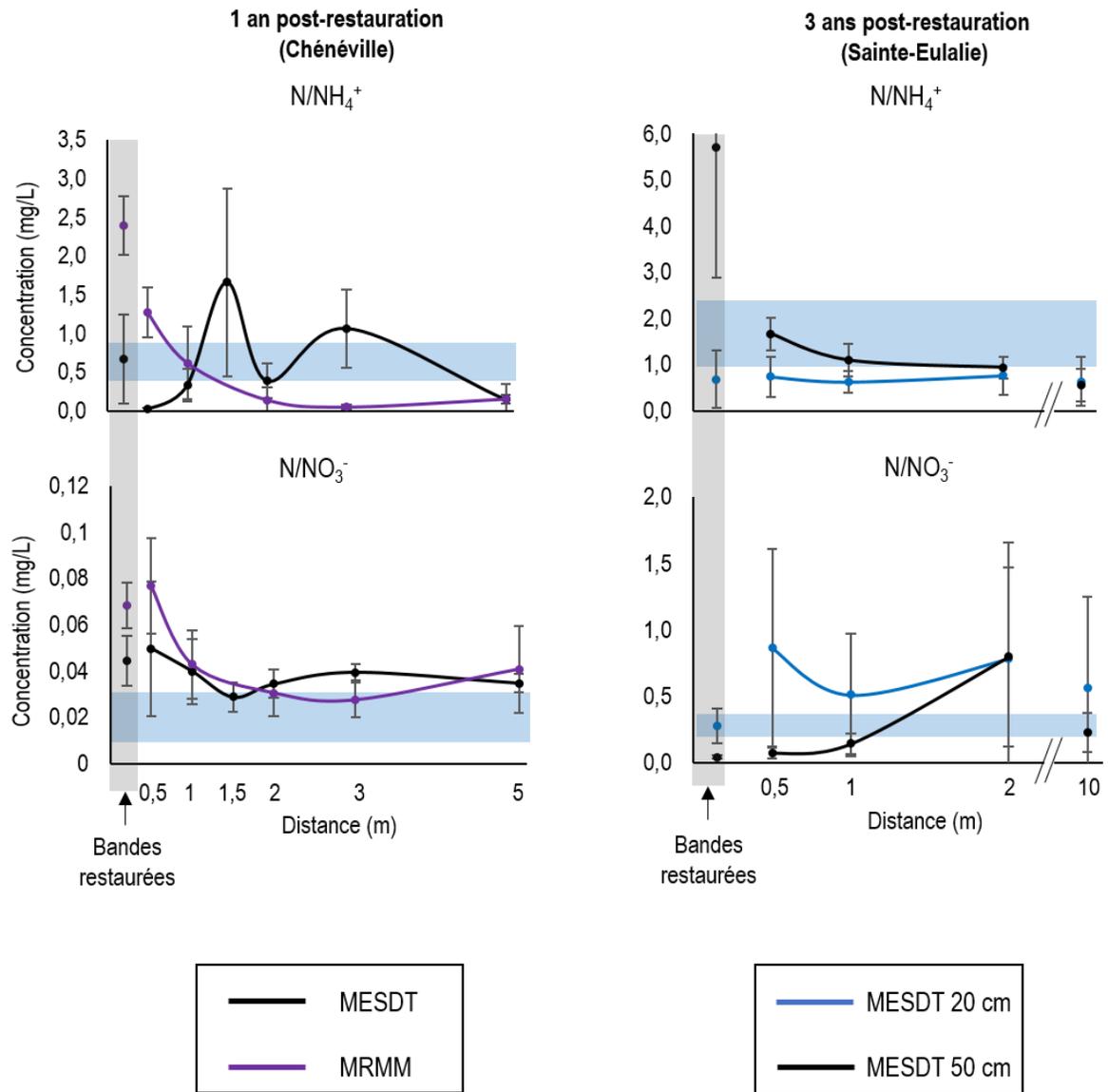


Figure 11 - **À gauche** : Concentrations en azote ammoniacale et en nitrates dans l'eau **un an post-restauration à Chénéville** ( $\pm$  erreur-type, n=6, 1 campagne d'échantillonnage en septembre 2015) dans la bande restaurée selon la MESDT, dans la bande restaurée selon la MRMM et à différentes distances de ces bandes. **À droite** : Concentrations en azote ammoniacale et en nitrates dans l'eau **trois ans post-restauration à Sainte-Eulalie** ( $\pm$  erreur-type, n=6, 2 campagnes d'échantillonnage en juin et septembre 2015) à deux profondeurs (20 et 50 cm) dans la bande restaurée selon la MESDT et à différentes distances de celle-ci. L'**écosystème de référence** est représenté par l'encadré bleu (moyenne  $\pm$  erreur-type).

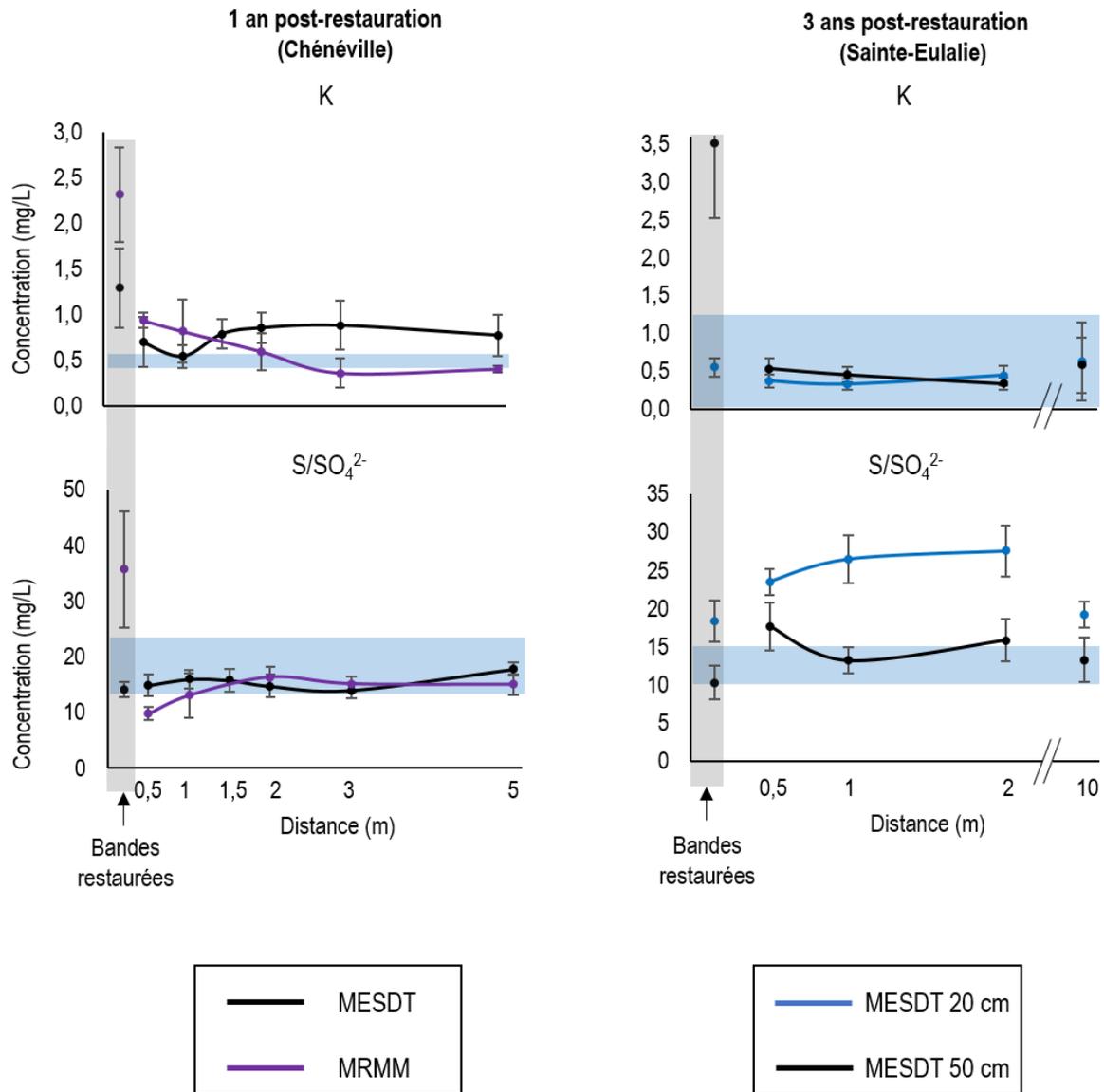


Figure 12 - **À gauche** : Concentrations en potassium et en sulfates dans l'eau **un an post-restoration à Chénéville** ( $\pm$  erreur-type,  $n=6$ , 1 campagne d'échantillonnage en septembre 2015) dans la bande restaurée selon la MESDT, dans la bande restaurée selon la MRMM et à différentes distances de ces bandes. **À droite** : Concentrations en potassium et en sulfates dans l'eau **trois ans post-restoration à Sainte-Eulalie** ( $\pm$  erreur-type,  $n=6$ , 2 campagnes d'échantillonnage en juin et septembre 2015) à deux profondeurs (20 et 50 cm) dans la bande restaurée selon la MESDT et à différentes distances de celle-ci. **L'écosystème de référence** est représenté par l'encadré bleu (moyenne  $\pm$  erreur-type).

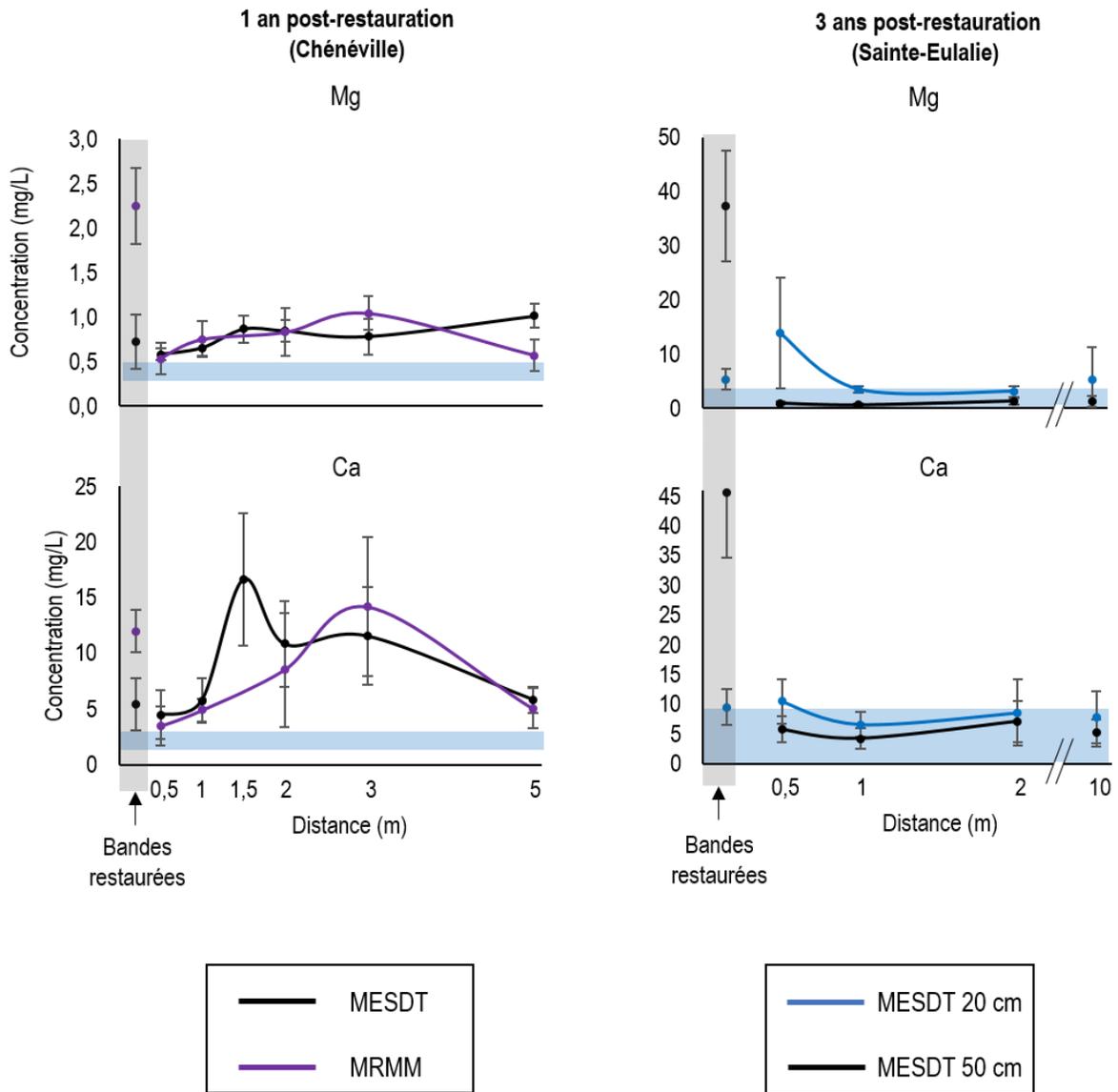


Figure 13 - **À gauche** : Concentrations en magnésium et en calcium dans l'eau **un an post-restoration à Chénéville** ( $\pm$  erreur-type, n=6, 1 campagne d'échantillonnage en septembre 2015) dans la bande restaurée selon la MESDT, dans la bande restaurée selon la MRMM et à différentes distances de ces bandes. **À droite** : Concentrations en magnésium et en calcium dans l'eau **trois ans post-restoration à Sainte-Eulalie** ( $\pm$  erreur-type, n=6, 2 campagnes d'échantillonnage en juin et septembre 2015) à deux profondeurs (20 et 50 cm) dans la bande restaurée selon la MESDT et à différentes distances de celle-ci. **L'écosystème de référence** est représenté par l'encadré bleu (moyenne  $\pm$  erreur-type).

