

**UQAC**

Université du Québec  
à Chicoutimi

**Biodiversité végétale de parcs à résidus miniers restaurés par reboisement et application  
d'amendements au Québec, Canada**

**Par Alyson Gagnon**

**Mémoire présenté à l'Université du Québec à Chicoutimi en vue de l'obtention  
du grade de maîtrise en ressources renouvelables**

Québec, Canada

© Alyson Gagnon, 2020

## RÉSUMÉ

Les activités minières génèrent des résidus lors du procédé de concentration du minerai, ce qui résulte en de nombreux parcs à résidus miniers au Québec, Canada. Selon la loi sur les mines, une remise en végétation minimale avec des plantes herbacées ou des arbustes est requise pour restaurer les parcs à résidus miniers. Une hypothèse est que la restauration des résidus miniers en utilisant des espèces ligneuses et des amendements organiques pourrait établir une plus grande diversité de plantes comparativement au cours normal des affaires consistant à une mise en végétation minimale avec des poacées. Des designs expérimentaux en blocs et tiroirs ont été établis sur les parcs à résidus miniers du Mont-Wright (mine de fer, 52°46'N, 67°20'O) en 2015 et à St-Honoré (mine de niobium, 48°32'N, 71°08'O) en 2012 au Québec. L'objectif était de déterminer parmi les scénarios de restauration testés -incluant la combinaison d'amendements organiques (biosolides de papetières, fumier de poulet et humus forestier) et des plantations - laquelle résultait en une biodiversité végétale supérieure sur les deux sites considérant leur contexte climatique. Les résultats montrent qu'à St-Honoré, les biosolides de papetière combinée à l'humus forestier ont augmenté le pourcentage total de recouvrement de végétation, mais ont diminué l'équitabilité et la diversité. Les plantations d'arbres n'ont pas eu d'effet significatif sur les indices de biodiversité (pourcentage total de recouvrement, S, J' et 1-D). Au Mont-Wright, l'humus forestier combiné au traitement Norco (fumier de poulets et graines de poacées), ainsi que l'application seule d'humus forestier et de biosolides de papetière ont résulté en une équitabilité (J') et une diversité (1-D) supérieure. Les résultats montrent que tous les traitements ont mené à l'établissement de communautés végétales distinctes comparativement aux sites références.

## REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à remercier mon directeur, Jean-François Boucher, pour son soutien, sa grande disponibilité et son enthousiasme. Merci de m'avoir fait confiance et encouragé à dépasser mes limites en présentant mon projet dans une conférence internationale. Je tiens aussi à remercier mon codirecteur, Pascal Sirois, pour son écoute et ses bons conseils. Ta rigueur de travail m'a inspiré à donner mon maximum tous au long de ce projet.

J'aimerais aussi souligner le dévouement des membres de cette équipe : Florence Jean, Léna Levoy, Sophie-Ann Renald, Luciano Viana, Jérémy Desbiens, Boris Dufour, Maxime Paré et Anne-Élizabeth Harvey. Un merci particulier à Jérémy Desbiens pour son aide sur le terrain. J'aimerais aussi remercier la mine de Niobec et d'ArcelorMittal de nous avoir fait confiance.

Merci à Nicole Fenton de m'avoir transmis son intérêt pour l'identification des bryophytes, un domaine tellement intéressant. Je remercie tous les membres du laboratoire de bryologie de l'UQAT pour avoir répondu à mes questions lors de l'identification de mes échantillons. Merci aussi à Kim Damboise et Annie St-Louis de l'herbier Louis-Marie pour leur aide dans l'identification de mes échantillons de plantes. Merci à mon directeur de stage Lauchlan Fraser de m'avoir accueilli dans son laboratoire et donné accès à plusieurs opportunités pour améliorer mes compétences en recherche. Merci aussi à Laura Ploughe pour le partage de ses connaissances. Merci à tous les membres du *Fraser lab* de m'avoir intégré dans leur groupe.

Je tiens aussi à remercier tous les membres du laboratoire d'écologie végétale et animale de l'UQAC, ma famille, mon copain Carlos et mes amies. Merci de m'avoir soutenu et encouragé.

En terminant, je tiens à remercier le CRSNG, le FRQNT, le CIRODD, le CEF et la fondation de l'UQAC de m'avoir aidé financièrement lors de mes études supérieures.

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	ii
REMERCIEMENTS .....	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	vi
LISTE DES FIGURES .....	vii
CHAPITRE 1 .....	1
INTRODUCTION.....	1
1.1 LA BIODIVERSITÉ.....	2
1.2 LES CONDITIONS SUR LES PARCS À RÉSIDUS MINIERS.....	3
1.3 LA RESTAURATION DES PARCS À RÉSIDUS .....	3
1.3.1 LE REBOISEMENT AVEC DES ESPÈCES LIGNEUSES .....	4
1.3.2 L'APPLICATION D'AMENDEMENTS ORGANIQUES .....	5
1.4 LA BIODIVERSITÉ VÉGÉTALE .....	7
1.5 MESURER LA BIODIVERSITÉ VÉGÉTALE .....	8
1.6 HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS .....	9
CHAPITRE 2 .....	11
ABSTRACT .....	12
INTRODUCTION.....	13
MATERIAL AND METHODS .....	15
Site description.....	15
Experimental Designs .....	16
Biodiversity sampling .....	18
Statistical Analysis .....	18
RESULTS.....	19
Influence of amendments and tree plantations on plant community responses at Niobec.....	20

Influence of amendments application on plant community responses at Mont-Wright.....	24
Influence of amendments on functional groups at Niobec and Mont-Wright.....	27
DISCUSSION .....	28
Total percent cover .....	28
Richness, Evenness and Diversity .....	29
Functional Groups .....	29
Tree Plantations .....	31
CONCLUSION .....	32
CHAPITRE 3 .....	33
CONCLUSION GÉNÉRALE .....	33
RÉFÉRENCES .....	35
APPENDIX A .....	45

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Table 1.</b> Chemical characteristics of amendments used to restore tailings facilities of Niobec and Mont-Wright.....	17
<b>Table 2.</b> Summary of two-way ANOVAs testing the effect of amendments (topsoil+PMS35 and topsoil), and tree plantations (tamarack, red pine, paper birch, a mix of the three species, and control with no tree) on total percent cover, richness (S), Pielou’s evenness (J’) and Simpson’s diversity index (1-D) at Niobec. Abbreviations: <i>df</i> : degree of freedom, F ratio: ratio of the between group variance to the within group variance, and p-value: statistical significance. ....	20
<b>Table 3.</b> PERMANOVA testing community structure based on to the effect of paper mill sludge (PMS) application (PMS35+topsoil and topsoil) and tree plantation ( <i>L. laricina</i> , <i>B. papyrifera</i> , <i>P. resinosa</i> , a mix of the three species and no tree control) at Niobec. Abbreviations: <i>df</i> : degree of freedom, F:pseudo-F, p(perm): values for statistical significance, and Nb perms: number of permutations. ....	22
<b>Table 4.</b> Dissimilaritie percentage of the species assemblage among treatments (topsoil+PMS35 and topsoil) based on to the Simper analysis using on square-root transformed data from Niobec. ....	23
<b>Table 5.</b> Summary of one-way ANOVAs testing the effect of amendment application (PMS50, PMS50+N5, topsoil, topsoil+N5, N3, N5) on total percent cover, richness (S), Pielou’s evenness (J’) and Simpson’s index (1-D) at Mont-Wright. Abbreviation: <i>df</i> : degree of freedom, F ratio: ratio of the among group variance to the within group variance, and p-value: values statistical significance.....	24
<b>Table 6.</b> Summary of PERMANOVAs testing the effect of amendment application (N3, N5, PMS50, PMS50+N5, topsoil, topsoil+N5,) on species assemblages at Mont-Wright.....	26
<b>Table 7.</b> List of the species found at Niobec and Mont-Wright. ....	45

## LISTE DES FIGURES

- Fig 1.** Mean (a) total percent cover, (b) richness (S), (c) Pielou's evenness ( $J'$ ), and (d) Simpson's diversity (1-D), according to the effect of amendments applications (topsoil+PMS35 and topsoil) ( $\pm$ SE; n=4) at Niobec and its reference site. Letters represent statistical differences between treatments, following post-hoc tests, and brackets on each bar correspond to the standard error of means (the reference site was not included in the statistical model). .....21
- Fig 2.** NMDS representation of community structure according to the effect of amendments application (topsoil+PMS35 and topsoil) at Niobec. Ellipses are 95% confidence interval.....22
- Fig 3.** Percent cover (%) of species with the greatest contribution to the dissimilarity between plots amended with both topsoil and PMS and those amended with topsoil only (topsoil+PMS35 and topsoil), based on the SIMPER analysis at Niobec. ....23
- Fig 4.** Mean (a) total percent cover, (b) richness (S), (c) Pielou's evenness ( $J'$ ), and (d) Simpson's diversity (1-D) based on restoration treatments (PMS50, PMS50+N5, topsoil, topsoil+N5, N3 and N5) ( $\pm$ SE; n=3) at Mont-Wright. Letters represent statistical differences among treatments. The reference site was not included in the statistical model. Letters represent statistical differences between treatments, following post-hoc tests, and brackets on each bar correspond to the standard error of means (the reference site was not included in the statistical model). .....25
- Fig 5.** NMDS representation of community structure based on amendment application (N3, N5, PMS50, PMS50+N5, topsoil, topsoil+N5,) at Mont-Wright. ....26
- Fig 6.** Total percent cover of functional groups (grasses, forbs and mosses) based on restoration treatments at Niobec (topsoil+PMS35, topsoil, reference site) (n=4), and at Mont-Wright (PMS50, PMS50+N5, topsoil, topsoil+N5, N3, N5 and reference site) (n=3).....27

**CHAPITRE 1**  
**INTRODUCTION**



## 1.1 LA BIODIVERSITÉ

La biodiversité, aussi appelée diversité biologique, réfère à la « variabilité des organismes vivants de toute origine [...], cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (Organisation des Nations Unies 1992). À l'heure actuelle, la biodiversité mondiale est en baisse à une vitesse jamais vue auparavant, le sixième événement d'extinction de masse de l'histoire suivant actuellement son cours (Millennium ecosystem assessment 2005; Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique 2006; Bradshaw *et al.* 2009; Talent 2012; Isbell *et al.* 2017). Plusieurs facteurs y participent : la perte d'habitats, la surexploitation des ressources naturelles, l'introduction d'espèces envahissantes, la pollution et les changements climatiques (Carpenter *et al.* 2009; Isbell *et al.* 2017). Devant ces menaces alarmantes, la communauté internationale a adopté une déclaration lors de la conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement sur la diversité biologique, en 1992, afin de « protéger l'intégrité du système mondial de l'environnement » (United Nations Environment Programme 2018). En signant cette déclaration, les pays se sont engagés à établir des stratégies de conservation nationale de la biodiversité dans tous les secteurs d'activités susceptibles de l'affecter (Organisation des Nations Unies 1993; Gouvernement du Canada 2017). Au Canada, un plan stratégique 2011-2020 est en application en réponse à cette convention afin d'atteindre les objectifs mondiaux de biodiversité d'Aichi (CBD Secretariat 2019).

La restauration des écosystèmes dégradés, tels que les sites miniers, compte parmi les stratégies à adopter pour lutter contre la perte de biodiversité au Canada (CBD Secretariat 2019). Au Québec, on compte 13 000 ha de superficies totales perturbées par l'entreposage de résidus fins et de stériles résultants des activités minières (Aubertin *et al.* 2002). Les résidus miniers sont générés lors du procédé de concentration du minerai permettant d'extraire la fraction d'intérêt exploitée (Antonelli *et al.* 2018). La mise en place d'installations pour leur entreposage, appelées parcs à résidus miniers, est responsable du remplacement d'écosystèmes naturels productifs en des sites dégradés (Page-Dumroese *et al.* 2018). L'altération des ressources naturelles attribuable à ce changement d'affectation des terres mène à une perte de services écosystémiques, tels que des habitats pour la faune et la séquestration de carbone (Bradshaw *et al.* 2009; Méral et Pesche 2016; Gastauer *et al.* 2017).

## 1.2 LES CONDITIONS SUR LES PARCS À RÉSIDUS MINIERS

Lorsqu'aucun effort de restauration n'est accompli, les parcs à résidus miniers restent exempts de végétation pendant plusieurs dizaines d'années, voire quelques centaines d'années (Bohrer *et al.* 2017; Mukaro *et al.* 2017). Plusieurs facteurs limitent le retour naturel de la végétation sur ces sites. Par exemple, la colonisation des plantes est contrainte par la fertilité du sol, les résidus ayant un faible contenu en matière organique et en nutriments, des éléments essentiels pour supporter la croissance d'un couvert végétal (Gardner *et al.* 2010; Sheoran *et al.* 2010; Woch *et al.* 2017). De plus, les résidus miniers présentent une texture grossière ou peuvent être sujets à former un sol compact, caractéristiques réduisant la capacité de rétention en eau du sol et entraînant des conditions arides (Sheoran *et al.* 2010; Gardner *et al.* 2012; Wang *et al.* 2014). Certains parcs à résidus présentent aussi un pH acide causé par des réactions chimiques du minerai avec l'eau et l'oxygène, facteur affectant également les chances de survie des plantes (Sheoran *et al.* 2010; Wang *et al.* 2014). Le pH optimal pour leur croissance se situe en général près de la neutralité, autrement leur croissance racinaire est inhibée (Hopkins 2003). Finalement, dû à l'absence de couvert végétatif et à l'instabilité du sol, les parcs à résidus miniers sont sujets à un important problème d'érosion éolienne, limitant davantage les plantes à s'établir puisqu'elles peuvent voir leurs tissus être endommagés par abrasion de particules transportées dans l'air (Venkateswarlu *et al.* 2016; Girard 2017).

