



Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) 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.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit 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.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

**Intégrer les connaissances traditionnelles des communautés crie dans la
végétalisation tout en maintenant la performance technique de la restauration
sur un parc à résidus miniers**

MOHAMED KADIATOU CISSE

Département des génies civil, géologique et des mines

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

Génie minéral

Décembre 2023

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Cette thèse intitulée :

**Intégrer les connaissances traditionnelles des communautés crie dans la
végétalisation tout en maintenant la performance technique de la restauration
sur un parc à résidus miniers**

présentée par **Mohamed Kadiatou CISSE**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

Richard SIMON, président

Marie GUITTONNY, membre et directrice de recherche

Bruno BUSSIÈRE, membre et codirecteur de recherche

Arn KEELING, membre et codirecteur de recherche

Nicole FENTON, membre

Romain CHESNAUX, membre externe

DÉDICACE

À mes parents feu Mohamed et Kadiatou Kaba,

À mon épouse Mariame Keita,

À ma fille Saran Cissé,

À toute ma famille et ami(e)s.

REMERCIEMENTS

Tout d’abord, je voudrais adresser ma gratitude et mes sincères remerciements à ma directrice de recherche, Professeure Marie Guittonny, pour son encadrement, son leadership, ses conseils, sa motivation, sa patience, sa gentillesse et son soutien continu pendant mes études. Je resterai pour toujours reconnaissant!

Je tiens également à exprimer toute ma reconnaissance à mes codirecteurs de recherche, Professeur Bruno Bussière et Professeur Arn Keeling. Leurs expériences, leurs commentaires, leur disponibilité et leurs précieux conseils ont été fondamentaux pour la réalisation de cette thèse.

J’adresse mes sincères remerciements aux membres du jury qui ont accepté de considérer cette thèse et consacrer du temps à son évaluation : Professeur Richard Simon, Professeure Nicole Fenton et Professeur Romain Chesnaux.

Je suis également reconnaissant à tout le personnel enseignant et administratif de l’Institut de recherche en mines et environnement (IRME) pour m’avoir fourni leur aide pendant la réalisation de cette recherche. Je remercie aussi tous les membres de l’équipe technique de l’URSTM qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce projet de recherche.

Ensuite, je tiens à remercier Madame France Trépanier, Madame Geneviève Pepin, Madame Jacynthe Lafond et l’ensemble du personnel de la mine Éléonore pour leur participation à la réalisation de ce projet de recherche. La liste étant très longue, je tiens à vous remercier tous. Également, je remercie le maître de trappe du VC-29, la Nation crie de Wemindji, le Gouvernement de la Nation crie (GNC), le ministère de l’Environnement, de la Lutte contre les Changements climatiques, des Forêts et des Parcs du Québec (MELCCFP) et le ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec (MRNF) pour leur bonne collaboration à la réalisation de cette recherche.

Je souhaite remercier tous mes collègues et ami (e)s de l’Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) pour les différents échanges avec eux qui ont permis d’apporter une expertise à cette thèse.

Enfin, mais non les moins importants, je tiens à remercier ma famille et mes amis pour leur soutien constant pendant mes études. Je tiens à insister sur le fait que les encouragements soutenus de mon feu père (paix à son âme), de ma mère, de mon épouse, de mes sœurs, de mes frères, de mes cousins, de mes oncles, de mes tantes et de mes amis ont été très précieux pendant ces années d'étude. Merci pour vos encouragements! Je resterai pour toujours reconnaissant!

RÉSUMÉ

L'implication des communautés autochtones et la prise en compte de leurs connaissances traditionnelles dans la planification du processus de restauration des sites miniers, incluant la végétalisation, sont récentes et peu étudiées. En effet, en dehors de l'existence de quelques lignes directrices, il existe encore très peu d'études sur le sujet. Pourtant, la documentation des attentes des communautés autochtones vis-à-vis des processus de restauration minière (incluant la végétalisation) s'avère nécessaire pour un développement minier responsable. Par ailleurs, les quelques travaux disponibles sur l'effet de la végétation sur des recouvrements miniers n'ont pas été effectués pour vérifier la compatibilité des attentes des communautés autochtones et du maintien de la performance technique de la restauration.

De plus, dans un écosystème forestier boréal, il peut s'écouler plusieurs décennies (voire des centaines d'années) avant que la succession naturelle des plantes n'établisse des forêts matures sur des recouvrements utilisés dans la restauration minière. Toutefois, la restauration de sites miniers avec ces recouvrements est une pratique relativement récente; les techniques modernes de restauration n'ont commencé à être utilisées qu'au cours des 30 dernières années. L'absence d'études de suivi multidécennales est donc un obstacle à la compréhension des effets des forêts matures sur la performance des recouvrements construits. Or, les recouvrements sont censés être efficaces pendant des centaines d'années. Peu d'études antérieures ont documenté l'évolution de la performance des recouvrements par rapport aux processus écologiques. Les modèles numériques actuels utilisés pour prédire l'hydrogéologie non saturée des recouvrements peuvent intégrer les effets de la végétation, mais les changements environnementaux à long terme, le développement du sol et la succession écologique ne sont généralement pas pris en compte. Or, la capacité à prédire comment les changements écologiques pourraient affecter la performance des recouvrements est cruciale.

Afin de traiter ce sujet de recherche, le cas d'étude de la mine Éléonore est utilisé. Cette dernière est située sur le territoire Cri (dans la zone boréale du Nord du Québec, au Canada). Les Cris sont ainsi impliqués dans la restauration du site minier. Le parc à résidus miniers (PAR), situé sur le territoire du maître de trappe du VC-29, sera restauré avec un recouvrement multicouche et végétalisé conformément à la réglementation. Or, le maître de trappe du VC-29 (gardien du territoire) priorise la végétalisation sur les recouvrements avec des plantes qui pourraient avoir un

enracinement assez profond. Ces plantes et leur enracinement doivent être compatibles avec la performance technique du mode de restauration.

Ainsi, ce projet de recherche vise à concilier la vision des communautés autochtones crie de la végétalisation et la restauration technique d'un parc à résidus miniers (PAR) en prenant en compte leurs connaissances traditionnelles et la performance des recouvrements multicouches à long terme en présence de végétation forestière mature. Ses principaux axes de recherche sont: (1) documenter la vision des Cris pour le scénario de végétalisation d'un parc à résidus miniers et la perception des autres parties prenantes vis-à-vis de leur vision, (2) vérifier la compatibilité de la vision des Cris et du maintien de la performance technique de la restauration (option 1 du recouvrement envisagé par la mine), à long terme et (3) vérifier la compatibilité de la vision des Cris et du maintien de la performance technique de la restauration (option 2 du recouvrement envisagé par la mine), à long terme.

Pour traiter ces axes de recherche et atteindre l'objectif principal visé dans cette thèse, l'approche méthodologique adoptée consista, pour l'axe 1, à mener des enquêtes auprès des parties prenantes. Ainsi, des entretiens semi-structurés ont été organisés avec le maître de trappe du VC-29, pour connaître les espèces végétales qu'il priorise dans le scénario de végétalisation du PAR, et avec la mine Éléonore, le Gouvernement de la Nation crie, le ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec et le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec pour connaître leurs perceptions de la vision du maître de trappe du VC-29 du scénario de végétalisation du PAR. Enfin, pour les axes 2 et 3, des investigations quantitatives ont été réalisées dans des analogues naturels de recouvrements multicouches pour vérifier la quantité et le type de racines (des plantes ciblées par le maître de trappe du VC-29) qui atteignent les couches vulnérables du recouvrement.

Les résultats de l'axe 1 ont montré que toutes les parties prenantes sont d'accord sur l'importance d'impliquer les Cris et d'intégrer leurs connaissances traditionnelles dans le processus de végétalisation du PAR, bien que cela ne soit pas exigé par le gouvernement du Québec. Par ailleurs, des visions différentes du scénario de végétalisation du PAR furent montrées par les résultats. En effet, sur la base de ses connaissances traditionnelles, le maître de trappe du VC-29 préfère utiliser uniquement du pin gris comme stratégie de gestion des risques pour détourner les animaux du PAR restauré, car il pense que les PARs sont des zones contaminées. Tandis que d'autres parties

prenantes (la mine et le gouvernement du Québec) accordent la priorité aux aspects techniques de la restauration du PAR afin d'assurer l'intégrité du recouvrement (éviter l'érosion et les racines profondes des plantes, notamment), et ce, pour contrôler la propagation des contaminants, à court et à long terme.

Pour les axes 2 et 3, des critères pour vérifier l'analogie entre un recouvrement multicouche construit et son analogue naturel ont été d'abord développés (en particulier, le niveau de la nappe phréatique, les propriétés hydrogéologiques des matériaux et le contraste requis entre ces propriétés). Pour l'axe 2, les systèmes racinaires de neuf pins gris matures (âgés de 77 à 119 ans) et de quatre épinettes noires matures (une des espèces dominantes dans la zone boréale, âgées de 76 à 94 ans) furent étudiés sur du sable bien drainé dans les environs du site minier d'Éléonore. Ce substrat fut utilisé comme analogue de la couche grossière placée sur celle de faible perméabilité d'un recouvrement multicouche (option 1 du recouvrement envisagé par la mine). La profondeur maximale d'enracinement et la colonisation racinaire le long du profil du sol furent caractérisées par espèce. Les résultats obtenus ont montré que la profondeur maximale d'enracinement du pin gris et de l'épinette noire était de 100 cm et 60 cm, respectivement. L'occurrence et la densité des racines des deux espèces, ainsi que le RLD (Root Length Density ; densité de longueur de racines) du pin gris, étaient principalement concentrées (> 80 %) dans les 30 premiers centimètres du sable.

Pour l'axe 3, le système racinaire de neuf pins gris matures (âgés de 61 à 89 ans) furent étudiés sur du sable placé sur une couche de silt (utilisé comme analogue d'un recouvrement multicouche de type couverture à effets de barrière capillaire; CEBC; option 2 du recouvrement envisagé par la mine) à Saint-Mathieu d'Harricana, Amos, Québec. Ce site avait les mêmes conditions climatiques, pendant l'étude en 2021, que celles projetées sur le site minier Éléonore en 2100, sous l'effet des CC (RCP 8,5 ; modèle climatique CMIP5). Ainsi, la profondeur maximale d'enracinement des arbres et la colonisation racinaire le long du profil du sol ont été caractérisées. Les résultats obtenus ont montré que la profondeur maximale d'enracinement de l'espèce était de 1,6 m à partir de la surface du sol. Aussi, les racines du pin gris étaient capables de pénétrer la couche de silt, et ce, jusqu'à 120 cm. Par ailleurs, l'occurrence et la densité des racines ainsi que le RLD étaient principalement concentrées (> 90 %) dans les 50 premiers centimètres du sable.

Les résultats de cette étude ont donc permis de (a) documenter le processus de co-conception pour mieux intégrer les connaissances traditionnelles crie dans le scénario de végétalisation du PAR de

la mine Éléonore et (b) de fournir des données utiles sur la colonisation racinaire à long terme des recouvrements (issues de l'utilisation, pour la première fois, d'analogues naturels de recouvrements multicouches) qui permettront de :

- ajuster l'épaisseur de la couche de protection à placer au-dessus de celle de faible perméabilité dans un recouvrement multicouche construit pour restaurer un PAR;
- ajuster l'épaisseur de la couche de protection à placer au-dessus de celle de rétention d'humidité dans une CEBC;
- insérer des données racinaires réalistes à long terme dans les modèles permettant de prédire la performance des recouvrements multicouches.

Finalement, ce travail multidisciplinaire élargi a permis de développer un modèle d'approche intégrant des considérations de savoir traditionnel aussi bien que d'ingénierie de la restauration pour répondre à des enjeux de performance à long terme de la restauration d'un parc à résidus miniers en territoire cri.

Mots clés : analogue naturel, connaissances traditionnelles, design de la couche de protection, intégrité des recouvrements multicouches, mine Éléonore, maître de trappe du VC-29, végétalisation du parc à résidus miniers, système racinaire du pin gris.

ABSTRACT

There is still very little research on collaboration with Indigenous communities and their traditional knowledge integration into mine reclamation (including revegetation process) and only a few guidelines and little knowledge of best practices. However, documenting the visions of Indigenous communities for the mine reclamation processes (including revegetation) is necessary for sustainable mining. Furthermore, the few studies available on the effect of vegetation on cover systems have not been carried out to check the compatibility of Indigenous people's visions and maintaining the engineered cover technical performance.

Moreover, in a boreal forest ecosystem, it can take several decades to hundreds of years before natural plant succession establishes mature forests on newly constructed engineered cover systems. However, mine site reclamation is a relatively new practice, with modern reclamation technologies only having begun to be applied over the past 30 years. The absence of multidecadal monitoring studies is, therefore, a challenge to understanding the effects of mature forest vegetation on the performance of engineered cover systems. The lack of multidecadal follow-up studies is therefore an obstacle to understanding the effects of mature forests on the performance of constructed engineered cover systems. Yet cover systems are supposed to be effective for hundreds of years. Few previous studies have documented the evolution of cover systems performance in relation to ecological processes. Current numerical models used to predict the unsaturated hydrogeology of cover systems can incorporate the effects of vegetation, but long-term environmental changes, soil development and ecological succession are generally not taken into account. Yet the ability to predict how ecological changes might affect cover systems performance is crucial.

To address this research topic, the case study of the Éléonore mine is used. The mine is located on Cree territory in northern Quebec. As such, the Crees are involved in the site reclamation process. The tailings storage facility (TSF) (located in VC-29's trapline) will be reclaimed with multilayered covers and revegetated in compliance with regulations. However, the tallyman of VC-29 (the guardian of the territory) prioritizes revegetation of the cover system with plants that could have deep enough roots. These plants and their roots must be compatible with the technical performance of the reclamation method.

The aim of this research project is to reconcile the vision of the Cree communities for the revegetation and technical reclamation of a TSF taking into account their traditional knowledge

while maintaining the performance of multilayered covers in the presence of mature forest vegetation, in the long term. Its main lines of research are: (1) to document the vision of the Cree community for the TSF revegetation scenario and the perception of other stakeholders in the TSF reclamation co-design process towards their vision, (2) to check the compatibility of the rooting of the plants targeted by the Cree community and maintaining the cover system technical performance (option 1 of the mine's proposed cover system), in the long term, and (3) to check the compatibility of the rooting of the plants targeted by the Cree community and maintaining the cover system technical performance (option 2 of the mine's proposed cover system), in the long term.

To address these lines of research and achieve the main objective of this study, the methodological approach adopted for line 1 was to conduct stakeholder surveys. Semi-structured interviews were held with the tallyman of VC-29, to find out which plant species he prioritized in the TSF revegetation scenario, and with the Éléonore mine, the Cree Nation Government, the Quebec Ministère des Ressources naturelles et des Forêts and the Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements climatiques, de la Faune et des Parcs, to find out their perceptions of the tallyman of VC-29's vision for the TSF revegetation scenario. Finally, for lines 2 and 3, quantitative investigations were carried out in natural analogues of multilayered covers to verify the quantity and type of roots (of plants targeted by the tallyman of VC-29) reaching vulnerable layers of the cover systems.

The results of the line 1 showed that all stakeholders agreed on the importance of involving the Cree community and integrating their traditional knowledge into the TSF revegetation scenario, although not required by the Quebec government. The differences of opinion were mainly related to the scenario for revegetating the TSF. Based on his traditional knowledge, the tallyman of VC-29 prefers to use only jack pine to divert animals from the reclaimed TSF, as he believes that TSFs are toxic areas. Other stakeholders prioritize the technical aspects of the TSF reclamation to ensure the integrity of the cover system, avoiding deep roots and erosion, in particular, to control the spread of contaminants.

For lines 2 and 3, criteria for verifying the analogy between a constructed multilayered cover system and its natural analogue were first developed (in particular water table level, hydrogeological properties of the materials and the required contrast between these properties). For line 2, the root systems of nine mature jack pines (aged 77 to 119 years) and four mature black

spruces (one of the dominant species in the boreal zone, aged 76 to 94 years) was studied on well-drained sand in the vicinity of the Éléonore mine site. This substrate was used as an analogue of the protection layer placed on top of the barrier layer in a multilayered cover system (option 1 of the mine's proposed cover system). Maximum rooting depth and root colonization along the soil profile were characterized by species. Results showed that maximum rooting depths for jack pine and black spruce were 100 cm and 60 cm, respectively. The occurrence and density of roots of both species, as well as the RLD (Root Length Density) of jack pine, were mainly concentrated (>80%) at the top 30 cm of the sand.

For line 3, the root systems of nine mature jack pine (aged 61 to 89 years) was studied in a sand over the silt (used as a cover with capillary barrier effects [CCBE] analogue; option 2 of the mine's proposed cover system) at Saint-Mathieu d'Harricana, Amos, Quebec. This site had the same climatic conditions, during the 2021 study, as those projected for the Éléonore mine site in 2100, under the effect of CC (RCP 8.5; CMIP5 climate model). The maximum rooting depth of plants and root colonization along the soil profile were characterized. Results showed that the species' maximum rooting depth was 160 cm from the soil surface. Also, the roots of jack pine were able to penetrate the silt layer up to 120 cm. Root occurrence, density and RLD were mainly concentrated (>90%) in the top 50 cm of sand.

The results of this study made it possible to (a) document the co-design process for better integrating Cree traditional knowledge into the Éléonore mine TSF revegetation scenario, and (b) provide useful data (from the use of natural analogues of multilayered cover systems, for the first time) to:

- adjust the thickness of the protective layer to be placed above the barrier layer in a multilayered cover systems;
- adjust the thickness of the protective layer to be placed above the moisture-retaining layer in a CCBE;
- insert realistic long-term root data into models used to predict the performance of multilayered cover systems.

Finally, this extended multidisciplinary research has enabled to develop a model approach integrating considerations from both the traditional knowledge and the reclamation engineering to

meet the long-term performance challenges of reclaiming a tailings storage facility in Cree territory.

