

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

UTILISATION DE BOIS RAMÉAL FRAGMENTÉ POUR FACILITER LA
COLONISATION NATURELLE DE STÉRILES MINIERS PAR DES ESSENCES
BORÉALES

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN ÉCOLOGIE

PAR
SIMON TAURINES

MAI 2019



BIBLIOTHÈQUE

Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans Depositum, site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous.

L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre. Il est donc interdit de reproduire ou de publier en totalité ou en partie ce document sans l'autorisation de l'auteur.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue obtained the permission of the author to use a copy of this document for non-profit purposes in order to put it in the open archives Depositum, which is free and accessible to all.

The author retains ownership of the copyright on this document. Neither the whole document, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

“The Earth is to be seen neither as an ecosystem to be preserved unchanged nor as a quarry to be exploited for selfish and short-range economic reasons but as a garden to be cultivated for the development of its own potentialities of the human adventure.”

- René Dubos

AVANT-PROPOS

Cet ouvrage est l'accomplissement de deux années de travail de recherches passionnantes réalisées au cours de ma maîtrise en écologie. Ce projet de recherche a permis de mener à bien des investigations sur la colonisation naturelle des essences boréales sur stériles miniers.

Le document se présente sous la forme d'un article, lequel sera soumis à publication. Les auteurs du document sont moi-même, Simon Taurines, et ma directrice de recherche, Marie Guittonny. Dans ce travail, j'ai collecté l'ensemble des données de terrain, procédé à leur analyse et rédigé l'ensemble du document qui suit. Ma directrice m'a apporté un soutien considérable dans l'ensemble de ces tâches, particulièrement en corrigeant et révisant rigoureusement mon travail rédactionnel.

REMERCIEMENTS

Avant toute chose, je souhaiterais remercier Marie, qui fut dans toute la réalisation de ce projet un véritable mentor pour moi. Elle a su m'investir de rigueur, d'autonomie et de passion. Ses réflexions lors de nos rencontres hebdomadaires m'ont permis de développer un esprit critique, outil précieux pour observer le monde qui nous entoure. Je suis reconnaissant de l'opportunité qu'elle m'a offert de faire cette maîtrise. Elle m'a également permis de porter un regard aiguisé sur les mondes de la recherche, de l'écologie et des mines.

De même, je souhaite remercier les différents enseignants de la maîtrise en écologie, sans qui je n'aurais pu avoir accès à l'information et à la formation scientifiques essentielles à la réalisation de ce projet. Je remercie également les différents membres de l'Institut de Recherche en Mines et Environnement (enseignants, personnels administratifs, techniciens et stagiaires) pour leurs appuis, encouragements et aide technique précieux. Ils sont les garants du bon fonctionnement et de la bonne ambiance de cette structure. Je remercie Martin Archambault, Josée Noël et Sarah-Jeanne Rivard, employés de Agnico Eagle, qui m'ont supervisé, accompagné dans la plupart de mes travaux de terrain et facilité mon intégration au sein du site industriel.

Je remercie mes parents Christian et Valérie, ainsi que mon frère Lucas, pour leurs continuels encouragements et soutiens. Sans eux, je n'aurais jamais pu développer la passion qui m'anime aujourd'hui. Ils m'ont tous les trois transmis leur amour pour la culture, l'art et la science.

Mes amis et collègues étudiants méritent également leur lot de reconnaissance pour leur support lors des moments de doutes, ainsi que pour nos nuits d'allégresse.

Enfin, ce projet n'aurait pu aboutir sans les appuis financiers de la compagnie minière Agnico Eagle et de l'organisme de soutien à la recherche MITACS.

TABLE DES MATIERES

AVANT-PROPOS	iii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLES	ix
LISTE DES ANNEXES.....	x
RESUME	xi
CHAPITRE 1 INTRODUCTION GENERALE.....	1
1. Problématique	1
2. Etat des connaissances	6
3. Objectifs du projet.....	21
CHAPITRE 2 USE OF RAMEAL CHIPPED WOOD (RCW) MULCH TO FACILITATE THE AFFORESTATION OF MINE WASTE ROCKS SUBSTRATUM, UNDER BOREAL CLIMATE.	23
Abstract	24
1. Introduction.....	25
2. Materials and methods	30
3. Results	39
4. Discussion	50
5. Conclusion	59
CONCLUSION GENERALE.....	61
ANNEXE	66
BIBLIOGRAPHIE	67

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Représentation diagrammatique des processus de succession naturelle et de restauration, d'après Bradshaw, 1982. Le développement écosystémique peut être quantifié en deux dimensions : structure et fonction (Temperton, Hobbs, Nuttle et Halle, 2004).....	7
1.2 Composantes principales pour la définition d'un état restauré satisfaisant, modifié d'après Aronson, 2010. (van Andel et Aronson, 2012).....	7
1.3 Relations entre écologie théorique, écologie de la restauration et restauration écologique (Falk et al., 2006).....	8
1.4 Héritage biologique et échelles spatiales en fonction du type de succession primaire, d'après Van Andel, 2012. (A) Volcans ; (B) moraines glaciaires ; (C) mines ; (D) transports ; (E) dunes ; (F) affleurements rocheux ; (G) glissements de terrain ; (H) plaines inondables.....	10
1.5 Filtres sélectifs et de l'évolution du pool en fonction de l'échelle, représentation conceptuelle adaptée au contexte du projet de recherche, d'après les travaux de Keddy, 1992. Regional filters : filtres géographiques ; Environmental filters : filtres environnementaux ; Biotic filters : filtres d'interactions biotiques.....	12
1.6 Exemples de traits morphologiques et physiologiques chez les plantes terrestres pouvant faire l'objet de discrimination par les filtres sélectifs. D'après Temperton et al., 2004.....	19
2.1 Position of the probes in the device according to each treatment thickness. DC: data logger.....	37

2.2	Treatments effect on <i>P. banksiana</i> (jack pine) and <i>B. papyrifera</i> (paper birch) germination (sown, survey 2017). S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.....	39
2.3	Treatments effect on <i>A. balsamea</i> (balsam fir) and <i>B. papyrifera</i> (paper birch) emergence (natural colonization, survey August 2017). S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.....	41
2.4	Treatments effect on <i>P. banksiana</i> (jack pine) and <i>A. balsamea</i> (balsam fir) seedlings survival (survey 2018). S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.....	42
2.5	Treatments effect on weed cover (survey 2017). S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.....	43
2.6	Substratum temperatures (°C) according to the treatments and atmospheric temperature (°C), during summer 2017. S (✕): sand, RCW-WR (✱): ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S (✚): ramial chipped wood over sand, WR (▲): waste rocks. Each line represent the day by day mean.....	44
2.7	Treatments effect on substratum temperature average in July and August 2017. S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.....	44
2.8	Treatments effect on daily minimal over maximal temperature (Tr) in July and August 2017. S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.....	45

2.9	Substratum volumetric water content θ (%) at ten cm depth according to the treatment and precipitations (mm), during summer 2017. S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Each line represent the day by day mean of the probes in each treatment.....	46
2.10	Treatments effect on volumetric water content average (%) in July and August 2017. S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.....	47
2.11	Treatments effect on cumulative NH_4^+ and P concentrations in substratum. S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.....	48
2.12	Treatments effect on cumulative NO_3^- concentrations in substratum. S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.....	48
2.13	Simple linear regressions between coniferous species germination <i>P. banksiana</i> (jack pine) and <i>A. balsamea</i> (balsam fir) and volumetric water content (August 2017 survey).....	49
2.14	Simple linear regression between <i>P. banksiana</i> (jack pine) germination rate and soil cumulative phosphorus concentrations.....	50

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Composition of the tree community (> 10 years old stand) in the reference forest area and nearby to the experimental site.....	31
2.2 Grain size characterization of coarse and fine parts of waste rocks (WR) and sand (S) materials, according to USDA texture classification (ISO 14688-1:2002). Mass percentage is obtained with the mass of sieve residue over the total mass of the sample.....	32
2.3 Chemical characteristics of substratum treatments before ramial chip wood (RCW) spreading (N=4, <2mm fraction), of forest soils in reference areas (0-20 cm sampling depth, <2mm fraction ; N = 2), and Quebec legal limit values concerning metal concentrations in soils (Quebec Government, 2016, Annexe 2, C critterium) (mg.kg-1 dry matter, ppm).....	35

LISTE DES ANNEXES

Annexe	Page
A Liste des familles d'herbacées adventices ayant colonisé le dispositif expérimental à la mine Lapa.....	66

RESUME

Les compagnies minières au Canada sont tenues par la législation de végétaliser la quasi-totalité des surfaces de leurs sites à la fin de leur exploitation. C'est un travail nécessaire pour rendre au paysage son esthétique originelle, mais aussi pour permettre la réhabilitation de l'écosystème et des services qui y sont associés. C'est un enjeu d'envergure étant donné les contraintes physiques, chimiques et biologiques auxquelles font face les végétaux lors de la colonisation naturelle de ces substrats. La dissémination, la germination des graines et la survie des plantules des essences forestières de la forêt boréale mixte nord-américaine sont des stades influencés par différents facteurs liés au substrat qu'elles doivent coloniser. Les conditions microclimatiques, les nutriments du sol, les relations biotiques font partie de ces propriétés du substrat. Les sols créés par l'exploitation minière, en particulier les zones d'entreposage des rejets miniers comme les roches stériles, présentent souvent des limitations pour l'établissement d'un grand nombre d'essences spécifiques à la forêt boréale. Ces technosols n'ont aucun horizon organique.

Les paillis organiques, comme le bois raméal fragmenté (BRF), pourraient reconstruire en partie cet horizon organique. Ils pourraient faciliter l'établissement des plantes, en particulier celui des essences forestières pionnières telles que le pin gris et le bouleau blanc. Ce projet de recherche visait à établir si un paillis de BRF permettait à ces espèces de s'installer sur des roches stériles et grâce à quels mécanismes. Nous avons en particulier évalué quels facteurs du sol sont améliorés grâce à cette approche avec BRF et si elle accélère les processus de recolonisation naturelle.

Nous avons installé un dispositif expérimental in situ sur le site minier de Lapa, propriété de Agnico Eagle, situé sur la faille géologique de Cadillac, en Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada, 48.23 ° N; 78.28 ° W). Quatre traitements ont été disposés en blocs complets aléatoires (4 blocs x 4 traitements) : stériles miniers scarifiés (WR), sable (S), BRF sur stériles miniers scarifiés (RCW-WR), BRF sur sable (RCW-S). Sur ce site, des relevés du taux de germination et de survie de semis, après ensemencement de graines de bouleau blanc et de pin gris ou après colonisation naturelle, ont été effectués. Des relevés de facteurs considérés comme importants pour l'établissement de ces essences ont été réalisés (conditions microclimatiques du substrat, disponibilité en nutriments, communauté végétale adventice).

Les résultats de cette étude ont offert une meilleure compréhension des mécanismes de colonisation naturelle des sites miniers par les essences de la forêt boréale. Ils ont

permis d'observer que l'utilisation d'un paillis de BRF n'a pas d'effet manifeste sur la germination des essences présentes sur le dispositif expérimental. Les taux de germination du pin gris sur les traitements WR, RCW-WR et RCW-S n'étaient significativement pas différents les uns des autres. Seul le taux de germination sur le traitement S était significativement plus bas que les autres. Une seule essence boréale s'est établie naturellement sur le site (sans ensemencement), le sapin baumier. A l'aide de relations polynomiales linéaires et quadratiques, nous avons pu déterminer quelles propriétés microclimatiques d'un sol minier après exploitation sont à améliorer pour l'établissement des différentes essences. La teneur en eau volumique du sol jouait un rôle prépondérant dans l'établissement d'une essence de fin de succession comme le sapin baumier (naturellement arrivé sur le site). La température du sol a été significativement tamponnée durant l'été avec les traitements avec BRF (RCW-WR, RCW-S) en comparaison avec les traitements avec sols minéraux. Mais ce changement au niveau de la température du sol n'a pas affecté la germination des essences. Un suivi à plus long terme serait congruent pour observer les effets du BRF et de sa décomposition sur la croissance des essences établies sur le site et le recrutement d'autres espèces. Ce travail a permis d'investiguer de manière expérimentale certains concepts écologiques (succession primaire, règles d'assemblages, filtres écologiques) pour les appliquer à la restauration d'une surface modifiée par une activité industrielle.

Mots-clés : végétalisation minière, succession primaire, restauration écologique, stériles miniers, conditions microclimatiques, pin gris, bouleau blanc.

CHAPITRE 1

INTRODUCTION GENERALE

1. Problématique

La restauration écologique est un domaine pluridisciplinaire visant à ramener un milieu perturbé à un état similaire à celui avant perturbation (Falk, Palmer et Zedler, 2006). Dans le contexte minier, les rejets issus de l'exploitation sont déposés sur diverses zones prévues à cet effet par les compagnies minières (remblais, haldes, parcs à résidus...). Ces zones constituent de larges surfaces de dépôt qui remplacent les écosystèmes préexistants. Ce sont ces zones qui nécessitent d'être restaurées. La restauration minière est déclinée en plusieurs stades de gestion restauratoire, entres autres, le terrassement et la stabilisation physico-chimique des sols (Aubertin, Bussièrre et Bernier, 2002). Le dernier stade, la revégétalisation, est le rétablissement de la végétation sur la zone perturbée. Cela a pour effet de réduire l'érosion du sol et de stabiliser les pentes (fixation physique des éléments du sol par les racines), ainsi que de réduire la percolation et le transport des contaminants (Morgan et Rickson, 2003). Cela permet également la récupération de l'esthétique du site cohérente et semblable au paysage alentour (Ministère de l'Energie et des Ressources Naturelles, 2016). Il est important de réintégrer la composition spécifique autochtone environnante pour rétablir les services écologiques et les processus écosystémiques originels (compétition, prédation, parasitisme, etc.) (Bradshaw, 1997b). Enfin, la présence de végétation initie l'autosuffisance de l'écosystème nouvellement formé (production de matière organique pour enrichir l'horizon organique du sol et favoriser l'établissement de nouvelles espèces) (Bradshaw, 1983). Pour un projet de revégétalisation minière, le substrat est la composante principale de l'environnement à considérer pour permettre

l'établissement de végétaux, en particulier leur germination (Walker et Del Moral, 2003).

Le substrat du site sur lequel est installé le dispositif expérimental de ce projet est composé de roches stériles. Principaux rejets solides miniers, les roches stériles sont des matériaux considérés comme non-valorisables dans l'extraction des minerais. Leur teneur en minerai est trop faible, leur exploitation est donc inutile. Ces roches sont donc souvent déposées en tas, appelés « haldes » à proximité de la zone d'extraction (Aubertin et al., 2002). Comme les mines en région boréale sont principalement installées dans des zones forestières, on cherchera principalement à rétablir des arbres sur ces roches stériles. Or, des carences en facteurs identifiés comme indispensables à l'établissement des végétaux sont remarquables sur ces stériles. La matière organique, les nutriments, leur capacité à retenir l'eau, les variations de température, l'absence de micro-organismes pédologiques, entre autres, sont des caractéristiques s'avérant limitantes au rétablissement de l'écosystème (Cooke et Johnson, 2002; Macdonald et al., 2015; Tordoff, Baker et Willis, 2000). Elles sont de véritables contraintes freinant la régénération des essences de la forêt environnante (Walker et Del Moral, 2009). Optimiser l'efficacité des approches de végétalisation nécessite de réduire ces contraintes au rétablissement de la végétation. Ainsi l'amélioration du substrat à l'aide d'un paillis peut contribuer à réduire ces contraintes (Hattab et al., 2014). Au Zimbabwe, des travaux ont montré que l'utilisation de paillis améliorait la capacité de rétention en eau, ainsi que la structure du sol et diminuait la croissance des herbacées adventices, augmentant le rendement de production agricole (Mutetwa et Mtaïta, 2014). Dans le cas d'environnements semi-arides, en général, les traitements de paillis permettent le stockage d'une plus grande quantité d'eau dans le sol que dans un sol minéral (Chakraborty et al., 2008; Zhao, Pang, Wang, Huo et Li, 2014). Les variations du volume d'eau dans la couche la plus superficielle du sol (0-10 cm) sont hautement dynamiques compte tenu des échanges de vapeur d'eau dans l'interface sol-atmosphère en comparaison avec les couches plus profondes (Bittelli et al., 2008). Cependant, le

dépôt d'un paillis (organique ou plastique) sur un sol réduit les fluctuations d'humidité et de température du sol (Abouzienna, Radwan et Eldabaa, 2015).

Un matériau présente un intérêt grandissant dans les travaux de végétalisation (agricoles, horticoles, sylvicoles ...), le bois raméal fragmenté. Il s'agit d'un matériau organique composé de copeaux de rameaux d'arbustes (Barthès, Manlay et Porte, 2010). Il offre vraisemblablement un appui à l'établissement de la végétation, lors de sa décomposition (Tissaux, 1996). Les propriétés physiques du matériau pourrait améliorer les propriétés de rétention d'eau et de création de microsites favorables à la captation et à la germination des semences (Munn, 1992). Pédologiquement, il permet de créer un nouvel horizon organique après sa décomposition (Brown et Naeth, 2014). Par ailleurs, il semble être un vecteur idéal pour le recrutement de la pédofaune et des micro-organismes essentiels à l'établissement de la végétation, en constituant un habitat (Houle et Babeux, 1994). Malheureusement, la littérature scientifique à son sujet reste relativement succincte, notamment dans le domaine de la végétalisation naturelle et non assistée (à l'inverse de la sylviculture, par exemple). Ici, il s'agira de définir s'il présente un intérêt dans les travaux de revégétalisation minière naturelle.

La germination et la survie sont les deux stades de vie critiques pour l'établissement des plantules d'arbres (Grubb, 1977). La germination des graines, stade correspondant à l'émergence de la plantule, requiert une disponibilité en eau du sol et une température adéquate pour initier son processus (Greene et al., 1999). La survie de la plantule nouvellement apparue – stade correspondant à la phase d'enracinement puis de développement du système caulinaire – implique un panel de facteurs abiotiques (disponibilité nutritionnelle, teneur en eau volumique, température adéquate) permettant la photosynthèse et le prélèvement de nutriments dans le sol (Baskin et Baskin, 1998). Elle est aussi dépendante de facteurs biologiques comme la compétition avec les espèces herbacées adventices ou la symbiose mycorhizienne, par exemples

(Rigg et al., 2016). Les exigences autour de ces facteurs sont variables d'une espèce à l'autre (Harper et Benton, 1966).

L'environnement fonctionne comme un ensemble de filtres (caractéristiques physiques, chimiques, biologiques, écologiques ...) éliminant toutes les espèces ne possédant pas la capacité de tolérer ces filtres (Falk et al., 2006). Il est possible de définir deux types de règles permettant d'établir des prévisions quant à l'établissement des espèces dans un environnement donné : les règles d'assemblage et les règles de réponse (Keddy, 1992). Dans un projet de revégétalisation tel que celui-ci, ces règles peuvent être utilisées dans le but de choisir les espèces qui seront les mieux disposées à germer et à survivre dans l'écosystème nouvellement formé. Les règles de réponses permettent de prévoir les réponses des essences à certains facteurs environnementaux modifiés par les traitements (Keddy, 1992). Ces règles seront détaillées plus loin dans le document.

La connaissance des processus de succession écologique est un outil essentiel pour choisir avec pertinence les essences à réintroduire sur le site à restaurer (Bradshaw, 1983). Ici, nous sommes dans un contexte de succession allogénique primaire, c'est-à-dire : juste après perturbation, une succession d'espèces sur un substrat nu et sans héritage biologique (Walker et Del Moral, 2009). L'ouverture canopique ne favorise pas les espèces tolérantes à l'ombre (« shade tolerant »). Ce contexte nécessite donc de choisir des espèces arborées pionnières, héliophiles, compte tenu de l'ouverture canopique provoquée par le déboisement de la zone industrialisée (Finegan, 1984). Le bouleau blanc (*Betula papyrifera*, Marshall, 1785) et le pin gris (*Pinus banksiana*, Lamb., 1803) sont deux espèces pionnières de la forêt boréale s'établissant préférentiellement après feux (Rudolph et Laidly, 1990; Safford, Bjorkbom et Zasada, 1990). Par conséquent, ce sont des essences appropriées pour des travaux de végétalisation de sites miniers.