## 1.3 LA RESTAURATION DES PARCS À RÉSIDUS

Au Québec, la *Loi sur les mines* oblige les compagnies minières à restaurer leur parc à résidus miniers à la fin de leur vie utile (LégisQuébec 2018; MERN 2018). Cette loi exige que (1) le site s'intègre visuellement dans le paysage, (2) qu'il présente une stabilité physique et chimique des résidus, (3) que les effluents respectent les lois et règlements provinciaux et fédéraux applicables et (4) qu'il y ait une considération de l'accessibilité sociale et des possibles usages futurs du site (MERN 2018). Selon le *Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec* (MERN 2017a), la mise en végétation doit « être robustes, viables à long terme et ne nécessiter aucun amendement ou entretien pour en assurer le maintien ». La plupart des compagnies vont opter pour une solution à faibles coûts pour mettre en végétation

leur parc à résidus, qui consiste à l'ensemencement avec des espèces herbacées combinées ou non à l'application d'amendements ou de fertilisants (situation dite « cours normal des affaires (CNA) ») (Cooke et Johnson 2002). Malgré que cette méthode respecte les exigences de la loi, elle ne permet pas de rétablir un écosystème se rapprochant du milieu naturel de départ. Cependant, une méthode qui consiste au reboisement du parc avec des espèces ligneuses (arborescentes et arbustives) combinées à l'application d'amendements organiques pourrait permettre de restaurer les parcs en des écosystèmes se rapprochant davantage d'une forêt naturelle. Ce type de restauration pourrait aussi s'accompagner d'une augmentation de la force de puits de carbone, d'un meilleur contrôle de l'érosion éolienne et de l'établissement d'une biodiversité supérieure comparativement à l'approche du cours normal des affaires (Ussiri et Lal 2005; Sheoran *et al.* 2010; Lindenmayer *et al.* 2012; Mukaro *et al.* 2017; Bouchard *et al.* 2018). Jusqu'à maintenant, très peu d'études se sont intéressées au défi du reboisement de parcs à résidus miniers dans une optique de conservation de la biodiversité et de lutte aux changements climatiques.

### **1.3.1 LE REBOISEMENT AVEC DES ESPÈCES LIGNEUSES**

Reboiser les parcs à résidus avec des espèces ligneuses pourrait promouvoir la colonisation d'une biodiversité davantage représentative du milieu naturel, puisqu'il est connu que les arbres et arbustes modifient les conditions microclimatiques de sous-bois, augmente la complexité de la structure de la végétation et promeuvent la formation de litière, accélérant ainsi le processus de succession de la forêt (Lieffers et Stadt 1994; Brockerhoff *et al.* 2008; Paquette *et al.* 2008; Bremer et Farley 2010; Paul *et al.* 2016). Ces changements induits par les plantes ligneuses conduisent à l'élimination des espèces dépendantes de la lumière, comme les poacées, qui peuvent limiter la germination des graines des autres espèces (Sheoran *et al.* 2010; Bouchard *et al.* 2018). Le reboisement permet aussi d'attirer des espèces fauniques qui contribuent à la dispersion des graines (Lugo 1997). Toutefois, les recherches ne confirment pas de toute évidence jusqu'à maintenant que les plantations permettent l'établissement d'une biodiversité supérieure, car les réponses obtenues sont variables entre les études (Barbier *et al.* 2008; Bremer et Farley 2010). Des facteurs tels que les caractéristiques de la plantation, la proximité du milieu naturel et les utilisations passées du site pourraient être responsables de la variabilité des réponses obtenues (Felton *et al.* 2010; Bouchard

*et al.* 2018). Par exemple, le choix des espèces ligneuses utilisées et le fait de reboiser par monoculture ou plantation mixte pourraient influencer les plantes de sous-bois venant coloniser le site (Guariguata *et al.* 1995; Carnevale et Montagnini 2002; Barbier *et al.* 2008). Néanmoins, deux revues de littératures suggèrent que les plantations d'arbres indigènes sur des sites dégradés seraient plus enclines à promouvoir l'établissement d'une biodiversité supérieure, comparativement à d'autres types de plantations (Barbier *et al.* 2008; Bremer et Farley 2010).

Un aspect important à considérer lors du choix des espèces ligneuses à planter sur un parc à résidus est qu'elles soient adaptées aux conditions arides retrouvées sur les parcs qui peuvent être limitantes pour la survie et la croissance de jeunes arbres. Par exemple, les espèces utilisées doivent être capables de vivre et de se reproduire dans un sol ayant une faible capacité de rétention en eau, être peu exigeantes en termes d'éléments nutritifs et posséder un bon système racinaire pour s'ancrer dans le sol (Evanylo *et al.* 2005; Sheoran *et al.* 2010). Au Québec, plusieurs espèces indigènes présentent ces caractéristiques. C'est le cas du mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch), du bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marshall), du pin rouge (*Pinus resinosa* Aiton) et du pin gris (*Pinus banksiana* Lambert) (Gouvernement du Québec 2014). L'utilisation d'espèces colonisant les milieux perturbés comme l'aulne crispé (*Alnus alnobetula* subsp. *crispa* (Aiton) Raus) est aussi à considérer, car ce type d'espèce ligneuse présente une forte capacité d'acclimatation pour les milieux dégradés (Girard 2017). En plus, l'aulne possède la capacité de fixer l'azote atmosphérique en s'associant à des bactéries symbiotiques, une caractéristique qui pourrait être avantageuse pour favoriser la colonisation des herbacées (Girard 2017). L'utilisation d'espèces à croissance rapide représente aussi un choix intéressant, car elles pourraient offrir la possibilité de séquestrer rapidement du carbone et de former des haies brise-vent pour protéger les autres espèces de l'érosion éolienne. Le peuplier hybride (*Populus sp.*) et le mélèze laricin sont des espèces à croissance rapide et ayant déjà montré avoir un bon taux de survie, lorsque plantés sur des résidus miniers non acides en forêt boréale (Larchevêque *et al.* 2014).

### **1.3.2 L'APPLICATION D'AMENDEMENTS ORGANIQUES**

Améliorer la fertilité et la stabilité du sol s'avère nécessaire pour assurer le succès de la mise en végétation des parcs à résidus miniers (Tandy *et al.* 2011; Gagnon 2018). L'utilisation de

différents types d'amendements organiques a montré la capacité d'augmenter le pourcentage de recouvrement total et la biomasse de la végétation de sous-bois sur les parcs à résidus, en réponse à l'amélioration des caractéristiques physicochimiques du sol et l'augmentation de la concentration en nutriments (Haering *et al.* 2000; Shipitalo et Bonta 2008; Sheoran *et al.* 2010; Gardner *et al.* 2012; Larney et Angers 2012; Brown et Naeth 2014; Young *et al.* 2015; Faubert *et al.* 2016). Toutefois, l'application d'une trop grande quantité d'amendements peut provoquer une réduction de la diversité et de la richesse spécifique des communautés végétales. Cette réponse est généralement explicable par l'augmentation de la disponibilité des ressources qui permet à certaines espèces à croissance rapide, notamment les poacées, d'augmenter rapidement leur biomasse ce qui empêche les autres espèces d'accéder à la lumière (DiTommaso et Aarssen 1989; Fujimaki *et al.* 2009; Borden et Black 2011). Suding *et al.* (2005) ont montré que la probabilité de voir disparaître une espèce suite à une fertilisation en azote est de 10% pour les espèces de grandes abondances et de 60 % pour les espèces rares. Néanmoins, une utilisation adéquate des amendements peut favoriser l'établissement de communautés de plantes diversifiées, particulièrement sur des sites pauvres en nutriments, dont font partie les parcs à résidus miniers (Haering *et al.* 2000).

Plusieurs amendements organiques sont disponibles en grande quantité au Québec et pourraient être utilisés pour contribuer à la restauration de parcs à résidus miniers. Par exemple, l'humus forestier (premier horizon du sol de la forêt) est disponible directement sur les sites miniers, étant récupéré lors de la construction du parc ou lors de son agrandissement. Cet amendement a un contenu élevé en matière organique, en nutriments, en microorganismes et en graines d'espèces indigènes (Sydnor *et al.* 2002; Rivera *et al.* 2012; Zając et Zarzycki 2012; Macdonald *et al.* 2015). Toutefois, pour des raisons opérationnelles, l'humus forestier est souvent entreposé avant son utilisation ce qui peut entraîner sa compaction, la perte de champignons décomposeurs et de mycorhizes et la diminution de la viabilité de la banque de graines qui le compose (Rivera *et al.* 2012; Dhar *et al.* 2018). Aussi, cet amendement n'est pas toujours disponible en quantité suffisante pour recouvrir l'ensemble de certains parcs à résidus (Brown *et al.* 2014; Larchevêque *et al.* 2014). Comme autre option, les biosolides de papeteries (BP), un résidu organique généré par les industries de pâtes et papiers, représentent un potentiel d'utilisation en raison de leur grande disponibilité (Haering *et al.* 2000). À l'heure actuelle, ces résidus sont

enfouis ce qui entraîne l'émission de gaz à effet de serre (Faubert P *et al.* 2017). Toutefois, cette pratique ne sera en principe plus permise d'ici 2022 au Québec, les compagnies devront alors trouver une manière de les valoriser et une avenue possible est leur utilisation en tant qu'amendement (Faubert *et al.* 2016). Leur application sur des parcs à résidus miniers a révélé pouvoir apporter certains bénéfices pour la restauration, tels que la neutralisation du pH de sols acides, l'augmentation du carbone organique du sol et l'accroissement du pourcentage de recouvrement total de végétation (Haering *et al.* 2000; Green et Renault 2008; Young *et al.* 2015; Faubert *et al.* 2016; Chinchu et Sumi 2019). Finalement, les résidus d'origine animale représentent aussi un potentiel pour la restauration des résidus miniers puisque leur utilisation en agriculture est reconnue pour améliorer le rendement des cultures (Haering *et al.* 2000).

#### **1.4 LA BIODIVERSITÉ VÉGÉTALE**

À l'échelle mondiale, la forêt boréale n'est pas un écosystème connu pour avoir une grande diversité taxonomique. Néanmoins, cet écosystème abrite un large éventail d'espèces dont certaines sont uniques à ce type de forêt. Approximativement 20 300 espèces végétales y ont été identifiées (Ruckstuhl *et al.* 2008). Étant principalement dominée par des essences résineuses, une proportion importante de la diversité de la forêt boréale est constituée de plantes vasculaires, de bryophytes et de lichens se retrouvant en sous-bois ou sous forme de tapis (Zouaoui 2011; Arseneault *et al.* 2012). La composition de ces communautés est constamment modifiée par des agents de changements comme les perturbations naturelles (feux et épidémies d'insectes) (Bergeron et Fenton 2012).

L'un des objectifs de la restauration des parcs à résidus miniers est de rétablir un écosystème se rapprochant le plus possible du milieu naturel de départ (Dhar *et al.* 2018). Pour ce faire, la diversité des plantes de parcs à résidus miniers récemment restaurés peut être comparée aux communautés en régénération retrouvées dans une forêt ayant subi un feu, les brûlis ayant été jugés comme une bonne référence forestière dans la littérature scientifique (Errington et Pinno 2015). Ces deux types de perturbations (perturbation minière et brûlis) ont la caractéristique de laisser un sol exposé, sans végétation, où s'ensuivra un processus de succession naturel, c'est-à-dire une recolonisation par la végétation (Dhar *et al.* 2018; Jean *et al.* 2019).

Dans un brûlis, le taux de mortalité des tiges et le type de banque de graines créé par la perturbation sont les principaux facteurs déterminant les espèces qui seront retrouvées en sous-bois (Greene 2007). Dans les 15 années suivant le feu, la plupart des espèces qui étaient présentes avant la perturbation viennent recoloniser le sous-bois. Les espèces intolérantes à l'ombre seront les premières à s'établir, de même que les espèces se reproduisant par la dispersion de graines et de spores peuvent s'avérer dominantes, par ex. *Cladonia stellaris* et *Cladonia rangiferina* (Dhar *et al.* 2018; Jean *et al.* 2019). La diversité et l'abondance des lichens terricoles augmentent graduellement avec le temps (Zouaoui *et al.* 2014). Le feu a démontré favorisées les espèces de bryophytes colonisatrices au détriment des bryophytes pérennes (ex. *Pleurozium scherberii*) (Paquette *et al.* 2016). Pour ce qui est de la diversité floristique, elle atteint généralement une valeur maximale 25 ans à la suite de la perturbation, puis diminue en raison de la compétition interspécifique (Morneau et Payette 1989; Fortin *et al.* 1999). Vient ensuite une phase de stabilisation, où pendant 100 à 250 ans à la suite du feu, il n'y a pas de changement de la composition floristique (Morneau et Payette 1989). Les sites perturbés par l'activité anthropique, tels que les parcs à résidus miniers, quant à eux, vont généralement se faire coloniser par des plantes vasculaires dominées par des espèces à croissance rapide et des espèces colonisatrices qui possèdent de petites graines se dispersant au vent. On y retrouve aussi des bryophytes utilisant des spores pour se reproduire tels que *Ceratodon purpureus*, *Polytrichum spp.* et *Marchantia* (Venier *et al.* 2014).

## 1.5 MESURER LA BIODIVERSITÉ VÉGÉTALE

La biodiversité végétale d'un écosystème peut être exprimée par plusieurs indices (Magurran 2004). D'abord, l'abondance totale (ou le pourcentage total) de recouvrement est utilisée pour mesurer la proportion qu'occupe l'ensemble des espèces d'une communauté par unité d'espace. Ensuite, le nombre d'espèces qui compose cette même communauté est exprimé par la richesse spécifique (S). L'indice de Piéluou (J') est également calculé afin de mesurer l'équitabilité, c'est-à-dire la proportion occupée par chacune des espèces, pour évaluer le niveau de dominance. La biodiversité étant cependant constituée de plusieurs composantes (richesse, équitabilité des

abondances et identité des espèces), des indices plus complexes ont été développés pour la définir de façon plus exacte (Duffy et al. 2007). Jusqu'à ce jour, le plus utilisé est l'indice de Shannon ( $H'$ ) qui exprime la diversité en prenant compte du nombre d'espèces et de l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces. Cependant, selon Magurran (2004), l'indice de Simpson (1-D) mesure la biodiversité de manière plus exacte. Contrairement à l'indice de Shannon, l'indice de Simpson n'est pas influencé par la taille des échantillons et du type d'habitat. Ce dernier mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce (Keylock 2005).