Keywords: natural analogue, traditional knowledge, protection layer design, integrity of multilayered covers, Éléonore mine, tallyman of VC-29, TSF revegetation, jack pine root system.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	VI
ABSTRACT	X
LISTE DES TABLEAUX	XX
LISTE DES FIGURES	XXIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXVIII
LISTE DES ANNEXES	XXX
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Problématique générale	1
1.2 Cas d'étude de la mine Éléonore	5
1.3 Question de recherche	6
1.4 Objectif général	7
1.4.1 Axes de recherche	7
1.5 Originalité et multidisciplinarité du projet	8
1.6 Contenu de la thèse	8
CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE	15
A RESTAURATION DES SITES D'ENTREPOSAGE DE REJETS MINIERES.	15
2.1 Généralités	15
2.2 Principal problème environnemental de l'exploitation minière - le drainage minier contaminé	16
2.3 Principales méthodes de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de drainage minier contaminé	18

2.3.1	Méthodes de contrôle	19
2.4	Les couvertures multicouches	22
2.4.1	Configuration d'un recouvrement multicouche	23
2.4.2	Matériaux entrant dans la composition de la couche D d'un recouvrement multicouche	26
2.5	Performance à long terme des recouvrements multicouches	28
B	COLONISATION DES SITES MINIER RESTAURÉS PAR LA VÉGÉTATION	31
2.6	Généralités.....	31
2.7	Succession végétale primaire sur un site minier restauré au Québec.....	32
2.8	Développement racinaire des espèces végétales en contexte boréal.....	34
2.8.1	Structure racinaire des espèces végétales.....	34
2.8.2	Types de racines des espèces végétales.....	36
2.8.3	Types de systèmes racinaires	40
2.8.4	Les facteurs qui influencent le développement racinaire des espèces végétales en contexte boréal	42
2.9	Développement racinaire des espèces boréales sur un recouvrement minier	51
2.9.1	Influence de la nature des matériaux constitutifs d'un recouvrement minier sur le développement racinaire	52
2.9.2	Risques potentiels associés aux racines présentes sur un recouvrement minier	62
C	IMPLICATION DE LA COMMUNAUTÉ LOCALE DANS LE PROCESSUS DE PLANIFICATION DE LA FERMETURE DES MINES	67
2.10	Acceptabilité sociale des projets miniers	67
2.11	Implication des communautés autochtones dans le processus de planification de la fermeture des mines	69
2.11.1	Réglementation des aspects sociaux lors de la fermeture des mines	70

2.11.2	Directives des organisations minières internationales sur l'implication des communautés locales dans la fermeture des mines	73
2.11.3	Entente de collaboration entre les industries minières et les communautés autochtones.....	77
2.12	Intégration des aspects sociaux dans la planification du processus de fermeture des mines incluant celui de la restauration minière	78
2.12.1	Quelques études de cas sur la remise en état de sites miniers basée sur une approche participative (la co-conception).....	80
2.12.2	Intégration des aspects sociaux dans la planification de la fermeture des mines au Canada	87
2.12.3	Intégration des connaissances culturelles, traditionnelles et écologiques des premières nations du Canada dans la planification de la fermeture des mines	88
CHAPITRE 3	DEMARCHE MÉTHODOLOGIQUE.....	92
3.1	Enquêtes	92
3.1.1	Enquêtes avec le maître de trappe du VC-29	93
3.1.2	Enquêtes avec la minière, le GNC, le MRNF et le MELCCFP	94
3.2	Investigations quantitatives	94
3.2.1	Substrat et matériel végétal	99
3.2.2	Mesures, échantillonnages et analyses	100
3.2.3	Traitement des données	111
CHAPITRE 4	ARTICLE 1 - INTEGRATION OF CREE TRADITIONAL ECOLOGICAL KNOWLEDGE (TEK) INTO THE REVEGETATION PROCESS OF THE ELEONORE MINE TAILINGS STORAGE FACILITY	114
4.1	Abstract	114
4.2	Introduction	115
4.3	Background and methods	118

4.3.1	Study area and Eleonore mine description.....	118
4.3.2	Eeyou Istchee and the James Bay Cree.....	119
4.3.3	Governance approach of Eleonore mine to integrate the Cree community into the reclamation process.....	121
4.3.4	Data collection.....	123
4.3.5	Data analysis	125
4.4	Results	126
4.4.1	Governance process for TEK integration into the Eleonore TSF revegetation process.	126
4.4.2	Specific (and divergent) visions and objectives for the Eleonore TSF revegetation scenario.....	128
4.4.3	Challenges of integrating TEK into the Eleonore TSF revegetation process	132
4.5	Discussion	133
4.5.1	TEK integration into the TSF reclamation process.....	133
4.5.2	Advantages and challenges of integrating TEK into the TSF reclamation process .	135
4.6	Conclusion.....	138
CHAPITRE 5 ARTICLE 2 - CHARACTERIZATION OF THE <i>PINUS BANKSIANA</i> ROOT SYSTEM TO ADJUST THE THICKNESS OF THE COARSE LAYER OVER A COVER SYSTEM USED TO CONTROL CONTAMINATED MINE DRAINAGE IN A BOREAL CONTEXT		141
5.1	Abstract	141
5.2	Introduction	142
5.3	Materials and Methods	145
5.3.1	Site description.....	145
5.3.2	Substrate and plant material	145
5.3.3	Experimental design.....	146

5.3.4	Sampling and measurements	147
5.3.5	Root measurements	149
5.3.6	Statistical analyses.....	150
5.4	Results	150
5.4.1	Description of the RSs.....	150
5.4.2	Effect of trench distance from trees, species, and the interaction between on the studied root parameters	151
5.5	Discussion	154
5.5.1	MRD.....	154
5.5.2	RSs and the minimum thickness of the coarse layer over a CS	156
5.6	Conclusion.....	156
CHAPITRE 6 ARTICLE 3 - CHARACTERIZATION OF MATURE <i>PINUS BANKSIANA</i> ROOT SYSTEMS ON ANALOGUES OF A COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS TO IMPROVE LONG-TERM PERFORMANCE EVALUATION AND COVER DESIGN....		158
6.1	Abstract	158
6.2	Introduction	159
6.3	Materials and Methods	162
6.3.1	Site description, substrate, and plant material.....	162
6.3.2	Experimental design.....	162
6.3.3	Sampling and measurements	163
6.3.4	Root measurements	165
6.3.5	Statistical analyses.....	166
6.4	Results	167
6.4.1	Description of the <i>Pb</i> RS.....	167
6.4.2	Effect of trench distance from trees and profile depth on root parameters	167

6.5	Discussion	171
6.5.1	Maximum rooting depth of mature <i>Pb</i> on CCBE analogues	171
6.5.2	<i>Pb</i> colonization profile on CCBE analogues.....	172
6.5.3	<i>Pb</i> RS and the long-term performance of CCBEs.....	173
6.6	Conclusion.....	174
CHAPITRE 7	DISCUSSION GÉNÉRALE	176
7.1	Aspects sociaux de la restauration du parc à résidus de la mine Éléonore	176
7.1.1	Généralités : méthodes appropriées pour intégrer les connaissances traditionnelles des autochtones dans les projets de restauration de sites miniers.....	176
7.1.2	Vision du maître de trappe du VC-29 du scénario de végétalisation du PAR et la perception des autres parties prenantes vis-à-vis de sa vision	178
7.1.3	Principaux avantages et défis de l'intégration des connaissances traditionnelles du maître de trappe du VC-29 dans le processus de restauration du PAR.....	180
7.2	Aspects complémentaires liés à la restauration du PAR d'Éléonore et à l'influence des racines sur les recouvrements multicouches	188
7.2.1	Approche utilisée	188
7.2.2	Analyse exploratoire de l'influence du climat sur le système racinaire du pin gris sur des analogues de couche de protection de recouvrements multicouches à faible k_{sat}	191
7.2.3	Pin gris et configuration des recouvrements multicouches	194
7.3	Multidisciplinarité et contributions scientifiques de la thèse	196
7.4	Incertitudes et limites de l'étude	199
CHAPITRE 8	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	200
RÉFÉRENCES		205
ANNEXES		284

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Principales méthodes employées pour prévenir la production du DMA ou DNC (compilation d'après Aubertin et al., 2002, 2015 et 2016)	20
Tableau 2.2 Catégorie des espèces en fonction de leur système racinaire (compilation d'après Vennetier et al., 2015a; MELCCFP, 2017).....	41
Tableau 2.3 Profondeur d'enracinement de quelques espèces végétales en contexte boréal (compilation d'après Strong et La Roi, 1983; Gasson et Cutler, 1990; Stone et Kalisz, 1991; Canadell et al., 1996).....	42
Tableau 2.4 Les plages optimales de certains paramètres critiques du sol pour la croissance racinaire des plantes (compilation d'après Hamblin, 1998; Mallarino, Wittry, Barbagelata, Opt, Low et Low, 2003; Roy, Finck, Blair et Tandon, 2006; Coder, 2007; Whitmore et Whalley, 2009; Watson, Hewitt, Custic et Lo, 2014; Geisseler et Miyao, 2016; Ray et Nyle, 2016; Jin et al., 2017)	44
Tableau 2.5 Les résultats de quelques études sur l'effet de la compaction du sol sur la croissance racinaire	46
Tableau 2.6 Les systèmes racinaires développés par certaines espèces végétales en contexte boréal selon la teneur du sol en eau (compilation d'après Foussadier, 1998; Wang, Walling, Eckard et Lord, 1992; Zisa, 1980; Atger et Edelin, 1994; Bardgett, Mommer et De Vries, 2014; Jin, White, Whalley, Shen et Shi, 2017; MDDELCC, 2017)	48
Tableau 2.7 Les éléments nutritifs du sol et leurs différents rôles dans la plante (adapté de Chapin, Matson et Vitousek, 2012)	50
Tableau 2.8 Contraintes rencontrées par des racines sur un recouvrement minier (compilation d'après Bonnefont, 1978; Heilman, 1981; Tuttle et al., 1988; Atger, 1992, 1994; Dobson et Moffat, 1995; Grabosky, 1996; Munshower, 1994; Huang, 2000; Taiz et Zeiger, 2006a; Vennetier, Mériaux, Royet, Dufour et Provansal, 2008; Danjon et Reubens, 2008; Zanetti et al., 2011b; Vennetier et al., 2015a)	57
Tableau 3.1 Prévisions climatiques dans les régions d'Abitibi en 2021 et de la Baie-James en 2100 (compilation d'après Ouranos, 2016; Bussière, Demers, Charron et Bossé, 2017)	97

Table 4.1 Parties and participant selection criteria	124
Table 4.2 Revegetation scenario favored by the Tallyman for the Eleonore TSF revegetation scenario and the perceptions of the other parties about it	129
Table 5.1 Minimum and maximum RLD, MRD, root occurrence, and root density of <i>Pb</i> and <i>Pm</i>	151
Tableau 7.1 Éléments essentiels à considérer dans une collaboration avec des communautés autochtones (adapté de Royal Commission on Aboriginal Peoples, 1996; Indian and Northern Affairs Canada, 1997; Schell et Tarbell, 1998; Sistili et al., 2006)	177
Tableau 7.2 Principaux avantages et défis de l'intégration des connaissances traditionnelles du maître de trappe du VC-29 dans le scénario de restauration du PAR	180
Tableau 7.3 Comparaison entre les paramètres racinaires des pins gris au Nord et au Sud du Québec	192
Tableau A.1 Liste des espèces pionnières pouvant coloniser les sites miniers restaurés au Québec (compilation d'après Bradshaw, 1983; Walker, Zasada et Chapin, 1986; Chapin, Walker, Fastie et Sharman, 1994; Ash, Gemmell et Bradshaw, 1994; Bradshaw, 1997; Cater et Chapin, 2000; Walker et Del Moral, 2009; Tardif, Rodrigue-Morin, Gagnon, Shipley, Roy et Bellenger, 2019)	252
Tableau A.2 Définition des concepts utilisés dans le domaine des changements climatiques (extrait de Bresson et Roy, 2018).....	255
Tableau A.3 Caractéristiques principales des RCP (adapté de Moss et al., 2010).....	260
Tableau A.4 Évolution des conditions climatiques au Québec à l'horizon 2050 (adapté de Desjarlais et al., 2010).....	261
Tableau A.5 Augmentation relative des indicateurs climatiques pour les trois horizons temporels et pour les deux scénarios RCP pour la région de la Baie James (extrait de Bussière et al., 2017).....	268
Tableau A.6 Effets des CC sur le milieu biophysique (compilation d'après Boutin et Robitaille, 1995; Ainsworth et Long, 2005; Norby, De Lucia, Gielen, Calfapietra, Giardina, King,... et	

Oren, 2005; Verburg, 2005; Williamson, Colombo, Duinker, Gray, Hennessey, Houle,... et Spittlehouse, 2009; Ouranos, 2015)	271
Table C.8.1 Criteria developed to check the analogy between a constructed CCBE, and a natural analog	289
Table C.8.2 Results obtained from plot 1 material characterisation	297
Table D.1 Chemical characteristics of the substrate	301
Table E.1 Chemical characteristics of the substrate	308

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Configuration typique d'un recouvrement multicouche (adaptée de Aubertin, Chapuis, Aachib, Bussière, Ricard et Tremblay, 1995)	2
Figure 1.2 Les différents types de système racinaire (adaptée de Vennetier et al., 2015; MELCCFP, 2017).....	4
Figure 1.3 Les options de recouvrements envisagées par la mine Éléonore pour restaurer son PAR	6
Figure 2.1 Configuration d'un recouvrement multicouche (adaptée de Aubertin et al., 1995; Aubertin, Bussière, Monzon, Joanes, Gagnon, Barbera, Aachib, Bédard, Chapuis et Bernier, 1999; Aubertin et al., 2002 et 2016).....	24
Figure 2.2 Théorie des filtres écologiques (tirée de Lambers et al., 2008)	33
Figure 2.3 L'organisation générale du développement racinaire (tirée de Atger et Edelin, 1994).....	36
Figure 2.4 Catégorie des racines en fonction de leurs fonctions (compilation d'après Perry, 1989; Atger, 1992; Bonnardot et Boutaud, 2001; Drénou, 2006; Danjon et Fourcaud, 2009a; Vennetier et al., 2015a; MELCCFP, 2017).....	37
Figure 2.5 Racines adventives (tirée de Université du Québec à Chicoutimi [UQAC], s.d.)	39
Figure 2.6 Quatre (4) drageons autonomes d'un pied mourant de <i>Diospyros mespiliformis</i> (tirée de Zida et al., 2014)	40
Figure 2.7 Les facteurs qui influencent la croissance des racines en profondeur (compilation d'après Zisa et al., 1980; Stone et Kalisz, 1991; Sutton, 1991; Perry, 1989; Canadell et al., 1996; MELCCFP, 2017)	43
Figure 2.8 Paramètres pouvant contrôler la structure des enracinements dans un recouvrement minier (tirée de Vennetier et al., 2015a).....	53
Figure 2.9 Effondrement en crête de digue lié à la décomposition d'une souche (tirée de Vennetier et al., 2015a)	64
Figure 2.10 Galerie laissée en place par une racine décomposée de peuplier (10 cm de diamètre) dans des matériaux cohésifs (matrice limoneuse) (tirée de Vennetier et al., 2015a)	66

Figure 2.11 Démarche à suivre dans le processus de participation publique (compilation d'après Organisation de coopération et de développement économiques [OCDE], 2002; Prémont et al., 2003; Cox, 2010; Batellier, 2015)	75
Figure 2.12 Stratégie intégrée de fermeture des mines mis en place par New Gold Cerro San Pedro	81
Figure 3.1 Localisation des zones d'étude	96
Figure 3.2 Dispositif d'échantillonnage à St-Mathieu d'Harricana	102
Figure 3.3 Dispositif d'échantillonnage à Éléonore	103
Figure 3.4 Endroits de prélèvements des échantillons, de St-Mathieu d'Harricana, utilisés pour des analyses granulométriques (à 10 cm au-dessus du silt, 10 cm et à 30 cm en dessous du silt)	105
Figure 3.5 Endroits de prélèvements des échantillons, d'Éléonore, utilisés pour des analyses granulométriques (à 10 cm de la surface du sol, au milieu de la tranchée, à 50 cm de la surface du sol, et à la profondeur maximale d'apparition des racines)	105
Figure 3.6 Différentes étapes de l'étude et emplacement des tranchées	110
Figure 4.1 Eleonore mine location (ÉEM impact., 2019)	119
Figure 4.2 Governance approach of the mine to integrate the Cree into the reclamation process	122
Figure 5.1 Typical configuration of a multilayered cover (MLC) (adapted from Aubertin et al., 1995) and the NA of the CL over the BL in the MLC system	146
Figure 5.2 Schematic representation of the experimental design. P: plot PM: plant material, S: substrate, WT: water table	147
Figure 5.3 MRD according to species and trench distance from the trees (n = 18 for <i>Pb</i> and n = 8 for <i>Pm</i>)	152
Figure 5.4 RLD profile of <i>Pb</i>	154

Figure 6.1 Means and standard errors of maximum rooting depth according to trench distance from the trees (n = 15 for trenches 50 cm, n= 15 for trenches 100 cm, and n= 14 for trenches 150 cm from trees)	168
Figure 6.2 Mean root occurrence and standard errors across depth classes (5 cm increment) for each distance of trench from the tree (n = 15 for the 50 and 100 cm trenches, while n = 14 for the 150 cm trenches)	169
Figure 6.3 Means and standard errors of RLD at different sampling levels in the different materials of the CCBE analogue.....	171
Figure 7.1 Différentes visions de la végétalisation du PAR par les parties prenantes du processus de co-conception	179
Figure 7.2 Exemple d'AN d'un recouvrement multicouche (CEBC) colonisé par un peuplement de pin gris mature.....	189
Figure 7.3 Défis rencontrés pour trouver des analogues naturels d'une CEBC qui correspondent aux critères de sélection développés	190
Figure 7.4 Profondeur maximale moyenne des racines des pins gris au Nord et au Sud du Québec dans les tranchées à 50, 100 et 150 cm des arbres	193
Figure 7.5 RLD moyenne des pins gris au Nord et au Sud du Québec.....	194
Figure 7.6 Approche multidisciplinaire recommandée pour concilier la vision autochtone crie et les enjeux techniques afin de préparer la restauration et s'assurer de sa performance à long terme.....	197
Figure A.1 Évolution temporelle du forçage radiatif selon les différents scénarios RCP (adaptée de Cubasch et al., 2013)	260
Figure A.2 Scénarios des températures et des précipitations en hiver et en été pour la période 2041-2070 au Québec (tirée de Desjarlais et al., 2010).....	262
Figure A.3 Quelques résultats des simulations climatiques sur la Baie-James (extrait de Bussière et al., 2017).....	264
Figure C.8.1 Schematic representation of a CCBE with five layers (adapted from Demers and Pabst, 2021).....	286

Figure C.8.2 Schematic hydraulic functions for the MRL and the CBL (AEV of the MRL>WEV of the CBL) (adapted from Mbonimpa et al., 2020)	288
Figure C.8.3 The site selected to obtain the NA of a CCBE (St-Mathieu d'Harricana in Abitibi-Temiscamingue region, Québec, Canada).....	291
Figure C.8.4 (a) The substrate profile of the selected site for the NA of a CCBE, composed of sand layers above and below a silt layer; (b) The selected site for the NA of a CCBE is colonised by mature jack pine vegetation.....	292
Figure C.8.5 The three experimental plots which met the developed criteria to check the analogy between a constructed CCBE, and a natural equivalent, in St-Mathieu d'Harricana (48°27'28.62"N, 78°12'56.20"W)	293
Figure C.8.6 Example of experimental plot, with the developed criteria to check the analogy between a constructed CCBE and a natural equivalent (water table level, sand below and above silt and materials thicknesses), and targeted plant material (mature jack pine [J]) ..	294
Figure C.8.7 (a) Example of roots (developed by a 77-year-old jack pine) at 1 m depth in the silt of plot 1, (b) example of mean root occurrence in plot 1 (n=6 observation trenches around a tree).....	298
Figure D.1 Different stages of the study and the location of the trenches around each measured tree	303
Figure D.2 Photographs of the types of root system developed by the species	304
Figure D.3 Distance from the tree and species effects on root density across depth classes (n = 18 for Pb and n = 8 for Pm).....	305
Figure E.1 The substrate profile of the selected site for the NA of a CCBE (composed of a sand layer above a silt layer) colonised by mature Pb vegetation (adapted from Cissé et al., 2022)	306
Figure E.2 Schematic representation of the experimental design. P: plot WT: water table. Pb: <i>Pinus banksiana</i>	307
Figure E.3 Sampling locations of samples used for particle size analysis in the NA profile	307

Figure E.4 Different stages of the root study and the trenches' location around each measured tree	309

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AMC	Association minière du Canada
AN	Analogue naturel
ANs	Analogues naturels
CC	Changements climatiques
CEBC	Couverture à effets de barrière capillaire
CEBCs	Couvertures à effets de barrière capillaire
CRE	Courbe de rétention d'eau
cm	Centimètre
cm/s	Centimètre par seconde
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
G\$	Milliard de dollars américains
GM	Géomembrane
GCB	Géocomposites bentonitiques
ITIE	Initiative pour la Transparence dans les Industries Extractives
ICMM	International council on mining and metals
K_{sat}	Conductivité hydraulique saturée
LAI	Leaf area index (Indice de surface foliaire)
Km	Kilomètre
M	Million
Mm^3	Million de m^3
M\$	million de dollars américains
MT	Million de tonne
m	Mètre
MCG	Modèle climatique global
MCR	Modèle climatique régional
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec
MRNF	ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec
PAR	Parc à résidus miniers
PARs	Parcs à résidus miniers

RLD	Root length density (densité de longueur racinaire)
SFI	Société financière internationale
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A Matériel supplémentaire avec la revue de littérature	252
ANNEXE B Matériel supplémentaire avec la démarche méthodologique	278
ANNEXE C Article de conférence: Natural analog of a cover with capillary barrier effects (CCBE) to improve the long-term performance evaluation and the design of the cover.....	282
ANNEXE D Matériel supplémentaire soumis pour publication avec l'article# 2	301
ANNEXE E Matériel supplémentaire soumis pour publication avec l'article# 3.....	306

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Problématique générale

Les activités minières jouent un rôle crucial dans le développement économique des pays miniers et ceux consommateurs de minéraux. Les métaux et les minéraux extraits sont utilisés dans plusieurs biens de consommation (tels que la joaillerie, la fabrication de matériaux et de pièces réfractaires, les piles pour des voitures électriques et celles au lithium, l'aluminium, etc.). C'est pourquoi, l'augmentation de la population mondiale accompagnée de celle de la demande pour ces biens confèrent à l'exploitation minière une croissance mondiale depuis quelques décennies (Thomas, 2012). Cependant, elles sont responsables de la production d'importantes quantités de rejets miniers (composés de roches stériles, de boues et de résidus miniers) qui sont ensuite majoritairement entreposés en surface (Bussière, Aubertin, Gérard, Zagury, Potvin et Benzaazoua, 2005). Au Québec, par exemple, l'ensemble des mines qui exploitent des métaux et des matériaux industriels (tels que l'or, le fer et le cuivre) produisent plusieurs centaines de millions de tonnes de rejets miniers chaque année (Aubertin, Bussière et Bernier, 2002).