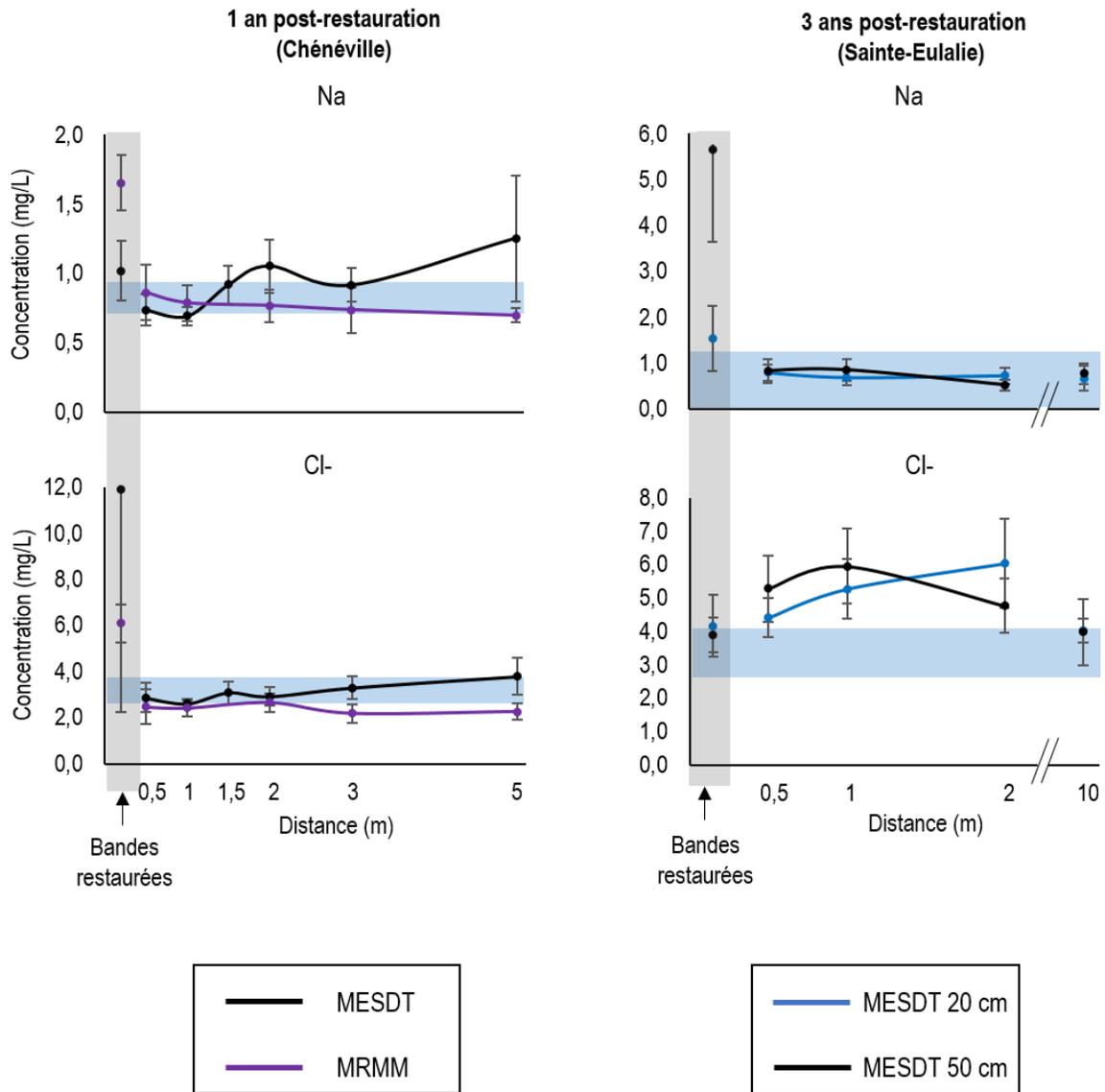


Figure 14 - **À gauche** : Concentrations en sodium et en chlore dans l'eau **un an post-restoration à Chénéville** ( $\pm$  erreur-type, n=6, 1 campagne d'échantillonnage en septembre 2015) dans la bande restaurée selon la MESDT, dans la bande restaurée selon la MRMM et à différentes distances de ces bandes. **À droite** : Concentrations en sodium et en chlore dans l'eau **trois ans post-restoration à Sainte-Eulalie** ( $\pm$  erreur-type, n=6, 2 campagnes d'échantillonnage en juin et septembre 2015) à deux profondeurs (20 et 50 cm) dans la bande restaurée selon la MESDT et à différentes distances de celle-ci. **L'écosystème de référence** est représenté par l'encadré bleu (moyenne  $\pm$  erreur-type).

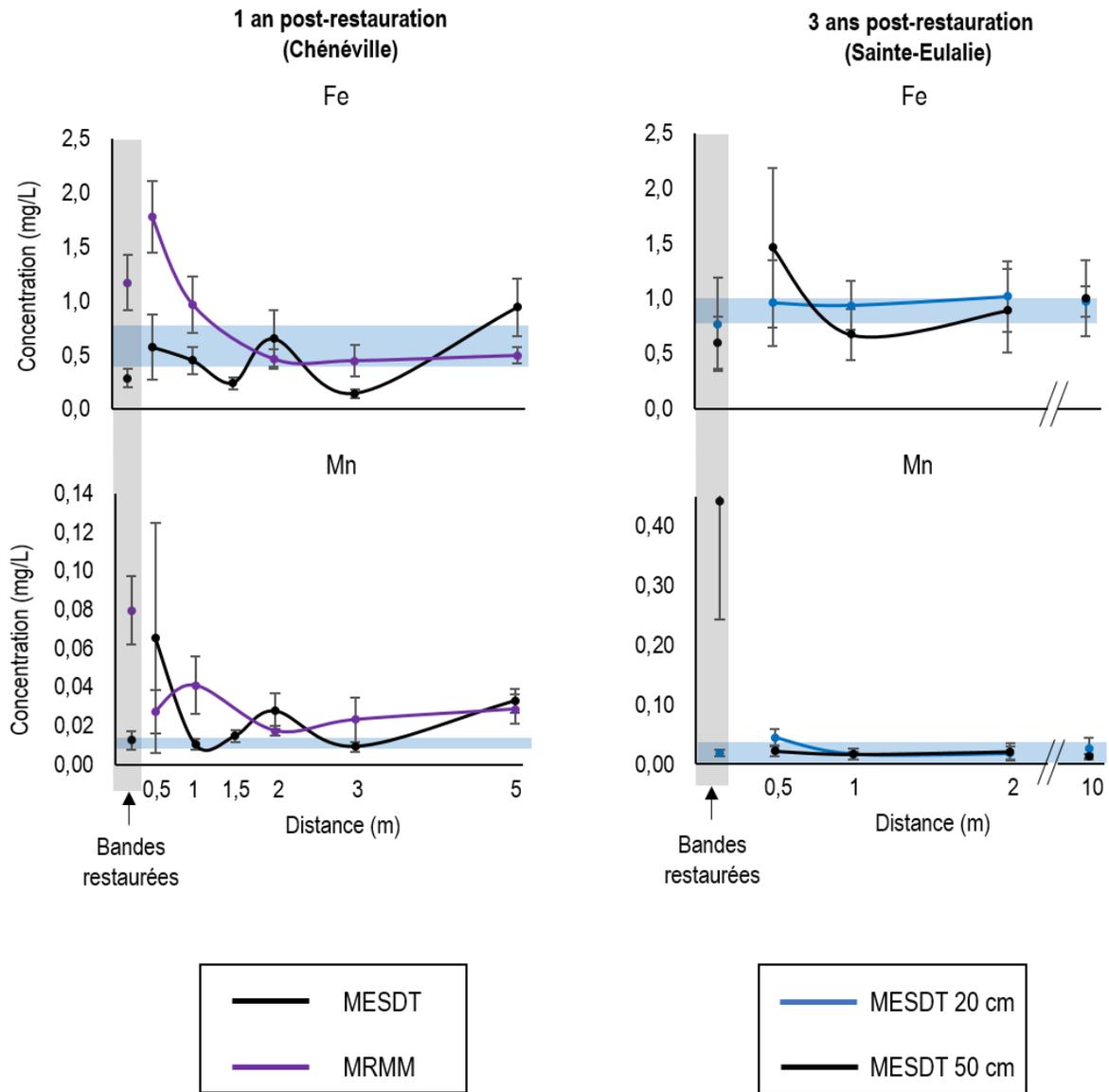


Figure 15 - **À gauche** : Concentrations en fer et en manganèse dans l'eau **un an post-restoration à Chénéville** ( $\pm$  erreur-type,  $n=6$ , 1 campagne d'échantillonnage en septembre 2015) dans la bande restaurée selon la MESDT, dans la bande restaurée selon la MRMM et à différentes distances de ces bandes. **À droite** : Concentrations en fer et en manganèse dans l'eau **trois ans post-restoration à Sainte-Eulalie** ( $\pm$  erreur-type,  $n=6$ , 2 campagnes d'échantillonnage en juin et septembre 2015) à deux profondeurs (20 et 50 cm) dans la bande restaurée selon la MESDT et à différentes distances de celle-ci. **L'écosystème de référence** est représenté par l'encadré bleu (moyenne  $\pm$  erreur-type).

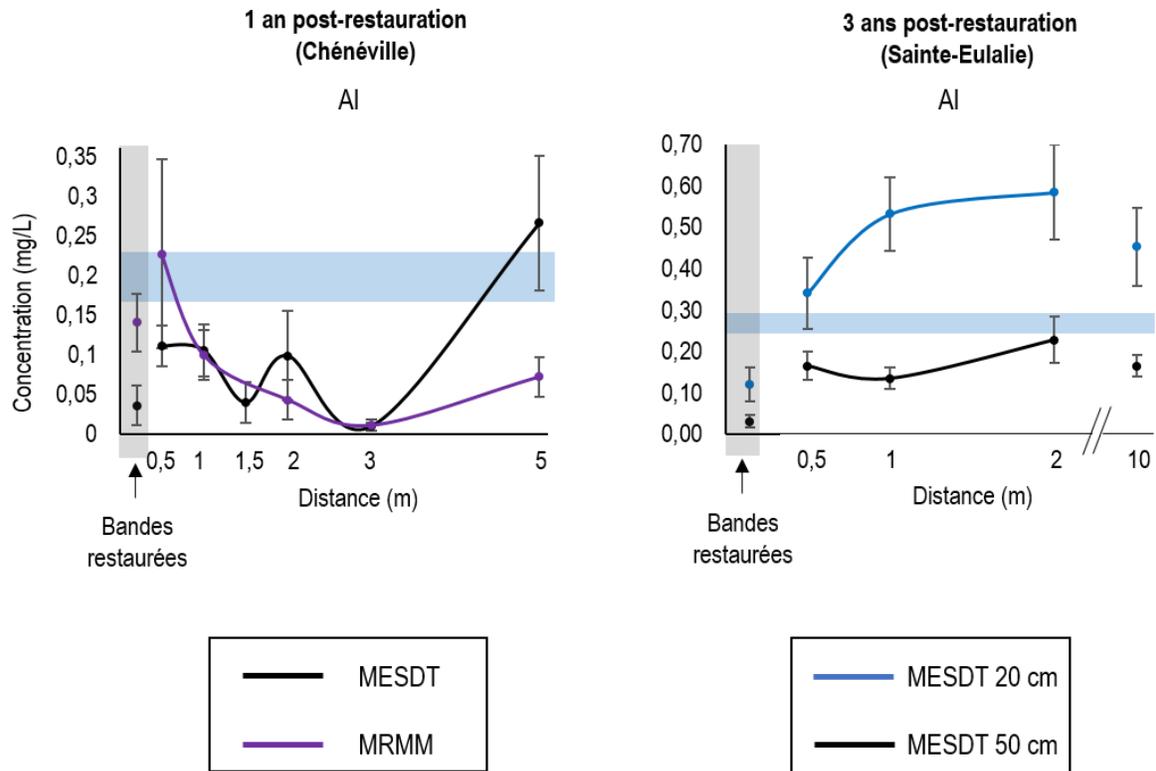


Figure 16 - **À gauche** : Concentrations en aluminium dans l'eau **un an post-restoration à Chénéville** ( $\pm$  erreur-type, n=6, 1 campagne d'échantillonnage en septembre 2015) dans la bande restaurée selon la MESDT, dans la bande restaurée selon la MRMM et à différentes distances de ces bandes. **À droite** : Concentrations en aluminium dans l'eau **trois ans post-restoration à Sainte-Eulalie** ( $\pm$  erreur-type, n=6, 2 campagnes d'échantillonnage en juin et septembre 2015) à deux profondeurs (20 et 50 cm) dans la bande restaurée selon la MESDT et à différentes distances de celle-ci. L'**écosystème de référence** est représenté par l'encadré bleu (moyenne  $\pm$  erreur-type).