La biodiversité peut aussi être évaluée selon une approche fonctionnelle. La diversité fonctionnelle se définit par « le nombre, le type et la répartition des fonctions exercées par les organismes au sein d'un écosystème » (Díaz et Cabido 2001; Petchey and Gaston 2006). Chez les communautés végétales, la diversité fonctionnelle peut se mesurer en utilisant des traits fonctionnels, c'est-à-dire des traits phénotypiques influençant la croissance, la survie et la reproduction des plantes (Violle *et al.* 2007). Ces traits correspondent, par exemple, à la surface foliaire, la taille de la plante à l'âge adulte, la taille des graines, etc. (Petchey and Gaston 2006). La diversité fonctionnelle peut aussi se mesurer à l'aide de groupements fonctionnels correspondant à la morphologie, la physiologie ou le cycle biologique des taxons, caractéristiques traduisant leur capacité d'adaptation à certaines conditions environnementales (Duckworth, Kent et Ramsay 2000; Semenova et van der Maarel 2000). Dans un contexte de restauration, mesurer la diversité fonctionnelle permet d'évaluer si un écosystème est constitué d'espèces possédant des fonctions diverses afin d'améliorer sa résilience face aux perturbations (Gastauer *et al.* 2017).

## **1.6 HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS**

Différentes hypothèses quant à la biodiversité végétale retrouvée sur différents scénarios de restauration de parcs à résidus miniers non acides à l'étude (Niobec, Mont-Wright) seront testées dans ce projet. En l'occurrence : (1) la biodiversité végétale sera supérieure dans les scénarios de restauration combinant reboisement et application d'amendements organiques, que dans les scénarios correspondant au cours normal des affairesensemencé principalement avec des herbacées et (2) les scénarios de restauration combinant reboisement et application d'amendements



auront une biodiversité similaire à celle d'un milieu naturel adjacent comparable. L'objectif général de ce projet est d'étudier l'effet de la restauration de parcs à résidus miniers sur la biodiversité végétale dans le contexte québécois. Les objectifs spécifiques sont (1) d'établir quels scénarios de restauration résultent en une biodiversité végétale supérieure, et ce, pour les sites miniers Niobec et Mont-Wright, (2) de déterminer si les scénarios de restauration combinant reboisement et application d'amendements ont une biodiversité similaire à celle d'un milieu naturel adjacent comparable.

**CHAPITRE 2**

**ARTICLE:** PLANT DIVERSITY ON TWO RECLAIMED MINES TAILINGS FACILITIES  
IN QUEBEC (CANADA) USING REFORESTATION AND APPLICATION OF ORGANIC  
AMENDMENTS

## ABSTRACT

Mining activities generate residues during the ore concentration process which results in large tailings storage facilities on most mine sites in Quebec, Canada. According to the guidelines of the Quebec Mining act, a minimal revegetation by using grasses or shrubs is required to reclaim tailings. We hypothesized that (1) the reclamation of mine tailings using planted woody species and soil organic amendments would increase plant diversity, compared to the business-as-usual (BAU) minimal requirements with sown herbaceous spp., and (2) restoration methods using trees and amendments would establish diverse plant communities similar to those found on reference sites (post-fire forest stands). Randomized complete block designs were established on tailings at Mont-Wright (iron ore, 52°46'N, 67°20'W) in 2015 and St-Honoré (niobium ore, 48°32'N, 71°08'W) in 2012, both within Quebec's boreal forest zone. The objective was to determine among the different reclamation methods – comprising of combinations of planted woody species with soil organic amendments (paper mill sludge biosolids, chicken manure, or topsoil) – which one increases plant community diversity the most on both sites, considering their respective climatic contexts and if plant communities similar than those found on reference sites would establish. Results showed that at Niobec, paper mill sludge mixed with topsoil enhanced total vegetation percent cover compared to the single use of topsoil. However, the amendment mixes reduced evenness ( $J'$ ) and diversity (1-D) due to the increased performance of grasses and invasive forbs. Plantations of woody species had no significant effect on diversity indexes (total percent cover,  $S$ ,  $J'$ , and 1-D). At Mont-Wright, paper mill sludge mixed with the Norco treatment (chicken manure and grass seeds) brought in the highest total plant cover, while the combination of the Norco treatment with topsoil, and the single application of topsoil and biosolids results in the highest values of evenness ( $J'$ ) and diversity (1-D). Our results showed that all restoration treatments tested lead to the establishment of distinct plant communities compared to natural reference sites.

## INTRODUCTION

Mining activities produce quantities of tailings which can cover vast areas. In Quebec (Canada), more than 13,000 ha are used to store these mining rocks wastes (Aubertin *et al.* 2002). Tailings impoundments are considered among the most damaging and longest-lasting environmental liabilities of the mining industry (Young *et al.* 2015). Most of the time, their creation results in the conversion of productive ecosystems into degraded lands, which cause a loss of ecological services, such as habitats for wildlife, nutrient cycling, and carbon sequestration (Bradshaw *et al.* 2009; Gastauer *et al.* 2017; Antonelli *et al.* 2018; Page-Dumroese *et al.* 2018).

To mitigate the impact of mining activities, restoration efforts are performed by industries to speed up natural succession on tailings facilities. However, bringing back their original ecological integrity is challenging, as many adverse factors limit vegetation establishment such as soil compaction, low organic matter content, erosion, poor nutrient availability, and low water-holding capacity (Vega *et al.* 2005; Sheoran *et al.* 2010; Gardner *et al.* 2012). Standard reclamation methods include the use of amendments and seeding of herbaceous plants (Tordoff *et al.* 2000; Cooke et Johnson 2002; Tandy *et al.* 2011; Brown and Chaney 2016). This method allows the establishment of a rapid protective vegetation cover which helps to limit erosion, as requested by the guidelines of the Quebec Mining act (MERN 2017b). Although this business-as-usual (BAU) minimal requirement benefits the restoration process, restoration methods that include the use of plantations and organic amendments could contribute to restoring the land into an ecosystem that is more similar to the pre-disturbed state.

Plantations are known to initiate natural succession, help to integrate mining sites into natural forested landscapes, and could increase carbon sequestration (Ussiri and Lal 2005; Larchevêque *et al.* 2014). Their presence also impacts micro-climatic conditions in the understory, which could influence plant community establishment (Lieffers and Stadt 1994; Brockerhoff *et al.* 2008; Paquette *et al.* 2008; Bremer and Farley 2010). For instance, tree canopy decreases light availability, which can limit the performance of grasses that can compete with other species (Sheoran *et al.* 2010; Bouchard *et al.* 2018). Although there are few published articles examining

to what extent plantations contribute to enhancing biodiversity establishment, some studies suggest that native trees on degraded lands could more likely promote the establishment of diverse plant communities (Barbier *et al.* 2008; Bremer and Farley 2010).

In addition, organic amendments are used to enhance soil fertility and increase vegetation success (Tordoff *et al.* 2000; Antonelli *et al.* 2018). Their application on tailings facilities has been shown to increase tree survival (Young *et al.* 2015), biomass, and total percent cover of understory vegetation (Haering *et al.* 2000; Shipitalo et Bonta 2008; Sheoran *et al.* 2010; Gardner *et al.* 2012; Larney and Angers 2012; Brown et Naeth 2014; Young *et al.* 2015). However, when applied at high rates, amendment additions can have a negative influence on plant communities, such as decreasing richness and diversity (DiTommaso and Aarssen 1989; Fujimaki *et al.* 2009; Borden et Black 2011). In Quebec, various organic amendments are available to restore mining sites. For instance, topsoil is an amendment often available on site, as it is collected when the tailings facility is created or enlarged. Their application for restoring tailings has shown to enhance soil conditions on the short term including increasing C and N concentrations and improving microbial activity (Girard 2017). However, this amendment is not always available in sufficient quantities and is often stockpiled before being applied, which can lead to its compaction and decrease seed viability (Larney and Angers 2012; Rivera *et al.* 2012; Brown *et al.* 2014; Dhar *et al.* 2018). As an alternative, paper mill sludge biosolids (PMS), a by-product from the pulp and paper industry, represents a significant potential for Quebec tailings restoration, since it is presently landfilled (Faubert *et al.* 2016; Chinchu and Sumi 2019). Finally, animal manure is an amendment used to increase crop productivity in agriculture, but could also benefit vegetation growth on tailings (Haering *et al.* 2000; Larney and Angers 2012).

The major goal of mine site restoration is enhancing site conditions to restore an ecosystem similar to the pre-disturbance state (Dhar *et al.* 2018). In the boreal forest, most of the plant diversity is found in the forest understory, which contains vascular plants, mosses and lichens (La Roi and Stringer 1976; Zouaoui 2011; Arseneault *et al.* 2012). The composition of these communities is constantly changing, because of natural disturbances such as wildfires and insect outbreaks that occur cyclically (Bergeron and Fenton 2012). Errington and Pinno (2015) have used post-fire

forests as natural references, to capture the first years of plant community succession, after removal of the forest canopy and understory vegetation. The comparison between post-fire references and recently restored mining sites appears valuable, wildfire being the foremost natural forest disturbance in the boreal zone.

While organic amendments and woody plantations appears to be beneficial for many aspects of tailing reclamation in the boreal zone, little is known about their effect on plant community diversity. These novel approaches must be examined since optimal restoration practices could mitigate the environmental impact of the mining industry, and contribute to ecological resilience of reclaimed mine sites. We hypothesized that (1) reclamation of mine tailings using planted woody species and soil organic amendments can increase plant diversity, compared to the business-as-usual (BAU) minimal requirements using herbaceous plants, and (2) restoration methods using trees and amendments can establish diverse plant communities similar to those found on post-fire (i.e. 11 years old sites), natural reference sites. The purpose of this research was to explore the impact of different reclamation methods, including different organic amendment applications (PMS, topsoil, and chicken manure), and plantation of woody plants, on understory plant communities' responses (total percent cover, richness, evenness, diversity, and functional groups abundances), in two mine tailings storage facilities in Quebec, Canada, and compare them to plant communities on natural reference sites.

## **MATERIAL AND METHODS**

### **Site description**

The study was conducted in 2018 on two tailings storage facilities in Quebec, Canada. The first site is located on a niobium mine (Niobec, inc.) in St-Honoré (48°32'N, 71°08'W). This site is part of the balsam fir-yellow birch bioclimatic domain of the boreal zone (MFFP 2016). It receives 934.5 mm of annual precipitations (which 223 mm is snow), with a mean annual temperature of 2.8 °C (Government of Canada 2019b). The second site is located on an iron mine tailing facility operated by ArcelorMittal Mining Canada at Mont-Wright, Fermont (52°46'N, 67°20'W). It is located within the Spruce-lichen bioclimatic domain (MFFP 2016), and receives 839.5 mm of

annual precipitations (which 428.7 mm is snow), with a mean daily temperature of -3.1 °C (Government of Canada 2019a). Both sites present non-acidic tailings (pH 7-8) with a relatively coarse texture (150 – 180 µm). Experimental plots were established on slopes of 15% at Niobec, and 10 % at Mont-Wright.

Restoration scenarios were compared to natural reference sites, which were recent post-fire forest stands. The reference sites were chosen according to the proximity of the mine site and time since last disturbance. One reference site for each mining site was selected according to these criteria. Due to the very limited number of sites fitting our criteria, the natural reference sites chosen did not burn on the same years the experimental sites were reclaimed. At Niobec, a mixed forest stand that burned in 2007 on a private land (48°29'30.4"N 71°00'53.3"W), and at Mont-Wright, a young black-spruce forest on public land that burned in 2007 (52°15'11.0"N, 67°41'27.5"W), were selected.

### **Experimental Designs**

A complete randomized block and factorial design, with four replicates, was set up at Niobec's tailing facilities in 2012. Ten restoration scenarios were tested, which included combinations of organic amendments (topsoil, and a mixture of topsoil and paper mill sludge (PMS)), and revegetation with trees (tamarack (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch), paper birch (*Betula papyrifera* Marshall), red pine (*Pinus resinosa* Aiton), a mix of the tree species, and a control with no tree).

At the Niobec site, a 10 cm layer of topsoil was surface applied on tailings with an all-terrain vehicle. The topsoil was excavated from another area of the tailing facility, and was stockpiled for two years. Each block was split into two main plots, to which were randomly attributed one of the two organic amendment treatments: 1) no application of amendment, and 2) the application (and rototilling) of paper mill sludge (from Resolute Forest Products, Jonquière, Qc; See table 1 for chemical characteristics) at a rate of 35 dry Mg ha<sup>-1</sup>. Main plots were then divided into five equal subplots (25 x 60 m), where trees 40 to 60 cm high were planted at a density of 2250 trees ha<sup>-1</sup>. Tree species were selected according to a multicriteria evaluation done by the mine company who assessed 11 criteria such as tolerance to drought, nutrient requirements, cost, etc. (unpublished

data). Each subplot was randomly attributed one of the five tree species selected; (1) no trees planted, (2) Tamarack and (3) red pine from the Forests, Wildlife and Parks Ministry (Normandin nursery, QC), (4) paper birch from the nursery Boucher (St-Ambroise, Qc), and (5) a mixture of all three tree species. White clover (*Trifolium repens* Linnaeus) was seeded on all plantation plots, and red clover (*Trifolium pratense* Linnaeus) on plots with no trees, both at a rate of 50 kg ha<sup>-1</sup>; this latter treatment was considered the business-as-usual (BAU) scenario of the Niobec site.