La gestion d'une manière adéquate et économique ainsi que la restauration des aires d'entreposage de ces rejets miniers constituent l'un des principaux défis pour l'industrie minière (Aubertin et al., 2002; Aubertin, Bussière, Pabst, James et Mbonimpa, 2016). C'est pourquoi, plusieurs techniques de restauration ont été développées et sont, de nos jours, utilisées partout dans le monde (Bussière et Guittonny, 2021). Elles empêchent la contamination de l'environnement en contrôlant la migration des fluides vers ces rejets miniers, et ce, à travers des propriétés hydrogéologiques particulières des matériaux (Bussière et Guittonny, 2021). Parmi ces techniques, il y a les recouvrements multicouches.

Fortement conseillés lors d'une restauration minière, les recouvrements multicouches peuvent permettre de limiter l'infiltration d'eau ou la migration de l'oxygène ou les deux vers les rejets miniers sous-jacents (Aubertin, Pabst, Bussière, James, Mbonimpa, Benzaazoua et Maqsoud, 2015; Aubertin et al., 2016). Ils sont composés de plusieurs couches (2 ou plus de 5 différentes couches) aux propriétés hydrogéologiques contrastées (Aubertin et al., 2002, 2016; Bussière et Guittonny, 2021). Ce sont, du haut vers le bas : (1) la couche superficielle, (2) la couche de protection, (3) la couche drainante, (4) la

couche de barrière à l'eau et/ou à l'oxygène (ou couche de faible perméabilité) et (5) la couche de support (Figure 1.1).

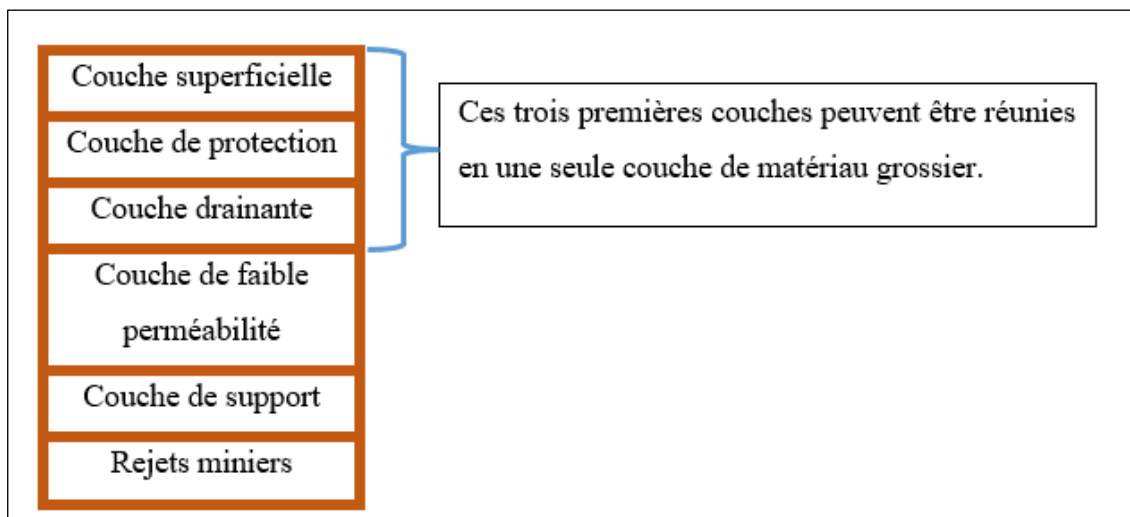


Figure 1.1 Configuration typique d'un recouvrement multicouche (adaptée de Aubertin, Chapuis, Aachib, Bussière, Ricard et Tremblay, 1995)

Les trois premières couches peuvent parfois être réunies en une seule couche de matériau grossier sur la couche de barrière à l'eau et/ou à l'oxygène (Aubertin et al., 2002 et 2015; Dagenais, Aubertin, Bussière et Cyr, 2006; Bussière, Maqsoud, Aubertin, Martschuk, McMullen et Julien, 2006) (Figure 1.1). La couche de barrière à l'eau et/ou à l'oxygène (couche de faible perméabilité) constitue le cœur du recouvrement et est considérée comme la véritable barrière entre les rejets miniers et le milieu extérieur (Aubertin et al., 1995; Aubertin et al., 2015 et 2016). Elle est constituée de matériaux naturels à granulométrie fines (tels que l'argile et le silt), d'une géomembrane, d'un géosynthétique argileux, d'un mélange sol-bentonite, ou d'une combinaison de ces matériaux (Aubertin et al., 2002). Cette couche doit rester intègre pour la performance du recouvrement.

Par ailleurs, pour un développement minier responsable, les compagnies minières devraient consulter les communautés autochtones et intégrer leurs attentes (basées sur leurs connaissances traditionnelles) au processus de restauration des sites miniers, incluant celui de la végétalisation. Cela permet de prendre en compte les préoccupations des communautés autochtones des impacts socio-environnementaux de la mine, à long terme

(Sandlos et Keeling, 2016). Ensuite, cette consultation résout les conflits sociaux potentiels et favorise l'acceptabilité sociale des futurs projets miniers dans les zones minières. Finalement, elle permet d'intégrer les perspectives et les priorités des communautés autochtones en ce qui concerne l'utilisation des terres après la restauration des sites miniers (REO, 2011 ; Collins, 2015). Pourtant, en dehors de quelques lignes directrices et meilleures pratiques, il existe très peu d'études sur le processus de collaboration entre les compagnies minières et les communautés autochtones ainsi que l'intégration de ces dernières et de leurs connaissances traditionnelles au processus de restauration minière au Québec, au Canada et ailleurs dans le monde (Collins, 2015; Zahara, Keeling et Bell, 2016; Monosky et Keeling, 2021). Cela peut pourtant comporter des défis (Collins, 2015; Zahara, Keeling et Bell, 2016; Prno, Pickard et Kaiyogana, 2021), puisque, pour préserver l'intégrité des recouvrements, les attentes des communautés autochtones doivent être compatibles avec la performance technique du mode de restauration à court et à long terme.

En contexte boréal, les communautés autochtones, particulièrement les Cris qui font l'objet de cette étude, sont étroitement liées à leur environnement naturel (dont l'écosystème forestier qui y occupe une place centrale). Les activités culturelles et les connaissances traditionnelles en matière de chasse, de cueillette de plantes et d'autres activités culturelles sont étroitement liées à l'écosystème forestier. Voilà pourquoi, il est crucial de les consulter sur les plantes à utiliser dans les scénarios de végétalisation des sites miniers pour, entre autres, intégrer leurs priorités sur l'utilisation des terres post-restauration. Toutefois, dans le cadre du processus de végétalisation des sites miniers restaurés, la présence de certaines plantes avec un enracinement assez profond, potentiellement priorisées par les communautés autochtones, pourraient affecter la performance du recouvrement à long terme. Plus particulièrement, si la couche à faible perméabilité est colonisée par ces racines. Ces dernières peuvent modifier les propriétés hydrogéotechniques de cette couche, ce qui peut entraîner l'infiltration d'eau ou la migration d'oxygène et une perte de performance du recouvrement. Par exemple, les racines peuvent apporter de la matière organique, générer des biopores, pomper l'eau de la couche de faible perméabilité et modifier in situ la k_{sat} et la courbe de rétention d'eau [CRE], qui contrôlent la performance du recouvrement (Bussière et Guittonny, 2021; Breshears et al., 2005; Melchior et al., 2010; Guittonny, Bussière, Maqsoud, Proteau, Ben Khouya et Botula, 2018; Proteau et al., 2020a). Or, il y

a des incertitudes reliées au type de développement racinaire dans les systèmes de recouvrement. Les paramètres racinaires des plantes dans les recouvrements peuvent ne pas être similaires à ceux décrits dans des sols naturels.

Trois à quatre différents types de systèmes racinaires (fasciculé, traçant, mixte et pivotant) sont développés par les arbres (voir Figure 1.2), en contexte boréal. Certes, certains de ces systèmes racinaires (comme le système racinaire traçant) ne s'enfoncent pas en profondeur, mais, une même espèce végétale peut passer d'un type de système racinaire à l'autre au cours de son développement (Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec [MELCCFP, 2017]). En effet, l'adoption d'un système racinaire dépend des facteurs endogènes et exogènes à l'espèce (MELCCFP, 2017). D'ailleurs en l'absence des conditions qui restreignent le développement racinaire, les plantes développent des racines profondes (Vennetier, Mériaux, Zanetti, 2015a; Canadell, Jackson, Ehleringer, Mooney, Sala et Schulze, 1996; MELCCFP, 2017).

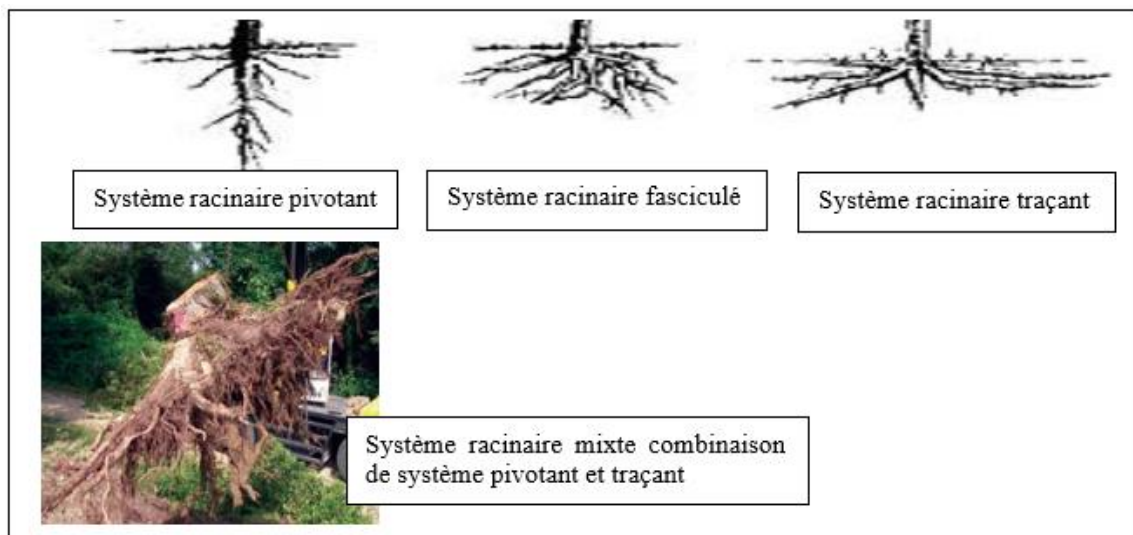


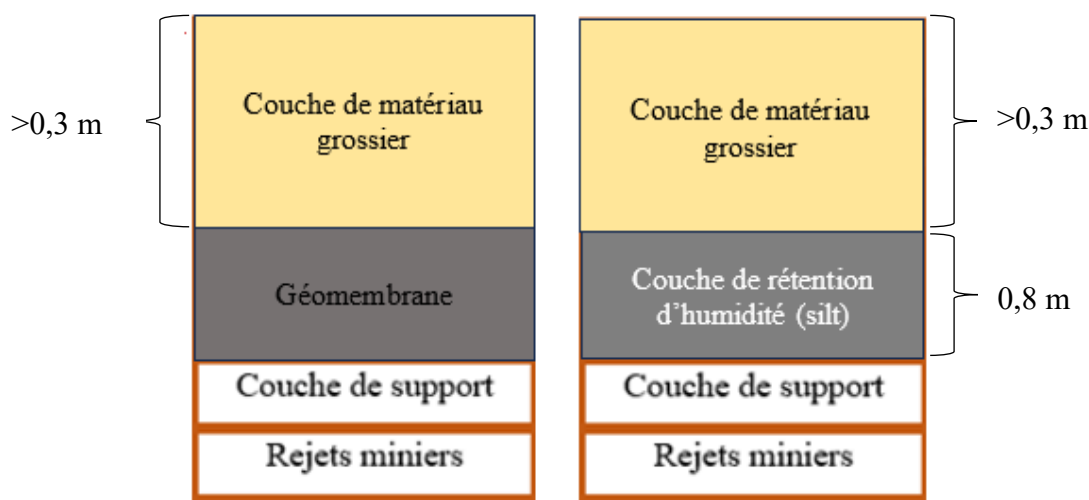
Figure 1.2 Les différents types de système racinaire (adaptée de Vennetier et al., 2015; MELCCFP, 2017)

C'est pourquoi, pour assurer la performance d'un recouvrement à court et à long terme, il est nécessaire de documenter les attentes des communautés autochtones vis-à-vis du processus de végétalisation des sites miniers restaurés, en premier lieu. En second et

troisième lieu, il est important de vérifier la compatibilité de la végétation ciblée par les communautés autochtones et du maintien de la performance technique de la restauration à long terme. Par ailleurs, les données relatives au développement racinaire des forêts matures sur les sites miniers restaurés peuvent être difficiles à obtenir par des méthodes conventionnelles (telles que des études de suivi à long terme) (Bussière et Guittonny, 2021). Une approche basée sur l'utilisation des analogues naturels (ANs, voir section 2.5) de recouvrements multicouches, proposée par Albright, Benson et Waugh (2010), peut constituer une alternative pratique et appropriée pour la collecte de ces données qui permettent de comprendre comment le développement racinaire des plantes d'une forêt mature influence les propriétés hydrogéologiques et l'efficacité du recouvrement, à long terme (Smith, Waugh et Kastens, 1997; Albright, Benson et Waugh, 2010; Cissé, Guittonny et Bussière, 2022). Toutefois, cette approche est peu appliquée, car des ANs de recouvrements multicouches sont difficiles à obtenir dans les écosystèmes naturels non perturbés.

1.2 Cas d'étude de la mine Éléonore

La mine Éléonore est une mine aurifère, souterraine, exploitée par Les Mines Opinaca Ltée., une filiale à part entière de Newmont (GoldCorp, 2015; Descôteaux, 2015). Ses résidus miniers désulfurés sont potentiellement générateurs de drainage neutre contaminé (DNC) à l'arsenic (As). Ainsi, pour contrôler la contamination de l'environnement, le parc à résidus miniers (PAR) sera revégétalisé, après avoir été restauré avec un système de recouvrement multicouche, conformément aux exigences réglementaires au Québec. Deux options de recouvrements multicouches ont été envisagées par la mine à cet effet (Figure 1.3). La première consiste à utiliser un recouvrement à faible conductivité hydraulique saturée (Figure 1.3a) avec une géomembrane. La deuxième est d'utiliser une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) qui aurait pour objectif de limiter et les flux d'oxygène et l'infiltration d'eau (Figure 1.3b).



➤ Option 1: Recouvrement à faible conductivité hydraulique saturée

➤ Option 2: CEBC

Figure 1.3 Les options de recouvrements envisagées par la mine Éléonore pour restaurer son PAR

La mine Éléonore est située sur le territoire Cri, dans la région du Nord-du-Québec, au Sud-Est de la Baie-James et sur la rive du réservoir Opinaca. Son PAR est sur le territoire de trappage VC-29. Ainsi, les Cris ainsi que le maître de trappe du VC-29 (gardien du territoire VC-29 et responsable reconnu pour la gestion des ressources naturelles qui s’y trouvent) devront être consultés par la mine pour déterminer les espèces végétales à utiliser dans le scénario de végétalisation du PAR. D’une part, cette consultation doit prendre en compte l’utilisation future du site, des valeurs traditionnelles et culturelles des Cris incluant le maître de trappe du VC-29 (Descôteaux, 2015). D’autre part, les plantes priorisées par les Cris doivent être compatibles avec les options de recouvrements envisagées par la mine Éléonore pour préserver l’intégrité du recouvrement à long terme.

1.3 Question de recherche

Ce projet répond à la question de recherche suivante : l’enracinement des communautés de plantes priorisées par la communauté crie, en particulier le maître de trappe du VC-29, sur le PAR de la mine Éléonore, représente-t-il un risque, à court et/ou à long terme, pour la performance du recouvrement multicouche qui sera utilisé pour restaurer le PAR ?

1.4 Objectif général

Ce projet de recherche vise à concilier la vision des communautés autochtones crie de la végétalisation et la restauration technique d'un parc à résidus miniers (PAR) en prenant en compte les connaissances traditionnelles crie et la performance des recouvrements multicouches à long terme en présence de végétation forestière mature.

1.4.1 Axes de recherche

Axe de recherche n°1 : documenter la vision des Cris pour le scénario de végétalisation d'un parc à résidus miniers et la perception des autres parties prenantes vis-à-vis de leur vision.

Objectifs spécifiques liés à l'axe de recherche n°1 :

- Analyser la perception du maître de trappe du VC-29 sur la végétalisation d'un parc à résidus miniers;
- Documenter les plantes priorisées par les Cris sur un parc à résidus miniers ;
- Analyser la perception de la mine Éléonore, du Gouvernement de la Nation crie (GNC) et du gouvernement québécois (le ministère des Ressources naturelles et des Forêts, MRNF, et le MELCCFP) sur les plantes priorisées par les Cris sur le parc à résidus de la mine Éléonore.

Axe de recherche n°2 : vérifier la compatibilité de la vision des Cris et du maintien de la performance technique de la restauration avec un recouvrement multicouche à faible conductivité hydraulique saturée (option 1 du recouvrement envisagé par la mine), à long terme.

Objectifs spécifiques liés à l'axe de recherche n°2 :

- Identifier, dans les environs du site minier, les communautés de plantes matures (priorisées par le maître de trappe du VC-29 sur le parc à résidus de la mine Éléonore) sur des analogues de recouvrements multicouches à faible conductivité hydraulique saturée;
- Étudier le développement racinaire de ces plantes;

- Réaliser une analyse exploratoire de l'influence du changement climatique sur le développement racinaire de ces plantes.

Axe de recherche n°3 : vérifier la compatibilité de la vision des Cris et du maintien de la performance technique de la restauration avec une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) (option 2 du recouvrement envisagé par la mine), à long terme.