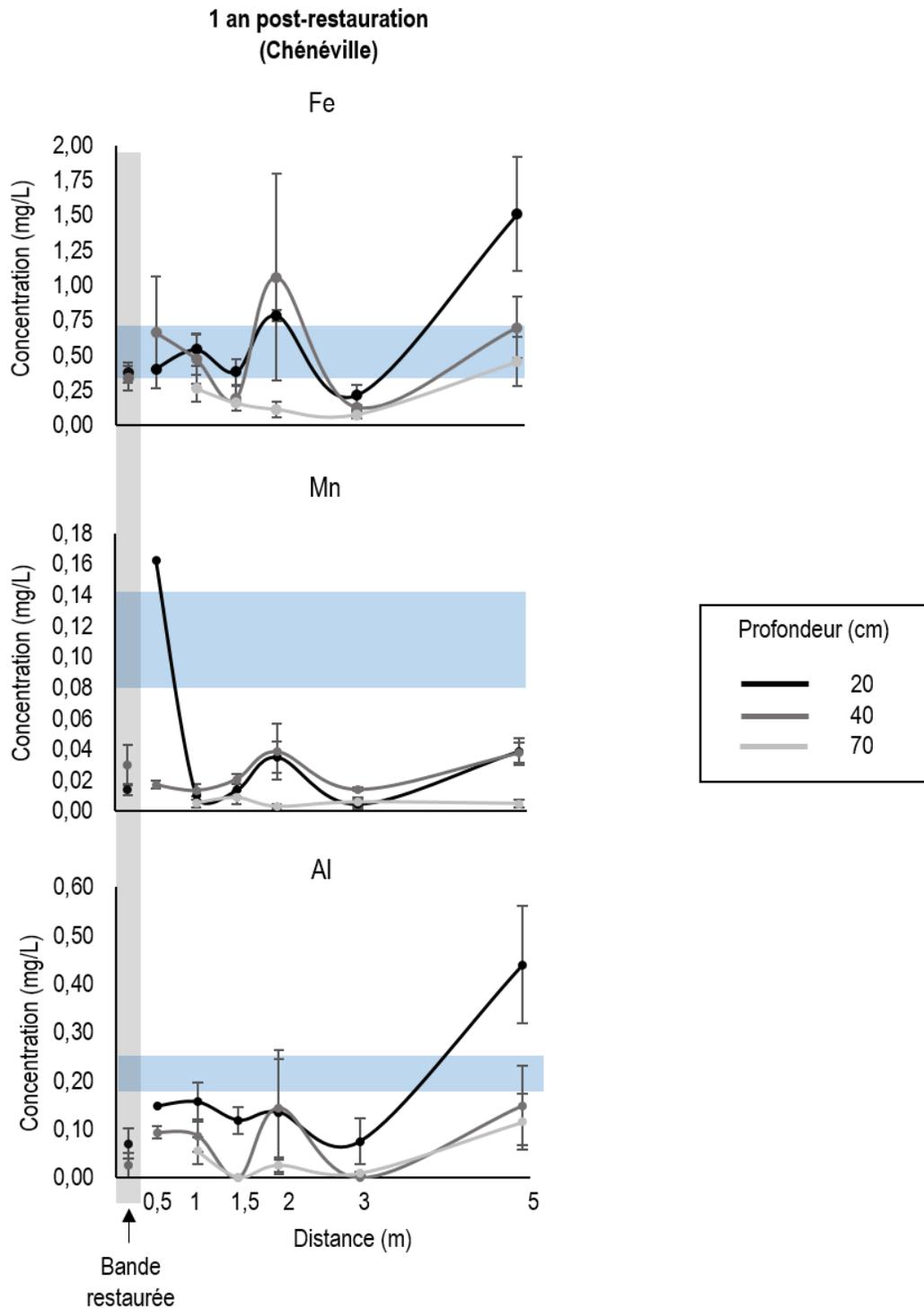


Figure 17 - Concentrations en fer, en manganèse et en aluminium dans l'eau un an post-restauration à Chénéville ( $\pm$  erreur-type, n=1 à 5, 1 campagne d'échantillonnage en septembre 2015) dans la bande restaurée selon la MESDT et à différentes distances de ces bandes.

## Élévation

Les variations d'élévation dans les bandes restaurées selon la MESDT entre les relevés immédiatement après les travaux et ceux réalisés un an post-restauration à Chénéville et entre les relevés un an et trois ans post-restauration à Sainte-Eulalie sont, somme toute, semblables (Tableau 2). Ainsi, aucun affaissement ou soulèvement topographique marqué n'a été décelé à la suite des travaux de restauration.

Seul des petites variations relatives ont été mesurées sur les deux sites d'études. À Chénéville, un an post-restauration, la variation moyenne entre les relevés dans la bande restaurée selon la MESDT ( $2 \pm 7$  cm) est la même que la variation moyenne observé dans l'écosystème de référence ( $2 \pm 8$  cm). Une variation moyenne similaire est aussi observée dans la bande restaurée selon la MRMM ( $4 \pm 9$  cm). À Sainte-Eulalie, la variation moyenne du site est de  $-6 \pm 5$  cm. L'écosystème de référence quant à lui présente une variation relative moyenne de  $0 \pm 7$  cm.

Tableau 2 - Différences d'élévation ( $\pm$  écart-type) à Chénéville entre les relevés faits immédiatement après les travaux puis ceux réalisés 1 an post-restauration dans les bandes restaurées selon la MRMM et la MESDT et l'écosystème de référence et à Sainte-Eulalie entre les relevés 1 an et 3 ans post-restauration dans les bandes restaurées selon la MESDT et l'écosystème de référence.

Différences d'élévation entre les relevés (cm)			
	MRMM (Chénéville)*	MESDT (Chénéville)*	MESDT (Sainte-Eulalie)**
Bande restaurée		$2 \pm 7$	$-6 \pm 5$
Écosystème de référence		$2 \pm 8$	$0 \pm 7$

\*n = 3, sous-échantillonnage : bande restaurée = 13, écosystème de référence = 20

\*\*n = 6, sous-échantillonnage : bande restaurée = 13, écosystème de référence = 20

## Végétation

### Revégétalisation par épandage de diaspores

#### Chénéville

La technique de revégétalisation par épandage de diaspores a donné des résultats similaires de recouvrement végétal entre la MESDT et la MRMM pour toutes les strates à l'exception des herbacées (Figure 18). À Chénéville, après seulement une saison de croissance, le couvert de sphaignes est de  $33 \pm 9\%$  pour la bande restaurée selon la MESDT et de  $24 \pm 6\%$  pour la bande restaurée selon la MRMM. La bande de la MRMM a un couvert en herbacées plus dense que celui de la MESDT ( $51 \pm 10\%$  et  $14 \pm 3\%$  respectivement) principalement en raison de la plus grande quantité d'herbacées dans les zones d'emprunt plus riches (minérotophes) de ce secteur situé à la marge de la tourbière.

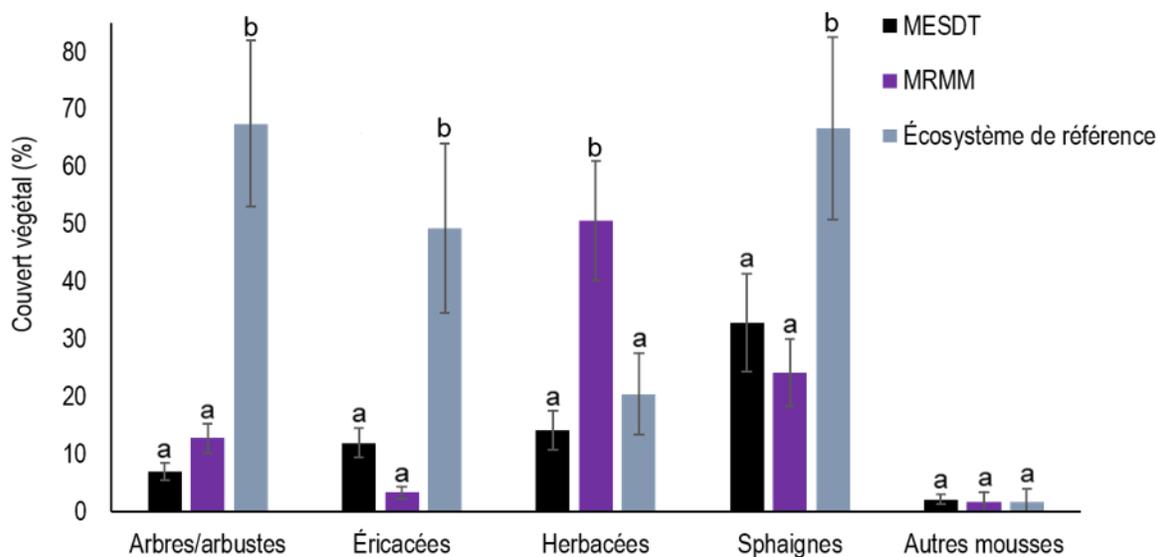


Figure 18 - Couvert végétal de la technique de revégétalisation par épandage de diaspores pour les deux méthodes de restauration (MESDT et MRMM) à Chénéville, 1 saison de croissance post-restauration ( $\pm$  erreur-type,  $n = 12$ , intervalle de confiance à 99 %).

Le classement des espèces vasculaires selon leur habitat préférentiel à Chénéville montre que la majorité du couvert végétal des bandes restaurées par la technique de revégétalisation par épandage de diaspores de la MESDT et de la MRMM est composé d'espèces de milieux humides (Figure 19). La bande restaurée selon la MESDT a un couvert de 81 % en espèces vasculaires de milieux humides dont un peu plus de la moitié (45 %) sont des espèces exclusivement tourbicoles ; la bande restaurée selon la MRMM a un couvert de 78 % en espèces vasculaires de milieux humides dont le tiers (28 %) sont exclusivement tourbicoles. À titre comparatif, l'écosystème de référence présente en moyenne 70 % d'espèces de milieux humides dont le tiers (28 %) sont exclusivement tourbicoles.

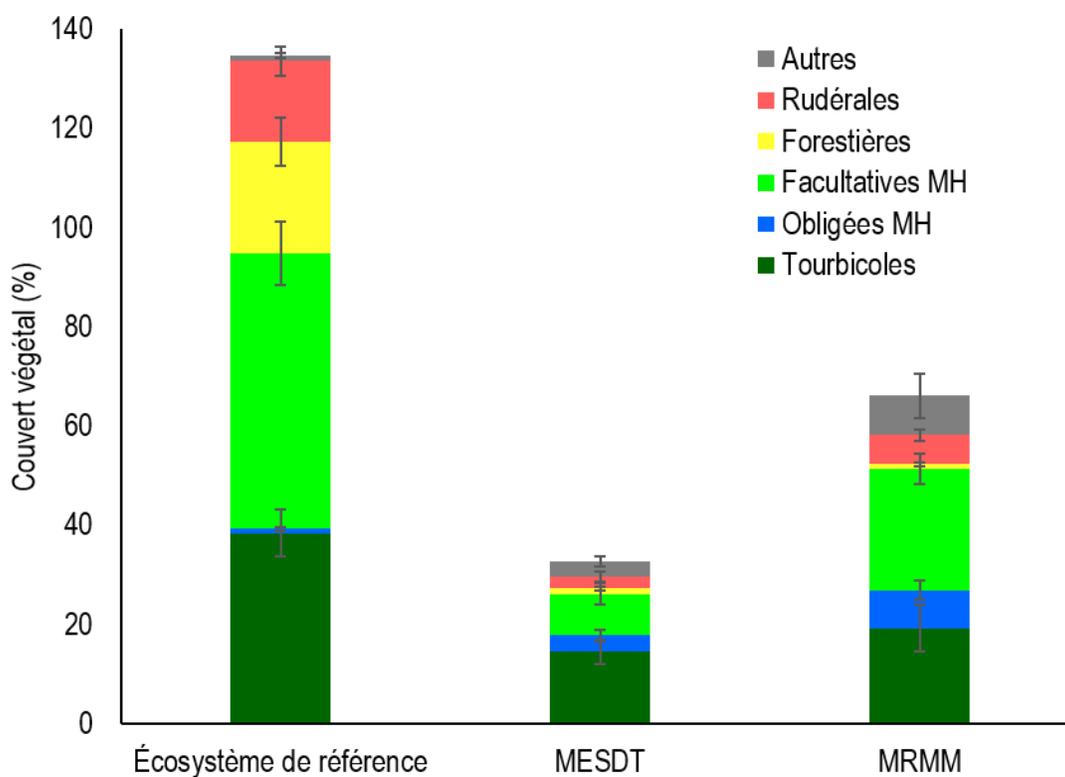


Figure 19 - Couvert végétal vasculaire selon l'habitat préférentiel à Chénéville pour la technique de revégétalisation par épandage de diaspores en fonction de la méthode de restauration, une saison de croissance post-restauration ( $\pm$  erreur-type, n = 12).

### Sainte-Eulalie

La revégétalisation par épandage de diaspores à Sainte-Eulalie a été effectuée dans deux communautés végétales distinctes qui dominaient les emprises avant même la construction du chemin d'accès : le groupement à sphaignes et à éricacées et le groupement à ronce alléghanienne. Trois ans post-restauration, le couvert végétal est significativement différent entre la bande restaurée par épandage de diaspores et l'écosystème de référence du groupement à sphaignes et à éricacées pour toutes les strates de végétation à l'exception des arbres et des arbustes (Figure 20). Le recouvrement par les sphaignes est de  $5 \pm 3\%$ .