Le pin gris se régénère par sérotinie. Ses graines s'établissent donc facilement dans des habitats ayant subi une forte perturbation, ce qui en fait un candidat intéressant pour la végétalisation d'une zone perturbée (Ackerman et Farrar, 1965). C'est une espèce pionnière de succession secondaire (après perturbation avec héritage biologique au niveau du sol). Cependant, comme d'autres conifères, il est capable de germination rapide sur des zones où le sol minéral est apparent (e.g. sur moraine) (Finegan, 1984; Trugman et al., 2016). Les plantules de ce conifère supportent mal la sécheresse (Rudolph et Laidly, 1990). C'est d'ailleurs une forte cause de la mortalité à ce stade de vie, notamment sur des sols à granulométrie grossière (Rudolph et Laidly, 1990). Les plantules du bouleau blanc sont très sensibles aux variations extrêmes d'humidité du sol, de la température et de la lumière (Bjorkbom, Marquis et Cunningham, 1965). Comme le pin gris, sa germination la plus efficace apparaît vraisemblablement sur sol minéral (Hutnik, 1954; Safford et al., 1990). Une fois la germination terminée, les plantules ont besoin d'une grande quantité de lumière (Safford et al., 1990). Cependant, elles sont relativement sujettes à l'herbivorie.

La question principale de ce projet de maîtrise consiste à se demander si un amendement sous forme de paillis de bois raméal fragmenté facilite l'établissement naturel de la végétation pionnière (principalement arborée) sur un substrat constitué par des roches stériles de mine d'or en améliorant les conditions d'humidité et de température.

2. Etat des connaissances

2.1 Contexte et enjeux de la restauration écologique appliquée au domaine minier

La restauration écologique est définie comme une tentative de retour vers un état historique connu pour un système donné (Bradshaw, 1997b; Falk et al., 2006). Cependant, un tel objectif est presque inatteignable en réalité (van Andel et Aronson, 2012) (cf. Figure 1). En effet, les écosystèmes sont des entités hautement dynamiques. Par conséquent, la restauration d'un écosystème en introduisant (ou en réintroduisant) des espèces ne permet pas le rétablissement parfait de cette dynamique des réseaux établie originellement (Dutoit, 2013). Une approche plus réaliste, avant d'entamer tout projet de restauration, viserait plutôt à se fixer comme objectif d'atteindre un état considéré comme acceptable pour l'autosuffisance (capacité pour l'écosystème à s'autosuffire et à ne pas nécessiter l'action de l'Homme), le bon fonctionnement (selon les critères législatifs imposés à l'industrie minière) et l'esthétique du système concerné (critères socio-politiques) (cf. Figure 1.2).

L'écologie de la restauration (écologie appliquée) est un domaine qui fait intervenir les connaissances théoriques scientifiques en écologie. Elle permet de développer les processus techniques de restauration écologique (mise en pratique). Ce domaine interagit avec le domaine supra-jacent (écologie théorique) à travers un échange mutualiste de connaissances entre ces deux sphères, mais aussi avec le domaine subordonné correspondant à la science technique de restauration écologique (Falk et al., 2006) (cf. Figure 1.3).

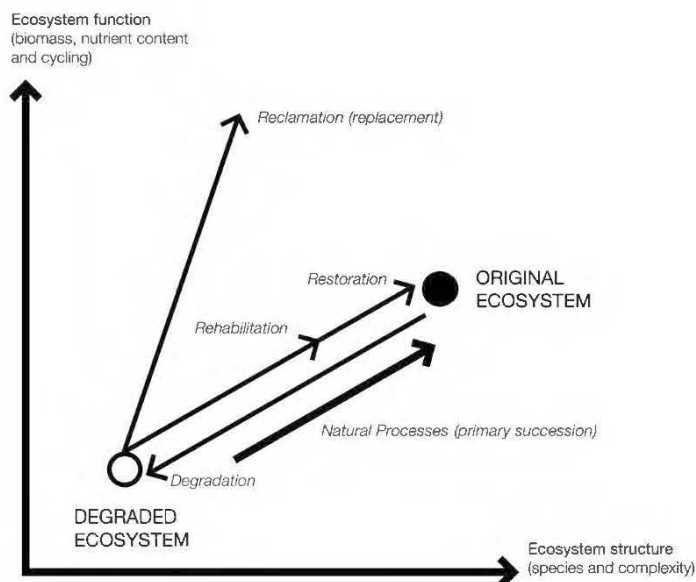


Figure 1.1 Représentation diagrammatique des processus de succession naturelle et de restauration, d'après Bradshaw, 1982. Le développement écosystémique peut être quantifié en deux dimensions : structure et fonction (Temperton, Hobbs, Nuttle et Halle, 2004).

Par ailleurs, la restauration écologique offre un appui expérimental pouvant servir à établir ou valider les concepts théoriques. En outre, elle est la résultante de la mise en pratique de ces mêmes concepts théoriques. Elle a donc deux rôles : réparer les écosystèmes et tester les connaissances actuelles dans le domaine.

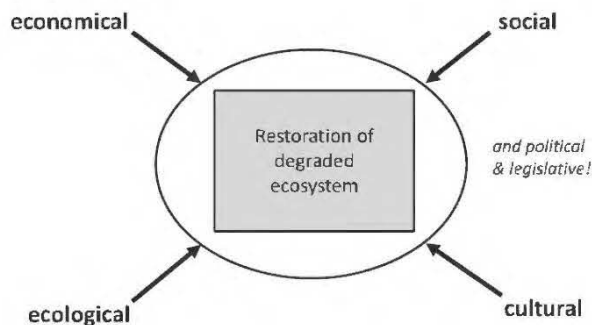


Figure 1.2 Composantes principales pour la définition d'un état restauré satisfaisant, modifié d'après Aronson, 2010. (van Andel et Aronson, 2012)

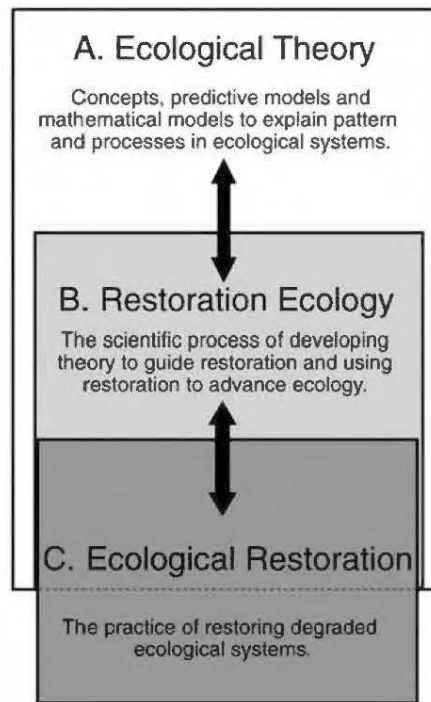


Figure 1.3 Relations entre écologie théorique, écologie de la restauration et restauration écologique (Falk et al., 2006)

2.2 Etablissement dans le cadre de la restauration minière

Lors de la restauration d'un site minier, plusieurs contraintes s'appliquent à l'établissement de la végétation. Ces contraintes sont de plusieurs ordres : physiques, chimiques et biologiques. Les relations sol-plante sont déterminantes pour l'établissement pérenne des végétaux. Les contraintes sont variables selon le type de perturbation qu'a subi le sol et selon ce qu'il reste du sol originel en matière de nutriments, capacité au champs, matière organique, par exemple (Tordoff et al., 2000). Dans le cas du projet de végétalisation de la mine de Lapa, la couche superficielle (ou surface arable) a été retirée, ce qui représente une contrainte immédiate pour le rétablissement de l'écosystème.

La couche superficielle du sol constitue une ressource précieuse pour la restauration des sites miniers. Le retrait de cette couche ne laisse presque aucun héritage biologique (cf. Figure 1.4). Cette couche contient entre autres : les propagules des essences établies, la pédofaune du sol, de la matière organique, des symbiontes mycorhiziens. Mais aussi, elle possède de nombreuses caractéristiques abiotiques essentielles à l'établissement des végétaux (nutriments, structure, pH adapté, sels minéraux, porosité etc.). Par ailleurs, elle permet, à travers l'établissement de la végétation de stabiliser les sols (systèmes racinaires), et de réduire l'érosion éolienne et hydrique (Wong, 2003).

Un des enjeux subsidiaires, et néanmoins indispensable au rétablissement de l'esthétique naturelle et à l'autosuffisance de l'écosystème, est la colonisation naturelle du site (Cooke et Johnson, 2002) par les organismes, en particulier les plantes. Pour ce faire, il est nécessaire de comprendre les mécanismes de construction des écosystèmes à partir d'un substrat tels que les stériles miniers.

2.3 La succession écologique pour optimiser la colonisation naturelle

La connaissance et l'utilisation des concepts de succession sont indispensables à la restauration d'un site dégradé. C'est ce qui permettra d'accélérer ce processus et de réduire l'empreinte de la perturbation sur l'écosystème dans le temps. Plus on mets de temps à restaurer un écosystème, plus – par exemple – la fragmentation du milieu aura d'incidence sur la présence des différentes populations originellement présentes dans le milieu (Dobson, Bradshaw et Baker, 1997; Palmer, Ambrose et Poff, 1997). Il existe deux types de succession écologique : primaire et secondaire.

La succession primaire correspond à la première succession d'espèces végétales sur un substrat nouveau (e.g. l'établissement de végétaux après une coulée de lave ou le retrait d'un glacier) (cf. Figure 1.4). Elle définit l'installation et le remplacement successif

d'êtres vivants sur un substrat nouveau vers un stade final (stade arboré) de l'écosystème (Walker et Del Moral, 2003).

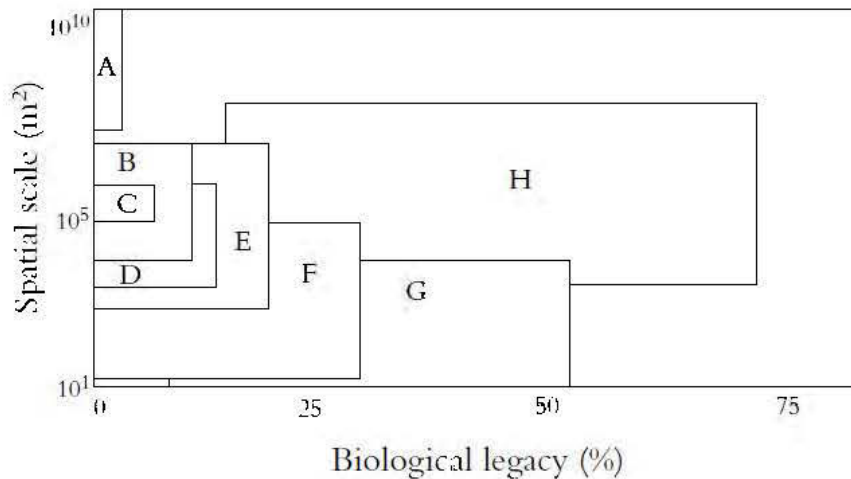


Figure 1.4 Héritage biologique et échelles spatiales en fonction du type de succession primaire, d'après Van Andel, 2012. (A) Volcans ; (B) moraines glaciaires ; (C) mines ; (D) transports ; (E) dunes ; (F) affleurements rocheux ; (G) glissements de terrain ; (H) plaines inondables.

La succession secondaire quant à elle se définit par la réinstallation d'espèces (parfois nouvelles) sur un substrat ayant subi une perturbation (anthropique ou non) (Walker et Del Moral, 2009). Un feu, par exemple, va permettre à une espèce pionnière comme le bouleau blanc (*Betula papyrifera*, Marshall, 1785) ou le pin gris (*Pinus banksiana*, Lamb., 1803) (espèce sérotineuse) de s'installer rapidement, à la différence des espèces de fin de succession, qui mettent plus de temps à se rétablir (Burns et Barbara, 1990).

Sans vouloir faire une analogie trop directe entre un retrait de glacier (moraine) et un dépôt de stériles miniers, ces deux types de changements pourraient voir immédiatement s'installer le même type de végétation, du fait de la ressemblance du substrat après perturbation (Hume, Chen, Taylor, Kayahara et Man, 2016; van Andel et Aronson, 2012). Les deux contextes sont ceux d'une succession primaire. En

revanche un étalement artificiel d'un paillis organique rapprochera plutôt d'un contexte de succession secondaire.

Comprendre la succession primaire et secondaire offre un outil des plus appropriés pour restaurer les systèmes endommagés par une perturbation d'origine naturelle ou anthropique (Bradshaw, 1983). Cela permet entre autres de sélectionner un panel d'essences, propres au type de succession, qui pourraient potentiellement être introduites dans l'écosystème.

Les espèces végétales se succèdent selon différents facteurs environnementaux (abiotiques et biotiques) apparentés à des filtres sélectifs. Ils permettent de définir, tout au long de l'évolution de l'écosystème, la composition spécifique de ce dernier (Greene et al., 1999).

2.4 Les filtres sélectifs pour définir la composition du nouvel écosystème

Le choix de l'échelle à laquelle la restauration écologique doit être pensée est complexe. Il a fallu passer, non sans controverse, de la restauration spécifique ou populationnelle à celle de véritables assemblages de différents êtres vivants d'un système donné. Aujourd'hui, la restauration est définie à l'échelle de la communauté et non uniquement de la population (Keddy, 1992).

Un des objectifs centraux en écologie des communautés est la compréhension des facteurs qui dirigent la composition et l'abondance spécifique dans les communautés. Ces facteurs sont perçus comme des filtres et sont organisés selon une structure hiérarchisée (Poff, 1997). Cette structure admet que la diversité spécifique d'une communauté est fonction de nombreux facteurs (biotiques et abiotiques) organisés à différentes échelles temporelles et spatiales.

Il y a trois grands types de filtres (cf. Figure 1.5) :

- i. Le filtre « géographique », basé sur les caractéristiques géographiques régionales : le pool d'espèces, le climat, la topographie, l'hydrologie... de la zone à l'échelle spatiale et temporelle la plus large.
- ii. Le filtre « environnemental », prenant en compte les conditions abiotiques, les perturbations et l'hétérogénéité de l'habitat.
- iii. Le filtre « d'interactions biotiques », incluant la compétition, le mutualisme, la symbiose, ainsi que toutes les autres relations trophiques, à l'échelle la plus réduite.

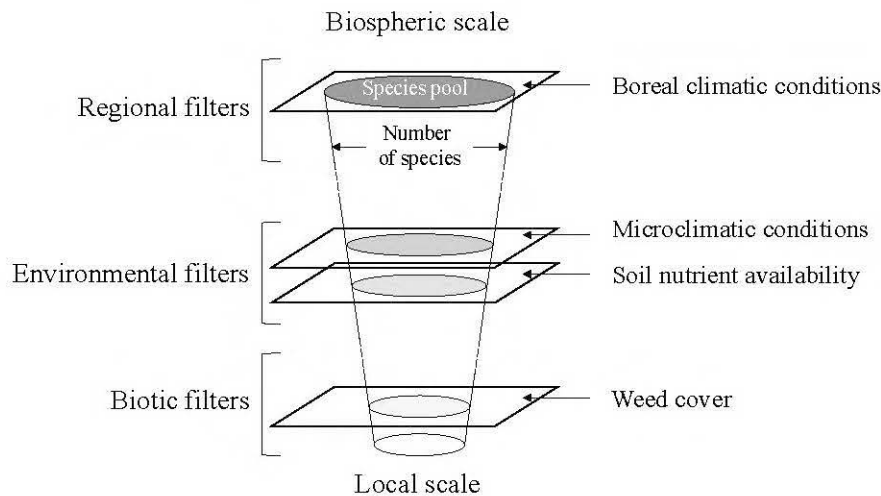


Figure 1.5 Filtres sélectifs et de l'évolution du pool en fonction de l'échelle, représentation conceptuelle adaptée au contexte du projet de recherche, d'après les travaux de Keddy, 1992. *Regional filters* : filtres géographiques ; *Environmental filters* : filtres environnementaux ; *Biotic filters* : filtres d'interactions biotiques.

2.4.1 Le filtre géographique

La diversité des espèces locales est fortement et positivement corrélée avec la richesse spécifique régionale (Ricklefs, 2004). La théorie noyau-satellite (Hanski, 1982) indique que la distribution spécifique régionale est bimodale : espèce « noyau », espèce « satellite ». Dans le pool régional, les espèces noyaux correspondent à des espèces pionnières qui colonisent en masse et rapidement. Ces espèces constituent le noyau qui permettra aux espèces satellites de s'installer. Dans le cadre d'un projet de

revégétalisation, il semble indispensable d'identifier en amont les espèces « noyaux », pour déterminer dans quel ordre et quelles sont les espèces qui doivent s'établir en priorité (Lee, DeAngelis et Koh, 1998). Ainsi, le pin gris et le bouleau blanc semblaient être des espèces très à propos pour évaluer des techniques de végétalisation dans un tel contexte. En effet, ce sont deux espèces colonisatrices des écosystèmes de la forêt boréale mixte nord-américaine, particulièrement lorsque l'écosystème en question a subi un incendie (Rudolph et Laidly, 1990; Safford et al., 1990). Par ailleurs, le pin gris et le bouleau blanc produisent de grandes quantités de graines (Bradley et Fyles, 1995; Safford et al., 1990; Yarranton et Yarranton, 1975).

Les processus de dispersion conditionnent l'établissement d'espèces colonisatrices, ne permettant ainsi qu'à quelques candidats de s'établir dans une zone donnée. Dans le contexte d'un projet d'évaluation d'approches en restauration des sites miniers, comprendre ces processus permet de prédire quelles espèces sont les plus susceptibles de s'installer sur le site en question (Palmer et al., 1997). En admettant que le site de destination soit une cible, les chances d'atteindre cette cible lors de la dissémination d'une espèce sont fonction de la distance de la cible, mais aussi de sa taille. Ainsi, la distance et la taille du site permettent d'envisager le nombre d'espèces colonisatrices que l'on pourra trouver sur le site (Keddy, 1992).

2.4.2 Filtres environnementaux

Le deuxième filtre à prendre en compte est le filtre « environnemental ». Dans ce filtre sont compris les facteurs abiotiques modulant la composition de l'écosystème (Poff, 1997; Tomn, Magnuson, Rask et Toivonen, 1990). Les facteurs abiotiques (contraintes physiques et chimiques) jouent un rôle sur la productivité et le niveau d'exposition aux stress (hydriques, salins, thermiques, etc.) de la communauté des producteurs primaires (et ainsi indirectement sur l'ensemble de la chaîne trophique) (Falk et al., 2006). En pratique, on peut directement modifier certaines conditions abiotiques d'un écosystème

donné lors d'un travail de restauration. C'est ce que nous tenterons de faire en ajoutant un paillis de BRF sur des substrats minéraux pour modifier certains facteurs abiotiques et les relier à la capacité de germination et de survie d'essences modèles. Les facteurs ciblés seront les conditions microclimatiques (teneur en eau volumique et température du sol) et les nutriments disponibles dans le substrat (cf. Figure 1.5).