Objectifs spécifiques liés à l'axe de recherche n°3 :

- Identifier les communautés de plantes matures (priorisées par le maître de trappe du VC-29 sur le parc à résidus de la mine Éléonore) sur des analogues de recouvrements multicouches de type CEBC ;
- Étudier le développement racinaire de ces plantes.

1.5 Originalité et multidisciplinarité du projet

Ce projet est original de par son sujet et en raison de sa multidisciplinarité. Premièrement, la prise en compte de la dimension sociale dans le processus de végétalisation et de restauration minières et l'utilisation des analogues naturels d'un recouvrement multicouche pour évaluer leur performance à long terme sont récentes et peu étudiées. Deuxièmement, ce projet vise à concilier les contraintes techniques de la restauration minière (végétalisation minière) et la vision des communautés autochtones. Sa réalisation demande une approche multidisciplinaire qui fait appel aux disciplines d'ingénierie, de la biologie et des sciences sociales.

1.6 Contenu de la thèse

Cette thèse est composée de 8 chapitres, dont 3 sont rédigés sous forme d'articles scientifiques publiés ou soumis dans des revues avec comité de lecture. Le présent chapitre traite de la mise en contexte et de la problématique générale, l'originalité et la multidisciplinarité du projet, la question de recherche, les différents axes de recherche, les objectifs de l'étude (général et spécifiques) ainsi que l'organisation générale de la thèse.

Le chapitre 2 présente une revue de la littérature récente et pertinente sur la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers, en premier lieu. En second lieu, il traite de la

colonisation des sites miniers restaurés par la végétation. En troisième lieu, des effets des CC sur le secteur minier et le milieu biophysique au Nord du Québec sont présentés. En quatrième et dernier lieu, un état de l'art sur l'implication de la communauté autochtone, ainsi que l'utilisation de ses connaissances traditionnelles, dans le processus de planification de la fermeture (incluant la restauration) des mines est présentée.

Le chapitre 3 présente la démarche méthodologique utilisée lors de la réalisation du présent projet de doctorat. Les principales composantes de cette approche sont : la revue de littérature, les enquêtes auprès du maître de trappe du VC-29, des représentants de la mine Éléonore, du gouvernement du Québec et du GNC, et les études quantitatives. Ces dernières comprennent le choix des deux zones d'études (ANs) et des arbres, la réalisation des inventaires floristiques, les mesures de la hauteur et de l'âge des arbres, les analyses du substrat ainsi que l'étude du système racinaire des arbres sur le terrain et au laboratoire.

Le chapitre 4 est présenté sous forme d'un article scientifique publié dans la revue *The extractive industries and society* (2023). Il traite de l'axe de recherche n°1, qui discute plus spécifiquement les points suivants:

- L'intégration des connaissances autochtones dans un processus de restauration minière ;
- La documentation de la vision du maître de trappe du VC-29 ainsi que celle des autres parties prenantes (la mine Éléonore, le gouvernement du Québec et le GNC) vis-à-vis de celle du maître de trappe du VC-29 dans le processus de végétalisation du PAR de la mine Éléonore à travers l'approche co-conception utilisée par la mine;
- Les avantages et les défis liés à l'intégration des connaissances traditionnelles des autochtones dans le processus de restauration du PAR de la mine Éléonore.

Les résultats ont indiqué que le gouvernement du Québec recommande aux sociétés minières d'intégrer les connaissances traditionnelles des autochtones dans le processus de planification de la restauration minière, mais ne les oblige pas à le faire. Après dix ans de processus de co-conception, mis en place par la mine, l'étude révèle que la vision du maître de trappe du VC-29 sur la végétalisation du PAR de la mine est influencée par sa

compréhension et sa perception qu'un PAR est une zone contaminée qui restera contaminée même s'il est restauré. Ses choix de plantes sont alors basés sur son désir de créer un environnement non favorable aux animaux. Il préfère donc l'utilisation du pin gris dans le scénario de végétalisation du PAR, puisque les animaux ne s'intéressent pas à cette plante, selon lui. Or, d'autres parties prenantes (la mine Éléonore et le gouvernement du Québec) donnent la priorité aux aspects techniques de la restauration du PAR pour garantir l'intégrité du recouvrement (éviter l'érosion et les racines profondes) pour contrôler les contaminants et favoriser la biodiversité, à court et à long terme. Face à cette divergence, les recommandations ont souligné l'importance d'une intégration, tout en amont du processus, et d'un engagement continu de la communauté dans les lignes directrices et les pratiques de restauration minière.

Le chapitre 5 est présenté sous forme d'un article scientifique soumis dans la revue *Water, Air, & Soil Pollution* (2023). Il traite de l'axe de recherche n°2 de la thèse. L'article discute plus spécifiquement de l'étude du système racinaire du pin gris et de l'épinette noire sur du sable drainé (analogue de la couche de matériau grossier placé sur la couche de faible perméabilité dans le design d'une couverture multicouche) dans la sablière du site minier Éléonore. Les résultats ont révélé des racines profondes (maximum 100 cm pour le pin gris et 60 cm pour l'épinette noire) dans du sable analogue à la couche grossière d'un système de recouvrement ; les pins gris et les épinettes étudiés étaient âgés de 77 à 119 ans, et de 76 à 94 ans, respectivement. Cependant, la majorité des racines étaient généralement concentrées dans les 30 premiers centimètres de sable. Cela signifie que si l'épaisseur de la couche grossière placée au-dessus de la couche de faible perméabilité dans le design des recouvrements multicouches est > 1 m, et que le sable est maintenu bien drainé sur toute son épaisseur, les racines du pin gris pourraient laisser la performance du recouvrement intacte, pour une durée d'environ 100 ans dans les conditions climatiques actuelles.

Le chapitre 6 est présenté sous forme d'un article scientifique soumis dans la revue *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* (2023). Il traite de l'axe de recherche n°3 de la thèse et discute plus spécifiquement de l'étude du système racinaire du pin gris mature sur l'analogie d'un recouvrement de type couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) (sable sur du silt) à St-Mathieu d'Harricana, Amos au Québec. Les résultats ont révélé des racines profondes allant jusqu'à 1,2 m dans la couche de silt et 1,6 m à partir de

la surface du sol, bien que la majorité des racines soit concentrée dans les 30 à 50 premiers centimètres de la couche de sable. Le diamètre des racines observées dans la couche de silt variait de 0,1 à 2 mm, ce qui correspond à des racines fines. Les arbres étudiés étaient âgés de 61 à 89 ans. Ces résultats suggèrent qu'une épaisseur > à 1 m de la couche grossière, placée sur la couche de faible perméabilité d'une CEBC, permettrait de limiter la colonisation des racines des pins gris matures de la couche de faible perméabilité des CEBCs à de très faibles RLD de racines fines qui pourraient ne pas affecter la performance des CEBCs, pendant une durée de 100 ans dans les conditions climatiques actuelles de la zone d'étude.

Le chapitre 7 comprend une discussion générale de l'ensemble des résultats. Divisé en deux grandes parties (les aspects sociaux et ceux techniques de la restauration du PAR de la mine Éléonore), les principaux éléments qui y sont discutés sont :

- la vision du maître de trappe du VC-29 du scénario de végétalisation du PAR et la perception des autres parties prenantes vis-à-vis de sa vision;
- les principaux avantages et les défis liés à l'intégration des connaissances traditionnelles du maître de trappe du VC-29 dans le processus de restauration du PAR;
- l'approche utilisée dans cette étude pour vérifier la compatibilité de la vision du maître de trappe du VC-29 et du maintien de la performance technique de la restauration du PAR, à court et à long terme; et
- la compatibilité du choix de scénario de revégétalisations du maître de trappe du VC-29 et le maintien de la performance technique du recouvrement à long terme.

Enfin, le dernier chapitre 8 présente les conclusions et recommandations de l'ensemble des travaux de recherche réalisés dans cette thèse.

Les annexes incluent un article de conférence scientifique avec comité de lecture. L'article a été publié dans la conférence *Mine Closure 2022: 15th International Conference on Mine Closure*, par *Australian Centre for Geomechanics*. Il traite de la méthodologie utilisée pour obtenir un analogue d'une couverture à effet de barrière capillaire (CEBC) dans la

deuxième zone d'étude, ainsi que l'influence de la végétation mature sur ce type de recouvrement, incluant :

- Une explication des critères développés pour vérifier l'analogie entre une CEBC et son équivalent naturel (comme le niveau de la nappe phréatique, les propriétés hydrogéologiques des matériaux et le contraste requis entre ces propriétés);
- La description d'un exemple de données sur la végétation obtenues à partir de l'analogie naturel d'une CEBC;
- Une brève discussion des avantages de l'utilisation des informations issues des analogues pour la conception du design des recouvrements miniers.

Les résultats ont montré que les analogues d'une CEBC existent dans les écosystèmes non perturbés, dans la nature et peuvent fournir des données pouvant éclairer la conception du design des recouvrements pour la résilience à long terme.

Il faut souligner que dans le cadre des travaux de recherche de cette thèse, j'ai eu, entre autres, à collaborer avec la communauté crie de Wemindji, notamment le maître de trappe du VC-29 et sa famille, les travailleurs de la mine Éléonore, le GNC et le gouvernement du Québec (plus précisément le MRNF, et le MELCCFP). Les résultats de la thèse ont été présentés devant le comité environnement de la mine Éléonore au mois d'avril 2023. Ensuite, l'ensemble des connaissances acquises durant cette thèse a été valorisé à travers des présentations dans des symposiums et conférences scientifiques nationales et internationales et sous forme de publications dans des revues scientifiques et des conférences avec comité de lecture. Ultimement, en plus des articles scientifiques présentés dans cette thèse, voici quelques présentations que j'ai effectuées durant ce doctorat :

-Présentation de séminaires

- Cissé, MK., Guittonny, M., Bussière, B. (2023). Caractérisation du système racinaire du pin gris pour ajuster l'épaisseur de la couche de protection d'un recouvrement multicouche. *Colloque de l'IRME-UQAT polytechnique Montréal*, Octobre 2023, Montréal, Québec, Canada.
- Cissé, MK., Guittonny, M., Bussière, B. (2023). Analogie naturel pour améliorer l'évaluation de la performance à long terme d'une couverture à effets

- de barrière capillaire. *Colloque de la Chaire de recherche industrielle CRSNG-UQAT sur la restauration des sites miniers*, Avril 2023, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.
- Cissé, MK., Keeling, A., Guittonny, M., Bussière, B. (2022). Intégration du savoir traditionnel autochtone dans le design de végétalisation d'un parc à résidus. 89^e Congrès d'ACFAS, *Colloque 643 : vers un développement minier durable dans le contexte québécois et de la francophonie*, Mai 2022, Québec, Canada.
 - Cissé, MK., Keeling, A., Guittonny, M., Bussière, B. (2021). Intégrer les connaissances traditionnelles des communautés crie au processus de restauration minière: cas de la mine Éléonore. *Colloque de l'IRME-UQAT polytechnique Montréal*, Octobre 2021, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.

-Présentations de conférences

- Cissé, MK., Keeling, A., Guittonny, M., Bussière, B. (2022). Concilier la vision autochtone de la végétalisation et la restauration d'un parc à résidus minier en territoire cri. *Conférence internationale « Mining the connections »*, Avril 2022, Ville de Québec, Québec, Canada.
- Cissé, MK., Keeling, A., Guittonny, M., Bussière, B. (2022). Intégrer les connaissances traditionnelles des communautés autochtones au processus de restauration des sites miniers : cas de la mine Éléonore au Québec. *Conférence internationale de l'Institut supérieur des Mines et Géologie de Boké*, Mai 2022, Boké, République de Guinée.
- Cissé, MK., Guittonny, M., Bussière, B. (2022). Natural analogue of a cover with capillary barrier effects to improve the long-term performance evaluation and the design of the cover. *Conference Mine Closure 2022, Australian Centre for Geomechanics*, Octobre 2022, Brisbane, Australie.

Présentation de posters

- Cissé, MK., Keeling, A., Guittonny, M., Bussière, B. (2022). Concilier la vision autochtone de la végétalisation et la restauration d'un parc à résidus minier en territoire Cri. *Colloque de la Chaire de recherche industrielle CRSNG-UQAT sur la restauration des sites miniers*, Avril 2022, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.
- Cissé, MK., Guittonny, M., Keeling, A., Bussière, B. (2023). Intégrer les connaissances traditionnelles des communautés crie dans la végétalisation tout en maintenant la performance technique de la restauration sur un parc à résidus miniers. *Congrès Québec Mines+Énergie*, Novembre 2023, Québec, Canada.

CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

Ce chapitre est un complément de la revue de littérature présentée dans l'introduction des chapitres 4, 5, 6 et 7, sous formes d'articles scientifiques.

A RESTAURATION DES SITES D'ENTREPOSAGE DE REJETS MINIERS

2.1 Généralités

La restauration des aires d'entreposage de rejets miniers constitue l'un des plus importants défis de l'industrie minière (Aubertin et al., 2016), autant d'un point de vue technique qu'économique. À titre illustratif, en 2018, le ministère de des Ressources naturelles et des Forêts du Québec [MRNF], estime que la restauration des sites miniers abandonnés coûte plus de 1,2 G\$ au Québec et de 3 à 5 G\$ pour tout le Canada.

La restauration des sites d'entreposage de rejets miniers ont pour objectif principal de limiter les impacts de ces derniers (les rejets miniers) sur l'environnement. Pour cela., on doit s'assurer de leur stabilité physique et géochimique (Aubertin et al., 2015, 2016; Bussière et Guittonny, 2021). Généralement, la stabilité physique des parcs à résidus miniers est plus problématique que celle des haldes à stériles (Aubertin et al., 2015). En effet, des déversements accidentels, des fuites ou des bris des bassins de rétention de résidus miniers illustrent la problématique liée à la stabilité physique des rejets miniers. Le bris de plus d'une trentaine des bassins de rétention de résidus miniers, à travers le monde, sont à noter au cours des 25 dernières années (Amegbey et Adimado, 2003; Bridge, 2004; Moody, 2005; Moisan et Blanchard, 2012).

Le principal problème lié à la stabilité géochimique des rejets miniers est le drainage minier acide (DMA). D'ailleurs, selon plusieurs auteurs (Dudka et Adriano, 1997; Aubertin, Bussière et Bernier, 2002; Humphries, 2003; Lapointe, 2006; Olivier, 2009; Aubertin et al., 2015, 2016; Bussière et Guittonny, 2021), il constitue un défi environnemental majeur pour l'industrie minière. Parce qu'une fois enclenché, il est difficile à arrêter et constitue ainsi un risque important de contamination des écosystèmes (Allan, 1995; Dudka et al., 1997; Aubertin et al., 2002; Humphries, 2003; Bridge, 2004; Bussière et al., 2005; Olivier, 2009).

2.2 Principal problème environnemental de l'exploitation minière - le drainage minier contaminé

De prime abord, il faut rappeler qu'il existe quatre (4) types de drainage minier (Bussière et al., 2005):

- 1) le drainage minier au pH peu problématique (rencontré dans l'exploitation de minéraux non métalliques tels que la potasse et le sel);
- 2) le drainage minier alcalin ($\text{pH} > 9-10$);
- 3) le drainage minier circum-neutre ou drainage neutre contaminé ($6 < \text{pH} < 9-10$);
- 4) le drainage minier acide ($\text{pH} < 6$).

Le drainage minier alcalin a généralement des impacts environnementaux faibles (Bussière et al., 2015). Toutefois, bien que peu étudié actuellement, il peut entraîner le lessivage de certains contaminants comme le plomb et l'arsenic (El Hachimi, El Founti, Bouabdli, Saidi, Fekhoui et Tassé, 2007) qui contamineront la nappe phréatique et les cours d'eau à proximité (Proteau, 2021).

Le drainage neutre contaminé (DNC) est un drainage minier dans lequel la qualité chimique des eaux est affectée par le passage à travers les rejets miniers, mais non acide (neutre) (Bussière et al., 2005; Plante, Benzaazoua et Bussière, 2010a). Les mécanismes de production du DNC sont souvent très proches de ceux du DMA (Bussière et al., 2015; Plante et al., 2010b). En effet, l'oxydation des minéraux sulfureux qui diminue le pH du milieu cause le relargage des métaux, d'un côté (Plante, Schudel et Benzaazoua, 2021). De l'autre côté, la présence suffisante de minéraux neutralisants neutralise le pH (Plante et al., 2021). Toutefois, bien que le pH ait été neutralisé, certains de ces métaux (comme l'antimoine, l'arsenic, le cadmium, le cobalt, le mercure, le molybdène, le nickel, le sélénium et le zinc) restent solubles et d'autres pourront encore être relargués plus tard (Plante et al., 2010b). Parce que, pour faire précipiter certains de ces métaux, il faut relever le pH jusqu'à un niveau élevé (jusqu'à 9,5 et 8,5, par exemple, pour le zinc et le nickel, respectivement). Or, il est rare de trouver des pH aussi élevés dans la nature, d'où la présence, en concentrations non négligeables, de ces métaux solubles dans des effluents

miniers dont le pH est proche de la neutralité (Bussière et al., 2005; Olivier, 2009). Bussière et al. (2005) résument les conditions dans lesquelles peuvent apparaître le DNC en trois (3) groupes. Ce sont :

- a) lorsque des mécanismes de contrôle de DMA (voir les sections suivantes pour plus de détails) sont effectués pour contrôler la vitesse de production d'acide sur des rejets miniers;
- b) lors de la neutralisation des minéraux sulfureux déjà oxydés, ayant donc produit de l'acide et relargué certains métaux solubles (comme le zinc, le nickel, l'arsenic, etc.);
- c) lors de la lixiviation des métaux contenus dans les rejets miniers sans production d'acide (comme la sphalérite par exemple qui peut réagir avec l'oxygène pour donner du zinc soluble sans générer d'acide).

Plusieurs auteurs (Down et Stocks, 1977; Gray 1997; Peppas, Komnistsas et Halikin, 2000; Aubertin et al., 2002; Environmental Law Alliance Worldwide [ELAW], 2010; Bussière et al., 2015; Plante, Schudel et Benzaazoua, 2021) définissent le DMA comme étant un écoulement d'eau acide, qui contient des concentrations élevées en métaux lourds et en sulfates, résultant de l'oxydation naturelle des minéraux sulfureux (galeries des mines, stériles, minerais ou des résidus miniers) exposés à l'air et à l'eau. La sphalérite, l'arsénopyrite, la chalcoppyrite, la galène, la pyrite et la pyrrhotite, sont entre autres, des minéraux sulfureux qui peuvent être présents dans les rejets miniers au Québec, toutefois, la pyrite et la pyrrhotite restent les plus fréquemment rencontrés (Bussière et al., 2005, 2015; Plante et al., 2021). Kleinman et al., (1981), Bussière et al., (2005), Benzaazoua (2012) et Plante et al. (2021) affirment que la production du DMA est un processus dans lequel les réactions chimiques commencent lentement. Ces dernières s'accroissent, par la suite, au fur et à mesure que les conditions s'approchent de la troisième phase. Cela correspond à la libération très rapide des protons (Kleinman et al., 1981; Aubertin et al., 2002; Bussière et al., 2005; Benzaazoua, 2012; Plante et al., 2020a). L'oxydation des minéraux sulfureux produit un acide fort (l'acide sulfurique H_2SO_4). Ce dernier lessivera les métaux et autres contaminants dans les matériaux minés et formera des lixiviats de pH aussi bas que 1 ou 2 à forte teneur en sulfate et riche en métaux lourds (comme le cuivre

[Cu], le cadmium [Cd], le zinc [Zn], le plomb [Pb], etc.) (Aubertin et al., 2002; ELAW, 2010). Voilà pourquoi, les rejets miniers doivent être gérés convenablement avant d'être rejetés dans l'environnement. Selon Aubertin et al. (2002), Robertson (2011) et Bussière et al. (2015), le traitement chimique des effluents miniers ne constitue pas une solution durable, il faut planifier la gestion des rejets et la restauration des sites d'entreposage dès le début de la vie de la mine. Cette approche proactive permet de prévoir des travaux de restauration progressive, de réduire les coûts de fermeture et d'aider les entreprises minières qui recherchent une plus grande acceptabilité sociale de leurs activités. Plusieurs techniques sont utilisées dans le monde à cet effet. Au Québec, les principales techniques disponibles et utilisées pour la restauration des sites d'entreposage de rejets miniers sont présentées dans les paragraphes suivants.