**Table 1.** Chemical characteristics of amendments used to restore tailings facilities of Niobec and Mont-Wright.

Site	Niobec	Mont-Wright	
Amendments	PMS	PMS	Chicken manure (Norco)
pH	7.64	7.47	-
C:N ratio	23.3	29	8.4
Total C (g kg <sup>-1</sup> )	350.0	464	295.65
Total N (g kg <sup>-1</sup> )	15.00	16.00	36.5
Total P (g kg <sup>-1</sup> )	2.1820	2.200	10.77
Total K (g kg <sup>-1</sup> )	0.830	0.880	18.98

The experimental design in Mont-wright was established in 2015, and consisted of a randomized block design with six amendment treatments, repeated in three blocks (See table 1 for chemical characteristics). The six treatments were randomly assigned to six main plots, and consisted of (1) a five year-old treatment called “Norco” (mixture of chicken manure, hay and herbaceous seeds) (N5), (2) paper mills sludge (applied at a rate of 50 dry Mg ha<sup>-1</sup>) on top of a 5-yrs old Norco treatment (PMS50+N5), (3) topsoil on top of a 5-yr old Norco treatment (topsoil+N5), (4) paper mills sludge (PMS50), (5) topsoil, and (6) a 3-yrs old Norco treatment (N3). The application of the Norco treatment alone was considered the business-as-usual (BAU) scenario at Mont-Wright.

The Norco treatment consisted in the application of chicken manure (5 Mg ha<sup>-1</sup>; See table 1 for chemical characteristics) and herbaceous seeds (grasses and forbs) at a rate of 220 kg ha<sup>-1</sup> (See Juge and Cossette 2015 for the seed mix). The topsoil used was collected on another area of the tailing facility during the same summer, and was surface applied to a depth of approximately 10 cm, with an all-terrain vehicle. Woody debris (stumps and branches) were also disposed on treatment plots.



Paper mills sludge were landfilled with ashes before their application (obtained from Resolute Forest Products, Baie-Comeau, Qc; See table 1 for chemical characteristics).

Considering the little time elapsed since plantation (3 years), and the very slow growth rate of trees, the planted species factor was not considered for the determination of plant biodiversity. A combination of local trees species (Jack pine (*Pinus banksiana* Lambert), green alder (*Alnus alnobetula* subsp. *crispa* (Aiton) Raus, and hybrid populus (*populus sp.* Clone 915318), were selected according to greenhouse a study investigating survival and growth (Boucher 2013) and were planted in all experimental units. Jack pines and hybrid populus were from the MFFP (nursery of Normandin), the green alders from the nursery of Girarville (Girarville, Qc), and were inoculated by Frankia (an N-fixing bacteria), by Sébastien Roy from the University of Sherbrooke.

### **Biodiversity sampling**

Plant communities were sampled by visual evaluation of percent cover (%) of species to the lowest taxonomical level possible during June to August 2018, 6 years (Niobec) and 3 years (Mont-Wright) after restoration. The inventory included vascular plants, mosses and lichens. A 1 m<sup>2</sup> quadrat was systematically set in the centre of each experimental unit on the tailings facilities sites. At reference sites, three quadrats were systematically aligned along geographic coordinates (North, South and West) at 3 m from the site centre. Total percent cover could exceed 100%. All the vegetation surveys were made by the same person. A sample of each species was collected to confirm the identification in the laboratory (at UQAC's vegetal and animal ecology lab, at UQAT's bryology lab, and at ULaval's Louis-Marie's herbarium).

### **Statistical Analysis**

Statistical analyses were conducted using R-software, version 3.6.1 (R Development Core Team 2019). Total percent cover, species richness (S), Pielou's evenness (J'), and Simpson's diversity (1-D) were calculated using the 'vegan' package (Oksanen *et al.* 2019). All data were tested for homogeneity of variance, and a transformation was performed when necessary (only richness at Mont-Wright was log transformed). Sources of variation for Niobec's experimental design were:

(1) number of blocks (n=4; random), (2) amendment application (PMS35+topsoil and topsoil; n=2; fixed), and (3) the type of woody species used in plantations (tamarack, paper birch, red pine, the mix of the tree species, and no plantation control; n=5; fixed). Sources of variation for Mont-Wright were: (1) number of blocks (n=3; random), and (2) treatments applied (PMS50, PMS+N5, topsoil, topsoil+N5, N3, N5; n=6; fixed).

ANOVAs were conducted to test for differences between plant community responses, in terms of total percent cover, S, J', 1-D, and functional groups (grasses, forbs and mosses). Post-hoc tests (Estimated marginal means (least-squares means)) were conducted if effects were significant ( $p < 0.05$ ). Community structures were analyzed via multivariate analysis based on Bray-Curtis dissimilarity distances and matrices. Species assemblages were calculated over square-root transformed data as suggested by Clarke and Warwick (2001). Single occurrence taxa were removed before to perform the matrix to reduce the noise. A permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) was conducted to test for differences on community structure among treatments. A non-metric multidimensional scaling (NMDS) was produced to display dissimilarities between samples on a two-dimensional ordination. A SIMPER analysis was conducted to identify discriminant's species that explained differences in diversity between treatments at Niobec. No statistical analyses were performed on reference sites since they were not part of the experimental designs.

## RESULTS

A total of 60 taxons were identified at Niobec, including both natives and non-native species (see Appendix A for specie's lists). Overall, we found forbs that belonged to twelve families, the most abundant family was *Asteraceae*. Also, ten grass species were identified, nine moss species, and three woody species, which were different than those used in the plantations. In total, 38 species were found at Mont-Wright, characterized by a high richness of grasses (8 species), and mosses (11 species). We also measured forbs that belong to eight families (mostly native *Ericaceae*), and two lichens genera (see Appendix A for species lists).

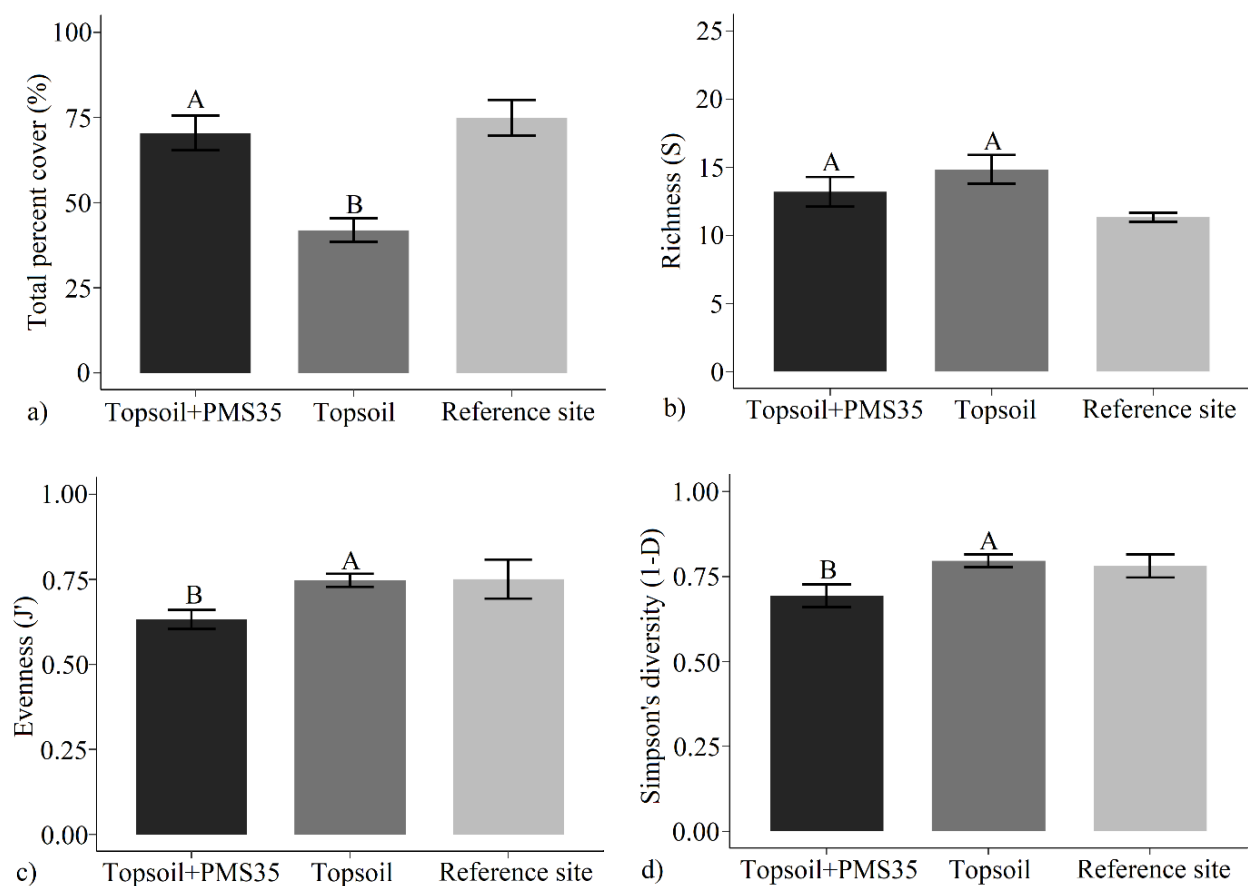
### **Influence of amendments and tree plantations on plant community responses at Niobec**

Tree plantations and the interaction between tree plantations and amendment application had no influence on plant community responses at Niobec, while the amendment application alone influenced total percent cover, evenness ( $J'$ ) and diversity (1-D) (Table 2). Vegetation cover was significantly higher in plots that were restored with both topsoil and PMS (70.5 %) than plots treated only with topsoil (41.9 %) (Fig. 1). While amendment application did not influence richness, evenness and diversity decreased when both topsoil and PMS were applied, compared to topsoil alone (Table 2; Fig. 1). This suggests that diversity declined because of the decrease in evenness related to the dominance of some species, and not because of a change in species number.

Furthermore, total vegetation cover in plots amended with topsoil and PMS was more similar to those on the reference site (Fig. 1). However, evenness and diversity on plots amended with topsoil were more similar to the reference site than those amended with both topsoil and PMS (Fig. 1).

**Table 2.** Summary of two-way ANOVAs testing the effect of amendments (topsoil+PMS35 and topsoil), and tree plantations (tamarack, red pine, paper birch, a mix of the three species, and control with no tree) on total percent cover, richness (S), Pielou's evenness ( $J'$ ) and Simpson's diversity index (1-D) at Niobec. Abbreviations: *df*: degree of freedom, F ratio: ratio of the between group variance to the within group variance, and p-value: statistical significance.

Source	<i>df</i>	F ratio	P-value	Source	<i>df</i>	F ratio	P-value
Total percent cover				Richness (S)			
Amendment	1	22.240	<0.001*	Amendment	1	1.1287	0.2975
Tree	4	1.4354	0.2493	Tree	4	0.4907	0.7425
Amendment*Tree	4	1.0716	0.3898	Amendment*Tree	4	0.5975	0.6676
Total	39			Total	39		
Evenness ( $J'$ )				Simpson's diversity (1-D)			
Amendment	1	22.2440	<0.001*	Amendment	1	6.4453	0.0166*
Tree	4	1.4354	0.2493	Tree	4	0.5226	0.7198
Amendment*Tree	4	1.0716	0.3898	Amendment*Tree	4	0.4317	0.7846
Total	39			Total	39		



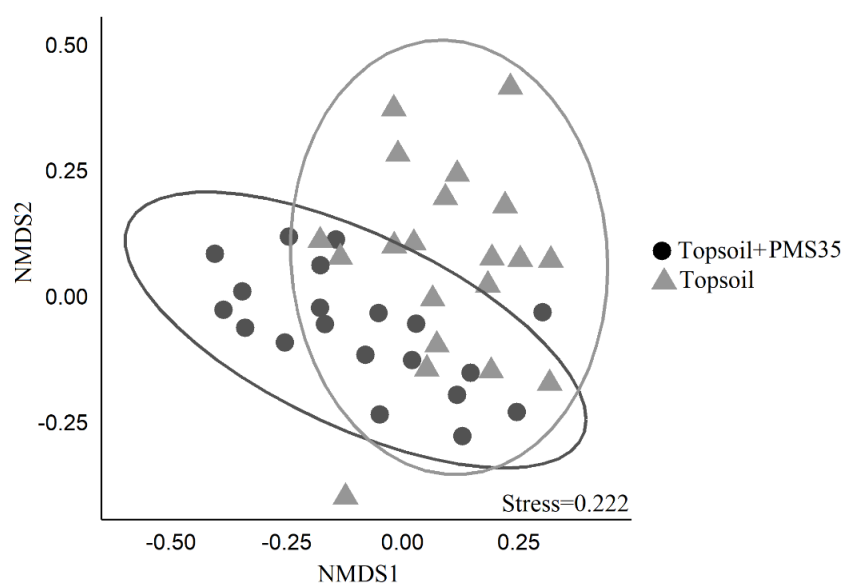
**Fig 1.** Mean (a) total percent cover, (b) richness (S), (c) Pielou's evenness ( $J'$ ), and (d) Simpson's diversity (1-D), according to the effect of amendments applications (topsoil+PMS35 and topsoil) ( $\pm$ SE;  $n=4$ ) at Niobec and its reference site. Letters represent statistical differences between treatments, following post-hoc tests, and brackets on each bar correspond to the standard error of means (the reference site was not included in the statistical model).

The response of plant communities was further investigated with a permutational multivariate analysis of variance which revealed that community structure based on Bray-Curtis dissimilarities was different between plots that received PMS and topsoil, and those that received topsoil only ( $p < 0.001$ , table 3). The analysis also revealed that the interaction between tree plantations and amendment application did not influence significantly the community's structure. The representation of the community's structure on the non-metric multidimensional scaling (NMDS) (Fig. 2), shows a visually acceptable representation (stress=0.222) of differences between

communities' structures, based on amendment treatments. In addition, the similarity percentage analysis (SIMPER) revealed that 13 species explain 72.2 % of dissimilarities between treatments (topsoil+PMS35 and topsoil) (Table 4). The species that contributed the most to dissimilarities were invasive species, such as *Tussilago farfara*, *Sonchus arvensis*, *Vicia cracca* and *Cirsium arvensis*, as well as the family *Poaceae* (grasses), and the moss species *Brachythecium campestre* (Table 4; Fig. 3).

**Table 3.** PERMANOVA testing community structure based on to the effect of paper mill sludge (PMS) application (PMS35+topsoil and topsoil) and tree plantation (*L. laricina*, *B. papyrifera*, *P. resinosa*, a mix of the three species and no tree control) at Niobec. Abbreviations: *df*: degree of freedom, *F*: pseudo-F, *p*(perm): values for statistical significance, and *Nb perms*: number of permutations.