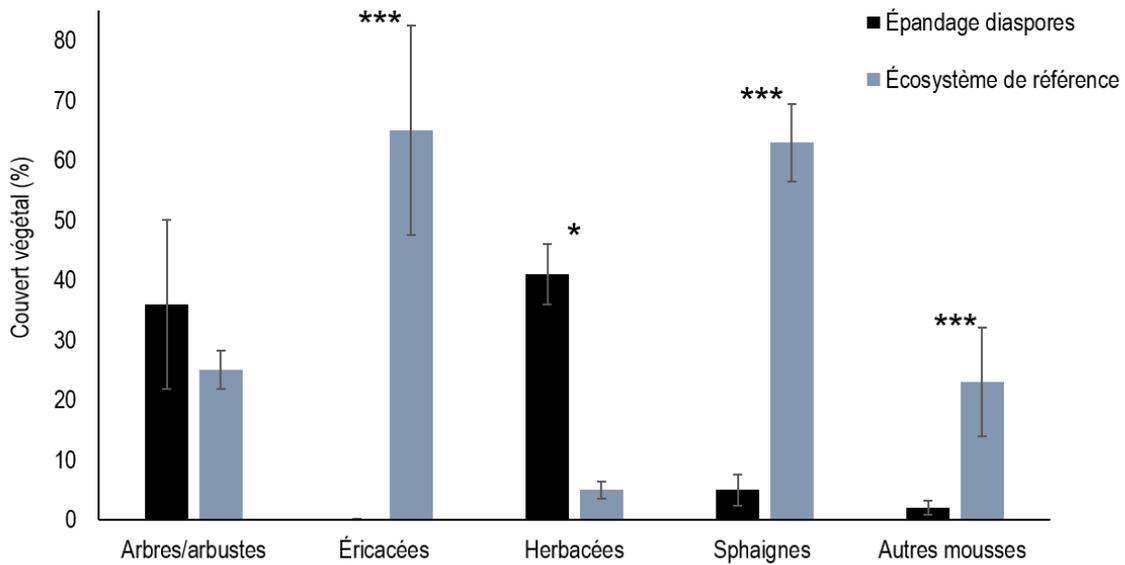


Figure 20 - Couvert végétal de la bande revégétalisée par épandage de diaspores à Sainte-Eulalie dans le groupement à sphaignes et à éricacées, 3 ans post-restauration par la MESDT ( $\pm$  erreur-type, n = 8).

Le couvert végétal de l'écosystème de référence du groupement à ronce alléghanienne est composé à 100% de cet arbuste (Figure 21). La bande restaurée par épandage de diaspores dans ce groupement présente aussi cet arbuste ( $33 \pm 7$  %) ainsi que des herbacées ( $14 \pm 3$  %) et des mousses autres que des sphaignes ( $3 \pm 1$  %). Un couvert négligeable de sphaignes a été observé.

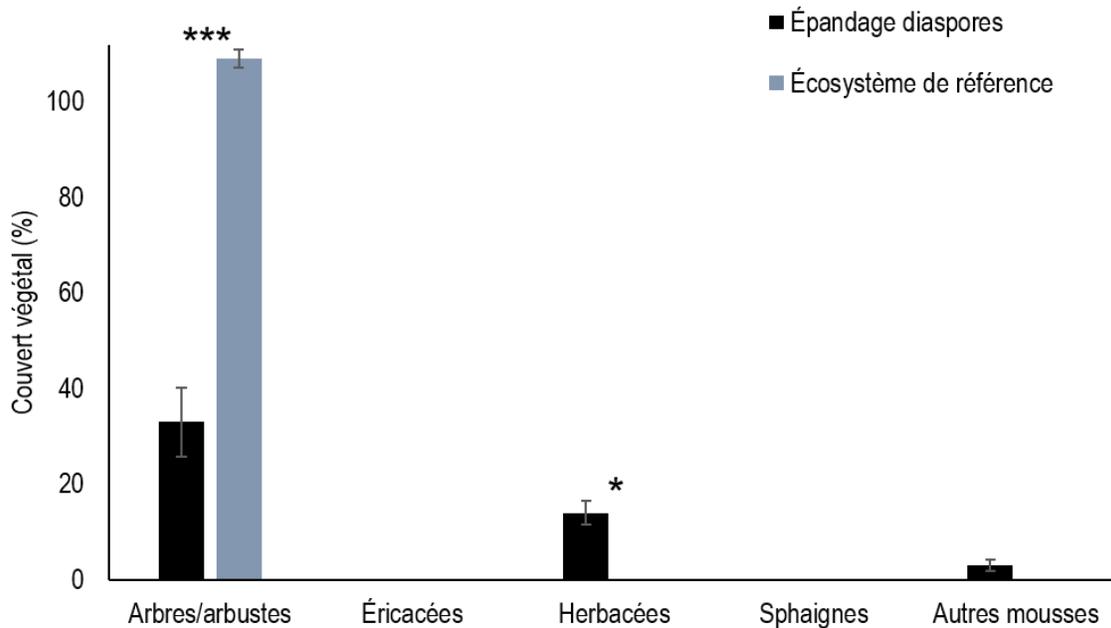


Figure 21 - Couvert végétal de la bande revégétalisée par épandage de diaspores à Sainte-Eulalie dans le groupement à ronce alléghanienne, 3 ans post-restauration par la MESDT ( $\pm$  erreur-type, n = 8).

Le classement des espèces vasculaires selon leur habitat préférentiel à Sainte-Eulalie montre qu'un peu plus de la moitié du couvert végétal de la bande restaurée par épandage de diaspores du groupement à sphaignes et à éricacées est représentée par des espèces de milieux humides (Figure 22). Le reste du couvert est représenté par des espèces rudérales, principalement la ronce alléghanienne. La bande restaurée du groupement à ronce alléghanienne présente près de 20 % d'espèces de milieux humides en dépit de l'invasion de la ronce, une espèce rudérale, dans l'écosystème de référence adjacent (Figure 22).

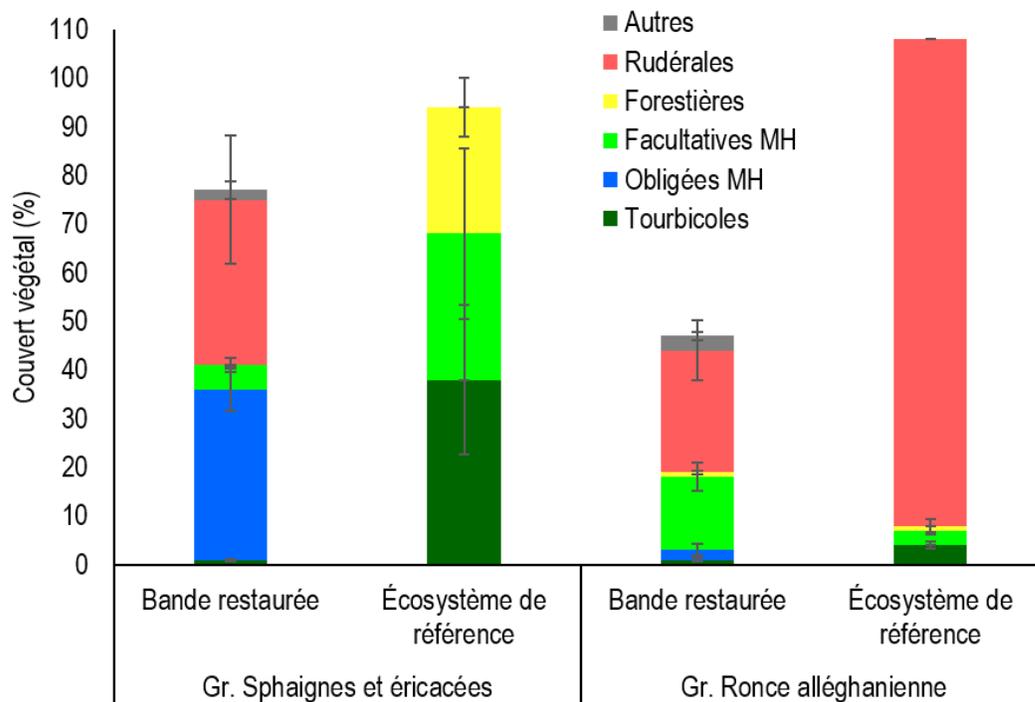


Figure 22 - Couvert végétal vasculaire selon l'habitat préférentiel à Sainte-Eulalie en fonction de la communauté végétale dominante pour la technique de revégétalisation par épandage de diaspores, 3 ans post-restauration par la MESDT ( $\pm$  erreur-type, n = 8).

## Revégétalisation par transfert d'îlots

La revégétalisation par transfert d'îlots de végétation en provenance de l'écosystème de référence résulte en l'alternance d'îlots de végétation plus ou moins semblables à l'écosystème de référence et d'espaces inter-îlots principalement dénudés de couvert végétal. En effet, trois ans post-restauration, les îlots sont semblables à l'écosystème de référence en termes de recouvrement en arbres et arbustes, en éricacées, en herbacées et en mousses autres que les sphaignes ; en revanche, le recouvrement en sphaignes y est beaucoup plus faible ( $4 \pm 3\%$  pour les îlots versus  $30 \pm 9\%$  pour l'écosystème de référence ; Figure 23). Les espaces inter-îlots ont été peu colonisés, toutes les strates de végétation ont un recouvrement de moins de 10 %.

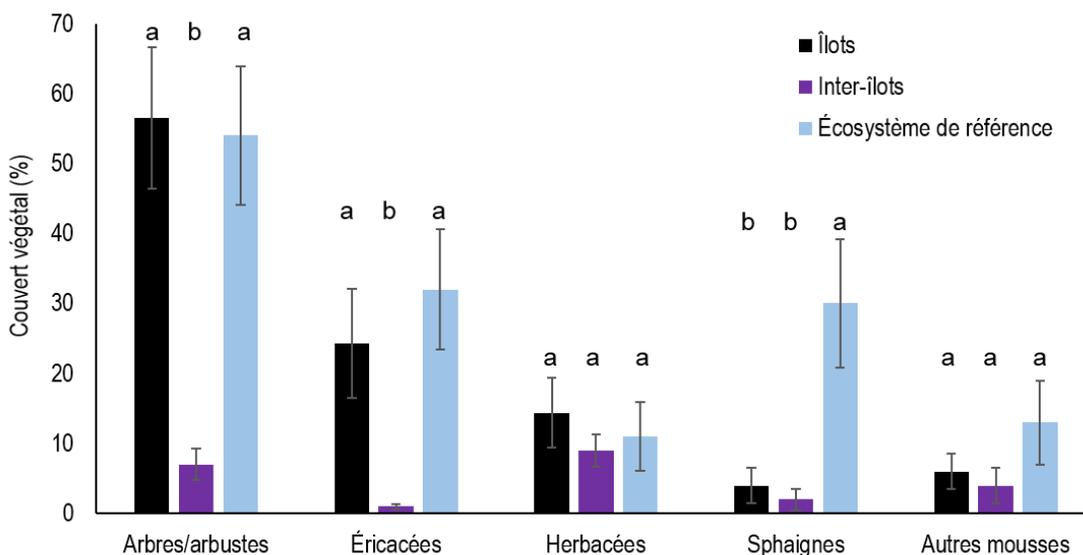


Figure 23 - Couvert végétal de la technique de revégétalisation par transfert d'îlots à Sainte-Eulalie dans le groupement à sphaignes et à éricacées, 3 ans post-restauration ( $\pm$  erreur-type,  $n = 12$ , intervalle de confiance à 99 %).

## Comparaison des ressources

Outre les comparaisons décrites plus haut en termes de physicochimie de l'eau, d'élévation et de végétation, la méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux (MESDT) et la méthode de remplacement du matériel minéral (MRMM) peuvent être comparées du point de vue des ressources humaines, matérielles et monétaires nécessaires pour l'exécution des travaux de restauration. En effet, pour deux tronçons semblables à Chénéville, la restauration selon la MESDT a nécessité moins d'effectifs et de machinerie lourde (Tableau 3). Conséquemment, le coût<sup>4</sup> de la restauration par mètre de chemin est moins élevé pour la MESDT (75 \$ à 90 \$ / m) que pour la MRMM (et 224 \$ à 352 \$ / m). En fonction de la distance du site pour disposer du matériel minéral (ici évalué pour des distances de 1 à 50 km) et du coût de la tourbe humide tamisée de remplissage (produit préparé sur mesure pour cette restauration – coût très variable), les coûts de la restauration selon la MESDT sont de 2,5 à 5 fois moins élevées que ceux liés à la restauration selon la MRMM (Tableau 3).

Tableau 3 - Comparaison des ressources en temps et matériels pour une restauration par la MESDT et la MRMM.