2.3 Principales méthodes de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de drainage minier contaminé

Le ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec (MRNF) (1997), définit la restauration minière comme étant l'ensemble des opérations qui consistent à remettre un site minier dans un état satisfaisant. L'atteinte de cet état jugé satisfaisant demande la prise en compte de certains principaux facteurs au cours du processus de restauration. Ce sont :

- l'élimination des risques pour la santé ou la sécurité des personnes;
- le contrôle de la production et de la propagation de contaminants dans l'environnement;
- la réintégration du site dans l'environnement naturel ; et
- l'établissement de conditions pour que les sites restaurés ne requièrent pas un entretien et un suivi régulier à long terme.

Au Québec, les méthodes pour prévenir la production du drainage minier contaminé (DNC ou DMA) et celles pour réduire sa vitesse de génération constituent les principales approches de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA.

2.3.1 Méthodes de contrôle

Les principales approches pour prévenir la production de contaminant consistent à éliminer, ou à réduire à des niveaux très faibles, un ou des réactifs (oxygène, eau et sulfures) qui conduisent à la contamination de l'eau (SRK, 1991; Aubertin, Chapuis, Aachib, Bussière, Ricard et Tremblay, 1995; Aubertin et al., 2002; Aubertin et al., 2015; Bussière et Guittonny, 2021). En isolant l'une ou l'autre de ces composantes, il est possible d'empêcher la contamination de l'eau. Par ailleurs, il n'existe pas de méthode de restauration universelle, chaque site minier est un cas particulier (Khire, Benson et Bosscher, 2000; Aubertin et al., 2002; Scanlon, Reedy, Keese et Dwyer, 2005). Le choix d'une approche de restauration ou de prévention de la contamination de l'eau doit prendre en compte les paramètres socio-environnementaux du site et se faire selon une approche rigoureuse (analyses de laboratoire, études de terrain, modélisations à plus ou moins long terme) (Rykaart, Hockley et Paul, 2006). Le Tableau 2.1 présente une classification de principales méthodes employées pour contrôler la contamination provenant de rejets miniers au Québec.

Tableau 2.1 Principales méthodes employées pour prévenir la production du DMA ou DNC (compilation d'après Aubertin et al., 2002, 2015 et 2016)

Méthodes	Fonctions	Avantages	Défis
Désulfuration	Séparer les sulfures des rejets	-Réduction des problèmes environnementaux après fermeture de la mine (réduit le volume des résidus, les rend réutilisables, etc.)	-Application limitée (ne s'applique pas sur tous les rejets miniers) -Coût élevé; -Méthode peu efficace; elle n'élimine pas totalement les minéraux réactifs des résidus
Exclusion d'eau : techniques de barrières imperméables (sols et matériaux synthétiques imperméables)	Éliminer les apports d'eau vers les rejets	Résidus suffisamment secs ne s'oxydent presque pas	-Dégradation des barrières à long terme; -Diminution de la performance des barrières dû aux phénomènes environnementaux (cycles de gel-dégel, érosion, intrusion biologique, etc.)
Exclusion d'oxygène : techniques de recouvrements ayant une faible perméabilité au gaz (eau, sols fortement saturés et matériaux synthétiques)	Limiter l'apport en oxygène vers les rejets	Méthode efficace dans les régions humides	Possibilité de production de DMA en conditions anaérobiques

Dans cette revue de littérature, nous allons nous concentrer seulement sur les méthodes qui excluent l'eau et l'oxygène qui sont concernées dans cette thèse.

a) La méthode d'exclusion de l'eau

La méthode d'exclusion de l'eau consiste à éliminer des apports d'eau vers les rejets miniers générateurs de contaminants, car des résidus suffisamment secs ne s'oxydent pratiquement pas, même en présence d'oxygène atmosphérique (Aubertin et al., 2015). Cette méthode est plus facile à utiliser en climat sec (Albright et al., 2004, Albright et al., 2010; Hauser, 2008; Apiwantragoon, 2015; Knidiri et al., 2017), bien que certains essais aient été aussi réalisés en milieu humide, comme au Québec (Proteau, 2021). Des techniques d'installation de barrières imperméables sont utilisées pour jouer cette fonction (Aubertin et al., 2009 et 2015; Bussière et al., 2003). Elles peuvent être composées de sols, à faible conductivité hydraulique saturée, ou de matériaux synthétiques peu perméables (comme des géomembranes ou des géocomposites bentonitiques), qui empêchent toute infiltration des eaux (Aubertin et al., 2009, 2015).

Toutefois, cette méthode soulève quelques défis. Il est difficile d'assurer et de maintenir l'intégrité à long terme de ce type de barrières. Dans les régions humides, comme celle du Québec (Aubertin et al., 1995), les conditions climatiques peuvent engendrer divers phénomènes de dégradation à ces barrières. Le retrait dû aux cycles de mouillage-séchage, les effets des cycles gel-dégel, l'érosion, la subsidence et les intrusions biologiques (racines et animaux) sont des éléments pouvant dégrader la performance de ces barrières.

b) La méthode d'exclusion de l'oxygène

L'oxygène étant un des réactifs essentiels du processus d'oxydation des sulfures, la réduction de son apport est souvent considérée comme le mécanisme le plus efficace pour prévenir la génération de DMA ou DNC dans les régions à climat humide comme le Québec (SRK, 1991; Aubertin et al., 1995). Ainsi, pour limiter l'apport en oxygène vers les rejets miniers, les recouvrements ayant un faible coefficient de diffusion sont installés (Bussière et al. 2004; Aubertin et al., 2015). L'eau, les sols fortement saturés et des

matériaux synthétiques (agissant comme barrière à l'oxygène) sont utilisés à cet effet (Aubertin et al., 2015, 2016). Comme les matériaux utilisés pour contrôler les flux de gaz sont habituellement des sols fins, les CEBC contribuent également à réduire significativement les infiltrations d'eau.

Par ailleurs, plusieurs études (Nicholson, 1994; Williamson et Rimstidt, 1994; Evangelou, 1995; Kirby, Thomas, Southam et Donald, 1999; Nordstrom, 2000; Pabst, 2011a; Demers, Bussière, Rousselle, Aubertin, Pabst et Lacroix, 2013; Pabst, Aubertin, Bussière et Molson, 2014) ont montré que le DMA peut se produire en conditions anaérobiques. C'est-à-dire qu'en l'absence d'oxygène, sous l'effet du fer ferrique (Fe^{3+}) ou par l'action des bactéries acidophiles, les minéraux sulfureux peuvent continuer de s'oxyder. Ces processus de développement de réactions d'oxydation secondaires (sans O_2) et de pré-oxydation des résidus peuvent rendre la restauration du site plus difficile (Pabst, 2011a, 2011b; Demers et al., 2013; Pabst et al., 2014).

Il existe aussi des méthodes indirectes qui permettent de réduire la vitesse de production du DMA. Elles sont appelées méthodes de réduction, d'atténuation ou de mitigation. Mais ces dernières ne seront pas traitées dans cette revue de littérature (voir Aubertin et al., 2002, 2015 et 2016, pour plus d'informations sur ces méthodes).

2.4 Les couvertures multicouches

De nos jours, au Québec et au Canada, les techniques de contrôle des fluides les plus appropriées pour restaurer les sites miniers et assurer la stabilité chimique des aires d'entreposage des rejets sont : (a) la couverture aqueuse, (b) la nappe surélevée avec couverture monocouche et (c) les couvertures multicouches. Dans ce qui suit, nous nous concentrerons sur les couvertures multicouches, puisque ce sont ces dernières qui sont envisagées d'être utilisées dans notre étude de cas.

Les couvertures multicouches impliquent l'utilisation de différents matériaux. Ces matériaux sont répartis en trois (3) catégories. Ce sont :

- les matériaux naturels : sols (comme l'argile, le sable, le gravier, le silt, etc.) et roches concassés ou broyées;

- les matériaux synthétiques (tels que les géomembranes, les géotextiles, les bitumes, les ciments, etc.);
- les matériaux composites : les géocomposites bentonitiques, par exemple.

Considérés comme une des techniques les plus pratiques et efficaces pour prévenir la production de DMA, les recouvrements multicouches peuvent être construites sur des parcs à résidus miniers comme sur des haldes à stériles (Aubertin et al., 2002 et 2015). Cependant, pour que le recouvrement soit efficace et fonctionnel pour une durée indéterminée, ses caractéristiques doivent être adaptées aux conditions du site (climat, topographie, propriétés des rejets, etc.). Son comportement doit, également, être suivi à long terme pour s'assurer que la couverture réponde bien à ses fonctions (Wing et Gee 1994; Aubertin et al., 1995).

2.4.1 Configuration d'un recouvrement multicouche

Des recouvrements de deux (2) ou de plus de cinq (5) différentes couches (recouvrements complexes) sont parfois construits (Aubertin et al., 1995, 2002 et 2015). La figure 2.1 présente la configuration d'un recouvrement multicouche, composée de cinq (5) différentes couches. Cette configuration peut s'appliquer aux recouvrements devant limiter l'infiltration d'eau et à ceux devant limiter le flux d'oxygène ou les deux (Aubertin et al., 2015 et 2016).

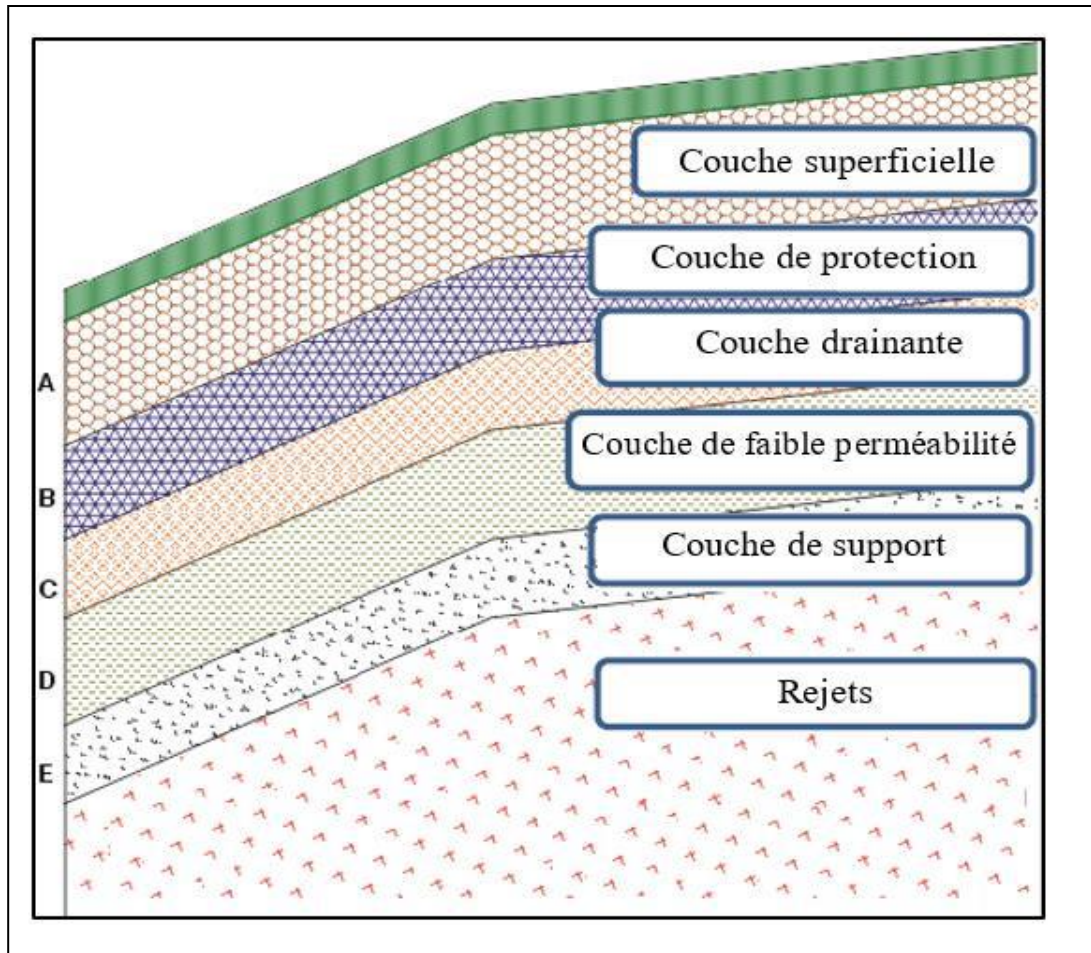


Figure 2.1 Configuration d'un recouvrement multicouche (adaptée de Aubertin et al., 1995; Aubertin, Bussière, Monzon, Joanes, Gagnon, Barbera, Aachib, Bédard, Chapuis et Bernier, 1999; Aubertin et al., 2002 et 2016)

Les différentes couches du recouvrement illustrées à la figure 2.1 peuvent être décrites comme suit (Aubertin et al., 2002 et 2016):

- la couche A est généralement composée de sols organiques et de végétation, de géosynthétiques et de graviers. Elle a une épaisseur qui varie entre 10 et 20 cm. Elle sépare les couches inférieures du milieu extérieur, permet la réintégration paysagère du site et réduit l'influence des conditions naturelles.
- la couche B est composée, habituellement, de sols. Cependant, selon son rôle spécifique, différents types de matériaux peuvent y être utilisés (comme des matériaux granulaires avec une forte proportion de cailloux). Son épaisseur est

- variable. Elle peut parfois atteindre 1m. Son rôle est de protéger les couches inférieures contre les conditions climatiques, les animaux et les racines des plantes et de retenir ou stocker provisoirement une quantité des eaux d'infiltration.
- la couche C est une couche drainante composée de matériaux granulaires naturels (sable et gravier), d'une portion des roches stériles ou de géosynthétiques. Ses matériaux doivent avoir une conductivité hydraulique saturée $k_{sat} \geq 10^{-3}$ cm/s) afin de créer un contraste entre la couche C et celle D. Elle a une épaisseur supérieure à 30 cm et joue un rôle fondamental dans la performance du recouvrement. En effet, elle permet d'augmenter la stabilité du recouvrement (en réduisant le gradient hydraulique et les pressions interstitielles), de contrôler les écoulements dans les couches supérieures et d'empêcher l'évaporation. Elle doit agir comme bris capillaire en réduisant la remontée capillaire et l'assèchement de la couche D.
 - la couche D est la véritable barrière entre les rejets miniers et le milieu extérieur. Elle est constituée de matériaux naturels à granulométrie fine comme l'argile et le silt et/ou de matériaux géosynthétiques comme les géomembranes. Son épaisseur varie de 50 à 100 cm. Elle sert à stocker l'eau en restant proche de la saturation et à diminuer le flux d'oxygène. Sa conductivité hydraulique saturée est faible ($k_{sat} \leq 10^{-7}$ cm/s, dans le cas d'une couche de sol par exemple).
 - la couche E contient principalement du sable et/ou du gravier. C'est une couche de bris capillaire. Sa conductivité hydraulique saturée doit être relativement élevée ($k_{sat} \geq 10^{-3}$ cm/s, comme celle de la couche C). Son épaisseur peut parfois dépasser 30 cm. Son rôle est de servir, en premier lieu, de couche de support pour les couches supérieures. En deuxième lieu, elle doit servir de bris capillaire en maintenant un niveau de saturation satisfaisant dans la couche D. En troisième lieu, elle doit également servir de barrière au lixiviat contaminé provenant des rejets, en empêchant leur remontée capillaire.

2.4.2 Matériaux entrant dans la composition de la couche D d'un recouvrement multicouche

Pour concevoir la couche D d'un recouvrement multicouche, un large choix de matériaux est disponible. Cependant, avant de les choisir, plusieurs critères doivent être tenus en compte. Ce sont, entre autres :

- les propriétés hydrogéotechniques des différents matériaux du recouvrement;
- la compatibilité entre les matériaux;
- la disponibilité, la facilité de mise en place, l'entretien requis et le coût des matériaux;
- les conditions climatiques du milieu;
- les caractéristiques du site, etc. (SRK, 1991; Aubertin et al., 1995; Koerner et Daniel, 1998; Sjoberg et al., 2001; Aubertin et al., 2002).

Parmi ces matériaux, il y a les sols fins, les géomembranes (GM), les géocomposites bentonitiques (GCB) et d'autres matériaux alternatifs (Aubertin et al., 2015 et 2016). Des couches de sols fins compactés, ayant une faible conductivité hydraulique, peuvent constituer la couche D. Des argiles compactées, des tills (ou moraines) ou des résidus miniers (non générateurs d'acide ou désulfurés) sont, entre autres, utilisés à cet effet (Aubertin et al., 2015). Cependant, l'utilisation de certains de ces matériaux, comme l'argile, comporte des risques. Selon plusieurs auteurs (tels que Aubertin et al., 1995 et 2015; Chapuis, 2002; Rowe, Quigley, Brachman, et Booker, 2004; Adu-Wusu et Yanful, 2007; Rowe, 2012), les sols argileux sont non seulement difficiles à mettre en place et à compacter d'une manière adéquate, mais encore sujets à la détérioration par les phénomènes climatiques (mouillage-séchage, gel-dégel). L'utilisation des matériaux silteux peu plastiques, à la place des sols argileux, serait beaucoup plus recommandée en climat humide (Aubertin et al., 1995 et 2015).

Plusieurs études ont montré que les rejets de concentrateur (désulfurés ou non générateurs d'acide) de mines en roches dures ont des caractéristiques avantageuses leur permettant d'être utilisés dans la couche D d'un recouvrement multicouche (Aubertin et al., 1995; Bussière, Aubertin et Julien, 2001; Bussière et al., 2004; Bussière, Aubertin, Mbonimpa,

Molson et Chapuis, 2007). Lorsque l'on prévoit utiliser des résidus miniers comme composante de la couche D, il est important de s'assurer que le matériel ne génère pas de contaminant (Bussière et al., 2004).

Les géomembranes (GM) peuvent aussi constituer des barrières hydrogéologiques. Elles sont utilisées au Canada et ailleurs dans le monde (Patterson, Robertson, Woodbury, Talbot et Davis, 2006; Aubertin et al., 2015). Certes, de par sa très faible conductivité hydraulique saturée, l'utilisation des géomembranes empêche l'infiltration des eaux vers les rejets miniers. Cependant, elles présentent certaines limites pouvant affecter la performance du recouvrement. Ces limites sont, entre autres (Maqsoud, Bussière et Mbonimpa, 2021) :

- leur coût;
- leur durabilité limitée dans le temps dû à la possibilité de leur dégradation naturelle sous l'effet des variations de température, des rayonnements ultra-violet, de l'action des micro-organismes, etc.;
- le changement progressif de leur structure dû à leur vieillissement;
- leur sensibilité face aux dommages mécaniques et aux changements statiques ou dynamiques (comme les tassements des fondations et la circulation des équipements et des travailleurs, les cailloux), etc. (McQuade et Needham, 1999; Bouazza, 2002; Aubertin et al., 2015; Maqsoud, Bussière et Mbonimpa, 2021).