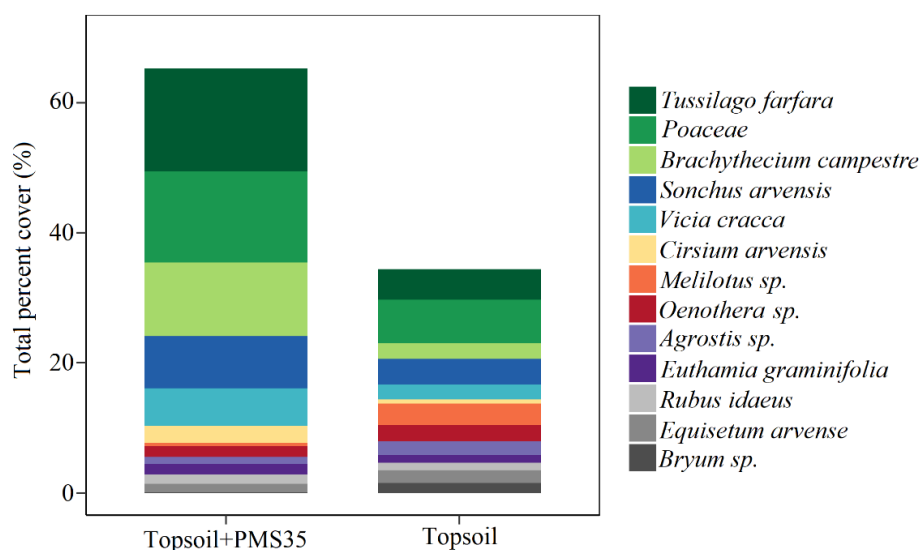
Source of variation	<i>df</i>	<i>F</i>	<i>P</i> (perm)	<i>Nb perms</i>
Amendment	1	3.9162	<0.001*	9999
Tree	4	0.7734	0.8203	
Amendment*Tree	4	0.6824	0.9238	
Residual	30			
Total	39			



**Fig 2.** NMDS representation of community structure according to the effect of amendments application (topsoil+PMS35 and topsoil) at Niobec. Ellipses are 95% confidence interval.

**Table 4.** Dissimilarity percentage of the species assemblage among treatments (topsoil+PMS35 and topsoil) based on the SIMPER analysis using square-root transformed data from Niobec.

Functional group	Taxons	Contribution to average between-group dissimilarity (%)	Cumulative contribution (%)
<b>Topsoil+PMS35 vs topsoil</b>			
Forb	<i>Tussilago farfara</i>	10.54	10.54
Grass	<i>Poaceae</i>	8.70	19.24
Moss	<i>Brachythecium campestre</i>	8.21	27.45
Forb	<i>Sonchus arvensis</i>	7.00	34.45
Forb	<i>Vicia cracca</i>	6.52	40.97
Forb	<i>Cirsium arvense</i>	5.11	46.08
Forb	<i>Melilotus spp.</i>	5.09	51.17
Forb	<i>Oenothera</i>	4.73	55.90
Grass	<i>Agrostis spp.</i>	4.18	60.08
Forb	<i>Euthamia graminifolia</i>	3.76	63.84
Forb	<i>Rubus idaeus</i>	2.98	66.82
Forb	<i>Equisetum arvense</i>	2.84	69.66
Moss	<i>Bryum spp.</i>	2.58	72.24



**Fig 3.** Percent cover (%) of species with the greatest contribution to the dissimilarity between plots amended with both topsoil and PMS and those amended with topsoil only (topsoil+PMS35 and topsoil), based on the SIMPER analysis at Niobec.

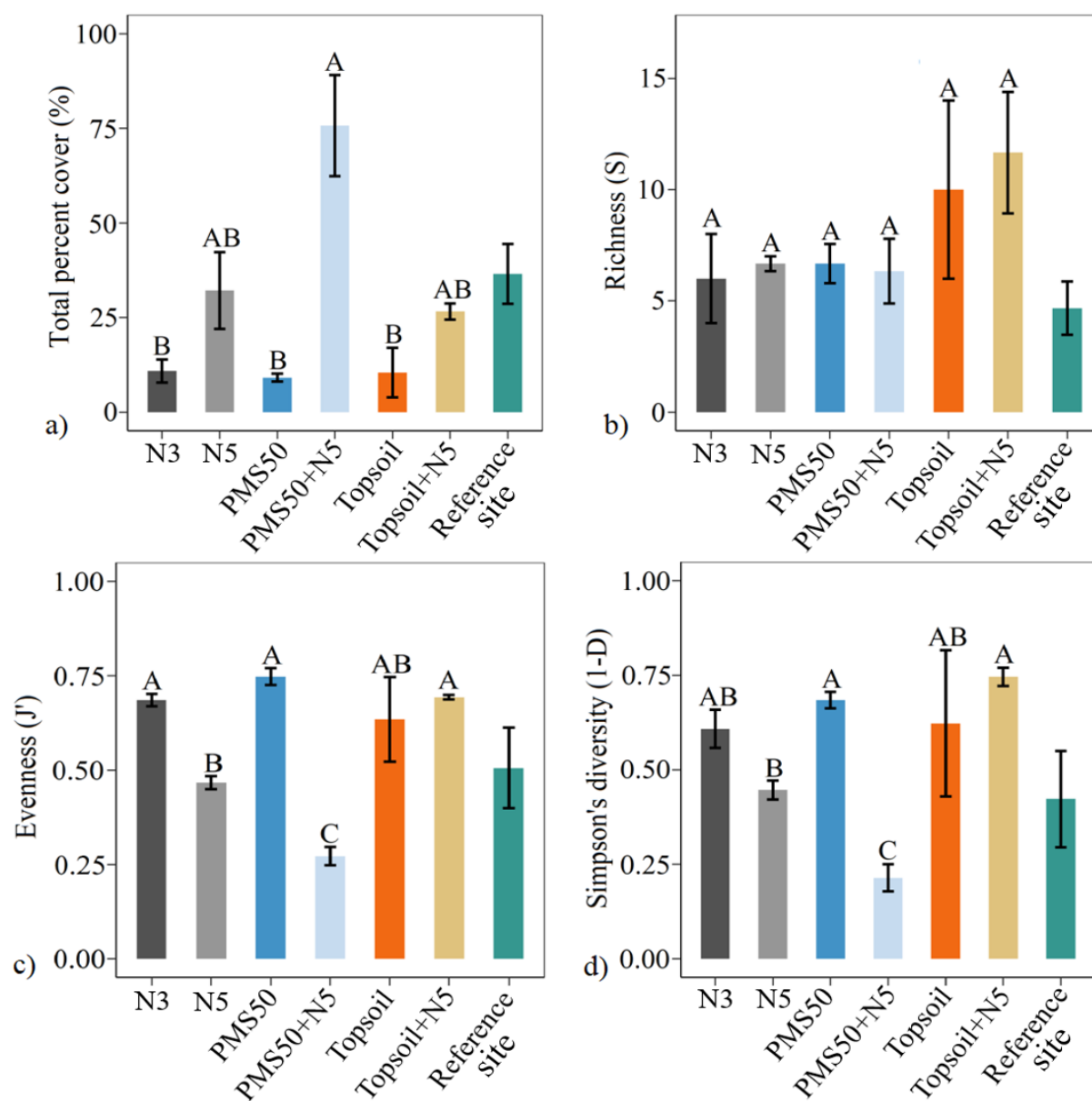
### Influence of amendments application on plant community responses at Mont-Wright

Amendment application at Mont-Wright significantly influenced the total percent cover,  $J'$  and 1-D (Table 5). The single application of PMS, topsoil and the Norco treatment (N3) resulted in a similar percent cover of plant (Fig. 4). The treatments that included a five-year-old Norco treatment (N5, PMS50+N5 and Topsoil+N5) resulted in higher total percent cover (Fig. 4). However, these treatments had a lower evenness and diversity compared to those treatments that did not include the Norco treatment. The treatment that tended to be the most distant from the reference site, according to plant community responses (total percent cover, evenness and diversity), was the five-year-old Norco treatment mixed with PMS (PMS50+N5). The plant percent cover, evenness, and diversity showed tendency to be more dissimilar to that in the reference site (Fig. 4).

**Table 5.** Summary of one-way ANOVAs testing the effect of amendment application (PMS50, PMS50+N5, topsoil, topsoil+N5, N3, N5) on total percent cover, richness (S), Pielou's evenness ( $J'$ ) and Simpson's index (1-D) at Mont-Wright. Abbreviation: *df*: degree of freedom, F ratio: ratio of the among group variance to the within group variance, and p-value: values statistical significance.

Source	<i>df</i>	F ratio	<i>p-value</i>	Source	<i>df</i>	F ratio	<i>p-value</i>
<i>Total percent cover</i>				<i>Richness (S)</i>			
Treatment	5	7.7602	0.0032*	Treatment	5	1.6147	0.2543
Total	15 <sup>a</sup>			Total	15 <sup>a</sup>		
<i>Evenness (J')</i>				<i>Simpson's diversity (1-D)</i>			
Treatment	5	28.462	<0.001*	Treatment	5	18.96	<0.001*
Total	15 <sup>a</sup>			Total	15 <sup>a</sup>		

<sup>a</sup> The total of N equal 15 because two plots were excluded since they were buried in tailings because of wind erosion and had no vegetation cover.



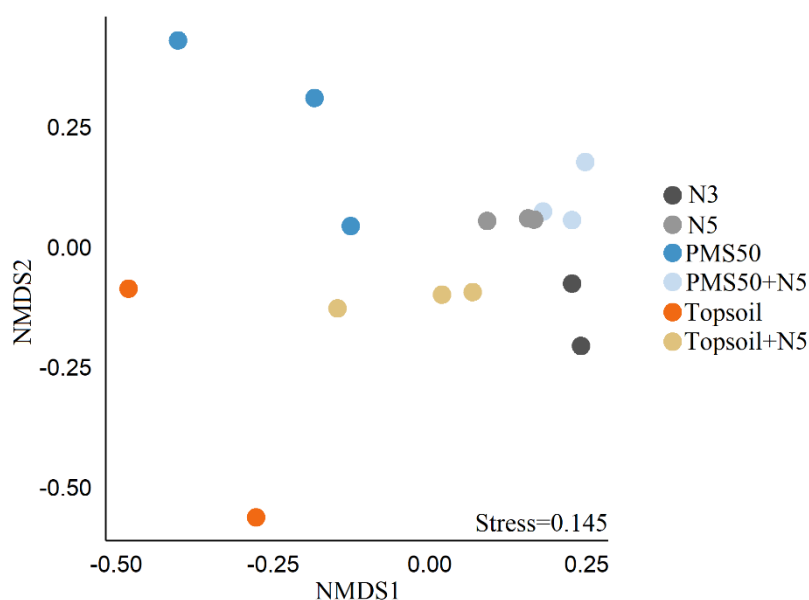
**Fig 4.** Mean (a) total percent cover, (b) richness (S), (c) Pielou's evenness ( $J'$ ), and (d) Simpson's diversity (1-D) based on restoration treatments (PMS50, PMS50+N5, topsoil, topsoil+N5, N3 and N5) ( $\pm$ SE;  $n=3$ ) at Mont-Wright. Letters represent statistical differences among treatments. The reference site was not included in the statistical model. Letters represent statistical differences between treatments, following post-hoc tests, and brackets on each bar correspond to the standard error of means (the reference site was not included in the statistical model).



The PERMANOVA revealed that communities' structure was significantly different among treatments ( $p < 0.001$ , table 6). According to the NMDS representation, community structure in treatments that included topsoil amendment were the most different from other treatments (Fig. 5). Too few points were present to calculate 95 % confidence interval ellipses, but the 0.145 stress index means that the graphic shows a good visual representation.

**Table 6.** Summary of PERMANOVAs testing the effect of amendment application (N3, N5, PMS50, PMS50+N5, topsoil, topsoil+N5,) on species assemblages at Mont-Wright.

Source	<i>df</i>	$R^2$	F	p-value	Nb perms
Treatment	5	0.62862	3.3853	<b>&lt;0.001*</b>	9999
Residual	10	0.37138			
Total	16	1.00000			

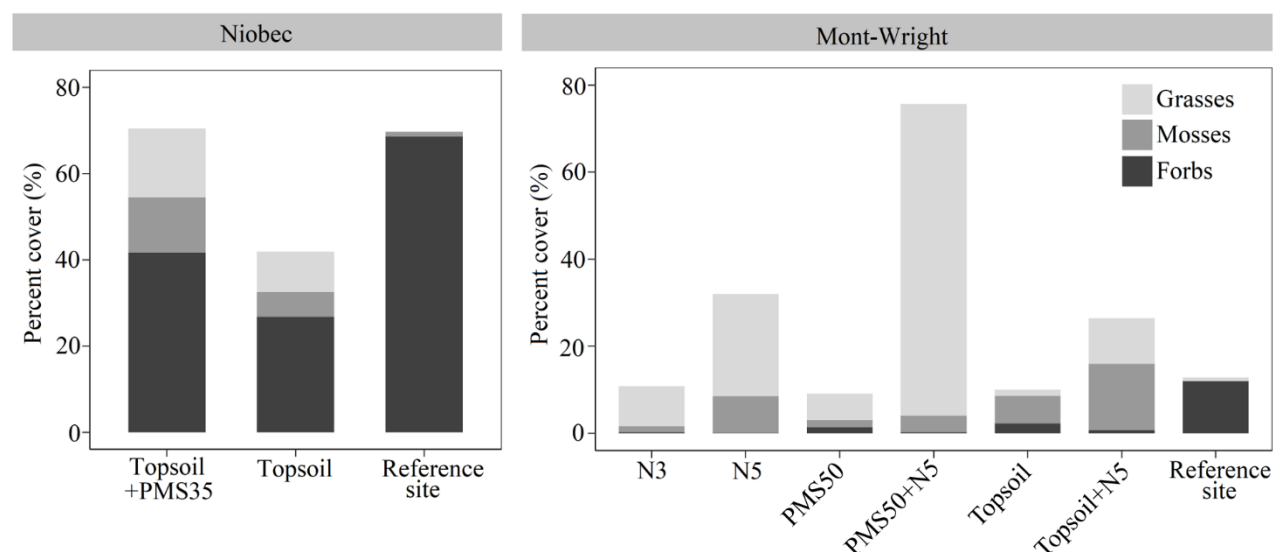


**Fig 5.** NMDS representation of community structure based on amendment application (N3, N5, PMS50, PMS50+N5, topsoil, topsoil+N5,) at Mont-Wright.