Lorsque la complexité et l'hétérogénéité du milieu augmentent, cela crée de nouvelles niches écologiques et, *ipso facto*, cela augmente la richesse spécifique (Cornell et Lawton, 1992). Pour un projet de restauration, l'objectif peut être d'essayer d'augmenter la complexité physique (texture superficielle variable, microsites) de l'habitat en vue de créer de l'hétérogénéité. Les paillis organiques par leur hétérogénéité physique (augmentant la variabilité microtopographique), créent des microreliefs qui pourraient éventuellement répondre à cet enjeu.

i. Contraintes physiques

Parmi les filtres abiotiques, les caractéristiques physiques du sol constituent la première contrainte limitant l'établissement des végétaux sur un ancien site d'exploitation minière. Les travaux miniers aboutissent souvent à une compaction du sol, processus lié à la circulation d'engin et à la volonté de stabiliser les différents terrils d'extraction. Cela constitue une contrainte, car ce phénomène diminue l'infiltration de l'eau, augmente la densité du sol, ralentit les échanges gazeux entre le sol et l'atmosphère et réduit l'activité biologique du sol (réduction de la mésofaune, diminution des populations microbiennes). De plus, dans le cas de la végétalisation d'un site, la graine aura des difficultés à germer, compte tenu de ses exigences en matière de rétention d'eau. Par la suite, le système racinaire aura un développement entravé, ralentissant fortement la croissance des individus. On peut réduire ce phénomène de compaction en scarifiant le substrat sur une dizaine de centimètres, afin de le rendre meuble (Beggy et Fehmi, 2016).

D'autre part, les procédés miniers produisent deux types de déchets miniers : très grossiers (peu de rétention d'eau entraînant un assèchement du sol) et fins (cimentation) (Aubertin et al., 2002). L'établissement des plantes sur ces deux types de déchets est très restreint. La capacité de rétention en eau du sol (ou capacité au champ) offre une réserve mobilisable d'eau pour la plante. La compaction du sol peut être très superficielle (croule de battance, effet de la cimentation). Si l'on retire cette couche imperméable, la porosité peut devenir trop importante dans les couches suivantes. Cela peut engendrer un phénomène de lessivage. A l'inverse un autre phénomène résultant en un engorgement du sol en eau, entraînera une asphyxie de la plante. Il faut donc trouver comment rendre les horizons de sol physiquement intéressants pour répondre aux exigences physiologiques des plantes (Guitttonny, Bussière et Pednault, 2016).

Le microclimat a une incidence non négligeable sur la germination ou la survie des plantules (Trugman et al., 2016). En effet, la température du sol et la teneur en eau volumique sont les deux facteurs précurseurs de la germination. La graine a besoin de s'engorger d'un certain volume d'eau pour assurer sa germination. Ce volume d'eau nécessaire est variable d'une espèce à l'autre. La température du sol influence la germination du pin gris, qui doit atteindre 18°C pour entamer sa germination (Ackerman et Farrar, 1965; Rudolph et Laidly, 1990). La température influence aussi la germination (20°C) (Yelenosky, 1961) et la période de croissance du bouleau blanc (Safford et al., 1990). Ce sera d'ailleurs deux des facteurs mesurés dans le cadre de ce projet de recherche. Les traitements sous forme de paillis (comme le BRF) augmentent la température moyenne du sol, ainsi que l'humidité (Athy, Keiffer et Stevens, 2006). Plus un paillis est épais, plus l'humidité du sol augmente (Athy et al., 2006).

ii. Contraintes chimiques

L'altération des substrats par une exploitation minière modifie largement les propriétés chimiques du sol (Aubertin et al., 2002). Ces propriétés une fois modifiées présentent des contraintes physiologiques dans l'établissement du couvert végétal.

Presque tous les substrats miniers ont un niveau faible en macronutriments, notamment l'azote, le potassium, le magnésium et le phosphore. Ce dernier est parfois rendu indisponible à cause de l'aluminium, du fer et du calcium (Aubertin et al., 2002). Les amendements de type paillis végétal permettent l'amélioration de la disponibilité en certains nutriments, notamment le phosphore et le magnésium, grâce à la dégradation de la matière organique de ces matériaux (Athy et al., 2006). Mais ils augmentent aussi, la capacité d'échange cationique du sol superficiel (Athy et al., 2006). Le pH également est un facteur majeur dans l'établissement des végétaux. En effet, le pH agit sur la disponibilité des macronutriments pour les plantes dans le sol. Un pH trop basique ou trop acide favorisera certaines espèces par rapport à d'autres (e.g. les tourbières à sphaignes). De plus, un pH faible augmente la solubilité (se retrouvant ainsi dans l'eau utilisable par les plantes) du plomb, du cuivre, du zinc et d'autres métaux potentiellement néfastes pour l'écosystème (car retrouvés par la suite dans le réseau trophique) (Stoltz et Greger, 2002). Un des phénomènes remarquables concernant les variations de pH liées à l'exploitation minière est le drainage minier acide (DMA) qui acidifie le système et solubilise ainsi de nombreux métaux dans l'eau interstitielle (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Cd, Hg, Pb, Co, Ni, Ta, As, entre autres) (Aubertin et al., 2002), la rendant impropre à la consommation pour les organismes et perturbant ainsi la chaîne alimentaire. Dans un projet de restauration où la composition végétale originelle doit être rétablie, le pH du sol devra être favorable à l'établissement de cette communauté (Bradshaw, 1997a).

L'aluminium, le zinc et de nombreux éléments traces métalliques (« ETM ») dans les déchets miniers acides sont largement toxiques pour les plantes lorsqu'ils dépassent certains seuils de concentrations (Aubertin et al., 2002; Wong, 2003). Notamment après la germination, bien que largement présent dans les sols forestiers argileux de la ceinture boréale, l'aluminium à forte dose peut inhiber la croissance des racines en bloquant les divisions cellulaires (Delhaize et Ryan, 1995).

La salinité du sol (dans le cas des rejets miniers, issue de la neutralisation des acides par des éléments carbonatés, de l'utilisation de produits chimiques lors des processus de concentration) peut avoir un effet contraignant sur la croissance des végétaux (Bernstein, 1975; Kozlowski, 1997). Certaines espèces sont halophiles, mais de manière générale la présence d'une salinité forte engendre un stress osmotique chez les végétaux (stress salin). L'incidence que peut avoir la salinité sur la vie de la plante peut être constatée dès le stade de germination.

2.4.3 Filtres de relations biotiques

Si l'on veut restaurer un écosystème, on ne peut pas se contenter de reproduire la structure de la communauté, il faut également considérer le réseau de relations des êtres vivants au sein de cette communauté (Falk et al., 2006). La compétition, la prédation, la symbiose et le mutualisme font partie de ces relations biotiques.

La compétition aura notamment une influence sur l'établissement de certaines espèces et la structure de l'écosystème (Gurevitch, Morrow, Wallace et Walsh, 1992). Ces relations de compétition structurent la communauté végétale d'un site à restaurer et nécessitent que l'on s'y intéresse de plus près (Chase et al., 2002).

Le fait que le mutualisme ait été identifié comme l'un des mécanismes permettant à une communauté d'être plus productive ou plus performante indique que le rétablissement de ces relations peut être très important pour mener à la réussite un projet de restauration (e.g. association symbiotique mycorhizienne symbiotique du système racinaire, microbiote du sol) (Bruno, Stachowicz et Bertness, 2003; Stachowicz, 2001).

Le microbiote est un de ces compartiments de la forêt boréale illustrant bien le rôle des relations biotiques dans la productivité d'un écosystème. Les relations des plantes avec le microbiote sont indispensables à l'établissement de celles-ci, notamment à

travers leurs interactions au niveau de la rhizosphère (Cardon et Withbeck 2011). Les relations mycorhiziennes dans la forêt boréale participent de manière très importante à la séquestration du carbone (Clemmensen et al. 2013). D'ailleurs toutes les essences de la forêt boréale sont mycorhizées et les mycorhizes dirigent une grande partie des processus écosystémiques dans la forêt boréale (Read et al. 2004).

2.5 Structurer l'écosystème : les règles d'assemblage et de réponse

Pour intégrer l'ensemble de ces filtres et modéliser les mécanismes d'assemblage, Keddy a développé deux ensembles de règles : les règles d'assemblage et les règles de réponse. L'objectif de ces règles est de développer une stratégie de recherche en vue de prédire la composition des communautés d'une zone définie par une échelle spatiale donnée. Dans le cadre d'un projet de restauration, cette approche pourrait être utilisée afin de définir la composition spécifique nécessaire au bon fonctionnement de l'écosystème et ainsi choisir quel ensemble d'espèces introduire. Elles se veulent avant tout prédictives et non descriptives. Elles sont basées sur les connaissances actuelles en matière de caractéristiques propres aux écosystèmes.

2.5.1 Les règles d'assemblage

L'objectif des règles d'assemblage est de prédire quel sera l'ensemble d'espèces présentes dans un milieu donné selon les caractéristiques de ce milieu. À partir de celles-ci, on peut définir des filtres organisés hiérarchiquement que l'on va virtuellement appliquer à notre ensemble d'espèces donné. On part donc d'un pool d'espèces existantes (liste totale des espèces) à une échelle large (par exemple, toutes les espèces de l'Abitibi-Témiscamingue), on retire les espèces inadaptées à chacune des caractéristiques du milieu. Cela nous donne ainsi un ensemble d'espèces qui pourraient potentiellement exister dans l'habitat donné (par exemple, les espèces que l'on trouve sur le campus de l'UQAT). Dans l'idéal, il serait également intéressant de

prédire l'abondance des espèces retenues dans l'ensemble final. Cette règle est analogue au processus de sélection naturelle, dans le sens où elle sélectionne uniquement les individus avec les traits morphologiques et physiologiques les plus adaptés pour survivre dans l'environnement donné (Temperton et al., 2004) (cf. Figure 1.6).

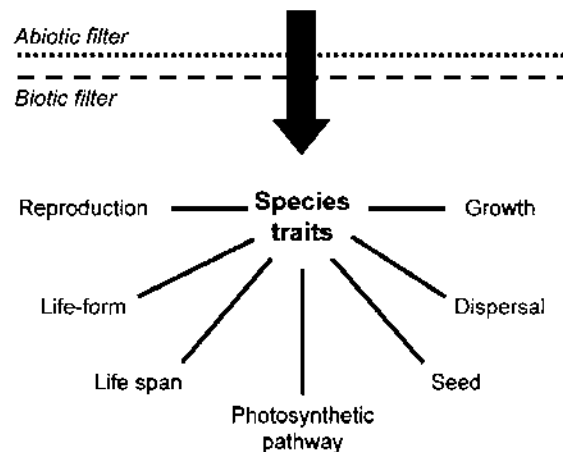


Figure 1.6 Exemples de traits morphologiques et physiologiques chez les plantes terrestres pouvant faire l'objet de discrimination par les filtres sélectifs. D'après Temperton et al., 2004.

Dans ce projet, la capacité de dissémination en accord avec le filtre géographique est le premier facteur qui sera observé. C'est le stade primordial pour l'établissement, toutes les espèces incapables d'atteindre le site sont d'office éliminées du pool de base. La dispersion des graines a une influence considérable sur les changements de composition spécifique de paysage. Les vecteurs de dispersion et de captation des graines (microreliefs du substrat, effet éolien, herbivorie, entre autres) modifient la façon dont les différents types de graines atteignent le sol. Ils altèrent également la composition de la pluie de graine (Cabiaux et Devillez, 1977; McConkey et al., 2012).

Puis le stade suivant, la germination, nécessite une teneur en eau volumique et des conditions de température favorables à la levée de la plantule (Oleskog et Sahlén,

2000). Le pH du substrat, plus précisément de la solution du substrat, a également un effet marquant sur la germination des essences (Abouguendia et Redmann, 1979; Raynal, Roman et Eichenlaub, 1982). Les deux espèces choisies pour ce travail n'ont pas la même capacité de germination, notamment car les graines sont de tailles très différentes (Rudolph et Laidly, 1990; Safford et al., 1990). Le pin gris possède des graines relativement plus grosses que celle du bouleau blanc (Baskin et Baskin, 1998). Cela nécessite donc un plus grand volume d'eau pour initier la germination (Baskin et Baskin, 1998; Harper et Benton, 1966). Il y aura donc certainement des différences visibles dans la capacité de germination en fonction de la présence ou absence de paillis (Oleskog et Sahlén, 2000).

Enfin, le dernier stade de vie observé sera la survie des plantules. La germination des plantules n'est pas le stade terminal de l'établissement d'un individu. Bien que ces deux stades partagent certains facteurs en commun, comme la teneur en eau volumique du substrat pour le développement racinaire (De Steven, 1991), la survie de l'individu dépend de facteurs liés au substrat différents de ceux nécessaires pour la germination de la graine (De Steven, 1991). Les nutriments dans le sol, la compétition avec les espèces adventices venues coloniser naturellement le site, les relations avec les espèces mycorhiziennes du sol sont également des facteurs affectant la survie de l'individu (Rigg et al., 2016).

2.5.2 Les règles réponse

Les règles réponse sont développées en marge des règles d'assemblage. Elles permettent de prédire comment va évoluer la composition d'une communauté lorsqu'elle va faire face à une perturbation. Elles sont donc basées sur la capacité de résistance et/ou de résilience des espèces. On reprend donc l'ensemble définitif d'espèces que l'on a défini précédemment à l'aide des règles d'assemblage. On applique alors deux règles : la règle de l'effacement et la règle de l'addition, dans cet

ordre, respectivement. Avec la règle de l'effacement, on supprime de l'ensemble les individus incapables de résister à la perturbation (en fonction de son ampleur, de sa fréquence). Puis on va réexaminer le nouvel ensemble d'espèces obtenu pour voir si on peut ajouter de nouvelles espèces qui seraient dès lors susceptibles d'apparaître dans le milieu (en réappliquant les règles d'assemblage sur celles-ci), c'est la règle d'addition.

3. Objectifs du projet

3.1 Objectif général

L'objectif général de ce projet de maîtrise consistait à évaluer une approche d'amélioration d'un substrat composé de roches stériles, pour la restauration d'un site minier en milieu forestier, pour permettre la colonisation naturelle des essences forestières, notamment le bouleau blanc et le pin gris. Les différentes approches d'amélioration du substrat correspondaient à différents types de traitements testés, à base de sable et d'un pailli de type BRF (Bois Raméal Fragmenté). La fenêtre temporelle du projet a permis d'étudier les stades de vie les plus limitants dans l'établissement de la végétation arborée forestière, la germination et la survie des plantules (variables réponses aux traitements).

L'intérêt de ce projet ne résidait pas uniquement dans l'étude des effets des traitements sur la germination et la survie, mais également dans la compréhension des mécanismes et processus (variables explicatives) qui étaient associés à ces traitements.

3.2 Objectifs spécifiques

Lors de ce projet, plusieurs objectifs spécifiques étaient associés à l'étude de l'effet de variables explicatives sur la germination et la survie des plantules de semis forestiers. D'abord, nous avons cherché à comprendre le rôle que jouaient les caractéristiques

microclimatiques du sol sur les réponses biologiques des essences boréales (germination et survie des plantules). Par ailleurs, les réponses entre une essence conifère et une essence feuillue ont été comparées. Les propriétés microclimatiques du sol étudiées furent la teneur en eau volumique du sol et la température (moyenne saisonnière et amplitude de variations de température).

Ensuite, nous avons porté notre intérêt sur la disponibilité des nutriments dans le sol pour les plantes, essentiellement l'azote et le phosphore. Pédologiquement, les échanges ioniques entre le système racinaire des plantes et le sol sont le chef-lieu de la nutrition végétale. Il était donc particulièrement pertinent d'évaluer la disponibilité des nutriments du sol. Nous avons également essayé d'établir des liens entre le niveau de disponibilité de ceux-ci et l'établissement (réponse biologique) des différentes plantes (herbacées, plantules d'essences boréales).

CHAPITRE 2

USE OF RAMEAL CHIPPED WOOD (RCW) MULCH TO FACILITATE THE AFFORESTATION OF MINE WASTE ROCKS SUBSTRATUM, UNDER BOREAL CLIMATE.

Simon Taurines, Marie Guittonny

*IRME, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 Boulevard de l'Université, Rouyn-
Noranda, Quebec*

Abstract

During the revegetation step at mine closure, one of the main constraints the seedlings support during their establishment on mine wastes is the lack of favorable microsites. Germination and survival of seedlings is indeed affected by microclimatic conditions at the substratum surface, in particular temperature and moisture variations. The ramial chipped wood (RCW) could be an interesting material to create favorable microclimatic conditions for seed germination and also to increase nutrient availability for seedling survival on mine wastes. It could improve the establishment of boreal tree species, like *Pinus banksiana* and *Betula papyrifera*. This research project aims to understand whether or not a RCW mulch increases the capacity of seedlings to settle on mine waste rocks and determine which soils properties are involved. An in situ experiment was established and monitored during 16 months (May 2017 to July 2018) in North-Western Quebec, Canada. The experimental design was a randomized complete block design with four replications, put on a waste rock covered area (900m²) of a gold mine. Over mine waste rocks, four substratum treatments were tested: sand (10 cm thickness, S), mulch of RCW (2 cm) over sand (10 cm) (RCW-S), mulch of RCW (2 cm) over waste rocks (RCW-WR) and mine waste rock (original substratum, control, WR). Germination rates in Summer 2017 and survival rates in Spring 2018 were measured after sowing *Betula papyrifera* and *Pinus banksiana* seeds. The establishment of another boreal tree species which colonized the site naturally, *Abies balsamea*, was also monitored. Soil microclimatic conditions and nutrient availability were measured to investigate the mechanisms underlying the responses of tree seedlings. Temperatures during the growing season were significantly buffered on RCW treatments, in comparison with the minerals treatments (S and WR). In the first ten centimeters below the soil surface, moisture was significantly greater on the S treatment than on the others. Cumulative available concentrations of phosphorus were found significantly greater on S treatment than on the others. Germination rates of *Pinus banksiana* seedlings on waste rocks, RCW and RCW over sand were all significantly higher than those on sand. Conversely, the sand treatment showed the greatest colonization rates of *Abies balsamea*. Using polynomial regressions, soil moisture was found as one of the main explanatory variable of the response of the two coniferous species, *Abies balsamea* and *Pinus banksiana* seedlings. Another polynomial regression shown *Pinus banksiana* germination rates were positively correlated with the cumulative available concentrations of phosphorus in the soil.

Keywords : *restoration ecology, ecological restoration, afforestation, mulch, mine waste rocks, microclimatic conditions, soil properties.*

1. Introduction

There is an increasing amount of scientific material about the role of boreal forests on ecosystem services in the world (Krieger, 2001). For example, the production of tree biomass contributes almost US\$ 400 billion to the annual wood production around the world (Gamfeldt et al., 2013). Moreover, boreal ecosystems are crucial to store a large amount of carbon emissions in the soil (Field and Raupach, 2004). Boreal forest can reduce the albedo effect of snow which contributes to planetary warming (Bonan, 2008).

Mining in Canada is a very lucrative economic activity. It contributes to the development of the Canadian economy and the quality of life of Canadians (Ministère de l'Energie et des Ressources Naturelles, 2017). It finances social programs through tax revenues (McMahon and Remy, 2001). In 2016, the contribution of the mining sector on the Canadian GDP was about 3.4% (Marshall, 2017).

Mines in the boreal region are mainly located in forested areas. Mine sites need storage areas for waste rocks and tailings, in addition to the areas used for buildings and paths (Aubertin et al., 2002). Waste rocks are the main solid wastes produced during open pit mining activities. Waste rocks contain a very low content in commercial minerals and so are useless. They are usually stored in piles (Aubertin et al., 2002). At mine closure, these disturbed areas need to be restored to become a forest ecosystem and to provide ecosystem services again.

After the earthwork and the physico-chemical stabilization, the last step of the reclamation of a closing mine site is the revegetation of the disturbed areas (Aubertin et al., 2002). The short-term goal of revegetation is to reduce soil erosion by water and wind. Also, it allows the aesthetic recovery of the landscape and can begin the restoration of the original ecosystem services.

To restore the original ecosystem services, the latest level of the original plant community needs to be restored, in particular trees (Hooper et al., 2005; Isbell et al., 2011). The knowledge of plant primary succession processes is helpful to assist the restoration of plant communities, starting from a bare rock substratum to reach a forest ecosystem.