	MESDT*	\$	MRMM**	\$
Longueur du chemin (m)	35		35	
Largeur du chemin (m)	5		5	
Épaisseur du minéral (cm)	50 à 100		< 50	
Ressources humaines	26h-personnes***	} 2 535	55h-personnes****	} 3 520
Machinerie	1 excavatrice		2 excavatrices 2 camions à benne	
Matériel minéral disposé	~ 15 tonnes	87 à 630	~ 345 tonnes	957 à 4830
Tourbe introduite	Ø	-	72 m <sup>3</sup>	3 368 à 3970
\$ / mètre restauré		75 à 90		224 à 352

\*Méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux

\*\*Méthode de remplacement du matériel minéral

\*\*\*Travaux d'une durée de 13 heures par deux personnes (1 chauffeur d'excavatrice et 1 manœuvre)

\*\*\*\*Travaux d'une durée de 11 heures par cinq personnes (2 chauffeurs d'excavatrice, 1 manœuvre, 2 chauffeurs de camion à benne).

<sup>4</sup> Coûts évalués en dollars canadien selon les données de 2015.

# Discussion

## La MESDT limite l'enrichissement de la tourbière

Idéalement, les bandes restaurées devraient avoir les mêmes propriétés physicochimiques que l'écosystème de référence afin de favoriser le retour d'une végétation tourbicole et ainsi rétablir les caractéristiques de la tourbière. Tel que mentionné par Bates (2009), outre l'hydrologie, la chimie du substrat est l'un des facteurs les plus essentiels à la colonisation des mousses. Les résultats physicochimiques ont clairement montré que, dès la première année post-restauration (Chénéville), seul le chlore présente des concentrations beaucoup plus élevées que la moyenne de l'écosystème de référence dans la bande restaurée. Puisque les concentrations optimales en chlore pour les plantes est de 3,5 mg/L et que la dose toxique se situe autour de 700 mg/L (Marschner 2011), il semble peu probable que les concentrations en chlore mesurées post-restauration puisse empêcher la trajectoire successionnelle de recouvrement d'un tapis muscinal. Toujours un an post-restauration, le calcium est le seul élément qui présente une diffusion dans la tourbe adjacente à la bande restaurée. Une fois la courbe des profondeurs combinées (Figure 13) scindée en fonction des trois profondeurs échantillonnées (graphique non présenté), le courbe des concentrations en calcium à une profondeur de 20 cm s'avère être la plus faible (maximum de 10 mg/L à une distance de 2 m versus un maximum de 28 mg/L à 3 m pour la profondeur de 40 cm et de 26 mg/L à 1,5 m pour la profondeur de 70 cm). Ainsi, il semble que l'enfouissement de la source de contamination (i.e. le matériel minéral du chemin) ai limité l'enrichissement de la surface de la tourbière en calcium. Les cations calcium recueillis dans l'eau de surface (20 cm) sont probablement un effet résiduel de la présence du chemin dans la tourbière durant un peu plus d'une année. Au final, la disponibilité en calcium provenant du chemin minéral est limité, un an post-restauration, à moins de 2 m de la bande restaurée pour le profondeur d'échantillonnage de 20 cm et à moins de 5 mètres pour les profondeurs de 40 cm et 70 cm. Par ailleurs, les distances où se situent les valeurs de conductivité électriques élevées dans l'emprise correspondent parfaitement aux concentrations élevées en calcium, ainsi c'est fort probablement la présence d'une grande quantité d'ions de calcium qui explique l'allure de la courbe de ce paramètre puisqu'aucun autre élément analysé ne se comporte de cette manière. Trois ans post-restauration, à Sainte-Eulalie, on ne décèle aucun effet résiduel en surface (20 cm de profondeur) de la présence du chemin sur la tourbière pour tous les paramètres mesurés. La contamination potentielle par le matériel minéral via une diffusion latérale est complètement nulle, ou du moins estompée après trois ans, puisque les concentrations à 50 cm de profondeur se situent dans la variation de l'écosystème de référence. Au final, les concentrations plus élevées que la moyenne de l'écosystème de référence de certains paramètres (pH, C.E., P, N/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, K, Mg, Ca, Na, Mn) sont **exclusivement** restreintes à 50 cm de profondeur dans la bande restaurée. Ces concentrations ne sont en rien une surprise puisque l'eau échantillonnée à cette profondeur est en contact direct avec le matériel enfoui. La composition du matériel minéral explique pourquoi trois ans post-restauration on mesure toujours de fortes concentrations à 50 cm de

profondeurs dans la bande restaurée de Sainte-Eulalie tandis que dès la première année post-restauration, à Chénéville, seul le chlore présente des concentrations élevées dans la bande restaurée. En effet, le matériel minéral de Sainte-Eulalie est composé de gravier légèrement basique (basalte) comprenant une certaine quantité de sables et de poussières solubles, présentant un granulats de petites tailles qui permet de grandes surfaces de réaction au niveau chimique tandis que celui de Chénéville est composé de granulats grossiers granitiques acides diminuant grandement les possibilités d'échanges chimiques (Figure 1 et Figure 3).

Sachant, grâce au suivi hydrologique, que la profondeur maximale atteinte par la nappe phréatique est d'environ 30 cm, on peut ainsi dire que le matériel minéral enfoui à 50 cm de profondeur se situe dans le catotélme. Compte tenu de la plus faible conductivité hydraulique du catotélme (Letts *et al.* 2000) et le phénomène d'anisotropie que l'on trouve dans les tourbières à sphaignes (Beckwith *et al.* 2002), on peut considérer comme négligeable le déplacement latéral à long terme des nutriments en provenance du matériel minéral enfoui. De plus, la croissance des racines et l'assimilation des minéraux est un processus qui nécessite de l'oxygène (Bates 2009). Ainsi, dans ou près des bandes restaurées, seules les espèces présentant des structures spécialisées de transport de l'oxygène (comme un aérénchyme ou un arrangement cubique des cellules corticales par exemples; Colmer 2003, Justin et Armstrong 1987) peuvent profiter des nutriments du matériel minéral enfoui dans le catotélme. Conséquemment, la MESDT (confinement sous au moins 40 cm de tourbe) permet de limiter l'enrichissement de la tourbière en éléments nutritifs contenus dans le matériel minéral issu du chemin et de restreindre la diffusion de ces nutriments qui pourrait potentiellement être favorable aux plantes envahissantes ou non spécifiques à l'écosystème ciblé.

En dépit des conditions généralement similaires entre l'emprise adjacente à la bande restaurée et l'écosystème de référence à Sainte-Eulalie, certains éléments (les nitrates, les sulfates, le chlore et l'aluminium) ont présentés des concentrations légèrement plus élevées que la variation de l'écosystème de référence, indépendamment de la distance à la bande restaurée. Il est peu probable que ces concentrations soient un effet résiduel de la méthode ou de la présence du chemin. Les concentrations légèrement plus élevées en nitrates dans l'eau de surface de l'emprise de Sainte-Eulalie sont probablement expliquées par le drainage. En effet, l'emprise de Sainte-Eulalie est pourvue de canaux de drainage qui ont abaissé le niveau de la nappe phréatique. Ainsi les bactéries aérobies peuvent oxyder davantage d'azote ammoniacale en l'intermédiaire nitrite puis en nitrate, ce processus du cycle de l'azote se nomme nitrification (Regina *et al.* 1996, Limpens *et al.* 2006). Malgré tout, même si les concentrations en nitrates dans l'eau de surface de l'emprise sont plus élevées (0,56 à 0,86 mg/L) que dans l'écosystème de référence ( $0,25 \pm 0,04$  mg/L), elles demeurent tout de même près des variations observées dans des tourbières naturelles de la province, comme au Lac-Saint-Jean par exemple ( $0,18 \pm 0,42$  mg/L;  $n = 28$ ; Andersen *et al.* 2011). L'eau de surface de l'emprise de Sainte-Eulalie a aussi présenté des

concentrations en sulfates légèrement plus élevées que celles de l'écosystème de référence. Malgré tout, ces concentrations se situent exactement dans la moyenne de la région administrative du Centre-du-Québec (Andersen *et al.* 2011), où se situe la tourbière. Les concentrations élevées en sulfate dans l'eau des tourbières du Québec seraient une conséquence des pluies acides et d'un enrichissement en déposition azotée anthropique depuis les années 80 (Roxanne Andersen et Line Rochefort 2017, comm. pers.). Les différences de concentration en sulfate entre l'emprise et l'écosystème de référence pourraient être une conséquence du drainage de l'emprise. En effet, lorsque la nappe phréatique est basse il se produit une réoxydation des sulfures et du soufre élémentaire en ions sulfates, ceux-ci sont remis en solution lorsque la nappe remonte (Bayley *et al.* 1986, Eimers *et al.* 2003). Les concentrations plus élevées en chlore et en aluminium dans l'emprise de Sainte-Eulalie en comparaison avec l'écosystème de référence sont probablement dues à la situation locale plutôt qu'à un effet résiduel de la MESDT. En effet, ce phénomène n'est pas décelé 1 an post-restauration à Chénéville. D'autant plus que les concentrations en Cl et en Al à Sainte-Eulalie ne sont pas inquiétantes. Les concentrations en chlore sont semblables à celles des bogs côtiers du Nouveau-Brunswick et de l'est du Québec (Wind-Mulder *et al.* 1996). Les concentrations en aluminium dans l'emprise ont été de moins de 0,6 mg/L (la moyenne de l'écosystème de référence est de  $0,27 \pm 0,01$  mg/L). À titre comparatif, ces concentrations demeurent sous les valeurs présentes dans l'eau potable au Canada, qui peuvent atteindre 4,6 mg/L (Gouvernement du Canada 1998). En conclusion, les concentrations en N/NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, S/SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl et Al dans l'emprise adjacente à la bande restaurée à Sainte-Eulalie ne sont pas indubitablement dues à la présence du chemin dans la tourbière mais fort probablement à la présence de canaux de drainage ou de la situation régionale.

## **La MESDT rétablit une élévation du substrat restauré similaire au milieu adjacent**

L'objectif principal lié au retour et au maintien d'une élévation similaire au milieu adjacent est l'obtention d'un substrat saturé en eau sans pour être inondé afin de supporter une végétation tourbicole. Les travaux de Osko (2015) et Johansen *et al.* (2017) ont d'ailleurs montré des problèmes de revégétalisation en raison, respectivement, d'une inondation prolongée (élévation trop basse) et d'un substrat trop sec (élévation trop haute). Un an post-restauration, à Chénéville, aucun affaissement ou soulèvement topographique marqué n'a été décelé à la suite des travaux de restauration selon la MESDT. Par contre, à Sainte-Eulalie, on observe un abaissement moyen de  $-6 \pm 5$  cm. L'addition de deux phénomènes peuvent expliquer cet abaissement. Tout d'abord, la recompaction par la pluie et les premiers hivers de la tourbe sous-jacente ramenée en surface et deuxièmement, une perte de masse (4,8 mm par année; Waddington et McNeil 2002) en CO<sub>2</sub> via l'oxydation de la tourbe. Malgré tout, les variations relatives d'un même emplacement d'un relevé à l'autre (1 an vs 3 ans post-restauration à Sainte-Eulalie et immédiatement après les travaux vs 1 an post-restauration à Chénéville) ne dépassent guère les 10 cm. D'ailleurs, les modèles validés des patrons de buttes et de dépressions de l'est de l'Amérique du Nord de Nungesser (2003) ont montré que les buttes sont prononcées (30 à 40 cm) dans les régions boréales du Canada et diminuent de plus en plus d'amplitude jusqu'à devenir pratiquement nulle dans les régions plus méridionales. Ainsi, dans les régions respectives des sites d'étude, il n'est pas rare d'observer des amplitudes de 10 cm entre les buttes et les dépressions. C'est d'ailleurs ce qu'on observe dans les écosystèmes de référence de l'étude. Ainsi, les légères variations d'élévation entre les relevés pour les bandes restaurées des deux sites d'études s'apparentent à la microtopographie normale des bogs.

Durant les travaux, la tourbe a été aplanie à la même élévation moyenne que l'écosystème de part et d'autre de la bande en restauration. Conséquemment, la compaction de la tourbe à l'aide du godet de l'excavatrice a été suffisante pour éviter des changements topographiques marqués dans les bandes restaurées. Il n'est pas recommandé de modifier la méthode d'enfouissement en créant un dôme surélevée pour compenser le léger abaissement de la bande restaurée de Sainte-Eulalie puisque cela pourrait compromettre la survie du matériel végétal durant la période critique des premières saisons de croissance. Au final, les variations relevées dans les bandes restaurées s'apparentent aux variations naturelles dans les tourbières. De plus, puisque les deux sites ont subi la pression associée à la neige d'au moins un hiver ainsi que la période plus sèche d'au moins un été depuis la restauration, on ne s'attend à aucun changement topographique majeur des bandes restaurées dans le futur.

## **La revégétalisation par épandage de diaspores facilite le retour d'un couvert végétal d'espèces tourbicoles**

La technique de revégétalisation par épandage de diaspores a donné des résultats extrêmement rapides de recolonisation à Chénéville, et ce, moins d'un an post-restauration. La combinaison entre le rétablissement d'une élévation adéquate du substrat, d'un niveau élevé de la nappe phréatique et de la qualité des diaspores a mené à ce succès. Le recouvrement des sphaignes de plus de 30 % de la bande restaurée dépasse largement les attentes. En effet, González et Rochefort (2014) ont démontré qu'un couvert d'environ 20 % en sphaignes dans les premières années post-restauration (3-4 ans) guide généralement la succession vers un écosystème de tourbière dominé par les sphaignes. Ainsi, à moins d'une perturbation anthropique majeure, la bande restaurée de Chénéville devrait évoluer à court terme en un bog présentant les mêmes caractéristiques que la tourbière adjacente.