### Influence of amendments on functional groups at Niobec and Mont-Wright

At Niobec, while grasses ( $p=0.050$ ) and mosses ( $p=0.698$ ) had similar percent covers for both restoration treatments, the abundance of forbs was significantly higher on plots amended with either PMS and topsoil, than those amended with topsoil only ( $p=0.008$ ; Fig. 6). At Mont-Wright, performance of forbs was the same on all treatment plots ( $p=0.3469$ ). The mixture of PMS with a five-year-old Norco treatment (PMS50+N5) showed a higher abundance of grasses ( $p<0.001$ ), while the topsoil mixed with a 5-year-old Norco treatment (Topsoil+N5) had higher moss abundance ( $p=0.008$ ; Fig. 6).

Plants communities on both reference sites were characterized by a high abundance of forbs with a limited-to-no presence of mosses and grasses (Fig. 6). While forbs were the most abundant functional group at Niobec, their performance was low on all treatment plots at Mont-Wright.



**Fig 6.** Total percent cover of functional groups (grasses, forbs and mosses) based on restoration treatments at Niobec (topsoil+PMS35, topsoil, reference site) ( $n=4$ ), and at Mont-Wright (PMS50, PMS50+N5, topsoil, topsoil+N5, N3, N5 and reference site) ( $n=3$ ).

## DISCUSSION

### Total percent cover

At Niobec, adding PMS to topsoil increased total percent plant cover compared to a simple topsoil application. This response could be attributed to the high mineralizable organic N content in PMS (C:N ratio of 23.3), since it is generally accepted that N addition induces an increase in plant productivity in terrestrial ecosystems (Suding *et al.* 2005; Clark *et al.* 2008; Fujimaki *et al.* 2009). Young *et al.* (2015) showed a high utilization of organic N by plants following a 5.3 Mg ha<sup>-1</sup> PMS application (with a similar C:N ratio) mixed with a low fertilizer rate on mine gold tailings in Manitoba. They also measured a positive response of total plant cover to the PMS treatment, which they attributed to the increase in aggregate stability and microbial activity related to the organic C provided by PMS. Microbial activity is often used as an indicator of soil fertility, since it induces biogeochemical processes, such as N mineralization, which is an important component of plant growth (Amézketa 1999; Moynahan *et al.* 2002; Sheoran *et al.* 2010). In addition, Shipitalo and Bonta (2008) measured an increase in plant growth at a higher PMS application rate (136 dry Mg ha<sup>-1</sup>) on mine coal tailings in Ohio. They showed that PMS significantly reduced runoff and soil erosion and no nutrient loss was measured.

At Mont-Wright, plots amended with the five-year-old Norco treatment (chicken manure, hay and grass seeds) had a higher total percent cover of plants than other treatments plots that were amended three years before measurements. This response could be attributed to the longer elapsed time after treatment application, since organic amendments need biological processes to release available nutrients for plant uptake (Hagemann *et al.* 2016). The slow nutrients release associated with organic amendments, especially in this northerly site, could also explain why the single use of topsoil, PMS and the three-year-old Norco treatment had similar total plant cover (Larney and Angers 2012). The cold temperature could have limited nutrients release, since it modifies the nature of microorganisms and the rate of decomposition that lead to nutrient availability (Waksman and Gerretsen 1931; Honeycutt and Potaro 1990). The fact that only the Norco treatment contained seeds did not influence plant establishment success as the three-year-old Norco treatment had similar total percent covers than the other treatments applied at the same time.

## Richness, Evenness and Diversity

At both sites, amendments that produce the highest total percent cover resulted in those with the lowest evenness and diversity. Although amendment application influenced some plant community responses; it did not influence richness. Other studies reported no change in richness on mining sites or degraded grasslands, following nutrients addition (Díaz *et al.* 2007; Borden and Black 2011; Wójcikowska-Kapusta *et al.* 2017). This response does not coincide with the generally accepted “hump-backed-model” (HBM), which states that increasing net primary production lead to a decrease in richness (Grime 1973; Suding *et al.* 2005; Fujimaki *et al.* 2009). Adler *et al.* (2011) suggested that there might be better drivers for richness than productivity, such as resources supply rate, disturbance, habitat heterogeneity, biogeographic and assembly history, since they could not find conclusive evidence of the HBM in their multi-site experiment, as for the sites in the present study. In addition, studies have shown that species that colonize nutrient-poor sites react differently to nutrient addition than species that colonize richer sites (Chapin *et al.* 1986). The species that establish in poor conditions are equivalent competitors, thus an increase in primary production allows their coexistence and delays competition exclusion (Huberty *et al.* 1998). Overall, it takes more time for species richness to decrease in such nutrient-poor sites, since nutrient addition is initially expressed by changes in species abundance, which leads to a decrease in evenness and diversity (DiTommaso and Aarssen 1989; Huberty *et al.* 1998).

At Niobec, the application of PMS on topsoil increased the performance of invasive forbs, grasses and the moss *Brachythecium campestre*. These species seem to be well adapted to colonizing tailings, as previously reported multiple time on other mine sites (Futoransky *et al.* 2012; Bouchard *et al.* 2018; Dhar *et al.* 2018). Similarly, At Mont-Wright, numerous mosses that colonize perturbed sites performed well such as *Ceratodon purpureus*, *Polytrichum juniperinum*, and *Polytrichum piliferum* (Futoransky *et al.* 2012; Venier *et al.* 2014; Dhar *et al.* 2018).

## Functional Groups

At Niobec, forbs performed better on plots amended with topsoil and PMS than those amended with topsoil only. This response could be attributed to the enhancement of invasive species, which

revealed to be mostly forbs according to the SIMPER analysis. At Mont-Wright, the mix of the 5-year-old Norco treatment and PMS (PMS50+N5) enhanced performance of grasses. This response can be explained by the fact that this treatment produced the highest soil nutrient content (results not showed) and received a seed mix composed mostly of grasses. Nutrients are known to enhance performance of certain plant groups like C3 grasses, and decrease others like forbs and legumes (Pan *et al.* 2011). Furthermore, results revealed that applying topsoil mixed with the Norco treatment enhanced moss abundance. The micro-topographic heterogeneity created by the topsoil could have contributed to the increase in performance of this functional group, since the most abundant species found were disturbance associated bryophytes (Dhar *et al.* 2018). It should be also noted that wind erosion – and its likely mitigation by topsoil application – was particularly high at the Mont-Wright site. For instance, two plots have been buried by tailings because of wind erosion and were excluded from data analysis.

Overall, both sites showed to have distinct functional groups abundances compared to their reference site. The use of topsoil seems to increase moss performance, when applied on restored tailings. Although mosses can be associated with a healthy state in natural succession of the boreal forest, less is known about their presence on tailings, although they have been reported several times (Bergeron and Fenton 2012; Dhar *et al.* 2018). Errington and Pinno (2015) also found distinct communities on mining sites restored with either forest floor-mineral mix or peat-mineral mix. Dhar *et al.* (2018) stated that the differences between sites could be attributed to the fact that fires generally have biological legacies (surviving trees, snags, logs, patches of intact vegetation, sandbanks in tree crowns or soil) which lead to the development of competitive and structured communities more resistant to the invasions of volunteers, than communities that establish on tailings that don't have a pre-disturbance memory. Furthermore, the fact that the reference sites were older than the mining sites and that tailings are poor environment with harsh conditions probably contributed to the difference in plant diversity among sites.

## **Tree Plantations**

There is very little empirical evidence that plantations contribute to restoring biodiversity on mine sites, since there is a high variability of responses across studies. However, according to two published reviews, plantations of native trees on degraded lands could likely have a more positive effect on biodiversity establishment, than that with other plantation types in other ecosystems (Barbier *et al.* 2008; Bremer and Farley 2010). Our results at the Niobec site do not support this assumption, since our plantations did not influence any of the plant community responses measured (total percent cover, S, J' and 1-D), compared to the control plots with no trees. Felton *et al.* (2010) pointed out that other factors could influence biodiversity establishment in plantations, which could also explain why no general pattern emerges across studies. Plantation characteristics, proximity to native vegetation and the previous land use might be important process drivers (Felton *et al.* 2010). For instance, tree spacing has shown to play an important role in mediating plant facilitation by changing microclimatic conditions such as temperature, moisture, and light availability in the understory, all of which can influence plant community's composition (Lieffers and Stadt 1994; Barbier *et al.* 2008; Paquette *et al.* 2008; Bergeron and Fenton 2012; Venier *et al.* 2014).

Our results also suggest that using mixed or pure plantations had no short-term influence on plant diversity. To date, there is still little evidence that mixed plantations would be associated with a higher diversity than monoculture in the literature (Cavard and Bergeron 2011). Overall, further research needs to be performed to validate (or not) the longer-term influence of different plantation types on the establishment of plant diversity, to evaluate the potential of this restoration method on tailings storage facilities. One should also note that after six years of planted tree growth at Niobec, canopy closure – and associated light interception – was still not noticed (results not showed).

Finally, although plantations might not contribute to increasing plant diversity, their use could provide other benefits such as facilitating the establishment of other native tree species, integrate tailings facilities into the forested landscapes, provide wildlife habitats and increase carbon sequestration (Carnevale and Montagnini 2002; Ussiri and Lal 2005; Bouchard *et al.* 2018).

## CONCLUSION

The results of this study showed that organic amendment applications had a significant influence on plant community responses (total percent cover,  $J'$  and 1-D) at both studied sites (Niobec and Mont-Wright), while plantations did not impact any of these responses at Niobec. The application of PMS on topsoil results in less diverse communities than the single use of topsoil used in the business-as-usual (BAU) minimal method, six years after the restoration. At Mont-Wright, the early response of vegetation (3 years post-restoration) showed that the combination of the Norco treatment (chicken manure, hay and herbaceous seeds) with topsoil, and the single application of topsoil and biosolids results in the highest values of evenness ( $J'$ ) and diversity (1-D).

Overall, plant communities on tailings facilities were distinct from those found on post-fire forest stands used as natural references. It appears that topsoil enhances performance of mosses and the Norco treatment mixed with PMS brought in a high abundance of grasses, while natural sites were composed by a majority of forbs. Although planted trees did not contribute to the establishment of more diverse communities, tree plantation must be taken in consideration as it has the potential to provide other benefits, such as a more rapid integration of tailings facilities into the forested landscapes, wildlife habitats and carbon sequestration. In addition, our results could provide valuable insight to assess the influence of different restoration methods on plant communities of reclaimed mine sites. However, further research will be necessary to explore the longer-term influence of these amendments in other climatic contexts and applied at different rates.

### CHAPITRE 3

#### CONCLUSION GÉNÉRALE

Les résultats de cette étude ont montré que l'application d'amendements organiques a influencé significativement la réponse des communautés de plantes (pourcentage total de recouvrement, S, J' et 1-D), six ans après la restauration du parc à résidus de Niobec. Toutefois, la plantation d'arbres n'a pas eu d'influence significative sur la diversité des plantes retrouvées en sous-bois à court terme. L'application seule d'humus forestier utilisé par la méthode du cours normal des affaires (CNA) a révélé permettre l'établissement de communautés végétales plus diversifiées que la combinaison d'humus forestier et de biosolides de papetière. En effet, l'application de ces deux derniers a favorisé la performance des poacées et d'espèces envahissantes qui ont diminué l'équitabilité (J') et la diversité (1-D). Au Mont-Wright, trois ans suite à la restauration du parc à résidus, les communautés végétales se sont révélés être plus diversifiées dans les parcelles de traitement d'humus forestier combiné au procédé Norco (fumier de poulet, foin et graines de poacées), ainsi que pour les traitements ayant reçu une application seule d'humus forestier et de biosolides de papetières.

Sommes toutes, les communautés de plantes retrouvées sur les parcs à résidus miniers étaient distinctes de celles retrouvées sur les sites références (brûlis). Les traitements incluant l'utilisation d'humus forestier ont semblé contribués à l'établissement de mousses, alors que le traitement NORCO a provoqué une grande abondance de poacées; les sites de références étaient principalement constitués d'herbacées non-graminoïdes.

En conclusion, malgré que la plantation d'arbres n'ait pas contribué à l'établissement d'une biodiversité supérieure, l'utilisation du reboisement est tout de même à considérer comme choix de méthode à utiliser pour restaurer les parcs à résidus miniers, car les arbres plantés pourraient potentiellement fournir d'autres avantages tel que de mieux intégrer les sites restaurés dans les paysages forestiers, fournir des habitats pour la faune et augmenter la séquestration du carbone. De plus, les résultats ont permis de fournir des réponses quant à l'influence des méthodes de



restauration sur la diversité des communautés végétales sur les sites à l'étude. Toutefois, des recherches additionnelles à plus long terme seront nécessaires pour déterminer l'influence du reboisement et des amendements utilisées dans d'autres contextes climatiques et appliqués à différents taux d'application.

## RÉFÉRENCES

Adler PB, Seabloom EW, Borer ET, Hillebrand H, Hautier Y, Hector A, Harpole WS, O'Halloran LR, Grace JB, Anderson TM, Bakker JD, Biederman LA, Brown CS, Buckley YM, Calabrese LB, Chu C-J, Cleland EE, Collins SL, Cottingham KL, Crawley MJ, Damschen EI, Davies KF, DeCrappeo NM, Fay PA, Firn J, Frater P, Gasarch EI, Gruner DS, Hagenah N, Hille Ris Lambers J, Humphries H, Jin VL, Kay AD, Kirkman KP, Klein JA, Knops JMH, La Pierre KJ, Lambrinos JG, Li W, MacDougall AS, McCulley RL, Melbourne BA, Mitchell CE, Moore JL, Morgan JW, Mortensen B, Orrock JL, Prober SM, Pyke DA, Risch AC, Schuetz M, Smith MD, Stevens CJ, Sullivan LL, Wang G, Wragg PD, Wright JP et Yang LH. 2011. Productivity Is a Poor Predictor of Plant Species Richness. *Science*, 333 : 1750-1753.