Plant primary succession is the field of research corresponding to the over time change of species community on a substratum where a disturbance has left a scant biological legacy (L. Walker and Del Moral, 2009). It is the case on a substratum composed of mine waste rocks (Karel Prach, 2008; Norman, Koch, Grant, Morald and Ward, 2006; Prach, 1987). Waste rocks present a lack of biotic properties like seed bank or saprotrophic organisms (fungi, micro-organisms and pedofauna) (Macdonald et al., 2015). Moreover, water availability, temperature variations, organic matter content and nutrient availability in waste rocks are restrictive abiotic properties for plants establishment (Cooke and Johnson, 2002; Macdonald et al., 2015; Tordoff et al., 2000). Firstly, to restore an ecosystem starting from waste rocks substratum, it is necessary to improve its physical and chemical properties (Zipper et al., 2011). For example, the presence of a fine-textured layer of soil increases the water holding capacity of the substratum (Saxton, Rawls, Romberger and Papendick, 1986). The finer the texture is, the higher is the water holding capacity. Soil organic matter also helps to retain water (Kirkham, 2014). There is also a tight link between nutrient availability, water holding capacity, organic matter and soil texture (Burke et al., 1989). Indeed, the finer the texture and the higher the organic matter content are, the higher is the cation exchange capacity (Laird, Martens and Kingery, 2001).

During mining activities, when it is available, topsoil is stored in stockpiles for later revegetation use. The use of topsoil is beneficial to restore the vegetation of mine sites because it contains organic matter which is the major source of nutrients (Sheoran, Sheoran and Poonia, 2010). Topsoil contains seed bank, which is very useful for

restoring the original species composition (Zhang, Shu, Lan and Wong, 2001). But it is not always the best solution because the soil structure (porosity, aggregation) and composition (saprotrophic organisms, nutrient content and cycles) could be degraded, according to the duration and the way (machinery process) it has been stored (Abdul-Kareem and McRae, 1984). However, some mine sites have no stored topsoil to be used for revegetation purposes. The lack of topsoil drives to a very low resource availability (nutrients and organic matter) and a disturbance in soil water holding capacity. It could reduce the capacity of the ecosystem to be restored (Bradshaw, 1997a).

Successful restoration depends of the knowledge of the favorable microsite conditions for each species to reintroduce (Walker and Del Moral, 2009). Abiotic microclimatic properties associated to soil microsities act like ecological filters (Falk et al., 2006; Keddy, 1992). Some research showed that in a primary succession pioneer tree species sprout more easily than late successional species on bare rocks, like in the case of glacial moraines (Finegan, 1984; Jiménez, Pinto, Ripoll, Sánchez-Miranda and Navarro, 2017; Walker and Del Moral, 2009). Soil moisture and temperature are critical for germination and also for the survival of the seedlings of pioneer boreal tree species, like *Pinus banksiana* (Lamb., 1803) or *Betula papyrifera* (Marsh., 1785).

Indeed, *P. banksiana* seeds have an epigeal germination and so are affected by soil temperature and moisture under favorable light conditions (Rudolph and Laidly, 1990). The range of temperature needed to reach a complete germination is between 16°C and 27°C (Ackerman and Farrar, 1965). The range in soil moisture needed for *P. banksiana* germination is less known. *B. papyrifera* seeds have an epigeal germination too (Safford et al., 1990). The germination of *B. papyrifera* is improved on mineral soils (Safford et al., 1990). *B. papyrifera* also needs a constant and a high soil volumetric water content, depending on the soil texture (over 30% on a clay layer), to achieve the best germination rates (Marquis, 1966).

When topsoil is lacking on a technosol like mine waste rocks and it is difficult to recover, it is possible to rebuild it with an *imitation* (Ewel, 1999). Mulching with an organic substitute similar to a forest litter is an option to improve microclimatic conditions. A recent paper showed that organic mulching decreased soil evaporation and increased heat flux from the air to the ground (Wang et al., 2018). Moreover, the pedogenesis processes (e.g. saprotrophism, chemical elements migration, oxidation, soil moisturization, etc.) can accelerate the formation of a new topsoil due to the breakdown of organic matter.

Ramial chipped wood (RCW) can be used as a soil enhancement approach for imitating a forest soil and reducing soil erosion (Barthès et al., 2010). It is a revalued low-cost material (approximately \$48/m³), mainly used for agrosystems, and could decrease abiotic filters for the revegetation of mine wastes (Tarvainen and Tolvanen, 2016). Some recent papers about organic mulches – and especially RCW – demonstrated they could increase soil nutrient availability (e.g. dissolved mineral forms of nitrogen and phosphorus), porosity and water holding capacity (Atkinson, 2018; Głąb and Kulig, 2008; Li et al., 2018). RCW has a great C/N ratio, greater than litter compost (Soumare, Mkeni and Khouma, 2004). There is however a lack of literature about the use of RCW in ecological restoration in a boreal context (Barthès et al., 2010). Most of the scientific literature on this subject is based on systems of temperate and tropical climates (Barthes et al., 2015; Bationo, 2004; Félix et al., 2018; Soumare et al., 2004; Valet, Motélica-Heino, Le Coustumer and Sarr, 2008).

This study investigates whether RCW mulch could increase the recruitment of boreal trees species on mine waste rocks. The project was conducted on the gold mine site of Lapa, in North-western Quebec, Canada, under boreal climate. Germination rates and the survival of *P. banksiana* and *B. papyrifera* seedlings were monitored, on waste rocks and on sand, with and without willow RCW mulch. Soil microclimatic conditions

(volumetric water content, temperature) and nutrient availability rates were also monitored, as explanatory variables.. The following hypotheses were tested:

1. RCW mulch compared to bare mineral soil, will increase the soil water availability for plants (volumetric water content θ) in the topsoil, thus increasing germination and seedling survival of pioneer trees, particularly *Betula papyrifera*.
2. RCW mulch compared to bare mineral soil, will reduce temperature variations at the soil surface, thus increasing germination and seedling survival of pioneer trees, especially *Pinus banksiana*.
3. The amount of naturally colonizing pioneer tree species will be greater than that of late successional species because they are able to sprout quickly on bare rock soils.

2. Materials and methods

2.1 Study area.

This study was conducted at the Lapa mine site (48.23 ° N; 78.28 ° W), in the Abitibi-Témiscamingue region, in northwestern Quebec, Canada. It is an underground closing mine. It is located on a gold deposit of the Cadillac fault. The mine wastes are not acid generating (Directive 019, *Loi sur la Qualité de l'Environnement*, MELCC, Quebec government). Among them are the waste rocks that are stored in piles. The waste rocks are a mix of schist, greywacke and volcanic mafic rocks. Concerning the normal weather conditions in North-western Quebec, the annual temperature average is 1.5°C and the annual rate of total precipitations is 874.8 mm (*Department of Environment and Climate Change Canada's* datas, 1981-2010, from Rivière-Héva meteorological station). The growing season lasts from May to October. The mixed boreal forest surrounds the site. The plant populations found are characteristic of the bioclimatic belt of the fir-white birch forests (Saucier, 2011).

2.2 Experimental design.

The experimental design is a randomized complete block design with four repetitions of treatments (cf. 3. *Substratum treatments*), close to the water collection pond. There is a slight slope (3-5%) on the device. The experimental device is built on a scarified (in the direction of the slope and then in the opposite direction, 15 cm deep) square of spread waste rocks. Its area is about 500m² surrounded by the natural forest vegetation. It contains 16 experimental plots of 25m² (4 repetition blocks x 4 treatments). Two reference areas were established in the nearby forest. The first one was in a forest clear-cut six months before the beginning of the project. It will be called "disturbed area". The second one was in a natural forest environment, which was noticeably non-anthropized. The composition of the tree species community in the nearby forest is

described in Table 2.1. It will be called "undisturbed area". In each of these two reference areas, 10 quadrats were randomly arranged to compare the effect of treatments to natural conditions of tree recruitment in a forest environment. The 10 quadrats for each area were divided in 2 transects of 5 quadrats, and four quadrats were seeded to the same standards as those in the experimental device. The remaining 6 quadrats were used to follow natural recruitment of seedlings in each reference area.

Table 2.1 Composition of the tree community (> 10 years old stand) in the reference forest area and nearby to the experimental site.

Species	number of seed producing individuals	% in the community
<i>Acer rubrum</i>	234	29%
<i>Betula papyrifera</i>	61	8%
<i>Populus tremuloides</i>	37	4.5%
<i>Prunus pensylvanica</i>	28	3%
<i>Betula alleghaniensis</i>	4	0.5%
<i>Abies balsamea</i>	273	34%
<i>Picea glauca</i>	76	9%
<i>Picea mariana</i>	40	5%
<i>Pinus banksiana</i>	39	5%
<i>Picea sp.</i>	21	3%

2.3 Substratum treatments

The treatments applied on the waste rock substratum were:

- Compacted waste rocks that were scarified (control),
- Compacted waste rocks that were scarified then covered with a 10cm thick layer of sand
- Compacted waste rocks that were scarified then covered with a 2cm thick layer of RCW
- Compacted waste rocks that were scarified then covered with a 10cm thick layer of sand and then a 2cm thick layer of RCW.

The scarification of the substratum was realized in August 2016 with a mechanical shovel equipped with claws, at 15 cm depth in two perpendicular directions.

The ramial chipped wood used in this experiment is a material composed of chipped woody branches. The chipped branches were less than 8 cm diameter. The production of RCW came from a mix of willow trees from garden center harvesting. It is mulched when used as an agricultural treatment. The used sand came from a borrow pit on the Lapa mine site. The two mineral treatments – waste rocks and sand (respectively WR and S) – were characterized by manual sieving for the coarsest parts and by Malvern Mastersizer 2000's characterization for the finest part of the grain size distribution. The granulometry classes were chosen according to the USDA texture classification (Table 2.2). RCW, WR and S treatments were also chemically characterized .

These treatments were applied in August 2016.

Table 2.2 Grain size characterization of coarse and fine parts of waste rocks (WR) and sand (S) materials, according to USDA texture classification (ISO 14688-1:2002). Mass percentage is obtained with the mass of sieve residue over the total mass of the sample.

Class	Sub-Class	Grain Size (mm)	Mass percentage (%)		
			WR		S
Gravel	Coarse Gravel	>20	4,4		3,3
	Medium Gravel	6,3-20	31,6	65,7	6,0
	Fine Gravel	2,0-6,3	29,7		8,7
Sand	Coarse Sand	0,63-2,0	10,2		6,0
	Medium Sand	0,2-0,63	7,2	20,0	36,3
	Fine Sand	0,063-0,2	2,6		30,5
Silt	Coarse Silt	0,02-0,063	3,6		4,7
	Medium Silt	0,0063-0,02	6,4	13,3	2,5
	Fine Silt	0,002-0,0063	3,3		1,3
Clay	Clay	<0,002		0,97	0,67
USDA Texture (fine part <2mm)			Sandy Loam		Sand

2.4 Seed sowing

In May 2017, each of the 16 plots was divided into 9 quadrats of 1m² spaced by 50cm. Four of these 9 quadrats were randomly selected to be seeded with two forest tree species: *P. banksiana* and *B. papyrifera*. The handmade sowing of these quadrats was carried out in the first week of July 2017. The repartition of the two species in the sowed quadrats was randomly drawn. In order to calculate germination rates, the number of seeds to be seeded was standardized. The quadrats were therefore seeded with 500 seeds of each species in one half of the quadrat. The seeds were purchased from the Quebec Ministry of Forest, Wildlife and Parks. They were stored for about a month in a cold room maintained at 1-2 °C before sowing.

The five remaining quadrats were left without any intervention for natural colonization by the plant species around the area. Another woody species naturally colonized the site, it was *Abies balsamea* (Mill., 1768).

2.5 Data collection

2.5.1 Tree species germination and survival

Three survey campaigns were conducted: the first one during the week of the 31st of July 2017, the second one during the week of the 28th of August 2017, and the third one during the week of the 21st of May 2018. During the first survey, it was not possible to distinguish the *P. banksiana* seedlings from those of other coniferous species (like *A. balsamea*) which naturally established on the area. During the second survey, it was possible to account for and identify separately seedlings that had germinated naturally or as a result of seeding work in the sown quadrats. Germination rates for the sown species were obtained with the number of seedlings on each quadrat divided by 500 (number of seeds sown). The survival rates were calculated with the number of

individuals after the 2018 winter survey on each quadrat divided by the number of individuals germinated in the summer 2017 survey on the same quadrat.

In laboratory, germination rate of seeds of both *B. papyrifera* and *P. banksiana*, after cooling a couple of weeks before sowing were measured on wet paper.

Table 2.3 Chemical characteristics of substratum treatments before ramial chip wood (RCW) spreading (N=4, <2mm fraction), of forest soils in reference areas (0-20 cm sampling depth, <2mm fraction; N=2), and Quebec legal limit values concerning metal concentrations in soils (Quebec Government, 2016, Annexe 2, C critérium) (mg.kg⁻¹ dry matter, ppm).

Soil characteristics	Substratum mean (Std Err.)					Allowed limit value in industrial superficial soils
	Treatments			Forest soils		
	RCW	Sand	Waste rocks	Disturbed	Not Disturbed	
Organic Matter (%)	95.26 (0,7)	0.32 (0,06)	0,23 (0,08)	44.96 (21,6)	20,37 (7,2)	
Electrical Conductivity (mS.cm ⁻¹)	0,27 (0,03)	0,02 (0,004)	0,20 (0,06)	0,21 (0,02)	0,19 (0,4)	
Total Nitrogen (% DM)	0.37 (0,03)	0.01 (0,003)	0.01 (0,003)	1.07 (0,7)	0.50 (0,2)	
pH (Saturated Paste)	6,86 (0,1)	5,76 (0,2)	7,96 (0,1)	4,51 (0,2)	4,74 (0,1)	
Ag (mg.kg ⁻¹ DM)	33 (11,9)	40,8 (0,9)	42,3 (3,6)	70,4 (11,7)	42,9 (0)	40
Ba (mg.kg ⁻¹ DM)	8,2 (1,2)	27 (1,9)	85 (5,3)	ND	36,3 (6,2)	2000
Cr (mg.kg ⁻¹ DM)	ND	77,6 (7)	82,9 (4,7)	29,4 (20,6)	42,7 (3,4)	800
Cu (mg.kg ⁻¹ DM)	10,7 (1,3)	31,1 (4,9)	64,6 (4)	38,2 (21,3)	17,7 (1,9)	500
Fe (mg.kg ⁻¹ DM)	241 (59)	11015 (826)	ND	16534 (11610)	17610 (1162)	
K (mg.kg ⁻¹ DM)	1842 (184)	426 (24)	3021 (257)	655 (55)	470 (5)	
Mg (mg.kg ⁻¹ DM)	526 (48)	4410 (355)	ND	2387 (1246,5)	4205 (328)	
Mn (mg.kg ⁻¹ DM)	20,5 (3,3)	134,6 (10,8)	329,9 (17)	226,4 (104,6)	354,5 (63,2)	2200 ⁵
Na (mg.kg ⁻¹ DM)	94,7 (5,1)	105,9 (20,9)	142,3 (19,1)	130,5 (0,9)	138,1 (6,4)	
Ni (mg.kg ⁻¹ DM)	ND	34,9 (2,9)	59,9 (3,9)	21,4 (1,9)	23,3 (2,0)	500
P (mg.kg ⁻¹ DM)	521,6 (35)	310,3 (29,3)	ND	839,9 (261,9)	342,8 (46,3)	
Pb (mg.kg ⁻¹ DM)	ND	ND	25,74 (1,1)	74,87 (45,5)	20,81 (6,9)	1000 ⁶
Zn (mg.kg ⁻¹ DM)	56,7 (8,4)	25 (2,7)	66,9 (3,5)	109,8 (26,7)	39,7 (3,9)	1500

DM: dry matter; ND: No Data (no observable peak recorded by the ICP-AES); Electrical before spreading (N=4, <2mm fraction), of, <2mm fraction, in industrial superficial soils.

2.5.2 Weed colonization

The weed cover and number of weed families present on quadrats were measured using the point intercept method (Jonasson, 1988). In order to calculate the weed cover, we used a frame of 1m² with 9 strings from one edge of the frame to the other. On each string there were 10 equidistant points. It made 90 measurement points, spaced by 10cm. The calculation was:

$$C = \frac{Nc}{Nt}$$

Where C is the cover (%), Nc is the number of points of contact with a plant and Nt is the total number measurement points on the frame.

The different families were identified with the *Laurentienne* flora, reference book for the identification of weed species in Québec, Canada (Marie-Victorin, 1964).

2.5.3 Microclimatic conditions

The volumetric water content was measured every hour since the 9 June 2017, using 16 EC-5 ECH2O probes (frequency domain reflectometry probes, Meter Environment®, USA) with a datalogger (EM50, Meter Environment®, USA) collecting data from 2 probes. Twelve probes were placed in the center of each plot of 3 over 4 experimental block, at 5 cm-depth (below the surface, and not including the RCW layer). The last 4 were placed in reference areas (2 probes in each transect per area). A calibration for each substrate type (waste rock and sand) was required to convert the values from mV into volumetric water content. The soil temperature was measured with the same design using 16 probes Rugged Temp Sensor Stereo (Meter Environment®, USA) at 5 cm depth (below the surface and not including the RCW layer), with a datalogger (EM50, Meter Environment®, USA) collecting the datas from

2 probes. The position of the probes according to each treatment thickness is described in Figure 2.1.

The temperature ratio is the variation of the two extrema temperatures during a day. It is obtained by the calculation:

$$T_r = \frac{T_{\min}}{T_{\max}}$$

Where, T_r is the temperature ratio, T_{\min} is the daily minimum temperature and T_{\max} is the daily maximum temperature.

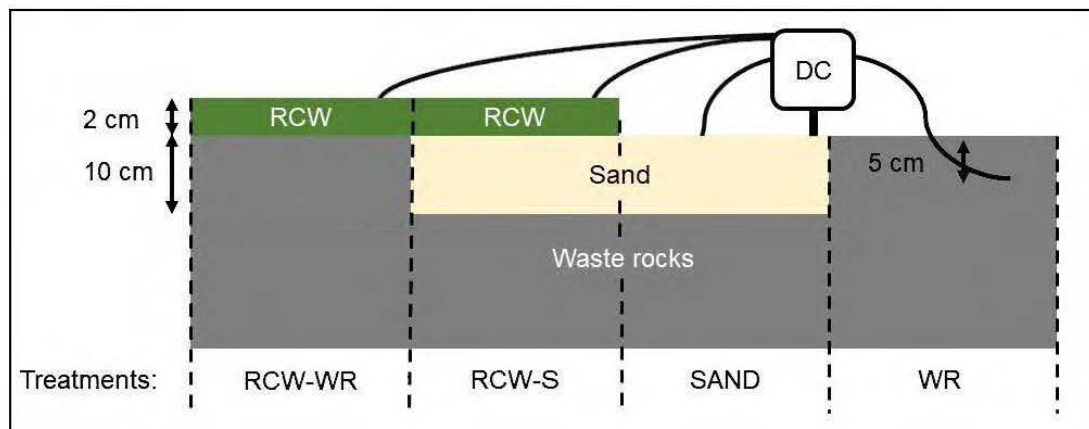


Figure 2.1 Position of the probes in the device according to each treatment thickness. DC: data logger.

2.5.4 Nutrients availability

Finally, nutrient data were collected using 16 Plant Root Simulation probes (*Western AG*) in each plot of the experimental device, which were installed on June 22, 2017. They were installed according to the advices of *Western AG*, at the depth necessary to bury entirely the ions exchange resin membrane on the probe (8-10 cm deep from the substratum surface, not including RCW layer). For 8 weeks, they collected the ions (NO_3^- , NH_4^+ , P) present in the available forms and, then, were sent for analysis to the equipment supplier laboratory.