À Sainte-Eulalie, la trajectoire de succession végétale évolue moins vers l'écosystème de référence. Dubé *et al.* (2011) ont démontré que dans les emprises électriques, la possibilité de l'établissement d'espèces végétales envahissantes et non tourbicoles dans le bog est surtout liée aux conditions abiotiques tels un pH plus basique, une conductivité électrique de l'eau plus élevée et un niveau bas de la nappe phréatique. Puisque généralement la physicochimie de l'eau des bandes restaurées est similaire à celle de l'écosystème de référence et que les nutriments aux concentrations plus élevées sont confinés au catotème de la bande restaurée, le niveau de la nappe phréatique devient le principal facteur qui explique la présence d'espèces envahissantes. En effet, dans l'emprise en tourbière de Sainte-Eulalie, la nappe phréatique dans le secteur du groupement à ronce alléghanienne est plus basse que dans le secteur du groupement à sphaignes et à éricacées (observation personnelle). En examinant la composition des communautés végétales de cette portion de l'emprise, on constate que l'écosystème de référence est totalement envahi par la ronce alléghanienne et que la bande restaurée est couverte de plusieurs espèces rudérales incluant la ronce. La faible colonisation de cette portion d'emprise par des espèces tourbicoles serait ainsi principalement due au bas niveau de la nappe phréatique plutôt qu'à la technique de revégétalisation par épandage de diaspores utilisée dans la MESDT.

## Revégénéralisation par transfert d'îlots

La revégénéralisation par transfert d'îlots de végétation est une technique qui a quelques fois été tentée en restauration des tourbières mais qui a connu peu de succès. En effet, le Groupe de recherche en écologie des tourbières de l'Université Laval a tenté cette approche dans les années 90 (GRET, données non publiées) et a obtenu des résultats peu concluants. Plus récemment, Karofeld *et al.* (2017) ont aussi tenté cette approche pour la revégénéralisation d'une tourbière ayant fait l'objet de récolte à des fins horticoles en Lituanie. Si 93 % des îlots ont survécu après la première année, le recouvrement en sphaignes n'a augmenté que de 4 % en deux ans. Malheureusement l'expérience n'a pas pu être poursuivie en raison des mauvaises conditions hydrologiques (plusieurs années consécutives extrêmement sèches).

À Sainte-Eulalie, contrairement au cas de la Lituanie (Karofeld *et al.* 2017), on a assisté à une dessiccation des îlots qui a mené à la mort de la plupart des mousses, probablement en raison de l'éloignement à la nappe phréatique. Ainsi, même si la composition des îlots et de l'écosystème de référence de Sainte-Eulalie sont semblables en termes de végétation vasculaire, les bryophytes n'ont pas eu droit au même succès. Seules les espèces de mousses en marge des îlots, en contact avec le substrat, ont réussi à survivre et ont lentement progressé pour coloniser les espaces inter-îlots. Ces espaces, largement dénudés de végétation, peuvent soit présenter une niche écologique ouverte à la colonisation agressive des espèces envahissantes ou soit présenter des conditions microclimatiques trop difficiles à l'établissement des plantules ou mousses. Malgré tout, selon les dernières observations du site (été 2017), le recouvrement des espèces tourbicoles (bryophytes et vasculaires) progresse dans la bande revégénéralisée par transfert d'îlots.

## Comparaisons entre la MESDT et la MRMM

La méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux (MESDT) est aussi efficace que la méthode de remplacement du matériel minéral (MRMM) pour atteindre les objectifs de restauration. En effet, au plan de la physicochimie, l'objectif de confinement des nutriments provenant du matériel minéral a été mieux atteint avec la MESDT qu'avec la MRMM. En effet, on a pu observer des concentrations en nutriments plus élevées dans la bande restaurée selon la MRMM que dans l'écosystème de référence pour tous les paramètres à l'exception du chlore, ce qui n'est pas le cas pour la bande restaurée selon la MESDT. En revanche, pour la revégétalisation, le recouvrement en bryophytes est similaire avec les deux méthodes. Le recouvrement en herbacées de la bande restaurée selon la MRMM a largement surpassé celui de la bande restaurée selon la MESDT. Par contre, il s'agit d'un simple effet de localisation non induit par la méthode de restauration utilisée. La bande restaurée selon la MRMM se situe à la marge de la tourbière. L'écosystème de référence, où ont été prises les diaspores pour la revégétalisation, est alimenté par une eau plus riche en éléments nutritifs après avoir percolé dans le sol sableux du petit bassin versant. On trouve donc dans la bande restaurée selon la MRMM une plus grande quantité d'herbacées graminoides à la manière d'un fen. Finalement, les deux méthodes se distinguent principalement dans leur bilan d'exécution. En effet, pour deux tronçons semblables à Chénéville, la restauration selon la MESDT a nécessité moins d'effectifs et de machinerie lourde, aucune importation de tourbe et très peu d'exportation de matériel minéral en comparaison avec la restauration selon la MRMM. Le temps de transport de l'exportation du matériel minéral est directement lié à la distance du site d'entreposage. Ainsi plus ce site est loin, plus il faudra de camions à benne pour assurer une présence constante sur le site en restauration selon la MRMM. À cela, il faut ajouter les dizaines d'aller-retour sur le site entre les tronçons en restauration et l'endroit où se situe la tourbe utilisée pour combler les dépressions laissées par l'extraction du matériel minéral. L'achat et le transport de cette tourbe jusqu'au site à restaurer entraînent également un coût élevé. L'absence d'importation et d'exportation de matériel pour l'exécution de la MESDT et ses besoins minimaux en machinerie lourde et en effectifs en font une méthode de choix pour la restauration de tourbières perturbées par un chemin de matériel minéral, d'autant plus lorsque ce chemin se situe dans une zone peu accessible ou éloignée. D'ailleurs le coût par mètre de chemin démantelé est 2,5 à 5 fois plus élevé pour la MRMM (224 \$ à 352 \$ / m) que pour la MESDT (75 \$ à 90 \$ / m). Par contre, l'utilisation de la MESDT est techniquement limitée par l'épaisseur du chemin et de la tourbe sous-jacente et la portée du bras de l'excavatrice. Dans le cas où le matériel minéral est trop épais ou si la couche de tourbe sous-jacente est trop mince, il est recommandé de procéder au retrait complet ou partiel (au moins 40 cm) du matériel minéral puis de combler les fosses avec de la tourbe (MRMM).

## Conclusions

Ce projet de recherche a permis, grâce à la collaboration d'Hydro-Québec, de tester une méthode novatrice de restauration de tourbières perturbées par une structure linéaire. Les résultats de la recherche sont clairs quant au succès de la méthode d'enfouissement sous déblai tourbeux (MESDT) pour limiter l'enrichissement de la tourbière en nutriments provenant du matériel minéral et pour rétablir et maintenir un substrat tourbeux d'élévation similaire à la tourbière adjacente. De surcroît, cette méthode d'enfouissement est nettement plus économique que de procéder au retrait du matériel minéral (MRMM). Par ailleurs, une fois de plus la technique éprouvée de revégétalisation par transfert d'une mince couche de diaspores a porté fruits (Rocheffort *et al.* 2003, Waddington *et al.* 2003, Boudreau et Rocheffort 2008, Poulin *et al.* 2012, González et Rocheffort 2014, Karofeld *et al.* 2016). On peut tout de même constater les limites de cette technique de revégétalisation sur le site de Sainte-Eulalie en raison de la présence obligatoire des canaux de drainage de l'emprise. Il va sans dire qu'une nappe affleurante et du matériel végétal adapté à la restauration des tourbières sont deux critères indispensables au succès de cette technique.

La technique de revégétalisation par transfert d'îlots n'a pas donné de résultats très probants quant au recouvrement muscinal dans les premières années post-restauration. En revanche, cette technique pourrait être examinée dans un projet à plus long terme.

Puisqu'il y a au Québec quantité de tourbières, il est fort probable que d'autres sites présentent et présenteront des perturbations linéaires. Il est indispensable d'élaborer un guide de vulgarisation de la MESDT afin de partager l'information aux différents entrepreneurs et organismes qui œuvrent en écologie de la restauration. Ce guide devrait par ailleurs promouvoir des méthodes alternatives moins invasives aux chemins d'accès en tourbières comme par exemple, l'utilisation de pontages provisoires.

## Références

- AECOM. 2011. Reconstruction de lignes à 230 kV entre les postes de la Nicolet, de Bécancour et de Gentilly-2. Caractérisation des milieux humides. Hydro-Québec Équipement et Services partagés. Montréal, Québec: 11 p. + annexes.
- Amacher, M.C., R.E. Henderson, M.P. Breithaupt, C.L. Seale and J.M. La Bauve. 1990. Unbuffered and buffered salt methods for exchangeable cations and effective cation-exchange capacity. *Soil science society of America journal* **54**(july-august): 1036-1042.
- Andersen, R., L. Rochefort et J. Landry. 2011. La chimie des tourbières du Québec : une synthèse de 30 années de données. *Le Naturaliste canadien* **135**(1): 5-14.
- Angold, P.G. 1997. The impact of a road upon adjacent heatland vegetation: effects on plant species composition. *Journal of applied ecology* **34**(2): 409-417.
- Anielski, M. and S. Wilson. 2005. Counting Canada's Natural Capital: Assessing the Real Value of Canada's Boreal Ecosystems. Institut Pembina: 78 p.
- APHA, AWWA and WEF. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater, 22nd edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. Washington, DC.
- Association des producteurs de tourbe du Canada. 2015. *Statistiques tourbe et tourbières*. [En ligne] [http://tourbehorticole.com/?page\\_id=10](http://tourbehorticole.com/?page_id=10) (Page consultée le 23 juillet 2015)
- Bagley, S. 1998. The road-ripper's guide to wildland road removal. Wildlands Center for Preventing Roads. Missoula, MT: 40 p.
- Balmford, A., A. Bruner, P. Cooper, R. Costanza, S. Farber and R.E. Green. 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science* **297**: 950.
- Barber, K.E. 1981. Peat stratigraphy and climatic change: A paleoecological test of the theory of cyclic peat bog regeneration. A.A. Balkema, Rotterdam.
- Bates, J.W. 2009. *Mineral nutrition and substratum ecology. Bryophyte biology, 2nd edition*. B. Goffinet et A. J. Shaw. Cambridge, United Kingdom, Cambridge University Press.
- Bayley, S.E., R.S. Behr and C.A. Kelly. 1986. Retention and release of sulphur from a freshwater wetland. *Water, Air, and Soil Pollution* **31**: 101-114.
- Beckwith, C.W., A.J. Baird and L.A. Heathwaite. 2002. Anisotropy and depth-related heterogeneity of hydraulic conductivity in a bog peat. I: laboratory measurements. *Hydrological processes* **17**: 89-101.
- Bergeron, S., R. Pouliot, M. Doyon et L. Rochefort. 2016. Processus d'évaluation du cadre économique d'une tourbière dans un contexte de projets de développement. *Les cahiers de l'Institut EDS* **Décembre**.
- Bocking, E. 2015. Analyzing the impacts of road construction on the development of a poor fen in Northeastern Alberta, Canada. Mémoire de maîtrise. University of Waterloo, Ontario: 58 p. + annexes.

Boudreau, S. and L. Rochefort. 2008. *Plant establishment in restored peatlands: 10-years monitoring of sites restored from 1995 to 2003. 13th International Peat Congress: After Wise Use –The Future of Peatlands*, Tullamore, Ireland.

Boulay, É. 2015. Ressources et industries forestières, Édition 2015. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Gouvernement du Québec: 92.

Bourgeois, L., D. Kneeshaw et G. Boisseau. 2005. Les routes forestières au Québec : Les impacts environnementaux, sociaux et économiques. *VertigO, la revue électronique en sciences de l'environnement* **6**(2): 9 p.

Bridgham, S.D., J. Pastor, J.A. Janssens, C. Chapin and T.J. Malterer. 1996. Multiple limiting gradients in peatlands: a call for a new paradigm. *Wetlands* **16**(1): 45-65.

Buykx, S.E.J., M.A.G.T. van den Hoop and P. de Joode. 2004. Simultaneous extraction of bromide, chloride, fluoride and sulfate from soils, waste and building materials. *Journal of Environmental Monitoring* **6**: 552-558.

Campbell, L. et C.D.A. Rubec. 2003. L'Intendance des terres humides : Nouvelles orientations. Rapport final de la Conférence nationale sur l'intendance des terres humides du Canada. : 16 p.

Clewell, A.F. and J. Aronson. 2013. Ecological restoration. Principles, values, and structure of an emergin profession. Washington, Island Press.

Clymo, R.S. 1964. The origin of acidity in Sphagnum bogs. *The Bryologist* **67**: 427-431.

Clymo, R.S. 1984. The limits to peat bog growth. *Proceedings of the royal society B: Biological sciences* **303**: 605-654.

Clymo, R.S. 1992. Models of peat growth. *Suoseura* **43**: 127-136.

Colmer, T.D. 2003. Long-distance transport of gases in plants: a perspective on internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant, Cell and Environment* **26**: 17-36.

Dai, T.S. and J.H. Sparling. 1973. Measurement of hydraulic conductivity of peats. *Revue canadienne de la science du sol* **53**(1): 21-26.

Doyon, M., S. Bergeron, J. Cimon-Morin et M. Poulin. 2015. Complexe de la Romaine - Comptabilisation de la valeur économique des milieux humides en Minganie. Rapport final présenté à Hydro-Québec Équipement et au Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques: 103 p. + annexes.