Amézketa E. 1999. Soil aggregate stability: a review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14 : 83-151.

Antonelli P, Fraser L, Gardner W, Broersma K et Phillips M. 2018. Long term carbon sequestration potential of biosolids-amended copper and molybdenum mine tailings following mine site reclamation. *Ecological Engineering*, 117 : 38-49.

Arseneault J, Fenton N et Bergeron Y. 2012. Effets de l'ouverture de la canopée sur la diversité des bryophytes associées aux débris ligneux grossiers dans la pessière à mousse. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Abitibi-Témiscamingue, 83 p.

Aubertin M, Bussière B, Bernier L, Chapuis R, Julien M, Belem T, Simon R, Mbonimpa M, Benzaazoua M et Li L. La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. Dans : Congrès annuel de la Société canadienne de génie civile, Montréal, 2002.

Barbier S, Gosselin F et Balandier P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved-A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 254 : 1-15.

Bergeron Y et Fenton NJ. 2012. Boreal forests of eastern Canada revisited: old growth, nonfire disturbances, forest succession, and biodiversity. *Botany*, 90 : 509-523.

Bohrer SL, Limb RF, Daigh AL, Volk JM et Wick AF. 2017. Fine and coarse-scale patterns of vegetation diversity on reclaimed surface mine-land over a 40-year chronosequence. *Environmental Management*, 59 : 431-439.

Borden RK et Black R. 2011. Biosolids application and long-term noxious weed dominance in the western United States. *Restoration Ecology*, 19 : 639-647.

Bouchard H, Guittonny M et Brais S. 2018. Early recruitment of boreal forest trees in hybrid poplar plantations of different densities on mine waste rock slopes. *Forest Ecology and Management*, 429 : 520-533.

Boucher JF. 2013. Survie et croissance d'espèces forestières dans des substrats constitués principalement de résidus miniers provenant du Mont Wright. Technical Report. Chaire en écoconseil, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, QC, Canada, 33 p.

Bradshaw CJA, Warkentin IG et Sodhi NS. 2009. Urgent preservation of boreal carbon stocks and biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 24 : 541-548.

Bremer L et Farley K. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation*, 19 : 3893-3915.

Brockerhoff E, Jactel H, Parrotta J, Quine C et Sayer J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, 17 : 925-951.

Brown RL et Naeth MA. 2014. Woody debris amendment enhances reclamation after oil sands mining in Alberta, Canada. *Restoration Ecology*, 22 : 40-48.

Brown S et Chaney R. 2016. Use of amendments to restore ecosystem function to metal mining-impacted sites: tools to evaluate efficacy. *Current Pollution Reports*, 2 : 91-102.

Brown S, Mahoney M et Sprenger M. 2014. A comparison of the efficacy and ecosystem impact of residual-based and topsoil-based amendments for restoring historic mine tailings in the Tri-State mining district. *Science of the Total Environment*, 485-486 : 624-632.

Carnevale NJ et Montagnini F. 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management*, 163 : 217-227.

Carpenter SR, Mooney HA, Agard J, Capistrano D, DeFries RS, Díaz S, Dietz T, Duraiappah AK, Oteng-Yeboah A, Pereira HM, Perrings C, Reid WV, Sarukhan J, Scholes RJ et Whyte A. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106 : 1305-1312.

Cavard M et Bergeron C. 2011. Importance of mixedwoods for biodiversity conservation: Evidence for understory plants, songbirds, soil fauna, and ectomycorrhizae in northern forests. *Environmental Reviews*, 19 : 142-161.

CBD Secretariat. 2019. Convention on biodiversity target. Consulté le 10 décembre 2019, <https://www.cbd.int/sp/targets/>

Chapin FS, Vitousek PM et Van Cleve K. 1986. The nature of nutrient limitation in plant communities. *The American Naturalist*, 127 : 48-58.

Chinchu C et Sumi S. 2019. Pulp and paper mill fly ash: a review. *Sustainability*, 11 : 4394.

Clark CM, Clark CM et Tilman D. 2008. Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature*, 451 : 712-715.

Clarke KR et Warwick RM. 2001. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. 2nd Edition, PRIMER-E, Ltd., Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.

Cooke JA et Johnson MS. 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: a review of theory and practice. *Environmental Reviews*, 10 : 41-71.

Dhar A, Comeau PG, Karst J, Pinno BD, Chang SX, Naeth AM, Vassov R et Bampfylde C. 2018. Plant community development following reclamation of oil sands mine sites in the boreal forest: a review. *Environmental Reviews*, 26 : 286-298.

Díaz S, Lavorel S, Bello F, Quétier F, Grigulis K et Robson T. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS*, 104 : 20684–20689.

Díaz S et Cabido M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16 : 646-655.

DiTommaso A et Aarssen L. 1989. Resource manipulations in natural vegetation: a review. *Vegetatio*, 84 : 9-29.

Duckworth JC, Kent M et Ramsay PM. 2000. Plant functional types: an alternative to taxonomic plant community description in biogeography? *Progress in Physical Geography*, 24 : 515-542.

Duffy JE, Cardinale BJ, France KE, McIntyre PB, Thébault E, et Loreau M. 2007. The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecology Letters*, 10:522-538.

Errington RC et Pinno BD. 2015. Early successional plant community dynamics on a reclaimed oil sands mine in comparison with natural boreal forest communities. *Écoscience*, 22 : 133-144.

Evanylo G, Abaye A, Dundas C et Zipper C. 2005. Herbaceous vegetation productivity, persistence, and metals uptake on a biosolids-amended mine soil. *Journal of Environmental Quality*, 34 : 1811-1819.

Faubert P, Barnabé S, Bouchard S, Côté R et Villeneuve C. 2016. Pulp and paper mill sludge management practices : what are the challenges to assess the impacts on greenhouse gas emissions? *Resources, Conservation and Recycling*, 108 : 107-133.

Faubert P, Durocher Simon, Bertrand Normand, Ouimet Rock, Rochette Philippe, Tremblay Pascal, Boucher Jean-François et Villeneuve Claude. 2017. Greenhouse gas emissions after

application of landfilled paper mill sludge for land reclamation of a nonacidic mine tailings site. *Journal of Environmental Quality*, 46 : 950-960.

Felton A, Knight E, Wood J, Zammit C et Lindenmayer D. 2010. A meta-analysis of fauna and flora species richness and abundance in plantations and pasture lands. *Biological Conservation*, 143 : 545-554.

Fortin M-J, Payette S et Marineau K. 1999. Spatial vegetation diversity index along a postfire successional gradient in the northern boreal forest. *Écoscience*, 6 : 204-213.

Fujimaki R, Sakai A et Kaneko N. 2009. Ecological risks in anthropogenic disturbance of nitrogen cycles in natural terrestrial ecosystems. *Ecological Research*, 24 : 955-964.

Futoransky V, Fuller R et Donald G. 2012. Field protocol for assessing characteristic species thresholds in polygons on reclamation areas. Project Number 110218355. Consulté le 29 février 2020.

Gagnon F. 2018. Utilisation d'amendements organiques pour le reboisement du parc à résidus sans drainage minier acide de la mine niobec. Université du Québec à Chicoutimi, Saguenay, 37 p.

Gardner W, Broersma K, Naeth A, Chanasyk D et Jobson A. 2010. Influence of biosolids and fertilizer amendments on physical, chemical and microbiological properties of copper mine tailings. *Canadian Journal of Soil Science*, 90 : 571-583.

Gardner WC, Anne NM, Broersma K, Chanasyk DS et Jobson AM. 2012. Influence of biosolids and fertilizer amendments on element concentrations and revegetation of copper mine tailings. *Canadian Journal of Soil Science*, 92 : 89-102.

Gastauer M, Silva JR, Caldeira Junior CF, Ramos SJ, Souza Filho PWM, Furtini Neto AE et Siqueira JO. 2017. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. *Journal of Cleaner Production*, 172 : 1409-1422.

Girard S. 2017. Utilisation d'amendements organiques pour le reboisement du parc de résidus miniers sans rejet acide du Mont-Wright. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Saguenay, 54 p.

Gouvernement du Canada. 2017 (mis à jour le 10 août 2017). Convention sur la diversité biologique. Consulté le 10 octobre 2018, <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/organisation/affaires-internationales/partenariats-organisations/convention-diversite-biologique.html>

Gouvernement du Québec. 2014. Outil de comparaison des essences. Consulté le 9 mai 2019, <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/essences/comparaison.php>

Gouvernement of Canada. 2019a. Canadian Climate Normals 1971-2000 Station Data. Consulté le 10 mars 2020, [https://climate.weather.gc.ca/climate\\_normals/results\\_1981\\_2010\\_f.html?searchType=stnProx&txtRadius=50&selCity=&selPark=&optProxType=custom&txtCentralLatDeg=52&txtCentralLatMin=46&txtCentralLatSec=00&txtCentralLongDeg=67&txtCentralLongMin=20&txtCentralLongSec=00&txtLatDecDeg=&txtLongDecDeg=&stnID=6802&dispBack=0](https://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?searchType=stnProx&txtRadius=50&selCity=&selPark=&optProxType=custom&txtCentralLatDeg=52&txtCentralLatMin=46&txtCentralLatSec=00&txtCentralLongDeg=67&txtCentralLongMin=20&txtCentralLongSec=00&txtLatDecDeg=&txtLongDecDeg=&stnID=6802&dispBack=0)

Gouvernement of Canada. 2019b (mis à jour le 22 Octobre 2019). Canadian Climate Normals 1971-2000 Station Data. Consulté le 21 novembre 2019, [https://climate.weather.gc.ca/climate\\_normals/results\\_f.html?searchType=stnProx&txtRadius=100&selCity=&selPark=&optProxType=custom&txtCentralLatDeg=48&txtCentralLatMin=32&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongDeg=71&txtCentralLongMin=08&txtCentralLongSec=0&stnID=5941&dispBack=0](https://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_f.html?searchType=stnProx&txtRadius=100&selCity=&selPark=&optProxType=custom&txtCentralLatDeg=48&txtCentralLatMin=32&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongDeg=71&txtCentralLongMin=08&txtCentralLongSec=0&stnID=5941&dispBack=0)

Green S et Renault S. 2008. Influence of papermill sludge on growth of *Medicago sativa*, *Festuca rubra* and *Agropyron trachycaulum* in gold mine tailings: A greenhouse study. *Environmental Pollution*, 151 : 524-531.

Greene DF. 2007. The reduction of organic-layer depth by wildfire in the North American boreal forest and its effect on tree recruitment by seed. *Canadian Journal of Forest Research*, 37 : 1012-1023.

Grime JP. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242 : 344-347.

Guariguata MR, Rheingans R et Montagnini F. 1995. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restoration Ecology*, 3 : 252-260.

Haering K, Daniels W et Feagley SE. 2000. Reclaiming mined lands with biosolids, manures, and papermill sludges. Dans : *Reclamation of drastically disturbed lands*. p. 615-644.

Hagemann N, Harter J et Behrens S. 2016. Chapter 7 - Elucidating the impacts of biochar applications on nitrogen cycling microbial communities. Dans : *Ralebitso-Senior TK et H. Orr C* éd. *Biochar Application*. Elsevier, p. 163-198.

Honeycutt CW et Potaro LJ. 1990. Field evaluation of heat units for predicting crop residue carbon and nitrogen mineralization. *Plant and Soil*, 125 : 213-220.

Hopkins WG. 2003. *Physiologie végétale*. De Boeck Supérieur, Bruxelles, 532 p.

Huberty LE, Gross KL et Miller CJ. 1998. Effects of nitrogen addition on successional dynamics and species diversity in Michigan old-fields. *Journal of Ecology*, 86 : 794-803.

Isbell F, Gonzalez A, Loreau M, Cowles J, Diaz S, Hector A, Mace GM, Wardle DA, O'Connor MI, Duffy JE, Turnbull LA, Thompson PL et Larigauderie A. 2017. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature*, 546 : 65-72.

Jean M, Lafleur B, Fenton NJ, Paré D et Bergeron Y. 2019. Influence of fire and harvest severity on understory plant communities. *Forest Ecology and Management*, 436 : 88-104.

Juge C and Cossette N. 2015. Sustainable revegetation of iron mine tailings of north-eastern Québec and Labrador: choice of plant species, creation of a living soil and root microbial symbioses. *Canadian Reclamation*, 2 : 28-33.

Keylock CJ. 2005. Simpson diversity and the Shannon–Wiener index as special cases of a generalized entropy. *Oikos*, 109 : 203-207.

La Roi GH et Stringer MHL. 1976. Ecological studies in the boreal spruce-fir forest of the North American Taiga. II. Analysis of the bryophyte flora. *Canadian Journal of Botany*, 54 : 619-643.

Larchevêque M, Desrochers A, Bussière B et Cimon D. 2014. Planting trees in soils above non-acid-generating wastes of a boreal gold mine. *Écoscience*, 21 : 217-231.

Larney F et Angers D. 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: a review. *Canadian Journal of Soil Science*, 92 : 19-38.

LégisQuébec. 2018 (mis à jour le 5 juin 2018). Loi sur les mines. Consulté le 12 octobre 2018, <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cs/M-13.1>

Lieffers VJ et Stadt KJ. 1994. Growth of understory *Picea glauca*, *Calamagrostis canadensis*, and *Epilobium angustifolium* in relation to overstory light transmission. *Canadian Journal of Forest Research*, 24 : 1193-1198.

Lindenmayer DB, Hulvey KB, Hobbs RJ, Colyvan M, Felton A, Possingham H, Steffen W, Wilson K, Youngentob K et Gibbons P. 2012. Avoiding bio-perversity from carbon sequestration solutions. *Conservation Letters*, 5 : 28-36.