2.6 Statistical analysis

Analysis of the effect of the 4 different treatments on the biological response of trees (summer germination rates, winter survival rates and number of individuals in each quadrat) and other species (cover and number of families in each quadrat) was performed using one fixed factor multiple mean comparison tests (ANOVA, including the bloc random effect, using the *lmer* package on R) and non-parametric median comparison tests (Kruskal-Wallis). The two reference areas were not included in the statistical analysis. However, the means were used as point of reference for each variable in comparison to those obtained in the main experimental device. Beforehand, the assumptions of the tests were verified. A post-hoc test (Tukey HSD test) was executed to identify which treatments were different from the other. We used the *DescTools* package (Signorell, 2016) to do this post-hoc test, even for the non-parametric datas. All the statistical analyses were ran on R open-sources statistical software. The effect of the different treatments on the explanatory variables (soil volumetric water content, soil temperature, weed cover and soil nutrient concentrations) was also tested with the same statistical approach. Thereafter, simple linear regression models were carried out between explanatory and response variables. The objective of this approach was to understand which explanatory variables were involved in the biological response to treatments. The significance level (p-value) was set, by convention, to 0.05 for all these tests.

3. Results

3.1 Treatment effect on tree seedlings germination

3.1.1 Sowed seedlings

During the second survey in August 2017, the mean germination rate of *P. banksiana* on the S treatment was significantly lower than on the other treatments (Figure 2.2, left plot, $p < 0.001$). There were about four times less *P. banksiana* seedlings on S treatment than on other treatments. On both reference zones, for both surveys, none of the *P. banksiana* seeds germinated.

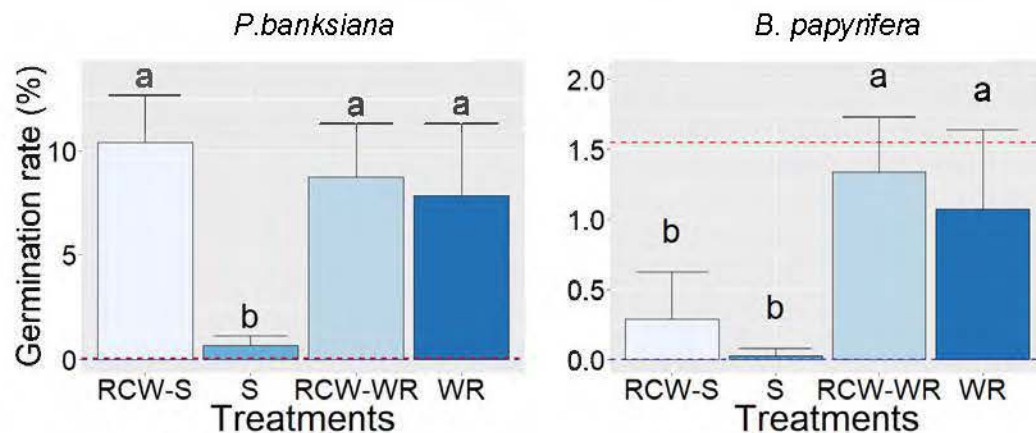


Figure 2.2 Treatments effect on *P. banksiana* (jack pine) and *B. papyrifera* (paper birch) germination (sown, survey 2017). S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.

Concerning the sowed *B. papyrifera*, during the first survey, the germination rate on S treatment was very low (0.075%, Figure 2.2) and was 12 to 24 times lower than on the other treatments ($p = 0.006$, results not shown). During the second survey in August, on the RCW-S and S treatments, the mean germination rates were low, respectively 0.29% and 0.025%. On RCW-WR and WR treatments, the mean germination rates were significantly greater than on the two other treatments ($p = 0.02$, Figure 2.2, right plot), 4 to 5 times more important than on RCW-S treatment. For the first survey, there

was a low germination rate on the undisturbed area (about 0.45%) (dotted blue line on the figures), but at the second survey, none of the *B. papyrifera* seedlings had survived. On the disturbed area (dotted red line on the figures), there was a bit more than 1.55% of germination in both July and August surveys.

In laboratory, on wet paper, the *P. banksiana* germination rates were around 83% and the *B. papyrifera* germination rates raised to about 32%.

3.1.2 Naturally established seedlings

A. balsamea was the very dominant tree species on natural colonisation quadrats for both surveys, reaching from 2 to nearly 7 individuals per square meter in the experimental setting (Figure 2.3, left plot). It was the only coniferous species which colonize naturally the experimental device. Natural colonization was three times greater on the S treatment compared to the RCW-WR treatment ($p = 0.002$, and $p = 0.0029$, respectively for the first and the second surveys), RCW-S, and WR treatments giving intermediate values. The undisturbed area showed 1.7 individuals per square meters on average. On the disturbed area, there was less than 1 individual germinated per square meter.

In the natural establishment context, *B. papyrifera* showed very low germination rates on all treatments at the time of the first survey (Figure 2.3, right plot). The number of individuals per square meters on S treatment was 0.05 on average. This mean was significantly lower from the one of the other treatments ($p = 0.023$). But during the second survey, none of the seedling on any treatment had survived. On the reference

areas, it was obtained for respectively the no disturbed and the disturbed areas, about 0.65 and 0.52 individuals germinated per square meter.

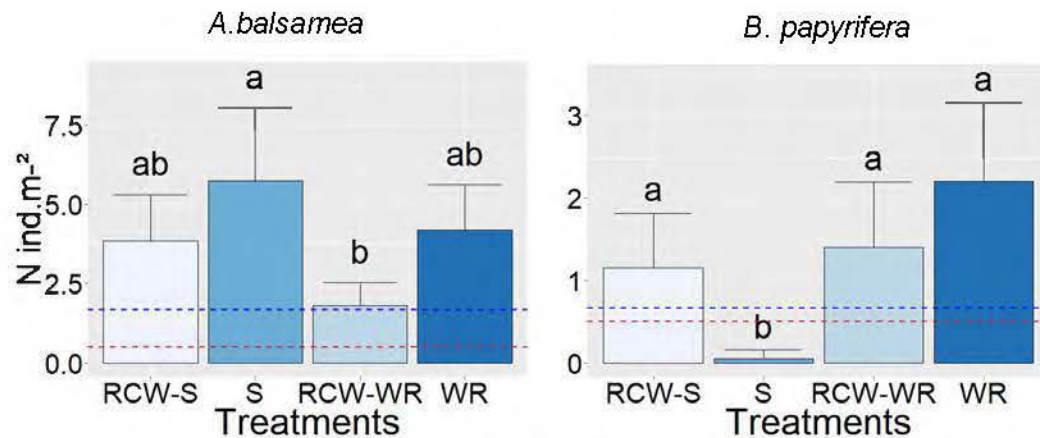


Figure 2.3 Treatments effect on *A. balsamea* (balsam fir) and *B. papyrifera* (paper birch) emergence (natural colonization, survey August 2017). S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.

3.2 Treatment effect on tree seedlings winter survival

3.2.1 Sowed seedlings

During spring 2018, one year after sowing, we measured seedlings' survival rates for sowed quadrats. *P. banksiana* survival rates showed no significant ($p = 0.128$) differences among treatments (Figure 2.4, left plot). But, even if it is not significant, the survival rate average on S treatment tended to be low in comparison to the others, about two times lower than on RCW treatments (RCW-WR and RCW-S).

3.2.2 Naturally colonizing seedlings

On natural colonisation quadrats, *A. balsamea* survival rates didn't show significant ($p = 0.905$) differences among treatments (Figure 2.4, left plot). The two reference areas showed lower survival rates than found on the experimental device.

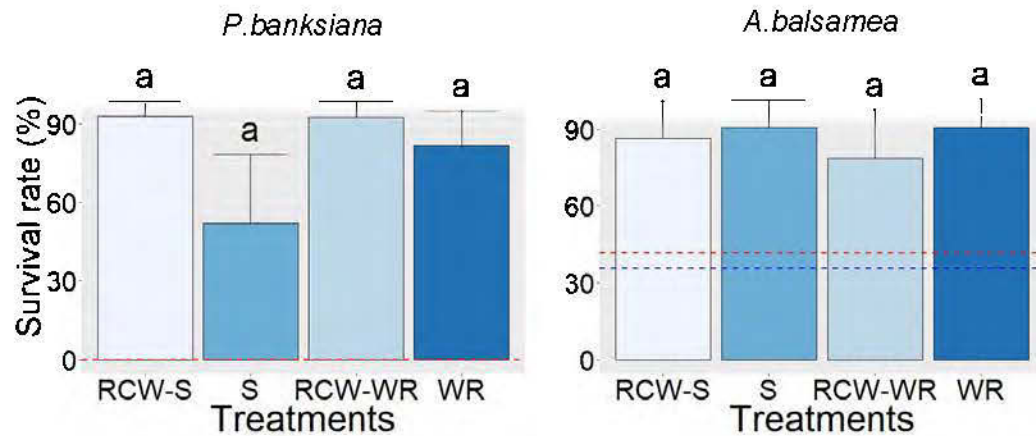


Figure 2.4 Treatments effect on *P. banksiana* (jack pine) and *A. balsamea* (balsam fir) seedlings survival (survey 2018). S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.

3.3 Weed establishment

Weed cover on WR treatment was significantly greater than on S treatment (Figure 2.5, left plot, $p = 0.0086$), about three times greater. The number of individuals per square meter of asteraceae on the WR treatment was significantly greater than the other ($p > 0.001$). Asteraceae was the only weed family with a significant difference in terms of number of individuals per square meter ($2.81 \text{ individuals.m}^{-2}$) between the treatments (RCW-WR: 0.53 ind.m^{-2} , RCW-S: 0.56 ind.m^{-2} , S: 0.08 ind.m^{-2}).

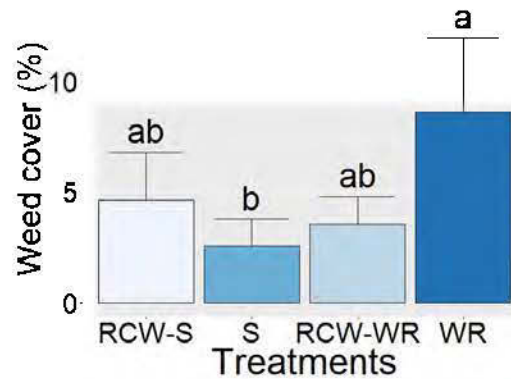


Figure 2.5 Treatments effect on weed cover (survey 2017). S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.

3.4 Substratum properties

3.4.1 Microclimatic conditions

During the summer 2017, we observed that there were about 4.4 times more daily precipitations on the experimental site in August than in July (Figure 2.9). So, it was decided to study separately the soil microclimatic conditions of these two periods.

3.4.2 Temperature and temperature variations

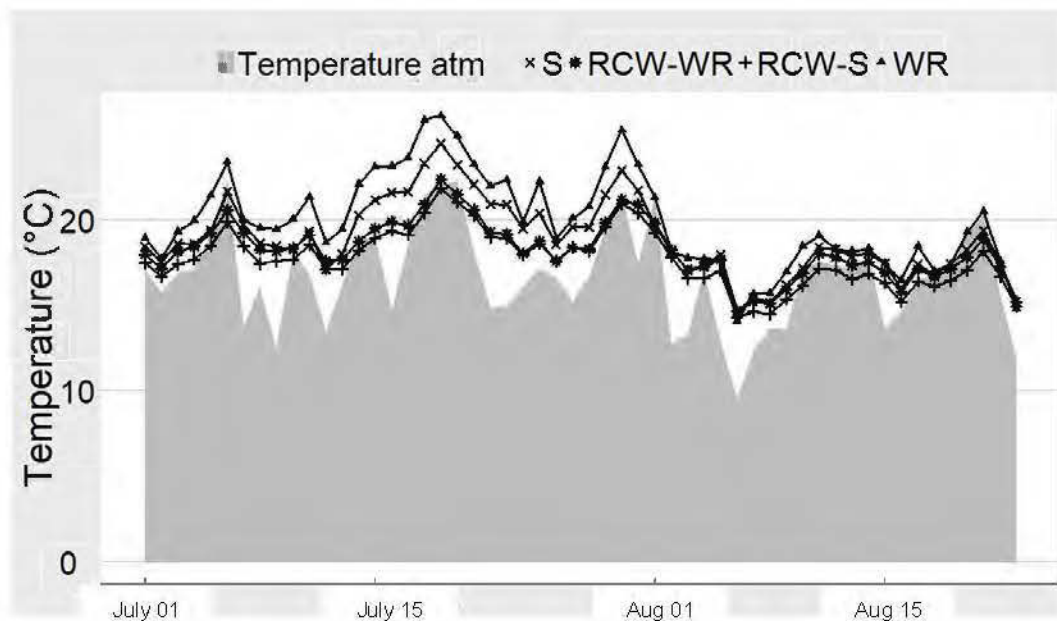


Figure 2.6 Substratum temperatures ($^{\circ}\text{C}$) according to the treatments and atmospheric temperature ($^{\circ}\text{C}$), during summer 2017. S (\times): sand, RCW-WR ($*$): ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S ($+$): ramial chipped wood over sand, WR (\blacktriangle): waste rocks. Each line represent the day by day mean of the probes in each treatment.

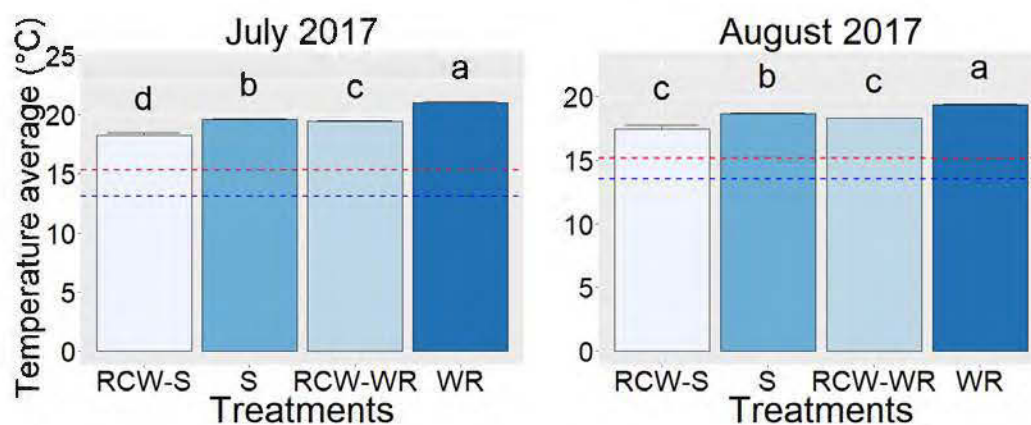


Figure 2.7 Treatments effect on substratum temperature average in July and August 2017. S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.

In July, the soil temperature average was significantly different amongst all treatments (Figure 2.7, $p < 0.001$). In August, there were no more significant difference between RCW-S and RCW-WR treatments (Figure 2.7). But their temperature averages were significantly different from the two other treatments ($p < 0.001$). On average, WR treatments had a greater temperature than S treatments. When there was an RCW layer, the temperature were lower than on minerals treatments. These results are the same for both July and August (Figure).

During the two survey periods, July and August, the WR treatment showed more important temperature variations (T_r) compared to the other treatments (Figure 2.8, $p < 0.001$), with maximal temperature that could reach twice the minimal temperature (T_r average in July = 0.53). On the disturbed and the undisturbed areas, the soil temperature average was low in comparison of the treatments (respectively about 15 and 13°C for the two periods). They showed too a greater T_r than the treatments (respectively 0.76 and 0.87 for July, 0.81 and 0.89 for August).

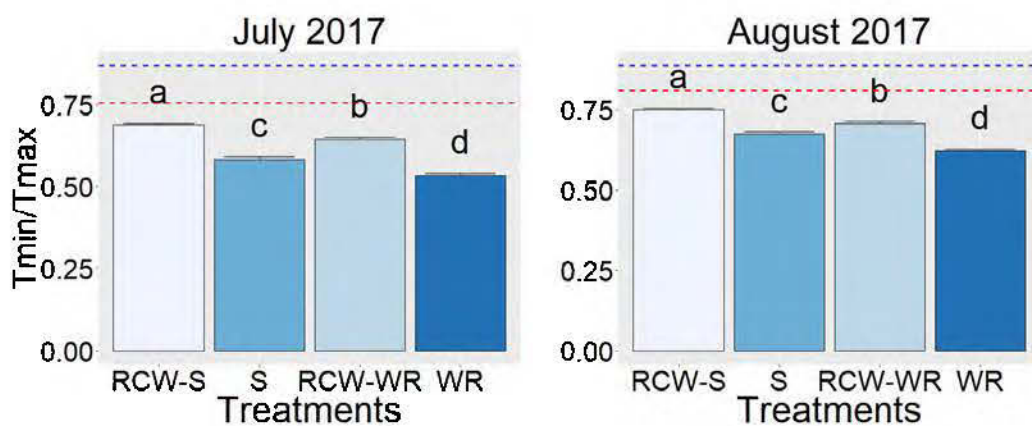


Figure 2.8 Treatments effect on daily minimal over maximal temperature (T_r) in July and August 2017. S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.

3.4.3 Volumetric water content

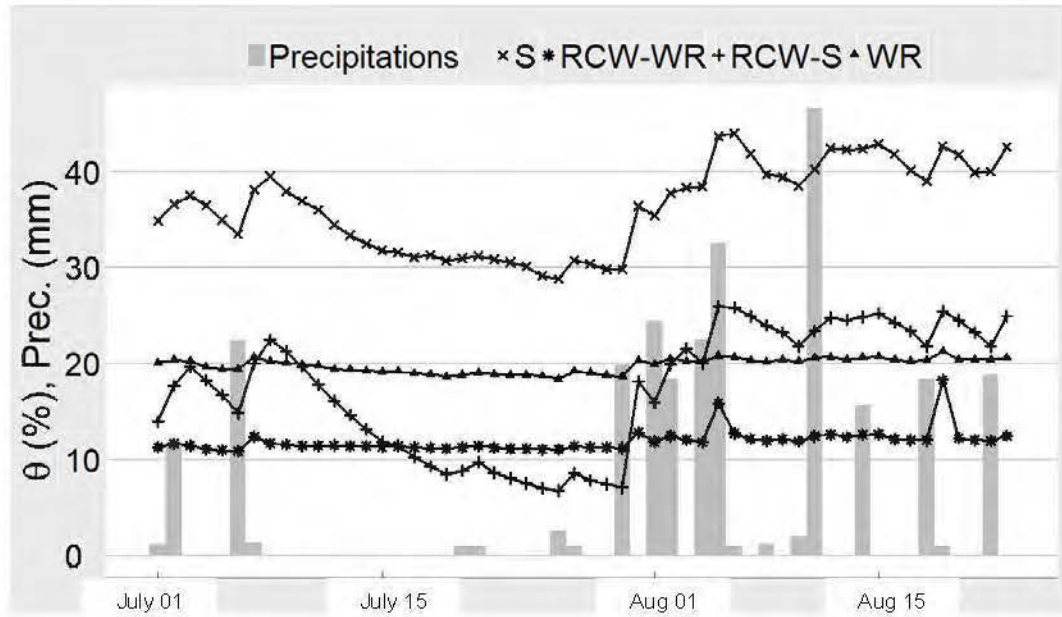


Figure 2.9 Substratum volumetric water content θ (%) at ten cm depth according to the treatment and precipitations (mm), during summer 2017. S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Each line represent the day by day mean of the probes in each treatment.

The volumetric water content (θ) average of the S treatment was significantly greater than that of the other treatments for the two survey periods (Figure 2.10, $p = 0.002$ and $p < 0.001$ respectively for the first and the second survey). The θ of S treatments was significantly greater than the θ of WR treatments. But over time, the θ variation on S treatments were greater than the variations on WR treatments. They were buffered on these latter. The θ of RCW treatments were lower than the θ of only minerals treatments. The S treatment's θ average was more than twice the average of RCW-WR treatment.