Les géocomposites bentonitiques (GCB ou « Geosynthetic Clay Liner » ou GCL) peuvent aussi être utilisés dans la couche D des couvertures visant à limiter l'infiltration d'eau. Ce sont des produits fabriqués en usine et constitués généralement de deux (2) géotextiles avec entre eux une couche de bentonite sodique (Aubertin et al., 2015; Maqsoud et al., 2021). Ils ont été utilisés pour la restauration du site minier Somex (Aubertin et al., 2002 et 2015).

Les GCB ont une faible conductivité hydraulique saturée ($k_{\text{sat}} \sim 10^{-9}$ cm/s) et leur comportement serait relativement peu affecté par les cycles de mouillage-séchage ou de gel-dégel et par les perforations accidentelles (Aubertin et al., 2002 et 2015; Maqsoud et al., 2021). Elles possèdent une capacité d'auto-scellement à la suite de l'hydratation de la bentonite, ce qui leur confère un avantage lié aux coûts de main-d'œuvre. Cependant, la composition chimique du lixiviat peut affecter l'efficacité des GCB en augmentant la

conductivité hydraulique de la bentonite (Kashir et Yanful, 2001; Liu, Gates et Bouazza, 2013). Aussi, les mécanismes de transfert par diffusion (incluant les flux d'oxygène) sont favorisés par la faible épaisseur des GCB (Aubertin, Aachib et Authier, 2000; Shackelford, 2014). Les trous provoqués par les racines peuvent également avoir des effets significatifs sur leur performance (Benson et Scaliar, 2008). Toutefois, Aubertin et al. (2015 et 2016) recommandent aux concepteurs de combiner les géocomposites avec une géomembrane ou avec un sol peu perméable. Cette combinaison constitue une double protection contre l'infiltration de l'eau ou la migration de l'oxygène. Aussi, les auteurs recommandent aux concepteurs de s'assurer que les caractéristiques du site ne provoquent pas l'assèchement des GCB ou des sols.

Divers autres matériaux ont été proposés pour constituer la couche D, notamment : des rejets industriels, des enduits de surface (caoutchouc, polymères, bitume), des copeaux de bois; le ciment, les rejets de mines de marbre (riches en calcaire), divers types de boues (comme celles de traitement domestiques et autres) (Aubertin et al., 1995; Tassé, Germain, Dufour et Tremblay, 1996; Aubertin et al., 2002; Maqsoud, Bussière, Plante et Gelinas, 2008). Cependant, il n'existe pas de cas réel où ces matériaux ont été utilisés pour restaurer des parcs, à résidus miniers générateurs de DMA ou DNC.

2.5 Performance à long terme des recouvrements multicouches

Tel que mentionné précédemment, les recouvrements multicouches sont parmi les méthodes les plus efficaces pour contrôler la génération de DMA ou DNC provenant d'aires d'entreposage de rejets miniers. Plusieurs travaux ont évalué la performance à court terme de ces recouvrements et ont montré que, lorsque bien conçus, ces derniers peuvent contrôler avec succès la génération de contaminant provenant de rejets miniers. Cependant, ces techniques sont utilisées seulement que depuis quelques dizaines d'années et il est donc difficile de projeter leur performance à très long terme (de l'ordre des centaines d'années) (Bussière et Guittonny, 2021).

Parmi les phénomènes pouvant affecter la performance à long terme des recouvrements multicouches, notons (Bussière et Guittonny, 2021) :

- les changements climatiques : les systèmes de recouvrement sont en interactions directes avec l'atmosphère. Un changement du climat, que ce soit au niveau de la température ou des précipitations, risque d'affecter directement la performance du système à contrôler l'infiltration d'eau et/ou la migration des gaz.
- la végétation: elle peut affecter de différentes manières la performance des recouvrements multicouches, entre autres en modifiant le bilan hydrique, les propriétés des matériaux ou encore la teneur en eau des couches (ces aspects sont discutés dans la section suivante de ce chapitre),
- l'évolution des propriétés des matériaux : les cycles climatiques peuvent modifier les propriétés des matériaux à long terme. Comme la performance des systèmes de recouvrement multicouche est fortement dépendante des propriétés des matériaux, une évolution de ces dernières pourrait mener à un changement en terme d'efficacité à contrôler la génération de contaminant.

Pour tenter d'estimer la performance à long terme des recouvrements multicouches, les concepteurs tentent de prédire l'évolution des paramètres (climatiques, de végétation ou des matériaux) et d'inclure ces nouvelles données dans des modèles numériques validés pour les conditions actuelles (Bussière et Guittonny, 2021). Même si l'approche est intéressante, des questions demeurent quant à la capacité des modèles numériques à bien représenter les conditions futures.

La prédiction de l'évolution des paramètres affectant la performance est difficile également car peu d'études antérieures ont documenté l'évolution des propriétés hydrogéotechniques des recouvrements par rapport aux changements environnementaux (Benson, Mc Farlane, Allen et Dower, 2002; DeJong et al., 2015; Proteau et al., 2020a, 2020b; Cissé et al., 2022).). De plus, ces changements, comme le développement du sol et la succession écologique, se déroulent sur des centaines d'années alors que les systèmes de recouvrement sont appliqués en restauration minière depuis moins de 40 ans.. Dans plusieurs régions du Canada, par exemple, on s'attend à devoir considérer les effets d'une végétation forestière sur les recouvrements, sous l'effet de la succession végétale à long terme.

Ainsi, le développement et l'amélioration des modèles numériques pour prédire la performance à long terme nécessitent l'acquisition de données associées à des scénarios écologiques et climatiques futurs sur les sites restaurés. Cependant, ces données peuvent être difficiles à obtenir par des méthodes conventionnelles (telles que des études de suivi à long terme). Pour résoudre ce problème, une approche basée sur l'utilisation des analogues naturels (ANs) permettant de se projeter dans le temps et d'estimer quel pourrait être le comportement du système à long terme a été proposée par certains auteurs (Bjornstad et Teel, 1993; Smith, Waugh et Kastens, 1997; Albright, Benson et Waugh, 2010). C'est cette approche qui sera utilisée dans ces travaux de thèse.

Les ANs de recouvrements sont des matériaux supportant des écosystèmes naturels qui fournissent des indices pour une conception plus efficace des recouvrements ou qui sont indicatifs des changements à long terme dans les environnements des recouvrements (Albright et al., 2010). Ces ANs peuvent aussi fournir des données qui permettent de connaître les effets des changements climatiques à long terme sur les matériaux des recouvrements, la végétation qui les colonise et donc sur la performance à long terme des recouvrements (Waugh, 2004). D'où la notion d'analogue climatique (Albright et al., 2010). Cette approche consiste à trouver des ANs d'un système de recouvrement donné dans une zone dotée aujourd'hui d'un climat comparable à celui que l'on prédit dans le futur pour un site minier restauré avec le même système de recouvrement.

Des ANs ont été utilisés dans quelques travaux de recherche, dans le passé. À titre illustratif, Beerten et Mallants (2011) ont utilisé des ANs pour étudier la nature et le rythme des processus géomorphologiques et hydrologiques afin de comprendre le comportement à long terme des matériaux de recouvrements multicouches utilisés dans la restauration des rejets radioactifs de Dessel en Belgique. Pour déterminer l'effet, à long terme, des racines profondes des plantes et des changements écologiques sur la performance des recouvrements multicouches (utilisés pour restaurer les résidus de mines d'uranium à Burrell, Pennsylvania) ou des recouvrements à faible conductivité hydraulique saturée sur des sites miniers d'uranium, des ANs ont été utilisés par (Waugh et Smith, 1997 et Waugh Benson et Albright, 2009). En 2024, Benson et al. ont aussi utilisé un analogue de recouvrement (utilisés pour restaurer des résidus de mines d'uranium) qui a été comparé à deux essais expérimentaux construits dans la nature et surveillés pendant 14 ans dans des

endroits semi-aride et aride pour caractériser l'hydrogéologie des recouvrements. Ces études sur des ANs ont montré que la végétation peut avoir un impact à long terme sur le bilan hydrique des systèmes de recouvrements et affecter leur performance.

Toutefois, en dehors des quelques études citées dans le paragraphe précédent, cette approche est peu appliquée, car des ANs des recouvrements sont difficiles à obtenir dans les écosystèmes naturels non perturbés (Bjornstad et Teel, 1993; Cissé et al., 2022); parce qu'ils doivent répondre aux critères très strictes (tels que le niveau de la nappe phréatique, l'épaisseur des matériaux, les propriétés hydrogéologiques des matériaux et le contraste requis entre eux, etc.; voir annexe C). Or, leur utilisation permet de (Waugh et al., 1994, 2004; Albright et al., 2010; Benson et al., 2024):

- définir les scénarios environnementaux futurs sur les sites restaurés pour alimenter les modèles numériques;
- fournir des informations pertinentes sur l'évolution possible des propriétés hydrogéotechniques des recouvrements par rapport aux changements environnementaux à long terme (comme les changements climatiques et la végétation forestière mature) et améliorer ainsi notre compréhension sur l'effet de ces derniers sur les recouvrements miniers à long terme;
- fournir aux parties prenantes au processus de restauration des sites miniers un outil pratique et concret pour visualiser l'évolution à long terme des recouvrements auprès des communautés autochtones plutôt que de s'appuyer uniquement sur les prédictions des modèles numériques.

B COLONISATION DES SITES MINIRS RESTAURÉS PAR LA VÉGÉTATION

2.6 Généralités

Pour un développement minier responsable, chaque méthode de restauration doit être capable de remplir sa fonction sur une période prolongée, d'où la nécessité de réaliser un suivi et un entretien régulier à long terme afin de contrôler, entre autres, la végétation (Aubertin et al., 2016; Bussière et Guittonny, 2021). Effectivement, tout site minier restauré (notamment par un recouvrement minier) sera tôt ou tard colonisé, d'une manière

naturelle ou assistée, par la végétation. Ainsi, bien que ces recouvrements comportent une couche de sol superficiel et une couche de protection, les racines de différentes espèces de plantes peuvent atteindre la couche barrière qui limite la génération de contaminants en empêchant la migration d'oxygène ou l'infiltration d'eau vers les rejets réactifs.

Premièrement, les racines influencent directement le bilan hydrique de cette couche en absorbant de l'eau perdue via la transpiration (Beven et Germann 1982; Guittonny, Bussière, Maqsoud, Proteau, Ben Khouya et Botula, 2018; Proteau, 2021). Deuxièmement, elles modifient indirectement les propriétés des matériaux du recouvrement par la production de matière organique et la génération de biopores (Melchior, Sokollek, Berger, Vielhaber et Steinert, 2010; Smirnova, Bussière, Tremblay et Bergeron, 2011; Yan et Zhang, 2015; Guittonny et al., 2018; Bussière et Guittonny, 2021). En conséquence, cela peut affecter la performance du recouvrement à long terme. C'est pourquoi, une attention particulière doit être prêtée à la colonisation par la végétation de sites restaurés. Dans les paragraphes qui suivent, le processus d'établissement des espèces végétales sur des sites miniers restaurés au Québec (succession végétale primaire) et le développement de leurs systèmes racinaires, en général, et sur un recouvrement minier, en particulier, sont, respectivement, présentés et étudiés. Une liste non exhaustive de quelques espèces végétales pionnières pouvant coloniser les sites miniers au Québec est également présentée dans le Tableau A.1 en Annexe.

2.7 Succession végétale primaire sur un site minier restauré au Québec

La succession végétale primaire est le processus de colonisation d'un ensemble de plantes induisant des changements dans le temps et l'espace de la composition de la flore à partir d'un site où il ne subsiste ni sol organique ni diaspores (Bellefleur, 1999). Elle obéit à la théorie des filtres écologiques (physiologiques, biotiques et historiques; Figure 2.2) où seules les espèces ayant les aptitudes leur permettant de traverser ces filtres seront aptes à prospérer (Lambers, Chapin et Pons, 2008). Les conditions abiotiques locales comme la température, l'humidité et la lumière (filtres physiologiques), les interactions avec d'autres espèces comme la compétition et/ou la facilitation, les symbioses, la prédation et l'herbivorie (filtres biotiques), les perturbations de sources humaines, comme la circulation

des automobiles et le passage de machinerie lourde (filtres historiques), constituent les plus prépondérants des filtres sur un site minier dégradé.

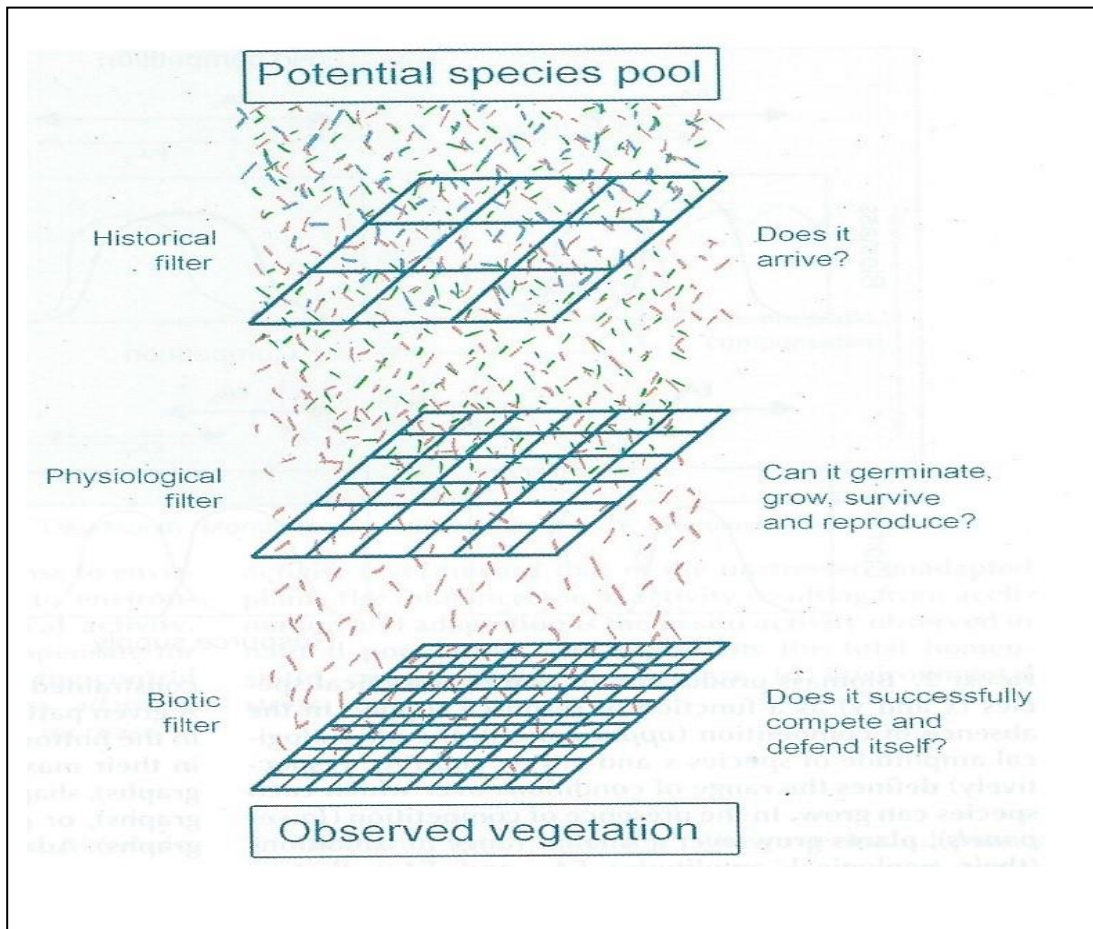


Figure 2.2 Théorie des filtres écologiques (tirée de Lambers et al., 2008)

Bien que la succession végétale primaire sur un site minier dégradé soit moins documentée, quelques auteurs (Bradshaw, 1983 et 1997; Walker, Zasada et Chapin, 1986; Chapin, Walker, Fastie et Sharman, 1994; Cater et Chapin, 2000; Walker et Del Moral, 2009; Tardif, Rodrigue-Morin, Gagnon, Shipley, Roy et Bellenger, 2019) affirment que sa compréhension constitue une source d'idées pour la planification des programmes de restauration (végétalisation) et la présence d'arbres au final sur les sites miniers en contexte forestier. En effet, la succession végétale primaire permet de :

- a) comprendre la réaction des plantes face aux perturbations du milieu ;

- b) identifier les traits de vie des espèces pionnières et les facteurs qui influencent leur établissement dans le milieu dégradé ;
- c) comprendre les interactions entre les plantes pionnières et celles subséquentes ;
- d) identifier la dynamique des matières nutritives en phase de succession ;
- e) établir un lien entre la compréhension de la succession des plantes et des programmes de restauration (végétalisation) (Walker, Walker et Del Moral, 2007).

Les travaux de recherche de Bradshaw et de ses collègues (Bradshaw et Chadwick, 1980 ; Bradshaw, 1980, 1983, 1987, 1996 et 1997; Ash, Gemmell et Bradshaw, 1994) ont bien aidé à élucider les principes de la succession végétale primaire sur un site minier dégradé. Finalement, le concept de succession végétale primaire justifie le fait que nous travaillons sur des arbres pour évaluer la performance à long terme des recouvrements.

2.8 Développement racinaire des espèces végétales en contexte boréal

Lorsque les racines des plantes qui colonisent les sites miniers restaurés atteignent la couche barrière des recouvrements, la performance de celle-ci peut être affectée. C'est pourquoi, afin d'assurer la sécurité et la performance des recouvrements à long terme, l'étude des systèmes racinaires des espèces végétales qui colonisent les sites miniers reste et demeure un sujet fondamental. En effet, en contexte boréal, un arbre adulte, dans les conditions normales, est capable de développer ses racines à une profondeur supérieure à 1 m (Strong et La Roi, 1983; Canadell et al., 1996; Vennetier, Mériaux et Zanetti, 2015a; MELCCFP, 2017). Cela pourrait affecter la performance des recouvrements. Par ailleurs, l'analyse des systèmes racinaires soulève différentes questions, comme la connaissance de leurs architectures, de leur développement, de leur profondeur et de leur modalité de croissance (Atger, 1992; Atger et Edelin, 1994; Vennetier et al., 2015a). Voilà, pourquoi, ce sujet est complexe et nécessite une exploitation de la littérature afin de l'appréhender.

2.8.1 Structure racinaire des espèces végétales

Une racine est définie comme étant un organe souterrain d'une plante (Bonneu, 2011). Elles (les racines) assurent l'ancrage des arbres dans le sol, l'absorption d'eau et de minéraux, les interactions avec des micro-organismes symbiotiques, le transport de la sève et le stockage de matières nutritives (Danjon, Fourcaud et Bert, 2005; MELCCFP, 2017).

Le développement racinaire des plantes, incluant celles en contexte boréal, est l'établissement d'un ensemble de systèmes racinaires (Danjon, Drénou, Dupuy et Lebourgeois, 2009b) (voir Figure 2.3). Il dépend de l'espèce végétale et des conditions locales du sol (Danjon, Fourcaud et Bert, 2005). Généralement, il obéit à quatre (4) différentes étapes. Ce sont les étapes d'ancrage, d'exploitation du sol, de colonisation du sol et d'exploration (Atger et Edelin, 1994).

La première étape est caractérisée par l'ancrage de la plantule au sol, à travers la racine principale pivotante, et l'acquisition de l'autonomie nutritionnelle grâce au chevelu. La deuxième étape constitue l'exploitation du milieu immédiat et la multiplication des chevelus pour préparer la troisième étape (Atger et Edelin, 1994). Cette dernière est caractérisée par la croissance des racines ligneuses grêles qui se transforment en racines ligneuses cylindriques de colonisation en développant des chevelus absorbants. La quatrième et la dernière étape est caractérisée par l'allongement des racines de colonisation en prenant une forme conique et en évoluant en racines charpentières (Atger, 1992; Atger et Edelin, 1994). Ainsi, elles développent latéralement des racines ligneuses. Ces dernières portent des racines grêles qui développent des chevelus pour assurer l'exploration extensive du milieu. La Figure 2.3 présente l'organisation générale du développement racinaire.