Dubé, C., S. Pellerin and M. Poulin. 2011. Do power line rights-of-way facilitate the spread of non-peatland and invasive plants in bogs and fens? . *Botany* **89**: 91-103.

Eimers, C., P.J. Dillon, S.L. Schiff and D.S. Jeffries. 2003. The effects of drying and re-wetting and increased temperature on sulphate release from upland and wetland material *Soil biology and biochemistry* **13**(12): 1663-1673.

Fleurbec. 1978. Plantes sauvages des villes et des champs. Québec.

- Gignac, L.D., D.H. Vitt and S.E. Bayley. 1991. Bryophyte response surfaces along ecological and climatic gradients. *Vegetatio* **93**: 29-45.
- Glaser, H., J.P. Chanton, P. Morin, D.O. Rosenberry, D.I. Siegel, O. Ruud, L.I. Chasar and A.S. Reeve. 2004. Surface deformations as indicators of deep ebullition fluxes in a large northern peatland. *Global Biogeochemical Cycles* **18**(1).
- Golder Associés Ltée. 2012. Reconstruction de la ligne à 230 kV entre les postes de la Nicolet, de Bécancour et de Gentilly-2, Restauration de tourbière dans un chemin d'accès temporaire démantelé à Sainte-Eulalie. : 8 p. +annexes.
- González, E. and L. Rochefort. 2014. Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering* **68**: 279-290.
- Gorham, E. 1988. Canada's peatlands: their importance for the global carbon cycle and possible effects of "Greenhouse" climatic warming. *Transactions of the Royal Society of Canada Series V III*(series 5): 21-23.
- Gouvernement du Canada. 1998.). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – aluminium*. [En ligne] <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-aluminium.html>. (Page consultée le 07-08-2017)
- Grondin, G., D. Lessard, M. Boucher et M. Poulin. 2012. Guide pour l'étude et la construction de remblais routiers sur tourbières. D. d. l. d. chaussées, Ministère des transports du Québec: 44 p. + annexes.
- Groupe de travail national sur les terres humides. 1997. Système de classification des terres humides du Canada. Waterloo, Ontario.
- Havlick, D.G. 2002. No place distant: roads and motorized recreation on America's public lands. Island Press. Washington, DC: 297 p.
- Heilman, G.E., J.R. Strittholt, N.C. Slosser and D.A. Dellasala. 2002. Forest fragmentation of the conterminous United States: Assessing forest intactness through road density and spatial characteristics. *BioScience* **52**(5): 411-422.
- Holden, J. and T.P. Burt. 2003. Hydrological studies on blanket peat: the significance of the acrotelm-catotelm model. *Journal of Ecology* **91**: 86-102.
- Ingram, H.A.P. 1983. *Hydrology. Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor*. A. J. P. Gore. New-York, Elsevier Scientific. **4A**: 67-158.
- Ivanov, K.E. 1981. Water movement in mirelands. London, Academic Press.
- Johansen, M.D., P. Aker, K. Klanderud, S.L. Olsen and A.B. Skrindo. 2017. Restoration of peatland by spontaneous revegetation after road construction. *Applied Vegetation Science* **20**(4): 631-640.
- Johnson, M.G., G. Granath, T. Tahvanainen, R. Pouliot, H.K. Stenøien, L. Rochefort, H. Rydin and J. Shaw. 2014. Evolution of niche preference in *Sphagnum* peat mosses. *Evolution* **69**(1): 90-103.
- Justin, S.H.F.W. and W. Armstrong. 1987. The anatomical characteristics of roots and plant response to soil flooding. *New Phytologist* **106**: 465-495.

- Karofeld, E., M. Määr, K. Vellak. 2016. Factors affecting re-vegetation dynamics of experimentally restored extracted peatland in Estonia. *Environmental Science and Pollution Research* **23**(14): 13706-13717.
- Karofeld, E., L. Jarašius, A. Priede and J. Sendžikaite. 2017. On the after-use and restoration of abandoned extracted peatlands in the Baltic countries. *Restoration Ecology* **25**(2): 293-300.
- Keeney, D.R. and D.W. Nelson. 1982. *Nitrogen-Inorganic forms. Methods of soil analysis. Part 2. 2e ed.* A. L. Page et al. Madison, Wisconsin, ASA-SSSA. **No. 9**: 643-698.
- Kolar, C.S. and D.M. Lodge. 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science* **298**(5596): 1233.
- Landry, J. and Rochefort. 2012. The drainage of peatlands : impacts and rewetting techniques. Peatland Ecology Research Group: 62 p.
- Letts, M.G., N.T. Roulet, N.T. Comer, M.R. Skarupa and D.L. Versegny. 2000. Parameterization of peatland hydraulic properties for the Canadian Land Surface Scheme. *Atmosphere-Ocean* **38**: 141-160.
- Ligrone, R. and G.J. Duckett. 1998. Development of the leafy shoot in *Sphagnum* (Bryophyta) involves the activity of both apical and subapical meristems. *New Phytologist* **140**: 581-595.
- Limpens, J., M.P.D. Heijmans and F. Berendse. 2006. *The nitrogen cycle in boreal peatlands. Boreal peatlands ecosystems.* R. K. Wieder et D. H. Vitt. Berlin, Germany, Springer-Verlag. **188**: 195-230.
- Lloyd, R.A., K.A. Lohse and T.P.A. Ferré. 2013. Influence of road reclamation techniques on forest ecosystem recovery. *Frontiers in ecology and the environment* **11**(2): 75-81.
- Luce, C.H. 1997. Effectiveness of Road Ripping in Restoring Infiltration Capacity of Forest Roads. *Restoration Ecology* **5**(3): 265-270.
- Lynch-Stewart, P. 1992. Aucune perte nette - Mise en oeuvre d'objectifs "aucune perte nette" pour la conservation des terres humides au Canada. Conseil nord-américain de conservation des terres humides (Canada): 44.
- Malmer, N., B.M. Svensson and B. Wallén. 1994. Interactions between *Sphagnum* mosses and field layer vascular plants in the development of peat-forming systems. *Folia Geobotanica et phytotaxonomica* **29**: 483-496.
- Marie-Victorin, F., E. Rouleau and L. Brouillet. 2002. La flore laurentienne. Montréal.
- Marschner, H. 2011. Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants, 3rd Edition.
- MDDELCC. 2015. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, Note explicative sur la ligne naturelle des hautes eaux : la méthode botanique experte. Gouvernement du Québec: 9 p. + annexes.
- MDDELCC. 2016.). *Espèces menacées ou vulnérables.* [En ligne] <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/BIODIVERSITE/especes/index.htm>. (Page consultée le 23 octobre 2016)
- MDDEP. 2008. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, Note explicative sur la ligne naturelle des hautes eaux : la méthode botanique experte. Gouvernement du Québec: 8 p. + annexes.

MDDEP. 2012. Les milieux humides et l'autorisation environnementale. Gouvernement du Québec, Direction du patrimoine écologique et des parcs, Direction des politiques de l'eau et Pôle d'expertise hydrique et naturel: 41 p. + annexes.

Miller, C.A. 2011. The Effect of long-term drainage on plant community composition, biomass, and productivity in boreal continental peatlands (MSc thesis). University of Guelph, Guelph, ON.

Moll, J.E. 1996. A guide for road closure and obliteration in the Forest Service. USDA Forest Service. San Dimas Technology and Development Center, San Dimas : 49 p.

Müllerová, J., M. Vítková and O. Vitek. 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.

Nungesser, M.K. 2003. Modelling microtopography in boreal peatlands: hummocks and hallows. *Ecological Modelling* **165**(2-3): 175-207.

Olewiler, N. 2004. La valeur du capital naturel dans les régions peuplées du Canada. Canards Illimités Canada et Conservation de la nature Canada: 36 p.

Osko, T. 2015. *Peatland road reclamation: Issues and considerations associated with deep fill*. PTAC *Ecological issues and resource access forum*, Calgary.

Osko, T., C. Vogel, J. Pilon, R. Petrone, C. La Farge, K. Williams and J. Martin. 2014. Natural restoration of peat and re-usability of fill material after road reclamation on a fen. Northern Alberta Institute of Technology (NAIT).

Päivänen, J. 1973. Hydrologic conductivity and water retention in peat soils. *Acta Forestalia Fennica* **129**: 1-70.

Paradis-Lacombe, P. et S. Jutras. 2016. État et durabilité des traverses de cours d'eau sur les chemins forestiers. U. Laval. Québec: 41 p. + annexes.

Parkinson, J.A. and S.E. Allen. 1975. A wet oxydation procedure for the determination of nitrogen and mineral nutrients in biological material. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **6**(1): 1-11.

Payette, S. and L. Rochefort, Eds. 2001. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, Les Presses de l'Université Laval.

Pellerin, S. et M. Poulin. 2013. Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs: 104.

Pilon, J. 2015. Characterization of the physical and hydraulic properties of peat impacted by a temporary access road. Université de Waterloo, Ontario.

Poulin, M., R. Andersen and L. Rochefort. 2012. A new approach for tracking vegetation change after restoration: A case study with peatlands. *Restoration Ecology* **21**(3): 363-371.

Poulin, M., L. Rochefort, S. Pellerin and J. Thibault. 2004. Threats and protection for peatlands in Eastern Canada. *La conservation des tourbières* **79**(4): 334-344.

- Price, J.S., J. Cagampan and E. Kellner. 2005. Assessment of peat compressibility: is there an easy way? *Hydrological processes* **19**: 3469-3475.
- Price, J.S. and S.M. Schlotzhauer. 1999. Importance of shrinkage and compression in determining water storage changes in peat: the case of a mined peatland. *Hydrological processes* **13**: 2591-2601.
- Queen, L.P., J.C. Vlaming, G.J. Arthaud and D.W. Lime. 1997. Modeling impacts of forest roads on recreation opportunities. *Northern journal of applied forestry* **14**(4): 194-201.
- Reed, R.A., J. Johnson-Barnard and W.L. Baker. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* **10**(4): 1098-1106.
- Regina, K., H. Nykänen, J. Silvola and P.J. Martikainen. 1996. Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochemistry* **35**: 401-418.
- Rocheftort, L., F. Quinty, S. Campeau, K. Johnson and T. Malterer. 2003. North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management* **11**: 3-20.
- Rydin, H. and J.K. Jeglum. 2013. *The Biology of Peatlands*, Second Edition, Oxford University Press.
- SER. 2002. The SER Primer on ecological restoration. *society for ecological restoration* **1**.
- SER. 2004. L'abccdaire sur l'écologie de la restauration de la SER internationale The SER International Primer on Ecological Restoration.
- Sjörs, H. 1950. On the relation between vegetation and electrolytes in north swedish mire waters. *Oikos* **2**: 241-257.
- Slack, N.G. 1982. Bryophytes in relation to ecological niche theory. *Hattori botanical laboratory* **52**: 199-217.
- Sobze, J.-M., A. Schoonmaker and L. Rocheftort. 2012. 2012. Wellsite clay pad removal and inversion – A peatland restoration pilot project. *Canadian Reclamation* **12**(1): 10-13.
- Switalski, T.A., J.A. Bissonette, T.H. DeLuca, C.H. Luce and M.A. Madej. 2004. Benefits and impacts of road reclamation. *Frontiers in ecology and the environment* **2**(1): 21-28.
- Trombulak, S.C. and C.A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* **14**(1): 18-30.
- Tuittila, E.S., V.M. Komulainen, H. Vasander and J. Laine. 1999. Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO<sub>2</sub>. *Oecologia* **120**(4): 563-574.
- Umeda, Y., Tsujii, T., Inoue, T. 1985. Influence of banking on groundwater hydrology in peatland. *Journal of the Faculty of Agriculture* **62**(3): 222-235.
- van Vuuren, W. and P. Roy. 1993. Private and social returns from wetland preservation versus those wetland conversion to agriculture. *Ecological Economics* **8**(3): 289-305.

Vitt, D.H., S.E. Bayley and T.L. Jin. 1995. Seasonal variation in water chemistry over a bog-rich fen gradient in Continental Western Canada. *Canadian journal of fisheries and aquatic science* **52**(3): 587-606.

Waddington, J.M. and P. McNeil. 2002. Peat oxidation in an abandoned cutover peatland. *Canadian Journal of Soil Science* **82**: 279-286.