Lugo AE. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management*, 99 : 9-19.

Macdonald SE, Landhäuser SM, Skousen J, Franklin J, Frouz J, Hall S, Jacobs DF et Quideau S. 2015. Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. *New Forests*, 46 : 703-732.

Magurran AE. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Malden, 256 p.

Méral P et Pesche D. 2016. *Les services écosystémiques : Repenser les relations nature et société*. Éditions Quae, Versailles, 305 p.

Millennium ecosystem assessment. 2005. Ecosystems and human well-being : biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington, DC, États-Unis.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). 2016. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec. Consulté le 6 mai 2019, <https://mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/inventaire-zones-carte.jsp>

Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec (MERN). 2017a. Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles, Direction de la restauration des sites miniers, Québec, 56 p.

Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec (MERN). 2017b. Guidelines for Preparing Mine Closure Plans in Québec. Ministère du Développement durable, Direction de la restauration des sites miniers, Québec, 77 p.

Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec (MERN). 2018. Les dispositions législatives. Consulté le 07 mai 2019, <https://mern.gouv.qc.ca/mines/restauration-miniere/les-dispositions-legislatives/>

Morneau C et Payette S. 1989. Postfire lichenspruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Quebec. *Canadian Journal of Botany*, 67 : 2770-2782.

Moynahan OS, Zabinski CA et Gannon JE. 2002. Microbial community structure and carbon-utilization diversity in a mine tailings revegetation study. *Restoration Ecology*, 10 : 77-87.

Mukaro E, Nyakudya IW et Jimu L. 2017. Edaphic conditions, aboveground carbon stocks and plant diversity on nickel mine tailings dump vegetated with *Senegalia polyacantha* (willd.) seigler & ebinger. *Land Degradation & Development*, 28 : 1641-1651.

Oksanen J, Blanchet F, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlenn D, Minchin P, O'Hara R, Simpson G, Solymos P, Stevens M, Szoecs E et Wagner H. 2019. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6.

Organisation des Nations Unies (ONU). 1992. Convention sur la biodiversité biologique. Rio de Janeiro, 30 p.

Organisation des Nations Unies (ONU). 1993. Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement principes de gestion des forêts. Consulté le 10 décembre 2019, <https://www.un.org/french/events/rio92/rio-fp.htm>

Page-Dumroese D, Ott M, Strawn D et Tirocke J. 2018. Using organic amendments to restore soil physical and chemical properties of a mine site in northeastern Oregon, USA. *Applied Engineering in Agriculture*, 34 : 43-55.



Pan JJ, Ammerman D et Mitchell RJ. 2011. Nutrient amendments in a temperate grassland have greater negative impacts on early season and exotic plant species. *Plant Ecology*, 212 : 853-864.

Paquette M, Boudreault C, Fenton N, Pothier D et Bergeron Y. 2016. Bryophyte species assemblages in fire and clear-cut origin boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 359: 99-108.

Paquette A, Messier C, Perinet P et Cogliastro A. 2008. Simulating light availability under different hybrid poplar clones in a mixed intensive plantation system. *Forest Science*, 54 : 481-489.

Paul KI, Cunningham SC, England JR, Roxburgh SH, Preece ND, Lewis T, Brooksbank K, Crawford DF et Polglase PJ. 2016. Managing reforestation to sequester carbon, increase biodiversity potential and minimize loss of agricultural land. *Land Use Policy*, 51 : 135-149.

Petchey O et Gaston K. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9: 741-758.

R Development Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing.

Rivera D, Jáuregui BM et Peco B. 2012. The fate of herbaceous seeds during topsoil stockpiling: Restoration potential of seed banks. *Ecological Engineering*, 44 : 94-101.

Ruckstuhl KE, Ruckstuhl KE, Johnson EA et Miyanishi K. 2008. Introduction. The boreal forest and global change. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 363 : 2245-2249.

Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique. 2006. Perspectives mondiales de la diversité biologique, deuxième édition. Montréal, 83 p.

Semenova GV et van der Maarel E. 2000. Plant functional types: a strategic perspective. *Journal of Vegetation Science*, 11 : 917-922.

Sheoran V, Sheoran A et Poonia P. 2010. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: a review. *International Journal of Soil, Sediment and Water*, 3 : 1-13.

Shipitalo M et Bonta J. 2008. Impact of using paper mill sludge for surface-mine reclamation on runoff water quality and plant growth. *Journal of Environmental Quality*, 37 : 2351-2359.

Suding KN, Collins SL, Gough L, Clark C, Cleland EE, Gross KL, Milchunas DG et Pennings S. 2005. Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102 : 4387-4392.

Sydnor M, Sydnor M et Redente E. 2002. Reclamation of high-elevation, acid mine waste with organic amendments and topsoil. *Journal of Environmental Quality*, 31 : 1528-1528.

Talent AJ. 2012. *Earth and life: global biodiversity, extinction intervals and biogeographic perturbations through time*. Springer Science & Business Media, Australia, 1100 p.

Tandy S, Wallace HL, Jones DL, Nason MA, Williamson JC et Healey JR. 2011. Can a mesotrophic grassland community be restored on a post-industrial sandy site with compost made from waste materials? *Biological Conservation*, 144 : 500-510.

Tordoff GM, Baker AJM et Willis AJ. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, 41 : 219-228.

United Nations Environment Programme. 2018. *Law and National Biodiversity Strategies and Action Plans*. The Law Division for the United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya, 72 p.

Ussiri DAN et Lal R. 2005. Carbon sequestration in reclaimed minesoils. *CRC Critical Reviews in Plant Sciences*, 24 : 151-165.

Vega F, Vega F, Covelo E et Andrade M. 2005. limiting factors for reforestation of mine spoils from Galicia (Spain). *Land Degradation & Development*, 16 : 27-27.

Venier LA, Thompson ID, Fleming R, Malcolm J, Aubin I, Trofymow JA, Langor D, Sturrock R, Patry C, Outerbridge RO, Holmes SB, Haeussler S, De Grandpre L, Chen HYH, Bayne E, Arsenault A et Brandt JP. 2014. Effects of natural resource development on the terrestrial biodiversity of Canadian boreal forests. *Environmental Reviews*, 22 : 457-490.

Venkateswarlu K, Nirola R, Kuppusamy S, Thavamani P, Naidu R et Megharaj M. 2016. Abandoned metalliferous mines: ecological impacts and potential approaches for reclamation. *Reviews in Environmental Science and Bio-Technology*, 15 : 327-354.

Violle C, Navas M-L, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I et Garnier E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116 : 882-892.

Waksman SA et Gerretsen FC. 1931. influence of temperature and moisture upon the nature and extent of decomposition of plant residues by microorganisms. *Ecology*, 12 : 33-60.

Wang J, Ge Y, Chen T, Bai Y, Qian BY et Zhang CB. 2014. Facilitation drives the positive effects of plant richness on trace metal removal in a biodiversity experiment. *Plos One*, 9 : 9.

Woch MW, Stefanowicz AM et Stanek M. 2017. Waste heaps left by historical Zn-Pb ore mining are hotspots of species diversity of beech forest understory vegetation. *Science of the Total Environment*, 599 : 32-41.

Wójcikowska-Kapusta A, Urban D, Baran S, Bik-Małodzińska M, Żukowska G, Pawłowski A et Czechowska-Kosacka A. 2017. Evaluation of the influence of composts made of sewage sludge,

ash from power plant, et sawdust on floristic composition of plant communities in the plot experiment. *Environment Protection Engineering*, 43 : 129.

Young I, Renault S et Markham J. 2015. Low levels organic amendments improve fertility et plant cover on non-acid generating gold mine tailings. *Ecological Engineering*, 74 : 250-257.

Zajac E et Zarzycki J. 2012. Revegetation of reclaimed soda waste dumps: effects of topsoil parameters. *Journal of Elementology*, 17.

Zouaoui S. 2011. Dynamique des lichens terricoles du genre *Cladina* après les feux et les coupes dans le domaine de la pessière à mousses. Université de Montréal, Montréal, 182 p.

Zouaoui S, Boudreault C, Drapeau P et Bergeron Y. 2014. Influence of time since fire and micro-habitat availability on terricolous lichen Communities in black spruce (*Picea mariana*) boreal forests. *Forests*, 5: 2793-2809.

## APPENDIX A

**Table 7.** List of the species found at Niobec and Mont-Wright.

Niobec		Mont-Wright	
Taxon	Functional Type	Taxon	Functional Type
<i>Tussilago farfara</i> Linnaeus	Forb	<i>Vicia cracca</i> Linnaeus	Forb
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scopoli	Forb	<i>Rumex acetosella</i> Linnaeus	Forb
<i>Euthamia graminifolia</i> (L.) Nuttall	Forb	<i>Vaccinium oxycoccos</i> Linnaeus	Forb
<i>Sonchus arvensis</i> Linnaeus	Forb	<i>Vaccinium angustifolium</i> Aiton	Forb
<i>Oenothera</i> Linnaeus	Forb	<i>Chamaenerion angustifolium</i> (L.) Scopoli	Forb
<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wiggers	Forb	<i>Gaultheria hispidula</i> (L.) Muhl. ex Big.	Forb
<i>Vicia cracca</i> Linnaeus	Forb	<i>Equisetum pratense</i> Ehrhart	Forb
<i>Solidago rugosa</i> Miller	Forb	<i>Rhododendron canadense</i> (L.) Torrey	Forb
<i>Solidago canadensis</i> Linnaeus	Forb	<i>Kalmia polifolia</i> Wangenheim	Forb
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lamarck	Forb	<i>Ranunculus acris</i> Linnaeus	Forb
<i>Erigeron philadelphicus</i> Linnaeus	Forb	<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wiggers	Forb
<i>Prunella vulgaris</i> Linnaeus	Forb	<i>Trifolium repens</i> Linnaeus	Forb
<i>Equisetum arvense</i> Linnaeus	Forb	<i>Stellaria graminea</i> Linnaeus	Forb
<i>Melilotus</i> spp. Miller	Forb	Unknown plant 1	Forb
<i>Fragaria</i> spp. Linnaeus	Forb	Unknown plant 2	Forb
<i>Plantago lanceolata</i> Linnaeus	Forb	Unknown plant 3	Forb
<i>Pilosella aurantiaca</i> (L.) F.W. Schultz & Schultz Bip.	Forb	Unknown plant 4	Grass
<i>Trifolium</i> spp. Linnaeus	Forb	<i>Poaceae</i> Barnhart	Grass
<i>Medicago lupulina</i> Linnaeus	Forb	<i>Phleum pratense</i> Linnaeus	Grass
<i>Urtica dioica</i> Linnaeus	Forb	<i>Agrostis</i> spp. Linnaeus	Grass
<i>Rubus idaeus</i> Linnaeus	Forb	<i>Festuca</i> spp. Linnaeus	Grass
<i>Rubus pubescens</i> Rafinesque	Forb	<i>Poa</i> spp. Linnaeus	Grass
<i>Geum</i> spp. Linnaeus	Forb	<i>Bromus</i> spp. Linnaeus	Grass
<i>Verbascum thapsus</i> Linnaeus	Forb	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	Grass
<i>Achillea millefolium</i> Linnaeus	Forb	<i>Avenella flexuosa</i> (L.) Drejer	Grass
<i>Ranunculus acris</i> Linnaeus	Forb	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	Grass
<i>Vaccinium angustifolium</i> Aiton	Forb	<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.	Moss
<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) Á. Löve	Forb	<i>Polytrichum juniperinum</i> Hedw.	Moss
<i>Thalictrum</i> spp. Linnaeus	Forb	<i>Polytrichum piliferum</i> Hedw.	Moss
Unknown plant 1	Forb	<i>Dicranum condensatum</i> Hedw.	Moss
Unknown plant 2	Forb	<i>Pleurozium schreberi</i> (Willd ex Brid.) Mitt	Moss
Unknown plant 3	Forb	<i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb.	Moss
Unknown plant 4	Forb	<i>Pohlia camptotrachela</i> (Renauld & Cardot) Broth.	Moss
Unknown plant 5	Forb	<i>Pogonatum urnigerum</i> (Hedw.) P.Beauv.	Moss

Unknown plant 6	Forb	<i>Pogonatum dentatum</i> (Menzies ex Brid.) Brid.	Moss
Unknown plant 7	Forb	<i>Racomitrium canescens</i> (Hedw.) Brid.	Moss
Unknown plant 8	Forb	<i>Sphagnum</i> Linnaeus	Moss
Unknown plant 9	Forb	<i>Cladoniae</i> spp.	Lichen
<i>Poaceae</i> Barnhart	Grass	<i>Peltigera</i> spp.	Lichen
<i>Phleum pratense</i> Linnaeus	Grass		
<i>Agrostis</i> spp. Linnaeus	Grass		
<i>Festuca</i> spp. Linnaeus	Grass		
<i>Calamagrostis canadensis</i> (Michaux) Palisot de Beau.	Grass		
<i>Elymus repens</i> (Linnaeus) Gould	Grass		
<i>Hordeum jubatum</i> Linnaeus	Grass		
<i>Phalaris arundinacea</i> Linnaeus	Grass		
<i>Poa</i> spp. Linnaeus	Grass		
<i>Carex bebbii</i> (L.H. Bailey) Olney ex Fernald	Grass		
<i>Carex</i> spp. Linnaeus	Grass		
<i>Abies balsamea</i> (Linnaeus) Miller	Grass		
<i>Picea mariana</i> (Miller) Britton, Sterns & Poggenburgh	Grass		
<i>Thuja occidentalis</i> Linnaeus	Grass		
<i>Brachythecium campestre</i> (Müll.Hal.) Schimp.	Moss		
<i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb.	Moss		
<i>Barbula convoluta</i> Hedw.	Moss		
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw.	Moss		
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.	Moss		
<i>Thuidium recognitum</i> (Hedw.) Lind.	Moss		
<i>Aneura pinguis</i> (L.) Dumort.	Moss		
Unknown plant 10	Moss		

---