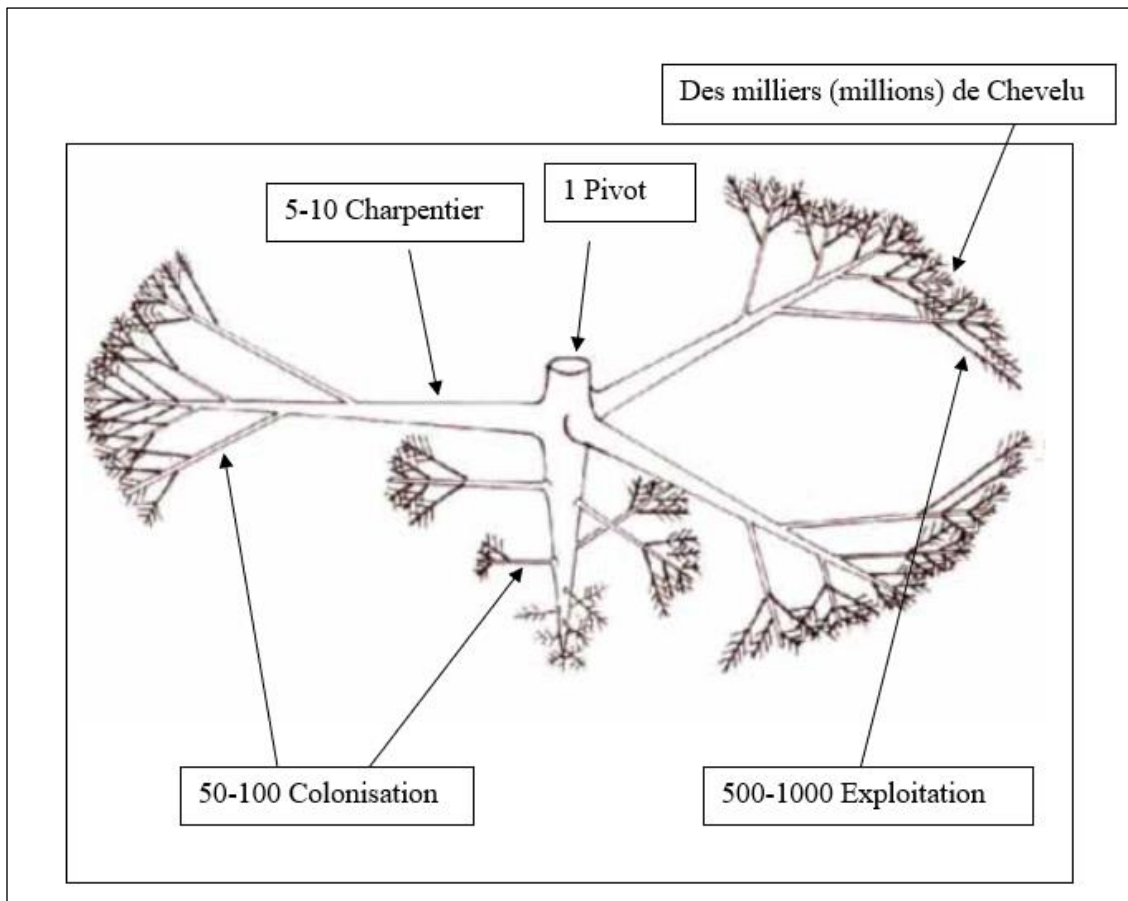


Figure 2.3 L'organisation générale du développement racinaire (tirée de Atger et Edelin, 1994)

2.8.2 Types de racines des espèces végétales

Selon les principales fonctions des racines, les plantes ligneuses développent deux (2) classes racinaires. Ce sont : les racines longues ligneuses (les macrorhizes) et celles courtes non ligneuses (les brachyrhizes) (Drénou, 2006; Atger, 1992; Perry, 1989; Vennetier et al., 2015a; MELCCFP, 2017). Les classes des racines en fonction de leurs fonctions principales sont présentées sur la Figure 2.4.

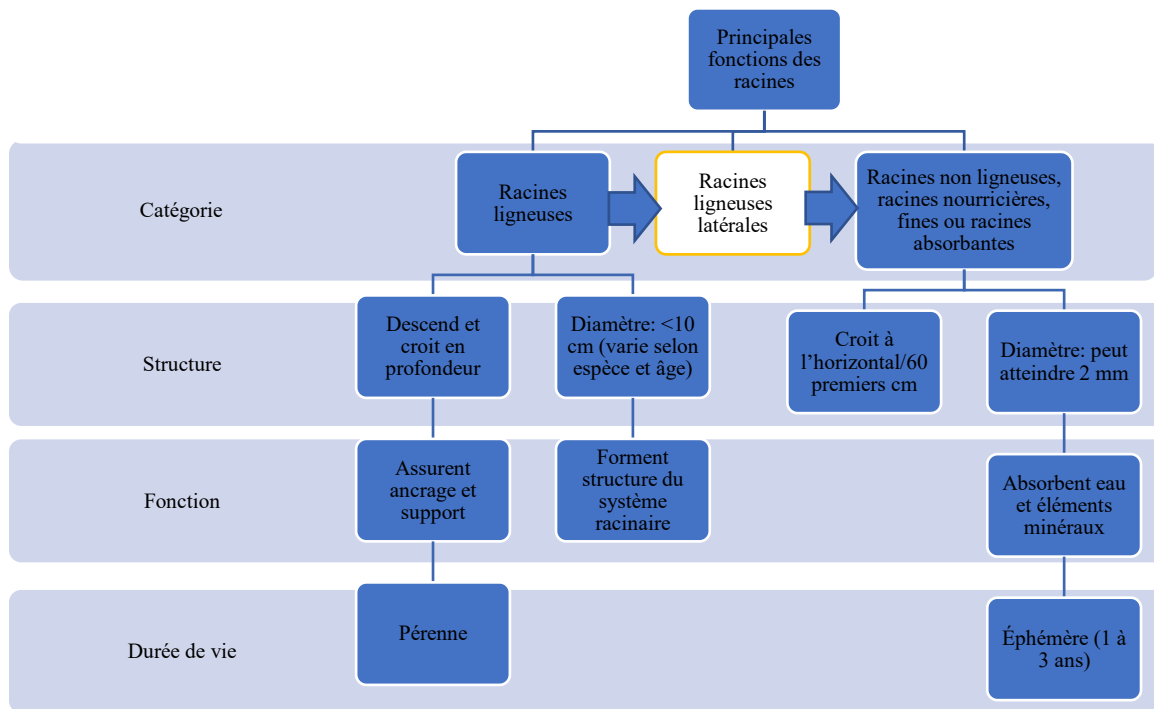


Figure 2.4 Catégorie des racines en fonction de leurs fonctions (compilation d'après Perry, 1989; Atger, 1992; Bonnardot et Boutaud, 2001; Drénou, 2006; Danjon et Fourcaud, 2009a; Vennetier et al., 2015a; MELCCFP, 2017)

La première catégorie a une orientation horizontale ou verticale. Plusieurs auteurs (Atger, 1992; Atger et Edelin, 1994; Vennetier et al., 2015a) décrivent cette catégorie de la même manière. En effet, elle a une croissance en longueur importante et rapide. Elle croît en profondeur jusqu'à ce qu'elle rencontre un obstacle (couche de sol compactée d'un recouvrement, par exemple). Son allongement peut cesser puis reprendre plusieurs fois au cours de la vie de la plante (même si le point de croissance meurt, celui-ci se poursuit grâce à une racine latérale). Son diamètre dépend de l'espèce et de l'âge de l'arbre. Il est souvent inférieur à 10 cm. Elle forme la structure du système racinaire et assure l'ancrage et le support de la plante. Contrairement à la deuxième catégorie des racines, elle ne s'associe jamais aux ectomycorhizes (associations entre champignons et racines).

Cette première catégorie des racines (racines longues ligneuses) se divise en deux (2) sous-classes (Atger, 1992; Atger et Edelin, 1994; Vennetier et al., 2015a). Ce sont les racines

ligneuses pérennes et les ligneuses caduques. Les premières constituent la charpente. Elles assurent l'ancrage de la plante et explorent le milieu. La deuxième sous-classe naît latéralement sur la charpente, parallèlement à son extension. Elle assure la colonisation et l'exploitation du sol exploré par la charpente puis s'élague. Toutes ces racines (les deux sous-classes) développent latéralement le chevelu caduque à court terme.

La deuxième catégorie de racines est aussi appelée racines nourricières, racines fines, ou racines absorbantes (Atger, 1992; Atger et Edelin, 1994). Ces racines croissent à l'horizontale dans les 60 premiers cm de sol. L'orientation de leur croissance est par la suite aléatoire. Leur allongement est lent et limité dans le temps. Elles peuvent avoir plusieurs cycles d'allongement mais quand une partie meurt, la totalité de la racine meurt aussi. Elles ont une durée de vie courte (1 à 3 ans) et peuvent s'associer à des ectomycorhizes. De plus, elles peuvent subir d'autres modifications en s'associant, en plus des mycorhizes, à d'autres organismes, comme les symbioses bactériennes et les associations parasitaires, ce qui modifie la morphologie des racines. Leur diamètre peut atteindre 2 mm et leur rôle principal est d'absorber l'eau et les éléments minéraux.

Par ailleurs, il faut signaler qu'il existe des racines ligneuses latérales ou racines intermédiaires qui se développent à partir de racines ligneuses descendantes (Perry, Choquette et Schroeder, 1987; Perry, 1989; Sutton, 1991; Atger, 1992; Gagnon, Lord, Allaire et Walsh, 2000; Drénou, 2006). Elles s'établissent entre les racines longues ligneuses (pérennes) et celles courtes non ligneuses (éphémères). C'est sur ces racines intermédiaires, d'ailleurs, que celles non ligneuses prennent leur origine (Atger et al., 1994).

Également, il existe des racines adventives (Perry, Choquette et Schroeder, 1987; Perry, 1989; Sutton, 1991; Atger, 1992; Gagnon, Lord, Allaire et Walsh, 1999; Gagnon, Lord, Allaire et Walsh, 2000; Gagnon, 2002; Drénou, 2006; Laurin, 2013). Ces dernières sont définies comme étant des racines qui naissent de la tige, ou celles qui sont nées hors séquence normale de ramification (Lord, 1997; Gagnon, 2002). Le terme adventif définit le lieu de genèse. Elles peuvent être des racines aériennes ou encore celles de systèmes racinaires fasciculés. Elles constituent un mécanisme de réparation des systèmes racinaires déséquilibré par une blessure ou un stress. En contexte boréal, elles sont généralement

développées par l'épinette noire (*Picea mariana*) et le sapin baumier (*Abies balsamea*) (Krause et Morin, 2005). La figure 2.5 présente une racine adventive.

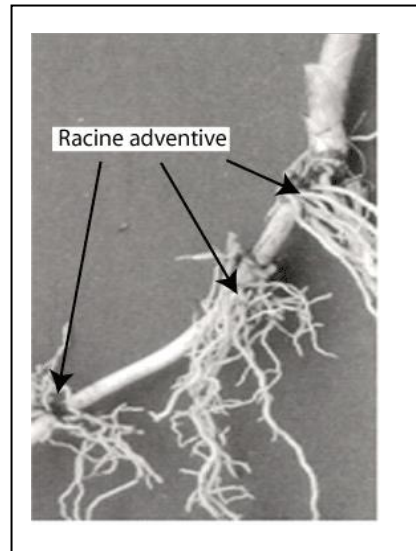


Figure 2.5 Racines adventives (tirée de Université du Québec à Chicoutimi [UQAC], s.d.)

À partir de certaines racines superficielles au-dessous du sol (souvent d'un système racinaire traçant), des drageons peuvent se développer (Belem, Boussim, Bellefontaine et Guinko, 2008 ; Zida, Bationo, Somé et Bellefontaine, 2014). Ce phénomène s'appelle le drageonnage (voir Figure 2.6). Très souvent, ces pousses (drageons) résultent d'un stress environnemental (d'origine naturelle ou anthropique). Elles deviennent autonomes en moins d'un (1) an, selon le climat et l'espèce, en produisant leurs propres racines pendant que la racine-mère s'atrophie et meurt (dans certains cas) (Meunier, Bellefontaine et Boffa, 2006; Zida et al., 2014). Ainsi, deux individus génétiquement identiques mais dont les systèmes racinaires se sont séparés se côtoient à quelques mètres l'un de l'autre. Ensuite, ils forment des petits arbres ayant un système racinaire autonome qui peuvent s'individualiser de la plante mère (Zida et al., 2014).

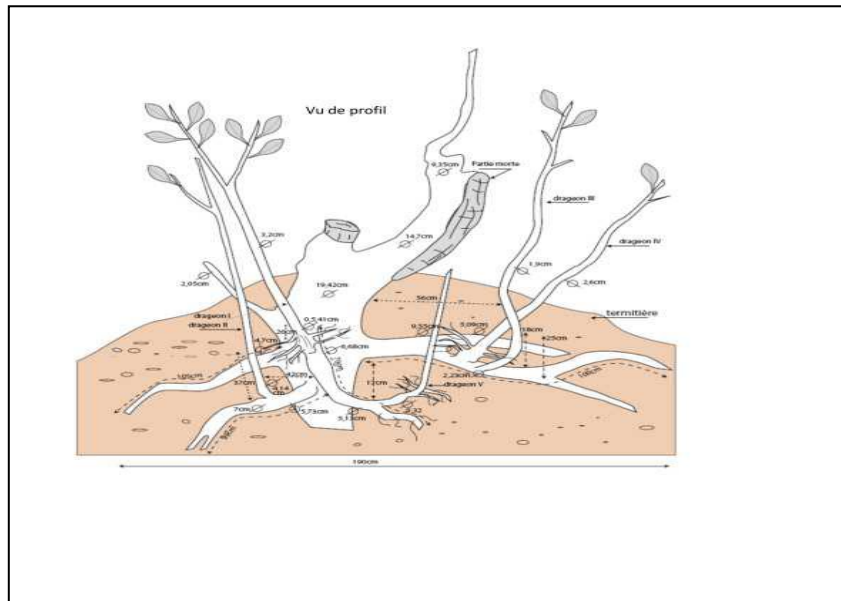


Figure 2.6 Quatre (4) dragons autonomes d'un pied mourant de *Diospyros mespiliformis* (tirée de Zida et al., 2014)

2.8.3 Types de systèmes racinaires

La classification du système racinaire reste et demeure un sujet complexe. D'ailleurs, plusieurs auteurs (tels que : Atger, 1992; Atger et Edelin, 1994; Danjon et Fourcaud, 2009a; Danjon, Drénou, Dupuy et Lebourgeois, 2009b; Vennetier et al., 2015a) affirment qu'il n'existe pas de système de classification universel du système racinaire. Il est pratiquement impossible de définir ce que devrait être le développement idéal du système racinaire chez une espèce donnée (Simpson, 1987; Lord, Boucher, Walsh, Allaire et Gagnon, 1992). Puisque, le système racinaire a une grande plasticité et son développement est influencé par des facteurs endogènes (constitution génétique ou physiologique de la plante) et exogènes (caractéristiques du substrat) (Sutton, 1991).

Néanmoins, en fonction des systèmes racinaires, les espèces végétales se répartissent, généralement, en trois (3) groupes (Atger et Edelin, 1994; Danjon et Fourcaud, 2009a; Danjon, Drénou, Dupuy et Lebourgeois, 2009b; Vennetier et al., 2015a; MELCCFP, 2017). Ce sont : les espèces à système racinaire pivotant, fasciculé ou traçant (voir Figure 1.2, dans le chapitre introduction). Le Tableau 2.2 présente un résumé de ces trois groupes et leurs caractéristiques.

Tableau 2.2 Catégorie des espèces en fonction de leur système racinaire (compilation d'après Vennetier et al., 2015a; MELCCFP, 2017)

Système racinaire	Caractéristiques
Pivotant	Racine principale prédominante et très développée
Fasciculé	-Racine principale de même dimension que celles latérales; -Formation d'un faisceau de racines non ramifié.
Traçant	Racine principale peu développée.

Le système racinaire pivotant est caractérisé par le développement prédominant de la racine principale à partir de laquelle d'autres racines poussent latéralement. Le pivot s'enfonce verticalement pour permettre à la plante de s'ancrer dans le sol. Le système racinaire fasciculé est caractérisé par le développement d'un faisceau de racines non ramifié. Il prend genèse à partir de la base de la tige. Sa racine principale a la même dimension que celles latérales. Le système racinaire traçant a une racine principale peu développée. Ses racines latérales se développent à l'horizontale et à faible profondeur. À côté de ces trois (3) grandes catégories d'espèces en fonction de leur système racinaire, il existe des espèces à système racinaire mixte (voir Figure 1.2 dans le chapitre introduction). Ces dernières ont une combinaison de système pivotant et traçant. (Stone et Kalisz, 1991; Vennetier et al., 2015a).

Il faut tout de même souligner qu'une même espèce végétale peut passer d'une catégorie de système racinaire à l'autre au cours de son développement, car l'adoption d'un système racinaire dépend des facteurs endogènes et exogènes. À titre illustratif, l'étude menée par Wagg en 1967 sur le développement racinaire de jeunes épinettes blanches qui croissent sur différents types de sol, montre qu'elles n'ont pas toutes le même système racinaire. En revanche, en l'absence des conditions qui restreignent le développement du système racinaire, les plantes développent des racines profondes (Perry, 1982; Stone et Kalisz, 1991; Moffat, 1995; Handel, Robinson, Parsons et Mattei, 1997; MELCCFP, 2017). Le Tableau 2.3 présente la profondeur d'enracinement de quelques espèces végétales en contexte boréal.

Tableau 2.3 Profondeur d'enracinement de quelques espèces végétales en contexte boréal (compilation d'après Strong et La Roi, 1983; Gasson et Cutler, 1990; Stone et Kalisz, 1991; Canadell et al., 1996)

Noms	Profondeur maximale des racines (en m)
Pins	0,40-3,0
Peupliers	0,80 – 2,43
Épinettes	0,30 – 2,14

La profondeur maximale des racines peut atteindre 2,14 m chez une épinette âgée de plus de 50 ans, 2,43 m chez un peuplier en général (MELCCFP, 2017). Elle peut atteindre 4,8 m chez un peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) âgé de 80 ans (Stone et Kalisz, 1991), et jusqu'à 3 m chez les pins mûres (2 m chez les pins gris, Canadell et al., 1996). Les résultats de l'étude menée par Cannon en 1960 étaient impressionnants. L'auteur montre que des racines d'une espèce de genévrier (*Juniperus monosperma*) poussant sur des sites miniers ont atteint une profondeur d'environ 61 m (Cannon, 1960).

Par ailleurs, plusieurs auteurs (Lutz, Ely et Little, 1937; Atkinson, 1980; Zisa, Halverson et Stout, 1980; Strong et La Roi, 1983; Perry, 1989; Stone et Kalisz, 1991; Sutton, 1991; Canadell et al., 1996; MELCCFP, 2017) soulignent que la profondeur maximale des racines ainsi que la distribution de ces dernières dépendent de plusieurs facteurs dont les plus importants sont présentés dans les paragraphes suivants.

2.8.4 Les facteurs qui influencent le développement racinaire des espèces végétales en contexte boréal

Les facteurs les plus importants qui influencent la croissance des racines sont présentés sur la figure 2.7.