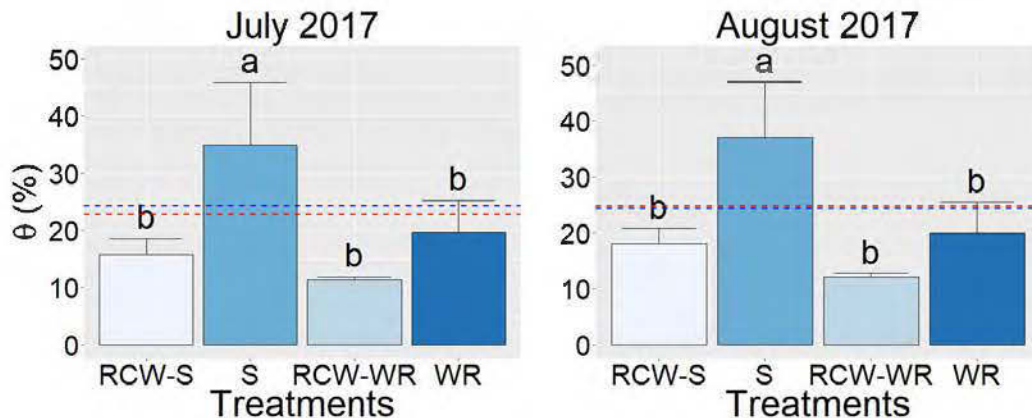


Figure 2.10 Treatments effect on volumetric water content average (%) in July and August 2017. S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.

3.5 Plants available nutrients in the substratum

During 8 weeks in July and August, the cumulative ammonium concentrations (NH_4^+) extracted from the soil solution were significantly greater in both treatments over sand than in other treatments (Figure , left plot, $p < 0.001$ and $p = 0.022$), S being greater than RCW-S. Conversely, the nitrate cumulative concentrations (NO_3^-) extracted from the substratum were significantly greater in the WR treatment than in all other treatments (Figure , $p < 0.001$). The cumulative concentrations of nitrate were significantly greater in the S treatment than in both RCW-S and RCW-WR ($p < 0.001$). Phosphorus (P) cumulative concentrations extracted from the substratum in RCW-S treatment was the greatest of all treatments (Figure , right plot, $p < 0.001$), while RCW-WR and WR treatments showed almost twice greater cumulative P concentrations than the S treatment ($p < 0.001$).

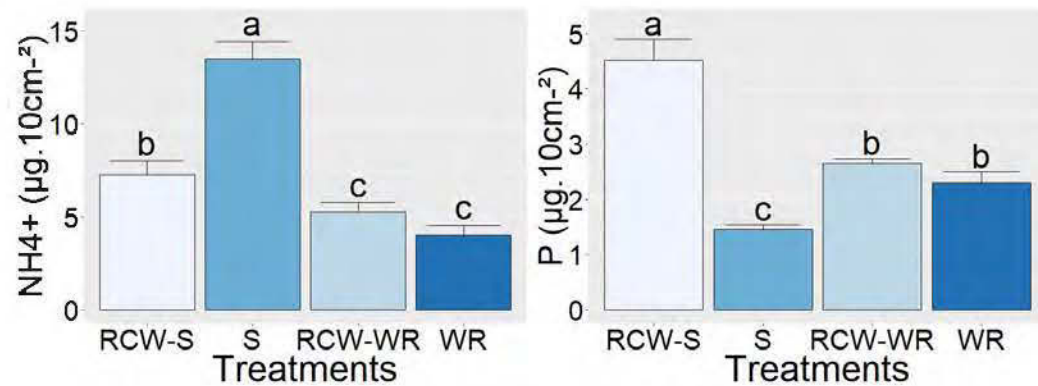


Figure 2.11 Treatments effect on cumulative NH_4^+ and P concentrations in substratum. S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.

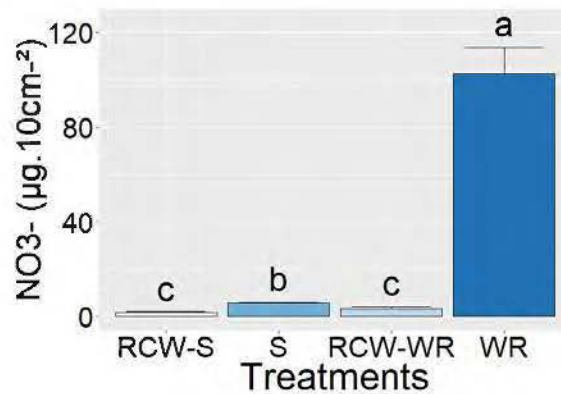


Figure 2.12 Treatments effect on cumulative NO_3^- concentrations in substratum. S: sand, RCW-WR: ramial chipped wood over waste rocks, RCW-S: ramial chipped wood over sand, WR: waste rocks. Letters above the plots represent the significance groups.

3.6 Polynomial regressions (linear and quadratic)

There were neither significant correlations ($p > 0.05$) between the weed cover and the germination of any species, nor with the survival of the seedlings.

3.6.1 Volumetric water content and coniferous species germination

In August 2017, both *P. banksiana* and *A. balsamea* germinations were significantly linearly related to substrate θ . But, that was not the same relation. *A. balsamea* germination was related to θ ($R^2 = 0.884$, $p > 0.001$) following a quadratic pattern. While *P. banksiana* germination was negatively linearly related to θ ($y = -1.77x + 35.2$, $R^2 = 0.373$, $p = 0.035$), but the relationship was not very significant.

These results are presented in Figure .

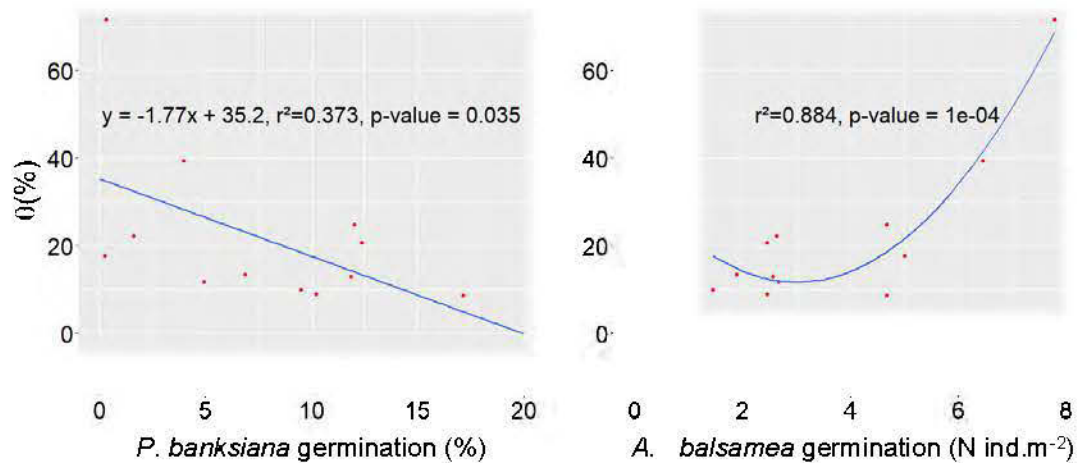


Figure 2.13 Simple linear regressions between coniferous species germination *P. banksiana* (jack pine) and *A. balsamea* (balsam fir) and volumetric water content (August 2017 survey).

3.6.2 Phosphorus cumulative concentrations and *P. banksiana* germination

There was a positive linear relation between P cumulative concentrations in the soil and *P. banksiana* germination (August 2017 survey) rate ($y = 0.16x + 1.4$, $R^2 = 0.53$, $p = 0.0073$) (Figure).

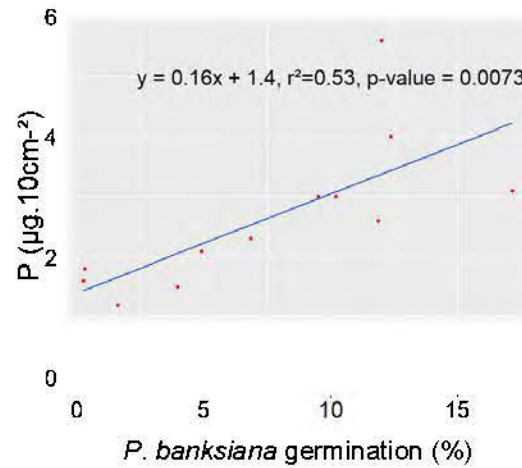


Figure 2.14 Simple linear regression between *P. banksiana* (jack pine) germination rate and soil cumulative phosphorus concentrations.

4. Discussion

4.1 Natural recruitment of forest seedlings : *A. balsamea* natural colonization on the site

The only tree species which colonized naturally the experimental area was the late successional species *A. balsamea*, at a rate up to 6 individuals by square meter. This contradicted the third hypothesis. First, the recruitment of seeds on the site could be explained by an important seed rain during the period following the construction of the experimental device. *A. balsamea* was the most dominant conifer (in terms of number of individuals) in the forest near the experimental site and it can disseminate its seeds up to 60m from the base of the tree (Frank, 1990).

Moreover, a even if *Abies spp.* is a late successional species, it can establish on a larger range of seedbed conditions than other late-successional species through its large seeds (Greene et al., 1999). Indeed, “larger-sized” seedlings (from larger-seed species) produce longer roots (Grubb, 1977). *A. balsamea* is widely distributed due to its deeper

initial root penetration (tap root) and longer shoots, in comparison with other late successional coniferous species (Simard, Bergeron and Sirois, 1998). Longer tap root makes the seedling more resistant to environmental and biotic stresses such as drought, shading or herbivory (Grubb, 1977; Mori, Mizumachi, Osono and Doi, 2004; Streng, Glitzenstein and Harcombe, 1989).

The number of *A. balsamea* individuals found on the experimental site were significantly greater on S treatment than on RCW-S treatment, and on WR treatment than on RCW-WR treatment. It shows that *A. balsamea* established better on bare mineral treatments (S and WR) than with layer of RCW mulch. Also, *A. balsamea* better sprouted on the experimental device than on forest reference areas. The seedbed in the undisturbed forest area was essentially composed by coniferous dead wood litter and the greatest canopy cover was on this area. A scientific research showed that a large *A. balsamea* number of individuals can sprout under great canopy cover (the best germination rate was 5%, under canopy cover > 40%) (McLaren and Janke, 1996).

So, even if *A. balsamea* germinates regardless of the substrate type in comparison of other trees species (Duchesneau and Morin, 1999; Simard, Bergeron and Sirois, 1998), the seedbed quality could have an effect on the germination of *A. balsamea* (McLaren and Janke, 1996). Indeed, on coniferous litter the germination rates were the lowest in comparison of other litters like broadleaf litter. Furthermore and in agreement with the results of the present study, the best germination rates McLaren and Janke got in their experiment were obtained on exposed bedrocks. *A. balsamea* can thus sprout on disturbed substratum like mine waste rocks.

Concerning the survival of *A. balsamea*, even if there was not a significant difference between the treatments, on mineral substratum (WR and S) there was an important survival rate (> 90%), more important than in reference areas.

4.2 Effect of microclimatic conditions on the recruitment of trees

4.2.1 *A. balsamea* natural colonization and volumetric water content

Accordingly to the first hypothesis, the germination rate of the naturally colonizing *A. balsamea* was positively related to the volumetric water content of the superficial soil, following a polynomial quadratic relation. It is the reason why the maximal number of germinated individuals was obtained on the sand treatment. Sand treatment provided greater θ values, even comparatively to the reference area values. *A. balsamea* is a late successional shade-tolerant species which needs seedbeds with great moisture level for its germination (Bergeron, 2000; Frank, 1990). The results of the present study confirms that the moisture level θ could be a factor limiting (Browne, 1942; Schreiner, 1912) the germination of this species. *A. balsamea* can germinate under overstory (Frank, 1990) with great moisture, which corresponds to the late successional conditions of a forest ecosystem. But moisture is not the only factor controlling the germination of this species. The results showed that the greater number of germinated individuals occurred on sand, which is a mineral soil and also the treatment with the best θ . Inceptisols, which are mineral soils with no (or very low amount of) organic matter (USDA, 1975), are one of the best soils to germinate and grow *A. balsamea* (Frank, 1990; McLaren and Janke, 1996; Page, 1976). To conclude, a mineral soil with a great θ is the kind of substrate most suitable for this species. However, further growth of this species could be compromised because of its dependance to other site factors such as biological, microclimatic and stand structure and age (Bakuzis, 1965).

4.2.2 Sown *P. banksiana* establishment and microclimatic conditions

Contrary to hypothesis 1, *Pinus banksiana* germination rate on WR was not significantly different from RCW-S and RCW-WR. Germination rates on WR, RCW-S and RCW-WR treatments were the greatest (between 7.8 to 10.4% on average). *P.*

banksiana seeds could sprout on WR better than on the forest soils (both disturbed and undisturbed) since their germination rates were higher on WR than on reference areas, even on the disturbed area.

The correlation between θ and germination rate was low and negative. This species seems more independent from θ than *A. balsamea* according to these results. Accordingly, *P. Banksiana*, as a fast-growing, pioneer tree species, was shown to have a greater tolerance than *A. balsamea* for the moisture level in seedbed (Cayford, Chrosciewicz and Sims, 1967; Frank, 1990; Rudolph and Laidly, 1990). *P. banksiana* is an *euroky* tree species¹.

The results on undisturbed reference area showed no *P. banksiana* seeds germination. Since *P. banksiana* is a shade intolerant tree species (Rudolph and Laidly, 1990), the presence of a tree canopy that shades the soil could explain this result. But, *P. banksiana* also didn't naturally colonize the experimental device. Because of its serotinous cones, the dissemination of seeds is very variable from one year to another (Yarranton and Yarranton, 1975). The resinous bonding material of the cone – which retains the seeds in – is melting when the temperature in the cone reaches about 50°C (Harlow, Cote and Day, 1964). During long dry weather some cones can open when the temperature is at least 27°C, although a large part of tree cones remains closed until they are exposed to very high temperatures (Rudolph and Laidly, 1990). *P. banksiana* was able to germinate on waste rocks, but it could be necessary to sow the species to establish it.

After a winter, *P. banksiana* survival was similar on all treatments. It would be interesting to monitor the survival of the seedlings during maybe 3 or 4 years, to see if the RCW could have an effect on longer-term seedlings survival. There was no significant relationship between the survival rates of the studied species and the

¹ *Euroky* is the ability of a species to have a large tolerance to variations in environmental abiotic properties, not necessarily on biotic properties (Deevey, 1963).

microclimatic conditions. Some other factors could explain the survival results of *P. banksiana* and would deserve to be investigated, like biotic factors such as competition/facilitation interactions. In stressful environments such as damaged sites of boreal forests, mutualistic and facilitation interactions between species may be more important than other factors, in comparison to temperate forests (Paquette and Messier, 2011).

4.2.3 Primary succession context and moisture conditions effect on conifer species establishment

The restoration context of waste rocks substratum is very similar to the primary succession context: no biological legacy, a substratum composed of coarse bare rocks, no organic matter layer. It is necessary to know better about the germination needs of each successional stage species, to consider which species to firstly reintroduce on a mine site. This knowledge could favor the facilitation interactions, speeding up the successional process (Paquette and Messier, 2011). According to its *euroky* and stress-tolerant nature (Cayford et al., 1967; Mori et al., 2004), the use of *P. banksiana* seeds can quickly establish pioneer seedlings on the substratum. The growth of these seedlings could create quickly an overstory (Finegan, 1984). The overstory in a forest ecosystem reduces the evaporation potential, increasing the soil moisture by an autogenic change (Breshears, Rich, Barnes and Campbell, 1997). The presence of well established conifers such as *P. banksiana* could also decrease the quality of seedbeds for other species (covering the soil with litter, decreasing pH, competing for water and nutrients at the root level) (Schenk, 2006).

4.2.4 *B. papyrifera* germination

The germination rates for *B. papyrifera* were very low (between 0.05-1.3%). None of the explanatory factors measured in the in situ device could be related to this species

low germination rates. In the literature, some authors have described very different patterns for the germination and the early survival of the *B. papyrifera* seedlings (Bjorkbom et al., 1965). Mineral soils are the best seedbeds, and the germination on organic layer is reduced by 50% (Safford et al., 1990). But for the early survival of the newly established seedlings, it is a reverse pattern: there is greater growth on humus than on mineral soils (Marquis, 1966, 1969). Newly germinated *B. papyrifera* seedlings are very sensitive to moisture and temperature of the seedbed (Hutnik, 1954). However, no other deciduous species germination was noticed on the site. Maybe deciduous seeds – which have lower volume than coniferous species – had also lower nutrient reserve to establish on damaged sites (Grubb, 1977). *B. papyrifera* emerged seedlings didn't survive to the winter. There were a lot of grouses and groundhogs around the device. An explanation is that seeds and seedlings of *B. papyrifera* were subjected to herbivory. A paper mentioned very low germination rates in deciduous forest with seeds predators, in comparison to other forests (Goldberg, 1985). The greater canopy cover of deciduous forest offer a protection to herbivorous (especially rodent granivores) against their predators (Goldberg, 1985).

4.3 Effect of treatments on Volumetric Water Content (θ)

The θ level in each treatment was more influenced by the kind of mineral substratum than by the presence of RCW mulch. Results all along the growing season (July and August 2017) showed two different patterns according to the kind of mineral substratum (waste rocks or sand) and according to the presence or not of RCW mulch on the substratum.

4.3.1 Grain size distribution of the mineral substratum and Volumetric Water Content

There was a greater volumetric water content on sand than on WR, on average, no matter if there was RCW mulch or not on the treatment. The textural class of the <2mm

fraction of WR treatments was a “loamy sand”, according to the USDA texture classification, while the textural class of the sand treatments was “sand”, according to the same classification. It is expected the finer the soil texture is, the higher the soil volumetric water content (Rawls, Brakensiek and Saxton, 1982). But, here, there is also the “coarse” (>2mm, classified as gravel) part of the materials to consider for both sand and WR treatments. For the WR, this is a bit more of 65% of the material dry mass which is considered as “gravel”. For the S treatment, the coarse fraction represents just about 18% of the dry mass. In the case of a material combining fine earth (<2mm) and coarse (>2mm) fractions, like the WR and sand treatments, the fine part and the coarse part of the grain size distribution will both affect the soil water retention (M. D. Fredlund, Wilson and Fredlund, 2002). Even if the texture of the WR treatment is finer than the sand treatment, the coarse part represents a larger part of its grain size distribution. In agricultural soils, particles of this size decrease the amount of soil matrix in which water can be stored (K. E. Saxton and Rawls, 2006). Moreover, for a material showing a grain size distribution combining fine and coarse particles, with a large coarse fraction like in waste rocks, it is important to consider not just the volume of solids but also the volume of the voids to understand the water retention properties. The volumetric water content is commonly defined in agriculture-related disciplines by this equation (D. G. Fredlund, Rahardjo and Fredlund, 2012) :

$$\theta = \frac{V_w}{V_v + V_s}$$

Where, V_w is the volume of water, V_v is the volume of the voids or volume of pores (air and water) and V_s is the volume of the solids (Hillel, 2004). The V_s is related to the grain size distribution in the material and the V_v is related to the compaction of the material, affecting the pores size and layout. There was no mechanical compaction applied on the sand treatment. Also, the waste rocks substratum was scarified, reducing the compaction. Thus, the void volume of both materials was not reduced by compaction. Finally, Peregoedova (2012) showed that waste rocks can have a double

porosity with larger interconnected macropores creating preferential flow for water, which is responsible of fast drainage.

4.3.2 Effect of the RCW mulch on Volumetric Water Content

Mulch generally decreases soil evaporation, which is thought to increase water storage in the soils (Bond and Willis, 1969). Contrary of the first hypothesis, the addition of RCW mulch decreased θ in July and August on both substratum (sand and WR). Even if there was no significant difference between the θ on RCW mulch treatments and WR treatment, the θ on RCW-WR and RCW-S were lower than on the mineral soils treatments. In the case of this study, the measure was done superficially, at the first 5 cm from the surface and excluding the RCW layer, because this is the depth to consider for the plant germination (R. T. Brown, 1967). Some mulches can improve the water content in a deeper part of the soil. In 2017, a paper was published about the variation of θ according to the measurement depth in the soil, when using different qualities of mulches (Jiménez et al., 2017). It showed that θ increases with soil depth with straw mulches. With rock fragments, the θ increases just in the first 10-20 cm soil depth from the surface, then decreases. Moreover, the greatest θ was found under rock fragments in the first 20 cm of soil.