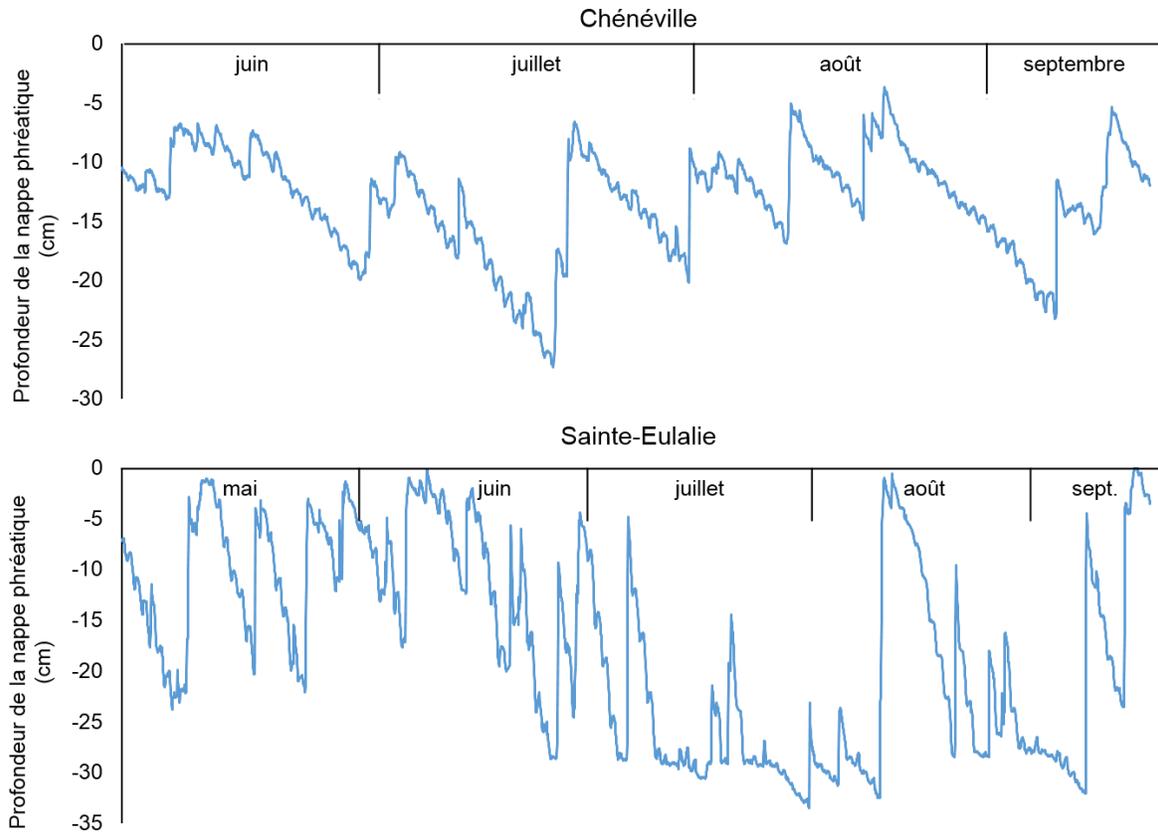
Waddington, J.M., M. Greenwood, R. Petrone and J.S. Price. 2003. Mulch decomposition impedes recovery of net carbon sink function in a restored peatland. *Ecological Engineering* **20**: 199-210.

Waddington, J.M., M. Strack and M.J. Greenwood. 2010. Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands: Short-term response in CO<sub>2</sub> exchange to ecosystem-scale restoration. *Journal of Geophysical Research* **115** : G01008.

Wind-Mulder, H.L., L. Rochefort and D.H. Vitt. 1996. Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoraton. *Ecological Engineering* **7**: 161-181.

# Annexes

## Annexe 1 - Profondeur de la nappe phréatique



## Annexe 2 - Étapes de la MESDT

Chemin introduit en tourbière



Étape 1 : Excavation du matériel minéral et empilement de celui-ci sur une portion du chemin toujours en place.



Étape 2 : Excavation de la tourbe sous-jacente et empilement de celle-ci en marge de la fosse créée.



Étapes 3 et 4 : Enfouissement du matériel minéral excavé dans la fosse à l'aide de la tourbe sous-jacente.



Étape 5 : Revégétalisation de la tourbe sous-jacente (maintenant en surface) par épandage de diaspoires provenant de part et d'autre de la bande restaurée.



Tourbière restaurée selon la MESDT (restauration : novembre 2014, photo : mai 2015).



### Annexe 3 - Classification des espèces

La classification selon l'habitat préférentiel regroupe les espèces comme suit : les espèces obligées des tourbières (T), les espèces obligées des milieux humides (OMH), les espèces facultatives des milieux humides (FMH), les espèces forestières (For), les espèces rudérales (Rud) et les autres espèces (A).

Strate	Espèce <sup>5</sup>	Habitat préférentiel
Arbres et arbustes	<i>Abies balsamea</i> (Linnaeus) Miller	For
	<i>Acer rubrum</i> Linnaeus	FMH
	<i>Amelanchier bartramiana</i> (Tausch) M. Roemer	For
	<i>Aronia melanocarpa</i> (Michaux) Elliott	T
	<i>Betula papyrifera</i> Marshall	For
	<i>Betula populifolia</i> Marshall	For
	<i>Ilex mucronata</i> (Linnaeus) M. Powell, V. Savolainen & S. Andrews	T
	<i>Larix laricina</i> (Du Roi) K. Koch	FMH
	<i>Myrica gale</i> Linnaeus	T
	<i>Picea mariana</i> (Miller) Britton, Sterns & Poggenburgh	FMH
	<i>Populus tremuloides</i> Michaux	For
	<i>Rubus allegheniensis</i> Porter	Rud
	<i>Rubus hispidus</i> Linnaeus	FMH
	<i>Rubus idaeus</i> Linnaeus	Rud
	<i>Salix</i> sp.	A
	<i>Spiraea alba</i> var. <i>latifolia</i> (Aiton) Dippel	FMH
	<i>Spiraea tomentosa</i> Linnaeus	FMH
<i>Thuja occidentalis</i> Linnaeus	FMH	
<i>Viburnum nudum</i> var. <i>cassinoides</i> (Linnaeus) Torrey & A. Gray	FMH	
Éricacées	<i>Chamaedaphe calyculata</i> (Linnaeus) Moench	T
	<i>Gaultheria hispidula</i> (Linnaeus) Muhlenberg ex Bigelow	For
	<i>Gaultheria procubens</i> Linnaeus	FMH
	<i>Kalmia angustifolia</i> Linnaeus	For
	<i>Kalmia polifolia</i> Wangenheim	T
	<i>Rhododendron canadense</i> (Linnaeus) Torrey	FMH
	<i>Rhododendron groenlandicum</i> (Oeder) Kron & Judd	T
	<i>Vaccinium angustifolium</i> Aiton	For
	<i>Vaccinium myrtilloides</i> Michaux	For
<i>Vaccinium oxycoccos</i> Linnaeus	T	
Herbacées	<i>Agrostis scabra</i> Willdenow	Rud
	<i>Aralia hispida</i> Ventenata	Rud
	<i>Bartonia virginica</i> (Linnaeus) Britton, Sterns & Poggenburgh	FMH
	<i>Calamagrostis canadensis</i> (Michaux) Palisot de Beauvois	FMH
	<i>Carex bebbii</i> (L.H. Bailey) Olney ex Fernald	OMH

<sup>5</sup> Nom botanique selon VASCAN – Canadensys (<http://data.canadensys.net/vascan/search?lang=fr>)

Strate	Espèce <sup>4</sup>	Habitat préférentiel
Herbacées	<i>Carex echinata</i> Murray	T
	<i>Carex lurida</i> Wahlenberg	OMH
	<i>Carex magellanica</i> Lamarck	T
	<i>Carex scoparia</i> Schkuhr ex Willdenow	FMH
	<i>Carex trisperma</i> Dewey	T
	<i>Carex</i> spp.	A
	<i>Clintonia borealis</i> (Aiton) Rafinesque	For
	<i>Cornus canadensis</i> Linnaeus	For
	<i>Deschampsia cespitosa</i> (Linnaeus) Palisot de Beauvois	FMH
	<i>Dichanthelium lanuginosum</i> (Elliott) Gould	Rud
	<i>Doellingeria umbellata</i> (Miller) Nees var. <i>umbellata</i>	FMH
	<i>Drosera rotundifolia</i> Linnaeus	T
	<i>Dryopteris cristata</i> (Linnaeus) A. Gray	T
	<i>Epilobium palustre</i> Linnaeus	T
	<i>Eriophorum angustifolium</i> Honckeny	T
	<i>Eriophorum vaginatum</i> Linnaeus	T
	<i>Eriophorum virginicum</i> Linnaeus	T
	<i>Eupatorium perfoliatum</i> Linnaeus	FMH
	<i>Euthamia graminifolia</i> (Linnaeus) Nuttall	Rud
	<i>Fallopia convolvulus</i> (Linnaeus) Á. Löve	Rud
	<i>Fragaria virginiana</i> Miller	Rud
	<i>Gentiana linearis</i> Froelich	T
	<i>Glyceria canadensis</i> (Michaux) Trinius	T
	<i>Hieracium pratense</i> ( <i>Pilosella caespitosa</i> )	Rud
	<i>Hypericum boreale</i> (Britton) E.P. Bicknell	OMH
	<i>Hypericum virginicum</i> Linnaeus	OMH
	<i>Juncus brevicaudatus</i> (Engelmann) Fernald	T
	<i>Juncus effusus</i> Linnaeus	FMH
	<i>Linnaea borealis</i> Linnaeus	FMH
	<i>Lycopus uniflorus</i> Michaux	OMH
	<i>Maianthemum trifolium</i> (Linnaeus) Sloboda	T
	<i>Mitella nuda</i> Linnaeus	FMH
	<i>Oclemena nemoralis</i> (Aiton) Greene	T
	<i>Onoclea sensibilis</i> Linnaeus	FMH
	<i>Osmunda cinnamomea</i> Linnaeus	FMH
	<i>Oxalis montana</i> Rafinesque	For
	<i>Persicaria hydropiper</i> (Linnaeus) Delarbre	OMH
	<i>Phragmite australis</i> (Cavanilles) Trinius ex Steudel	FMH
	<i>Plantago major</i> Linnaeus	Rud
	<i>Polygonum</i> sp.	A
<i>Pteridium aquilinum</i> (Linnaeus) Kuhn	For	
<i>Rhynchospora alba</i> (Linnaeus) Vahl	T	
<i>Scirpus cyperinus</i> (Linnaeus) Kunth	OMH	
<i>Solidago canadensis</i> Linnaeus	Rud	

Strate	Espèce <sup>4</sup>	Habitat préférentiel
Herbacées	<i>Solidago rugosa</i> Miller	Rud
	<i>Symphotrichum puniceum</i> (Linnaeus) Á. Löve & D. Löve var. <i>puniceum</i>	FMH
	<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wiggers	Rud
	<i>Trientalis borealis</i> (Rafinesque) U. Manns & Anderberg	Rud
	<i>Typha latifolia</i> Linnaeus	OMH
	<i>Vicia cracca</i> Linnaeus	Rud
	<i>Viola</i> sp.	A
	<i>Woodwardia virginica</i> (Linnaeus) Smith	T

## Annexe 4 - Analyses de variance

Tableau 4 - Analyse de variance des profondeurs d'échantillonnage de l'eau (20, 40 et 70 cm) en fonction des éléments physicochimiques à Chénéville

20,40 et 70 cm	Somme des carrés			Pr>F
	Modèle	Erreur	Total	
<b>pH</b>	0,20	40,79	40,99	0,80
<b>C.E.</b>	4314,33	318397,62	322711,96	0,55
<b>P</b>	0,58	13,08	13,65	0,15
<b>P/PO4<sup>3-</sup></b>	0,11	5,45	5,56	0,42
<b>N/NH4<sup>+</sup></b>	59,77	3076,04	3135,81	0,42
<b>N/NO3<sup>-</sup></b>	0,00695	4,50	4,51	0,93
<b>K</b>	2,76	64,29	67,05	0,15
<b>S/SO4<sup>2-</sup></b>	568,93	8702,40	9271,34	0,064
<b>Mg</b>	1,60	40,35	41,94	0,18
<b>Ca</b>	249,16	5616,60	5865,76	0,14
<b>Na</b>	0,92	20,93	21,85	0,15
<b>Cl</b>	37,28	2872,71	2909,99	0,56
<b>Fe*</b>	2,58	21,10	23,68	0,0059
<b>Mn**</b>	0,00528	0,0664	0,071	0,033
<b>Al***</b>	0,0825	0,93	1,02	0,034

\* Tests de T (LSD) pour Fe : 20 = 40, 20 ≠ 70, 40 ≠ 70

\*\* Tests de T (LSD) pour Mn : 20 = 40, 20 ≠ 70, 40 = 70

\*\*\*Tests de T (LSD) pour Al : 20 = 40, 20 ≠ 70, 40 = 70

Tableau 5 - Analyse de variance des profondeurs d'échantillonnage de l'eau (20 et 50 cm) en fonction des éléments physicochimiques à Sainte-Eulalie

20 et 50 cm	Somme des carrés			Pr > F
	Modèle	Erreur	Total	
<b>pH</b>	1,16	70,13	71,29	0,182
<b>C.E.</b>	325136,11	7876844,01	8201980,13	0,0364
<b>P</b>	0,34	7,79	8,13	0,031
<b>P/PO4<sup>3-</sup></b>	0,14	3,86	4,00	0,049
<b>N/NH4<sup>+</sup></b>	70,13	810,32	880,45	0,0027
<b>N/NO3<sup>-</sup></b>	3,88	160,64	164,52	0,10
<b>K</b>	16,81	172,21	189,02	0,0015
<b>S/SO4<sup>2-</sup></b>	2559,22	4843,63	7402,85	< 0,0001
<b>Mg</b>	475,81	29285,09	29760,90	0,19
<b>Ca</b>	1169,64	29015,39	30185,03	0,038
<b>Na</b>	25,90	552,20	578,10	0,026
<b>Cl</b>	0,24	532,10	532,34	0,82
<b>Fe</b>	0,016	93,07	93,09	0,89
<b>Mn</b>	0,23	4,32	4,54	0,019
<b>Al</b>	2,13	4,38	6,51	< 0,0001