4.4 Effect of treatments on temperature

The temperature average and daily variation were closer to the reference areas when using RCW treatment over mineral soils. Indeed, soil thermal conductivity can decrease with increasing of organic matter content (Abu-Hamdeh and Reeder, 2000). Temperature variations were thus buffered by the RCW layer. According to Sarkar and Singh's work (2007), mulches can reduce the variation of temperature of the soil during a complete day. On sand treatment, the temperature average was lower than on WR. It

could be explained by the darker color of WR, which warmed up the soil, absorbing more light, participating to the increase of soil water evaporation.

But this factor was not found to have a major effect on the germination of coniferous trees. The temperature averages and the temperature variations could have more important effects on seedlings growth than on the germination of these species, in this context. Or maybe some chemical adverse effects of RCW mulch decreased germination.

4.5 Chemicals effects of treatments

Indeed, experiments in laboratory with willow water extracts used as moistening medium on *P. banksiana* seeds showed a chemical inhibitory effect on seeds germination (R. T. Brown, 1967). After exposure to willow lixiviates, *P. banksiana* seeds could need two weeks of cold stratification to break the dormancy. The *P. banksiana* seeds almost never have a dormancy (Rudolph and Laidly, 1990). But, actually, in the case of a chemical inhibition effect on the seed, it is necessary to break the dormancy with a cold stratification, at 0.5°C, on a moistured seedbed (Haavisto and Winston, 1974).

Also, the germination of *P. banksiana* was linearly related to the P cumulative available concentrations in the soil. Usually, soil nutrient concentrations do not have an effect on seed germination (Baskin and Baskin, 1998). In boreal soils, increasing phosphorus concentrations can stimulate the presence of mycorrhizal arbuscular fungi (Baskin and Baskin, 1998; Singh, Kumar and Pandey, 2008). These fungi can help the seedlings in their early survival, increasing the nutrient uptake of the plants (Bolan, 1991). It is possible *P. banksiana* seedlings created early symbiotic interactions with fungi. However, some studies shown that an increasing amount of soil nutrients could inhibit the mycorrhizal activity (George, Marschner and Jakobsen, 1995; Graham, Leonard

and Menge, 1981). Another explanation could be the possibility that P had a more direct effect on plants and maybe on seeds. But currently no paper talked about a possible direct effect of soil nutrients on seed germination.

Also, the WR and the RCW treatments (RCW-S and RCW-WR) had a greater electrical conductivity than the S treatment. The salinity of the soil is related to the electrical conductivity (Rhoades, Manteghi, Shouse and Alves, 1989). As mentioned before, the germination rates of *P. banksiana* was significantly lower on the S treatment than on the other. According to these results, Croser *et al.* 2001 showed that a greater concentration of sodium sulfate in the soil (sandy soil moisturized with solutions of Na₂SO₄ 10-50 ppm) could increase the germination of this species.

5. Conclusion

This study showed that some forest seedlings are able to naturally colonize or directly germinate on scarified waste rocks, especially conifers (both pioneer and late successional species). Thus, the germination and survival stages do not seem to be limiting on this technosol substrate. Measured microclimatic conditions were not so different on waste rocks, improved or not with mulch, and adjacent forest soils, clearcut or not, maybe due to the proximity of the forest environment. Waste rocks offered a mineral seedbed to establishing forest trees that could be more favorable for their germination than natural forest soils richer in organic matter.

There was a very low recruitment of broadleaved species. However, this experiment was a short-term research project, on one year only. Actually, it is possible that there is a variation in the seed rain from one year to another and that natural colonization results change with time.

Moreover, only the follow-up of the first stages of tree establishment was presented: germination and seedling survival. The establishment of a forest ecosystem does not stop to these stages. It would be necessary to study further the growth of the tree seedlings on the different treatments the following years.

In a long-term study, it would be interesting to monitor the biotic factors (predation, competition, mutualism) which could influence the different stages of boreal tree species establishment.

CONCLUSION GENERALE

L'intérêt grandissant de l'utilisation de bois raméal fragmenté pour des travaux de végétalisation a motivé ce projet de recherche (Barthès et al., 2010; Hattab et al., 2014; Lemieux et Germain, 2001; Rey, Breton, Meistermann et Crosaz, 2009).

De nombreuses études pour la végétalisation des sites miniers s'intéressaient à la plantation d'arbres ou à l'hydroensemencement de graines herbacées pour faciliter les processus de succession (Cooke et Johnson, 2002; Emerson, Skousen et Ziemkiewicz, 2009; Evans, Zipper, Burger, Strahm et Villamagna, 2013; Laarmann et al., 2015; Prach et Hobbs, 2008). En revanche, il est difficile de trouver des travaux de recherches portant sur l'établissement naturel d'essences forestières sur sites miniers, particulièrement sur stériles miniers.

Dans la réalisation de ce projet, il y avait également un intérêt à observer si la tentative de reproduire une litière végétale sur substrat minéral favorisait le recrutement d'essences forestières, comparativement à un substrat minéral seul, incluant les stériles miniers.

L'utilisation de BRF n'a pas permis d'améliorer les propriétés du sol qui étaient indispensables à la germination des essences forestières. La teneur en eau volumique dans le premier horizon de sol dans les traitements avec BRF était trop faible pour accroître la germination des essences par rapport à celle des stériles miniers seuls. Il serait pertinent de faire d'autres essais avec des copeaux de BRF de taille différente et d'essences différentes, en fonction de la disponibilité du matériau à proximité des sites miniers.

Il est également possible que les lixiviats d'un BRF de saule aient eu un effet biochimique inhibiteur sur les graines de pin gris provoquant une entrée en dormance, ne pouvant être levée que par stratification (Brown, 1967; Rudolph et Laidly, 1990). De simples essais de germination en laboratoire avec différentes concentrations de lixiviats de différentes espèces végétales permettraient d'évaluer si le BRF utilisé a un effet inhibiteur (Brown, 1967).

Cependant, le BRF a tout de même amélioré une propriété microclimatique, il a tamponné les variations de température du substrat comparativement aux traitements minéraux. Cela permet de réduire la gamme de températures auxquelles sont exposés les semis à l'année. La croissance du système racinaire des plantes est entre autres liée à la température du substrat (Belford et al., 1987). Des mesures de croissance du système racinaire après plusieurs hivers et étés permettraient d'observer si l'amélioration de ce facteur par le BRF a un effet sur la croissance des individus.

Les résultats ont également permis de montrer que le sapin baumier, pourtant espèce de fin de succession (Frank, 1990), était capable de germer sur un substrat nu, de type stérile minier. La taille de ses graines et sa capacité à développer une racine principale épaisse permettent à cette espèce de s'établir rapidement sur une large gamme de sols (Grubb, 1977; Mori et al., 2004; Simard et al., 1998). Il a particulièrement bien colonisé les substrats minéraux, en particulier le traitement à base de sable. La teneur en eau volumique est la propriété du sol qui a été prépondérante pour son établissement. La teneur en eau volumique du substrat est le filtre écologique influençant majoritairement la présence du sapin baumier dans cet écosystème qui est en train de nouvellement se former.

Bien que de nombreux arbres semenciers soient présents à proximité du dispositif, il est le seul qui a réussi à s'établir ainsi. L'hypothèse d'une bonne année semencière pour cette espèce combinée à sa dominance dans la forêt adjacente pourrait expliquer ces résultats. Il faudrait les confirmer dans les années à venir.

La survie et la croissance à plus long terme sont également des stades de vie de cette espèce qui pourraient être étudiés. Le BRF pourrait avoir un rôle plus important à jouer dans la survie des individus que dans la germination des graines (Tissaux, 1996). Quoiqu'il en soit, le sapin baumier est une espèce à considérer dans les travaux de végétalisation de stériles miniers par ensemencement, étant donné sa capacité de colonisation naturelle autant en contexte de succession primaire que secondaire (Bouchard et al., 2018).

Le pin gris, essence ensemencée sur le dispositif, a largement germé sur les stériles miniers. Le pin gris a montré une importante tolérance à une teneur en eau volumique faible dans le sol. Il se pourrait que sa tolérance à des conditions microclimatiques difficiles fasse de lui une espèce pionnière idéale pour des travaux d'ensemencement d'essences forestières sur substrat minier.

Il est cependant important de considérer que la nature euryèce du pin gris (Acker, Kertis et Pabst, 2017; Deevey, 1963), lui conférant une large valence écologique, offre un avantage pour rapidement coloniser des zones sans grand héritage biologique, mais pourrait également présenter un inconvénient dans une relation compétitrice avec une autre espèce (herbacée éventuellement) (Yarranton et Yarranton, 1975). Une identification précise des espèces herbacées et du recouvrement spécifique permettrait d'établir d'éventuels liens de cause à effet sur la survie des plantules de pin gris.

La concentration disponible cumulée de phosphore dans le sol a influencé l'établissement du pin gris. En effet, le pourcentage d'individus germés de pin gris était linéairement relié à un gradient de concentration de phosphore disponible dans le sol. Habituellement, la germination des graines n'est pas influencée par les nutriments présents dans le sol, en dehors de ceux fournis par la plante mère (Baskin et Baskin, 1998; Singh et al., 2008).

Ici, il se pourrait qu'il y ait eu l'intervention des champignons mycorrhiziens dans la capacité d'établissement du pin gris (Baskin et Baskin, 1998; Bolan, 1991). Pour les essences boréales, il est difficile en consultant la littérature scientifique à ce jour d'établir à quel moment de l'étape de la vie d'une plante les relations rhizosphériques entre le système racinaire végétal et les champignons mycorrhiziens s'établissent. Un suivi de la rhizosphère du système racinaire des plantules de pin gris, comme l'identification de la cohorte mycorrhizienne associée au système racinaire de ces plantules permettrait de mieux comprendre le rôle du phosphore dans l'établissement du pin gris. Par ailleurs, les plus fortes concentrations de phosphore sur le dispositif ont été trouvées dans les traitements avec BRF.

De manière générale, les conifères ont montré des capacités de germination et d'établissement rapide plutôt intéressantes et il serait important de les considérer dans des travaux de végétalisation par colonisation naturelle des stériles miniers.

Les feuillus, et particulièrement le bouleau blanc (espèceensemencée), n'ont pas réussi à s'établir sur le site. Cas fréquent pour les graines en milieu ouvert, l'herbivorie pourrait être le facteur principal mis en cause, en particulier à proximité d'une aire de forêt mixte (Goldberg, 1985). Une autre explication pourrait être l'ensemencement tardif (juillet) et le manque de ressources qu'engendre cette période pour la graine (eau en trop faible quantité due à la sécheresse).

Bien que nous nous attendions à ce que le recrutement soit une étape limitante sur ces substrats, il est important de considérer que l'établissement des essences forestières est possible directement sur roches stériles. Il se pourrait même qu'il soit plus évident qu'en milieu forestier, particulièrement avec les conifères.

En revanche, il serait trop tôt pour faire des recommandations aux gestionnaires de sites concernant l'utilisation de graines pour des travaux de végétalisation. Ce projet constitue des résultats à très court terme et ne considère pas les étapes de

développement suivantes des plantes. Par ailleurs, la dispersion des graines pourrait être variable d'une espèce à l'autre, ainsi que d'une année à l'autre.

Un projet de recherche investiguant toutes ces pistes serait évidemment pertinent pour stimuler la recolonisation forestière naturelle des sites miniers. Cela permettrait une intervention minimale de l'Homme, engendrant une réduction des coûts pour la compagnie industrielle (par exemple dans la maintenance du site) et le rétablissement d'une dynamique naturelle pour l'écosystème et les services qui y sont associés.

ANNEXE

Annexe A : Liste des familles d'herbacées adventices ayant colonisé le dispositif expérimental à la mine Lapa.

<i>Liste des familles d'herbacées adventices trouvées sur le site</i>
Poaceae
Polygonaceae
Scrophulariaceae
Fabaceae
Asteraceae
Renonculaceae
Plantaginaceae
Boraginaceae
Brassicaceae
Apiaceae
Onagraceae

BIBLIOGRAPHIE

- Abdul-Kareem, AW et McRae, SG (1984). "The effects on topsoil of long-term storage in stockpiles", *Plant and Soil*, 76,1-3, 357-363.
- Abouguendia, ZM et Redmann, RE (1979). "Germination and early seedling growth of four conifers on acidic and alkaline substrates", *Forest Science*, 25,2, 358-360.
- Abu-Hamdeh, NH et Reeder, RC (2000). "Soil thermal conductivity effects of density, moisture, salt concentration, and organic matter", *Soil science society of America Journal*, 64,4, 1285-1290.
- Acker, SA, Kertis, JA et Pabst, RJ (2017). "Tree regeneration, understory development, and biomass dynamics following wildfire in a mountain hemlock (*Tsuga mertensiana*) forest", [Article] *Forest Ecology and Management*, 384, 72-82.
- Ackerman, RF et Farrar, JL (1965). *The effect of light and temperature on the germination of jack pine and lodgepole pine seeds*, Faculty of Forestry, University of Toronto.
- Athy, ER, Keiffer, CH et Stevens, MH (2006). "Effects of mulch on seedlings and soil on a closed landfill", *Restoration Ecology*, 14,2, 233-241.
- Atkinson, CJ (2018). "How good is the evidence that soil-applied biochar improves water-holding capacity?", *Soil Use and Management*, 34,2, 177-186.
- Aubertin, M, Bussière, B et Bernier, L (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers*, Presses International Polytechnique.
- Bakuzis, EV (1965). *Balsam fir: a monographic review*, U of Minnesota Press.
- Barthès, BG, Manlay, RJ et Porte, O (2010). "Effets de l'apport de bois raméal sur la plante et le sol: une revue des résultats expérimentaux", *Cahiers Agricultures*, 19,4, 280-287 (281).

- Barthes, BG, Penche, A, Hien, E, Deleporte, P, Clermont-Dauphin, C, Cournac, L, et al. (2015). "Effect of ramial wood amendment on sorghum production and topsoil quality in a Sudano-Sahelian ecosystem (central Burkina Faso)", *Agroforestry systems*, 89,1, 81-93.
- Baskin, CC et Baskin, JM (1998). *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*, Elsevier.
- Bationo, A (2004). *Managing nutrient cycles to sustain soil fertility in Sub-Saharan Africa*, CIAT.
- Beggy, HM et Fehmi, JS (2016). "Effect of surface roughness and mulch on semi-arid revegetation success, soil chemistry and soil movement", *Catena*, 143, 215-220.
- Belford, RK, Klepper, B et Rickman, RW (1987). "Studies of Intact Shoot-Root Systems of Field-Grown Winter Wheat. II. Root and Shoot Developmental Patterns as Related to Nitrogen Fertilizer 1", *Agronomy Journal*, 79,2, 310-319.
- Bergeron, Y (2000). "Species and Stand Dynamics in the Mixed Woods of Quebec's Southern Boreal Forest", *Ecology*, 81,6, 18.
- Bernstein, L (1975). "Effects of salinity and sodicity on plant growth", *Annual review of phytopathology*, 13,1, 295-312.
- Bittelli, M, Ventura, F, Campbell, GS, Snyder, RL, Gallegati, F et Pisa, PR (2008). "Coupling of heat, water vapor, and liquid water fluxes to compute evaporation in bare soils", *Journal of Hydrology*, 362,3-4, 191-205.
- Bjorkbom, JC, Marquis, DA et Cunningham, FE (1965). "The variability of paper birch seed production, dispersal, and germination", *Res. Pap. NE-41. Upper Darby, PA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. 8 p., 41.*

- Bolan, NS (1991). "A critical review on the role of mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by plants", *Plant and soil*, 134,2, 189-207.
- Bonan, GB (2008). "Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests", *Science*, 320,5882, 1444-1449.
- Bond, JJ et Willis, WO (1969). "Soil Water Evaporation: Surface Residue Rate and Placement Effects 1", *Soil Science Society of America Journal*, 33,3, 445-448.
- 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.
- Bradley, RL et Fyles, JW (1995). "Growth of paper birch (*Betula papyrifera*) seedlings increases soil available C and microbial acquisition of soil-nutrients", *Soil Biology and Biochemistry*, 27,12, 1565-1571.
- Bradshaw, A (1983). "The reconstruction of ecosystems", *Journal of applied ecology*, 20,1, 1-17.
- Bradshaw, A (1997a). "Restoration of mined lands—using natural processes", *Ecological engineering*, 8,4, 255-269.
- Bradshaw, A (1997b). "What do we mean by restoration", *Restoration ecology and sustainable development*, 10.
- Breshears, DD, Rich, PM, Barnes, FJ et Campbell, K (1997). "Overstory-imposed heterogeneity in solar radiation and soil moisture in a semiarid woodland", *Ecological applications*, 7,4, 1201-1215.
- Brown, RT (1967). "Influence of naturally occurring compounds on germination and growth of jack pine", *Ecology*, 48,4, 542-546.
- Brown, RL et Naeth, MA (2014). "Woody debris amendment enhances reclamation after oil sands mining in Alberta, Canada", *Restoration ecology*, 22,1, 40-48.

- Browne, CA (1942). "Liebig and the law of the minimum", *Liebig and after Liebig. Publication*,16, 71-82.
- Bruno, JF, Stachowicz, JJ et Bertness, MD (2003). "Inclusion of facilitation into ecological theory", *Trends in Ecology & Evolution*, 18,3, 119-125.
- Burke, IC, Yonker, CM, Parton, WJ, Cole, CV, Schimel, DS et Flach, K (1989). "Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in US grassland soils", *Soil science society of America journal*, 53,3, 800-805.
- Burns, RM et Barbara, H (1990). "Silvics of North America: 1. conifers; 2. hardwoods".
- Cabiaux, C et Devillez, F (1977). "Etude de l'influence des facteurs du milieu sur la germination et la levée des plantules du bouleau pubescent", *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique/Bulletin van de Koninklijke Belgische Botanische Vereniging*, 96-112.
- Cardon, ZG et Whitbeck, JL (2011) eds. "The rhizosphere: an ecological perspective". *Elsevier*.
- Cayford, JH, Chrosiewicz, Z et Sims, HP (1967). "A review of silvicultural research in Jack Pine", *Dep. Publ. For. Br. Can.*,1173.
- Chakraborty, D, Nagarajan, S, Aggarwal, P, Gupta, VK, Tomar, RK, Garg, RN, et al. (2008). "Effect of mulching on soil and plant water status, and the growth and yield of wheat (*Triticum aestivum* L.) in a semi-arid environment", *Agricultural water management*, 95,12, 1323-1334.
- Chase, JM, Abrams, PA, Grover, JP, Diehl, S, Chesson, P, Holt, RD, et al. (2002). "The interaction between predation and competition: a review and synthesis", *Ecology letters*, 5,2, 302-315.
- Clemmensen, KE (2013). "Roots and associated fungi drive long-term carbon sequestration in boreal forest." *Science* 339.6127, 1615-1618.
- 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*, 10,1, 41-71.

- Cornell, HV et Lawton, JH (1992). "Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective", *Journal of Animal Ecology*, 1-12.
- De Steven, D (1991). "Experiments on Mechanisms of Tree Establishment in Old-Field Succession: Seedling Survival and Growth", *Ecology*, 72,3, 1076-1088.
- Deevey, ES (1963). Dictionary of Ecology: JSTOR.
- Delhaize, E et Ryan, PR (1995). "Aluminum toxicity and tolerance in plants", *Plant physiology*, 107,2, 315.
- Despain, DG, Clark, DL et Reardon, JJ (1996). "Simulation of crown fire effects on canopy seed bank in lodgepole pine", *International Journal of Wildland Fire*, 6,1, 45-49.
- Dobson, AP, Bradshaw, AD et Baker, AJ (1997). "Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology", *Science*, 277,5325, 515-522.
- Duchesneau, R et Morin, H (1999). "Early seedling demography in balsam fir seedling banks", *Canadian journal of forest research*, 29,10, 1502-1509.
- Dutoit, T (2013). L'ingénierie écologique au service de la durabilité énergétique.
- Emerson, P, Skousen, J et Ziemkiewicz, P (2009). "Survival and growth of hardwoods in brown versus gray sandstone on a surface mine in West Virginia", *Journal of environmental quality*, 38,5, 1821-1829.
- Evans, DM, Zipper, CE, Burger, JA, Strahm, BD et Villamagna, AM (2013). "Reforestation practice for enhancement of ecosystem services on a compacted surface mine: path toward ecosystem recovery", *Ecological Engineering*, 51, 16-23.
- Ewel, JJ (1999). "Natural systems as models for the design of sustainable systems of land use", *Agroforestry systems*, 45,1-3, 1-21.

- Falk, DA, Palmer, MA et Zedler, JB (2006). *Foundations of restoration ecology*, Island Press Washington, DC,
- Félix, GF, Clermont-Dauphin, C, Hien, E, Groot, JCJ, Penche, A, Barthès, BG, et al. (2018). "Ramial wood amendments (*Piliostigma reticulatum*) mitigate degradation of tropical soils but do not replenish nutrient exports", *Land Degradation & Development*, 29,8, 2694-2706.
- Field, CB et Raupach, MR (2004). *The global carbon cycle: integrating humans, climate, and the natural world* (Vol. 62), Island Press,
- Finegan, B (1984). "Forest succession", *Nature*, 312,5990, 109.
- Frank, RM (1990). "Abies balsamea (L.) Mill. balsam fir", *Silvics of North America*, 1, 26-35.
- Fredlund, DG, Rahardjo, H et Fredlund, MD (2012). *Unsaturated soil mechanics in engineering practice*, John Wiley & Sons,
- Fredlund, MD, Wilson, GW et Fredlund, DG (2002). "Use of the grain-size distribution for estimation of the soil-water characteristic curve", *Canadian Geotechnical Journal*, 39,5, 1103-1117.
- Gamfeldt, L, Snäll, T, Bagchi, R, Jonsson, M, Gustafsson, L, Kjellander, P, et al. (2013). "Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species", *Nature communications*, 4, 1340.
- Ganmore-Neumann, R et Kafkafi, U (1983). "The Effect of Root Temperature and $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ Ratio on Strawberry Plants. I. Growth, Flowering, and Root Development 1", *Agronomy journal*, 75,6, 941-947.
- George, E, Marschner, H et Jakobsen, I (1995). "Role of arbuscular mycorrhizal fungi in uptake of phosphorus and nitrogen from soil", *Critical Reviews in Biotechnology*, 15,3-4, 257-270.

- Głąb, T et Kulig, B (2008). "Effect of mulch and tillage system on soil porosity under wheat (*Triticum aestivum*)", *Soil and Tillage Research*, 99,2, 169-178.
- Goldberg, DE (1985). "Effects of soil pH, competition, and seed predation on the distributions of two tree species", *Ecology*, 66,2, 503-511.
- Gough, L, Shaver, GR, Carroll, J, Royer, DL et Laundre, JA (2000). "Vascular plant species richness in Alaskan arctic tundra: the importance of soil pH", *Journal of Ecology*, 88,1, 54-66.
- Graham, JH, Leonard, RT et Menge, JA (1981). "Membrane-mediated decrease in root exudation responsible for phosphorus inhibition of vesicular-arbuscular mycorrhiza formation", *Plant Physiology*, 68,3, 548-552.
- Greene, DF, Zasada, JC, Sirois, L, Kneeshaw, D, Morin, H, Charron, I, et al. (1999). "A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species", *Canadian Journal of Forest Research*, 29,6, 824-839.
- Grubb, PJ (1977). "The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche", *Biological reviews*, 52,1, 107-145.
- Guittonny, M, Bussière, B et Pednault, C (2016). "Tree–Substrate Water Relations and Root Development in Tree Plantations Used for Mine Tailings Reclamation", *Journal of environmental quality*, 45,3, 1036-1045.
- Gurevitch, J, Morrow, LL, Wallace, A et Walsh, JS (1992). "A meta-analysis of competition in field experiments", *The American Naturalist*, 140,4, 539-572.
- Haavisto, VF et Winston, DA (1974). "Germination of black spruce and jack pine seed at 0.5 C", *The Forestry Chronicle*, 50,6, 240-240.
- Hanski, I (1982). "Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis", *Oikos*, 210-221.
- Harlow, WM, Cote, WA et Day, AC (1964). "The opening mechanism of pine cone scales", *Journal of Forestry*, 62,8, 538-540.

- Harper, JL et Benton, RA (1966). "The behaviour of seeds in soil: II. The germination of seeds on the surface of a water supplying substrate", *The Journal of Ecology*, 151-166.
- Harrison, DJ et Maynard, DG (2014). "Nitrogen mineralization assessment using PRS™ probes (ion-exchange membranes) and soil extractions in fertilized and unfertilized pine and spruce soils", *Canadian Journal of Soil Science*, 94,1, 21-34.
- Hattab, N, Soubrand, M, Guégan, R, Motelica-Heino, M, Bourrat, X, Faure, O, et al. (2014). "Effect of organic amendments on the mobility of trace elements in phytoremediated techno-soils: role of the humic substances", [journal article] *Environmental Science and Pollution Research*, 21,17, 10470-10480.
- Hillel, D (2004). Introduction to environmental soil physics, 494 pp: Elsevier Academic Press, Amsterdam, San Diego.
- Hooper, DU, Chapin, FS, Ewel, JJ, Hector, A, Inchausti, P, Lavorel, S, et al. (2005). "Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge", *Ecological monographs*, 75,1, 3-35.
- Houle, G et Babeux, P (1994). "Fertilizing and mulching influence on the performance of four native woody species suitable for revegetation in subarctic Quebec", *Canadian journal of forest research*, 24,12, 2342-2349.
- Hudson, BD (1994). "Soil organic matter and available water capacity", *Journal of Soil and Water Conservation*, 49,2, 189-194.
- Hume, A, Chen, HYH, Taylor, AR, Kayahara, GJ et Man, R (2016). "Soil C: N: P dynamics during secondary succession following fire in the boreal forest of central Canada", *Forest Ecology and Management*, 369, 1-9.
- Hutnik, RJ (1954). "Effect of seedbed condition on paper birch reproduction", *Journal of Forestry*, 52,7, 493-495.

- Isbell, F, Calcagno, V, Hector, A, Connolly, J, Harpole, WS, Reich, PB, et al. (2011). "High plant diversity is needed to maintain ecosystem services", *Nature*, 477,7363, 199.
- Janzen, HH, Campbell, CA, Izaurralde, RC, Ellert, BH, Juma, N, McGill, WB, et al. (1998). "Management effects on soil C storage on the Canadian prairies", *Soil and Tillage Research*, 47,3-4, 181-195.
- Jiménez, MN, Pinto, JR, Ripoll, MA, Sánchez-Miranda, A et Navarro, FB (2017). "Impact of straw and rock-fragment mulches on soil moisture and early growth of holm oaks in a semiarid area", *Catena*, 152, 198-206.
- Karel P, Richard JH (2008). "Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites", *Restoration Ecology*, 16.
- Keddy, PA (1992). "Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology", *Journal of Vegetation Science*, 3,2, 157-164.
- Kirkham, MB (2014). *Principles of soil and plant water relations*, Academic Press.
- Kozłowski, TT (1997). "Responses of woody plants to flooding and salinity", *Tree physiology*, 17,7, 490.
- Krieger, DJ (2001). "Economic value of forest ecosystem services: a review".
- Laarmann, D, Korjus, H, Sims, A, Kangur, A, Kiviste, A et Stanturf, JA (2015). "Evaluation of afforestation development and natural colonization on a reclaimed mine site", *Restoration ecology*, 23,3, 301-309.
- Laird, DA, Martens, DA et Kingery, WL (2001). "Nature of clay-humic complexes in an agricultural soil", *Soil Science Society of America Journal*, 65,5, 1413-1418.
- Lee, HL, DeAngelis, D et Koh, HL (1998). "Modeling spatial distribution of the unionid mussels and the core-satellite hypothesis", *Water Science and Technology*, 38,7, 73-79.

- Lemieux, G et Germain, D (2001). *Le bois raméal fragmenté: la clé de la fertilité durable du sol*, Groupe de coordination sur les bois raméaux, Université Laval.
- Li, Z, Schneider, RL, Morreale, SJ, Xie, Y, Li, C et Li, J (2018). "Woody organic amendments for retaining soil water, improving soil properties and enhancing plant growth in desertified soils of Ningxia, China", *Geoderma*, 310, 143-152.
- Macdonald, SE, Landhäusser, SM, Skousen, J, Franklin, J, Frouz, J, Hall, S, et al. (2015). "Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions", [journal article] *New Forests*, 46,5, 703-732.
- Marie-Victorin, Frère (1964). *Flore laurentienne*.
- Marquis, DA (1966). "Germination & growth of paper birch & yellow birch in simulated strip cuttings", *Res. Pap. NE-54. Upper Darby, PA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. 19 p., 54.*
- Marquis, DA (1969). *Silvical requirements for natural birch regeneration*. Communications présentées au In: Doolittle, WT; Bruns, PE, comps. 1969. Birch symposium proceedings; 1969 August 19-21; Durham, NH. Upper Darby, PA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station: 40-49.
- Marshall, B (2017). *Faits et chiffres de l'industrie minière canadienne*: Association Minière du Canada.
- McConkey, KR, Prasad, S, Corlett, RT, Campos-Arceiz, A, Brodie, JF, Rogers, H, et al. (2012). "Seed dispersal in changing landscapes", *Biological Conservation*, 146,1, 1-13.
- McLaren, BE et Janke, RA (1996). "Seedbed and canopy cover effects on balsam fir seedling establishment in Isle Royale National Park", *Canadian Journal of Forest Research*, 26,5, 782-793.
- McMahon, G et Remy, F (2001). *Large mines and the community: socioeconomic and environmental effects in Latin America, Canada, and Spain*, Idrc.

- Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (2016). *Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec*.
- Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (2017). "Le secteur minier du Québec".
- Morgan, RPC et Rickson, RJ (2003). *Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach*, Taylor & Francis.
- Mori, A, Mizumachi, E, Osono, T et Doi, Y (2004). "Substrate-associated seedling recruitment and establishment of major conifer species in an old-growth subalpine forest in central Japan", *Forest Ecology and Management*, 196,2-3, 287-297.
- Munn, DA (1992). "Comparisons of shredded newspaper and wheat straw as crop mulches", *HortTechnology*, 2,3, 361-366.
- Mutetwa, M et Mtaita, T (2014). "Effects of mulching and fertilizer sources on growth and yield of onion", *J. Glob. Innov. Agric. Soc. Sci*, 2, 102-106.
- Ni, X, Yang, W, Li, H, Xu, L, He, J, Tan, B, et al. (2014). "The responses of early foliar litter humification to reduced snow cover during winter in an alpine forest", *Canadian Journal of Soil Science*, 94,4, 453-461.
- Norman, MA, Koch, JM, Grant, CD, Morald, TK et Ward, SC (2006). "Vegetation succession after bauxite mining in Western Australia", *Restoration Ecology*, 14,2, 278-288.
- Oleskog, G et Sahlén, K (2000). "Effects of seedbed substrate on moisture conditions and germination of Scots pine (*Pinus sylvestris*) seeds in a mixed conifer stand", *New Forests*, 20,2, 119-133.
- Page, G (1976). "Quantitative evaluation of site potential for spruce and fir in Newfoundland", *Forest Science*, 22,2, 131-143.

- Pahlavanian, AM et Silk, WKuhn (1988). "Effect of temperature on spatial and temporal aspects of growth in the primary maize root", *Plant Physiology*, 87,2, 529-532.
- Palmer, MA, Ambrose, RF et Poff, N (1997). "Ecological theory and community restoration ecology", *Restoration ecology*, 5,4, 291-300.
- Paquette, A et Messier, C (2011). "The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests", *Global Ecology and Biogeography*, 20,1, 170-180.
- Poff, N (1997). "Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology", *Journal of the north american Benthological society*, 16,2, 391-409.
- Prach, K (1987). "Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, NW Bohemia, Czechoslovakia", *Folia Geobotanica*, 22,4, 339-354.
- Prach, K et Hobbs, RJ (2008). "Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites", *Restoration Ecology*, 16,3, 363-366.
- Rawls, WJ, Brakensiek, DL et Saxton, KE (1982). "Estimation of soil water properties", *Transactions of the ASAE*, 25,5, 1316-1320.
- Raynal, DJ, Roman, JR et Eichenlaub, WM (1982). "Response of tree seedlings to acid precipitation—I. Effect of substrate acidity on seed germination", *Environmental and Experimental Botany*, 22,3, 377-383.
- Read, DJ, Leake, JR et Perez-Moreno, J (2004). "Mycorrhizal fungi as drivers of ecosystem processes in heathland and boreal forest biomes." *Canadian Journal of Botany* 82.8, 1243-1263.
- Renault, S, Zwiazek, JJ, Fung, M et Tuttle, S (2000). "Germination, growth and gas exchange of selected boreal forest seedlings in soil containing oil sands tailings", *Environmental Pollution*, 107,3, 357-365.
- Research Support, U.S. Government, Non-P.H.S. *Environmental Management*, 47,5, 751-765.

- Rey, F, Breton, V, Meistermann, S et Crosaz, Y (2009). "Le bois raméal fragmenté (BRF) en végétalisation pour la lutte contre l'érosion de surface".
- Rhoades, JD, Manteghi, NA, Shouse, PJ et Alves, WJ (1989). "Soil electrical conductivity and soil salinity: New formulations and calibrations", *Soil Science Society of America Journal*, 53,2, 433-439.
- Ricklefs, RE (2004). "A comprehensive framework for global patterns in biodiversity", *Ecology letters*, 7,1, 1-15.
- Rigg, JL, Offord, CA, Singh, BK, Anderson, I, Clarke, S et Powell, JR (2016). "Soil microbial communities influence seedling growth of a rare conifer independent of plant-soil feedback", [Article] *Ecology*, 97,12, 3346-3358.
- Rudolph, TD et Laidly, PR (1990). "Pinus banksiana Lamb", *Silvics of North America*, 1, 280-293.
- Safford, LO, Bjorkbom, JC et Zasada, JC (1990). "Betula papyrifera Marsh. paper birch", *Silvics of North America*, 2,654, 158.
- Saucier, JP (2011). *Les régions écologiques du Québec méridional*, Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction des inventaires forestiers, Québec.
- Saxton, KE, Rawls, WJ, Romberger, JS et Papendick, RI (1986). "Estimating generalized soil-water characteristics from texture 1", *Soil Science Society of America Journal*, 50,4, 1031-1036.
- Saxton, KE et Rawls, WJ (2006). "Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions", *Soil science society of America Journal*, 70,5, 1569-1578.
- Schenk, HJ (2006). "Root competition: beyond resource depletion", *Journal of Ecology*, 94,4, 725-739.
- Schreiner, O (1912). "The organic constituents of soils", *Science*, 36,931, 577-587.

- Sheoran, V, Sheoran, AS et Poonia, P (2010). "Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: a review", *International Journal of Soil, Sediment and Water*, 3,2, 13.
- Signorell, A (2016). "DescTools: Tools for descriptive statistics", *R package version 0.99*, 18.
- Simard, MJ, Bergeron, Y et Sirois, L (1998). "Conifer seedling recruitment in a southeastern Canadian boreal forest: the importance of substrate", *Journal of Vegetation science*, 9,4, 575-582.
- Singh, KK, Kumar, S et Pandey, A (2008). "Soil treatments for improving seed germination of rare and endangered Sikkim Himalayan Rhododendrons", *World Journal of Agricultural Sciences*, 4,2, 288-296.
- Soumare, MD, Mnkeni, PNS et Kouma, M (2004). "Effects of ramial chipped wood and litter compost of *Casuarina equisetifolia* tomato growth and soil properties in Niayes, Senegal", *Managing Nutrient Cycles to Sustain Soil Fertility in Sub-Saharan Africa*, 385.
- Stachowicz, JJ (2001). "Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities: positive interactions play a critical, but underappreciated, role in ecological communities by reducing physical or biotic stresses in existing habitats and by creating new habitats on which many species depend", *AIBS Bulletin*, 51,3, 235-246.
- Stoltz, E et Greger, M (2002). "Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings", *Environmental and Experimental Botany*, 47,3, 271-280.
- Streng, DR, Glitzenstein, JS et Harcombe, PA (1989). "Woody seedling dynamics in an east Texas floodplain forest", *Ecological Monographs*, 59,2, 177-204.
- Tarvainen, O et Tolvanen, A (2016). "Healing the wounds in the landscape—reclaiming gravel roads in conservation areas", *Environmental Science and Pollution Research*, 23,14, 13732-13744.

- Temperton, VM, Hobbs, RJ, Nuttle, T et Halle, S (2004). *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice* (Vol. 5), Island Press.
- Tissaux, JC (1996). "Une revue bibliographique des principaux mécanismes pédogénétiques pour caractériser le rôle du bois raméal fragmenté, BRP, dans le processus d'humification: texte présenté comme mémoire de fin d'étude".
- Tonn, WM, Magnuson, JJ, Rask, M et Toivonen, J (1990). "Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes", *The American Naturalist*, 136,3, 345-375.
- Tordoff, GM, Baker, AJM et Willis, AJ (2000). "Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes", *Chemosphere*, 41,1, 219-228.
- Trugman, AT, Fenton, NJ, Bergeron, Y, Xu, X, Welp, LR et Medvigy, D (2016). "Climate, soil organic layer, and nitrogen jointly drive forest development after fire in the North American boreal zone", [Article] *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 8,3, 1180-1209.
- USDA, Soil Survey (1975). *Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*, US Government Printing Office,
- Valet, S, Motélica-Heino, M, Le Coustumer, PH et Sarr, PS (2008). "The Sudan-Sahelian grove: a multi-scale ecological alternative to climatic change", *XIIIème Congrès Mondial de l'Eau. Changements Globaux et Ressources en Eface à des pressions toujours plus nombreuses et diversifiées*, 1.
- Van Andel, J et Aronson, J (2012). *Restoration ecology: the new frontier*, John Wiley & Sons.
- Vapaavuori, EM, Rikala, R et Ryyppö, A (1992). "Effects of root temperature on growth and photosynthesis in conifer seedlings during shoot elongation", *Tree Physiology*, 10,3, 217-230.

- Walker, L et Del Moral, R (2003). *Primary succession and ecosystem rehabilitation*, Cambridge University Press.
- Walker, L et Del Moral, R (2009). "Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats", *Applied Vegetation Science*, 12,1, 55-67.
- Walker, MD (1995). "Patterns and causes of arctic plant community diversity" *Arctic and alpine biodiversity: Patterns, causes and ecosystem consequences* (pp. 3-20) Springer, 3-20.
- Wang, J, Zhang, Y, Gong, S, Xu, D, Snyder, R, Chen, Y, et al. (2018). "Effects of straw mulching on microclimate characteristics and evapotranspiration of drip-irrigated winter wheat in North China Plain", *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 11,2, 122-131.
- Wong, MH (2003). "Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils", *Chemosphere*, 50,6, 775-780.
- Yarranton, M et Yarranton, GA (1975). "Demography of a jack pine stand", *Canadian Journal of Botany*, 53,3, 310-314.
- Yelenosky, G (1961). "Birch seeds will germinate under a water-light treatment without pre-chilling".
- Zhang, ZQ, Shu, WS, Lan, CY et Wong, MH (2001). "Soil seed bank as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings", *Restoration Ecology*, 9,4, 378-385.
- Zhao, Y, Pang, H, Wang, J, Huo, L et Li, Y (2014). "Effects of straw mulch and buried straw on soil moisture and salinity in relation to sunflower growth and yield", *Field Crops Research*, 161, 16-25.
- Zipper, CE, Burger, JA, Skousen, JG, Angel, PN, Barton, CD, Davis, V, et al. (2011). "Restoring forests and associated ecosystem services on appalachian coal surface mines", Research Support, Non-U.S. Government.