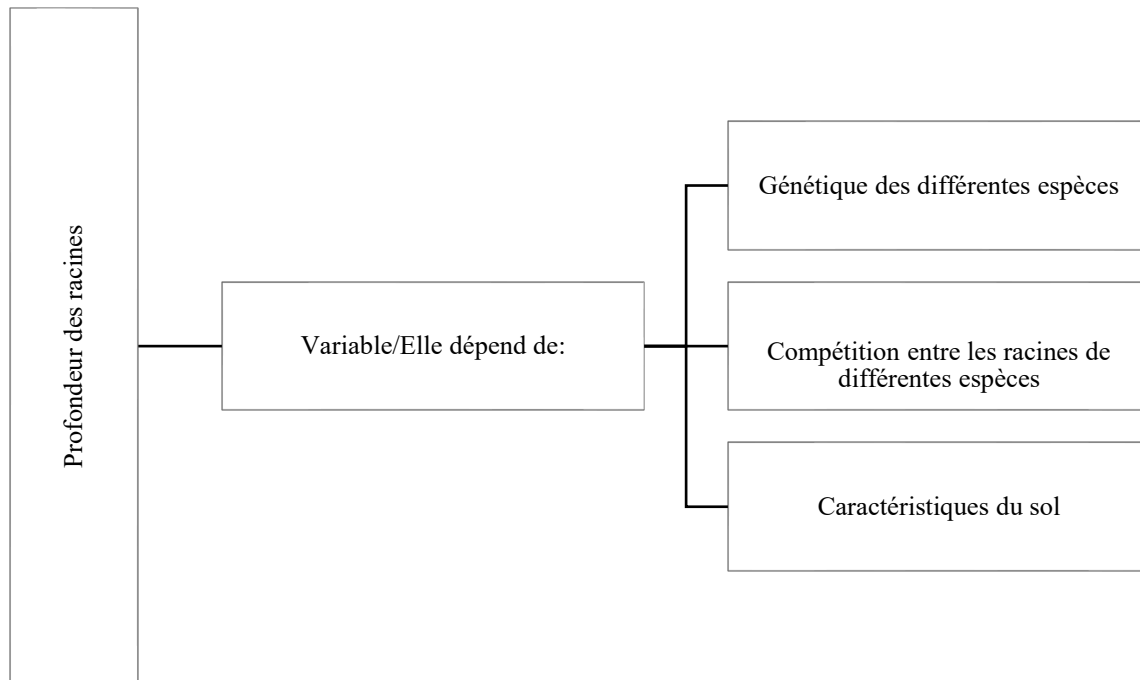


Figure 2.7 Les facteurs qui influencent la croissance des racines en profondeur (compilation d'après Zisa et al., 1980; Stone et Kalisz, 1991; Sutton, 1991; Perry, 1989; Canadell et al., 1996; MELCCFP, 2017)

La génétique des espèces, la compétition entre les racines de différentes espèces, et les caractéristiques du sol sont les facteurs les plus importants qui influencent le développement racinaire. En effet, les études conduites par Irstea (devenu INRAE; Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement) le long d'une dizaine de fleuves et rivières ont montré que, parmi ces trois facteurs, les caractéristiques du sol est celui qui influence plus le développement racinaire (Vennetier et al., 2015a). La génétique des espèces joue sur la capacité de la plante à s'adapter à différents environnements. Lorsque cette capacité adaptative est limitée, la plante est confinée à des conditions particulières et son développement racinaire est indirectement limité, ce qui a, d'ailleurs, conduit à surestimer dans le passé l'influence de l'espèce sur son développement racinaire (Vennetier et al., 2015a).

Le deuxième facteur qui influence le développement racinaire est la compétition entre les racines de différentes espèces végétales. Elle occasionne la diminution de la disponibilité des ressources en eau et en matières nutritives du sol (Schenk, 2006). En conséquence, les

racines des espèces plus compétitives (comme les peupliers, les saules, et les frênes) se concentrent à la surface du sol (Strong et La Roi, 1983; Burns et Honkala, 1990; MDDELCC, 2017). Cela oblige les autres espèces voisines moins compétitives à développer des racines très profondes (MDDELCC, 2017).

Plusieurs études (Lutz et al., 1937; Zisa et al., 1980; Atkinson, 1980; Stone et Kalisz, 1991; Sutton, 1991; Perry, 1989; Canadell et al., 1996) ont démontré que les caractéristiques du sol jouent un rôle prépondérant dans le développement du système racinaire. Or, en 2017, une étude réalisée par Jin et al., sur les interactions entre le sol et les racines d'une plante, affirme que les relations entre les caractéristiques du sol et le système racinaire des plantes sont mal comprises et nécessitent donc une recherche plus approfondie (Jin et al., 2017). Ils montrent que les caractéristiques du sol, en plus d'être complexes, nous en disent peu sur les pores des réseaux qui permettent les développements racinaires (Jin et al., 2017). Toutefois, ils concluent que certains paramètres du sol peuvent être critiques au développement racinaire (voir Tableau 2.4).

Tableau 2.4 Les plages optimales de certains paramètres critiques du sol pour la croissance racinaire des plantes (compilation d'après Hamblin, 1998; Mallarino, Wittry, Barbagelata, Opt, Low et Low, 2003; Roy, Finck, Blair et Tandon, 2006; Coder, 2007; Whitmore et Whalley, 2009; Watson, Hewitt, Custic et Lo, 2014; Geisseler et Miyao, 2016; Ray et Nyle, 2016; Jin et al., 2017)

Paramètres du sol	Requis pour le développement racinaire	
	Minimum	Maximum
Densité apparente limitant la croissance des racines (g/cm ³)	–	1.4 (pour l'argile) et 1.8 (pour le sable)
Taille des pores permettant à l'air d'entrer et aux racines de se développer	0.05–0.5-mm	–
Porosité	10%	60%
Teneur en eau	12%	40%
Disponibilité de l'oxygène	4%	21%
Limites de température à la croissance des racines	4 °C	34 °C
pH (test humide)	3.5	8.2
Azote total	-	2.0 g/kg
Phosphore (P)	10 mg/kg	35 mg/kg
Potassium (K)	40 mg/kg	160 mg/kg

Les résultats de plusieurs autres études (Lutz et al., 1937; Zisa et al., 1980; Atkinson, 1980; Stone et Kalisz, 1991; Sutton, 1991; Perry, 1989; Canadell et al., 1996; Hamblin, 1998; Mallarino, Wittry, Barbagelata, Opt, Low et Low, 2003; Roy, Finck, Blair et Tandon, 2006; Coder, 2007; Whitmore et Whalley, 2009; Watson, Hewitt, Custic et Lo, 2014; MDDELCC, 2017) concluent que parmi les caractéristiques du sol, celles qui sont considérées comme déterminantes dans la distribution racinaire sont :

- le degré de compaction du sol (densité apparente);
- la texture du sol (proportion d'argile, de sable et de limon);
- la teneur du sol en eau;
- la disponibilité de l'oxygène; et
- la disponibilité des éléments nutritifs.

La compaction du sol (mesurée par la densité apparente qui correspond au poids par unité de volume du sol sec [exprimée en g/cm^3]) a un effet sur le développement racinaire. En effet, des auteurs (Atkinson, 1980; Zisa, Halverson et Stout, 1980; Gilman, 1990; Hutchings, Moffat et Kemp, 2001) ont démontré que la croissance des racines en longueur et la densité apparente sont inversement proportionnelles. C'est-à-dire, la croissance des racines diminue lorsque la densité apparente du sol augmente (MELCCFP, 2017). Il en est de même sur une couche de matériau compacté d'un recouvrement minier. Plus la densité apparente du matériau compacté est élevée, plus la croissance des racines est limitée.

La compaction du sol peut contraindre les pivots à pousser à l'horizontale (Atger, 1994). C'est pourquoi, les racines qui se développent dans un sol compacté peuvent être jusqu'à 70 % plus courtes que celles d'un sol non compacté (Montagu, Conroy et Atwell, 2001; Kirby et Bengough, 2002). Le Tableau 2.5 présente les résultats de quelques études sur l'effet de la compaction du sol sur le développement racinaire.

Tableau 2.5 Les résultats de quelques études sur l'effet de la compaction du sol sur la croissance racinaire

Étude	Auteur	Résultat de l'étude	
		Densité apparente	Effet sur l'espèce
Les propriétés physiques du sol affectant la morphologie et la stabilité des racines du pin sylvestre (<i>Pinus sylvestris</i>) dans les landes des hautes terres	Faulkner et Malcolm (1972)	De 1,40 à 1,67 g/cm ³	Limitation de la croissance racinaire
Pénétration des racines des plants de sapin de Douglas (<i>Pseudotsuga menziesii</i>) dans le sol compacté	Heilman (1981)	De 1,37 à 1,74 g/cm ³	Limitation de la croissance racinaire
		De 1,74 à 1,83 g/cm ³	Inhibition de la croissance racinaire
Essais de matériaux structuraux de sols d'arbres urbains (<i>Quercus robur</i>) à utiliser sous la chaussée pour augmenter les volumes d'enracinement des arbres	Grabosky et Bassuk (1996)	De 1,24 à 1,55 g/cm ³	Limitation de la croissance racinaire
Effet de la compaction du sol sur la croissance de la régénération du pin à l'encens (<i>Pinus taeda</i>) dans la plaine côtière du golfe du Mexique	Carter, Dean, Wang et Newbold (2006)	De 1,41 à 1,51 g/cm ³	Limitation de la croissance racinaire

En 1972, Faulkner et Malcolm ont constaté que la croissance des racines du pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) était limitée lorsque la densité apparente du sol était comprise entre 1,40 et 1,67 g/cm³ (Faulkner et Malcolm, 1972). De même, en 1981, les études menées par Heilman ont démontré que la croissance des racines du sapin de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) diminue lorsque la densité apparente du sol est comprise entre 1,37 et 1,74 g/cm³. La croissance des racines devient complètement inhibée lorsque la densité apparente se situe entre 1,74 à 1,83 g/cm³ (Heilman, 1981). En 1996, Grabosky et Bassuk ont montré que la pénétration des racines du chêne pédonculé (*Quercus robur*) dans un sol argilo-limoneux était réduite lorsque la densité apparente était entre 1,24 et 1,55 g/cm³. Plus tard, en 2006, Carter, Dean, Wang et Newbold, ont démontré que lorsque la densité apparente du sol est comprise entre 1,41 et 1,51 g/cm³, la croissance racinaire du *Pinus taeda* était réduite (Carter, Dean, Wang et Newbold, 2006). En conséquence, sa croissance était réduite en hauteur et en diamètre.

Plusieurs études (Gerard, Sexton et Shaw, 1982; Jones, 1983; Sutton, 1991; Taylor, Roberson et Parker, 1966; Vepraskas, 1988) ont démontré que la densité apparente critique

qui limite la croissance des racines varie selon l'espèce, le taux d'humidité et la texture du sol. Un sol sableux a une densité apparente plus faible que celui argileux (Munshower, 1994). À titre illustratif, la densité apparente qui limite la croissance racinaire dans un sol sablo-limoneux est de $1,8 \text{ g/cm}^3$ (Zisa et al., 1980). Tandis que cette valeur est de $1,4 \text{ g/cm}^3$ dans un sol argileux (Zisa et al., 1980). Cette étude de Zisa et al., (1980) précise que les sols sableux favorisent la croissance racinaire en profondeur en offrant moins de résistance, et en gardant une meilleure aération même s'ils sont compactés.

Par ailleurs, plusieurs études concluent que la densité apparente critique limitant la croissance des racines varie de $1,60$ à $1,80 \text{ g/cm}^3$ (Dobson et Moffat, 1995; Grabosky et al., 1996; Heilman, 1981; Tuttle, Golden et Meldahl, 1988). Lorsqu'elle atteint $1,80 \text{ g/cm}^3$, elle crée une barrière difficilement franchissable par les racines. Ainsi, les racines se plient ou se ramifient abondamment à l'horizontale sur la barrière (Coutts, 1989; Robinson et Handel, 1995; Montagu, Conroy, Atwell, 2001; Department for Communities and Local Government, 2008).

La porosité d'un sol a aussi une influence sur le développement racinaire. Elle est définie comme étant le volume de sol occupé par des pores remplis de gaz, d'air ou d'eau (MELCCFP, 2017). Elle est modifiée par la compaction du sol (De Paul et Bailly, 2005). Lorsqu'un sol fin est compacté, par exemple, sa porosité effective devient faible. Cela diminue le taux d'oxygène ainsi que la quantité d'eau disponible pour les racines limitant ainsi leur croissance (MELCCFP, 2017). Or, pour assurer la croissance racinaire, il faut un volume de sol ayant, au minimum 10 % et au maximum 60 % de porosité totale (Meyer, Barrs, Smith, White, Heritage et Short, 1985; Jin et al., 2017).

La teneur du sol en eau est un autre facteur très important qui peut influencer la croissance des racines. Un sol mal drainé avec de l'eau en excès crée des conditions anaérobies qui inhibent le développement des racines et provoquent leur mort (MELCCFP, 2017). Dans les sols secs, les plantes développent une grande biomasse de racines fines (Persson, 1983; Burns et Honkala, 1990).

Toutefois, il faut préciser que l'exigence des plantes par rapport à la teneur du sol en eau pour leur développement racinaire varie selon les espèces et en fonction des conditions du milieu (Wouters, 1999). Les espèces des zones arides, par exemple, développent des racines profondes pour maximiser la recherche de l'eau présente dans le sol (Strong et La Roi, 1983; Canadell et al., 1996). Tandis que d'autres espèces (celles qui tolèrent moins la sécheresse) privilégient l'extension de leur système racinaire latéral (Canadell et al., 1996). Le Tableau 2.6 présente une illustration des systèmes racinaires adoptés par certaines espèces végétales en contexte boréal selon la teneur du sol en eau.

Tableau 2.6 Les systèmes racinaires développés par certaines espèces végétales en contexte boréal selon la teneur du sol en eau (compilation d'après Foussadier, 1998; Wang, Walling, Eckard et Lord, 1992; Zisa, 1980; Atger et Edelin, 1994; Bardgett, Mommer et De Vries, 2014; Jin, White, Whalley, Shen et Shi, 2017; MDDELCC, 2017)

Espèce	Sol	Système racinaire développé
Pin (<i>Pinus spp.</i>), Peuplier noir (<i>Populus nigra</i>), Aulne (<i>Alnus spp.</i>), Épinette (<i>Picea spp.</i>) et Saule blanc (<i>Salix alba</i>)	Drainé	Pivotant
	Eau en surface	Traçant
	Sol inondé (mal drainé et mal oxygéné)	Enracinement superficiel

Lorsque le milieu est bien drainé, le peuplier noir (*Populus nigra*), le pin (*Pinus spp.*), l'aulne (*Alnus spp.*), l'épinette (*Picea spp.*) et le saule blanc (*Salix alba*) développent des systèmes racinaires pivotants (Zisa, 1980; Wang, Walling, Eckard et Lord, 1992; Atger et Edelin, 1994; Foussadier, 1998; Bardgett, Mommer et De Vries, 2014; Jin, White, Whalley, Shen et Shi, 2017). Cependant, lorsque l'eau affleure en surface, elles développent des systèmes racinaires traçants (Zisa, 1980; Wang, Walling, Eckard et Lord, 1992; Atger et Edelin, 1994; Foussadier, 1998; Bardgett, Mommer et De Vries, 2014; Jin, White, Whalley, Shen et Shi, 2017). Dans les sols inondés, mal drainés et mal oxygénés, la croissance racinaire devient limitée et les plantes adoptent un système racinaire superficiel (Fan, Miguez-Macho, Jobbágy, Jackson et Otero-Casal, 2017; MDDELCC, 2017).

La disponibilité de l'oxygène dans le sol est également un facteur déterminant dans la croissance racinaire. Lorsque l'oxygène est en dessous de 10 à 15 % dans un sol, la croissance racinaire est limitée (Crow, 2005). Cette dernière est complètement inhibée

lorsqu'il passe de 3 à 5 % (Crow, 2005). Jin et al. (2017) affirment qu'à 4 % déjà les racines meurent. Ces conditions peuvent se produire lorsque l'air dans la couche de sols est remplacé par :

- des sols (phénomène de compaction);
- l'eau (comme dans le cas des recouvrements à barrière d'oxygène [la nappe phréatique surélevée, par exemple]);
- certains gaz (dioxyde de carbone, sulfure d'hydrogène ou méthane);
- une couche d'asphalte, par exemple, pour réduire les concentrations d'oxygène dans le sol à des valeurs inférieures à 3 % dans un recouvrement minier (Crow, 2005).

Les plantes développent des racines déformées, très épaisses et courtes avec moins de poils absorbants dans les sols moins aérés (MDDELCC, 2017). Nonobstant, certaines espèces en contexte boréal ont développé des techniques pour faire face à des concentrations réduites en oxygène dans le sol. Cela les rend plus tolérantes aux conditions anaérobiques (Hightshoe, 1987; MDDELCC, 2017). Ces espèces sont, entre autres : des saules (*Salix* spp.), des peupliers (*Populus* spp.), des aulnes (*Alnus* spp.), des frênes rouges et noirs (*Fraxinus pennsylvanica* et *F. nigra*) et de l'érable argenté (*Acer saccharinum*) (Hightshoe, 1987).

La disponibilité des éléments nutritifs est un autre facteur qui joue un rôle très important dans le développement racinaire des plantes. Les études menées par Bradshaw (1983) et Huang et Eissenstat (2000) démontrent une nette corrélation entre la disponibilité des nutriments et la présence de racines. La pauvreté d'un sol en éléments nutritifs limite le développement racinaire (Bradshaw, 1983; Huang et Eissenstat, 2000).

Les matières organiques fournies par les plantes jouent un rôle fondamental pour le fonctionnement du sol. Elles augmentent la porosité du sol, l'infiltration, l'échange de cations et la capacité de rétention d'eau et d'éléments nutritifs (Bradshaw, 1983; Munshower, 1994). Également, elles attirent les décomposeurs et contribuent donc à rendre les éléments nutritifs disponibles (Bradshaw, 1983). Le Tableau 2.7 présente les éléments nutritifs qui participent à la croissance racinaire et donc au développement de la plante.

Tableau 2.7 Les éléments nutritifs du sol et leurs différents rôles dans la plante (adapté de Chapin, Matson et Vitousek, 2012)

Nutriment	Rôle dans la plante
Macronutriments	Requis par toutes les plantes en grande quantité
Azote (N)	Compose les protéines, les enzymes, les phospholipides, et les acides nucléiques
Phosphore (P)	Compose les protéines, les coenzymes, les acides nucléiques, les huiles, les phospholipides, les sucres, les amidons et joue un rôle critique dans le transfert d'énergie (ATP)
Potassium (K)	Compose les protéines et joue un rôle dans la protection face aux maladies, la photosynthèse, le transport d'ions, la régulation osmotique, la catalyse d'enzymes
Calcium (Ca)	Compose les parois cellulaires, catalyse certaines enzymes et régule la structure et la perméabilité des membranes, la croissance racinaire
Magnésium (Mg)	Compose la chlorophylle Active des enzymes
Soufre (S)	Compose les protéines et la plupart des enzymes et joue un rôle dans l'activation des enzymes et la résistance au froid
Micronutriments	Requis par toutes les plantes en petite quantité
Bore (B)	Assure la translocation des sucres et le métabolisme des glucides
Chlore (Cl)	Assure les réactions photosynthétiques et la régulation osmotique
Cuivre (Cu)	Compose certaines enzymes, rôle comme catalyseur
Fer (Fe)	Assure la synthèse de la chlorophylle, des enzymes, du transfert d'oxygène
Manganèse (Mn)	Active des enzymes, rôle de catalyseur
Molybdène (Mo)	Assure la fixation d'Azote, de NO, enzymes, absorption du fer, et translocation
Zinc Zn	Active des enzymes, régule la consommation de sucre
Aluminium (Al), Cobalt (Co), Iode (I), Nickel (Ni), Sélénium (Se), Silice (Si), Sodium (Na), Vanadium (V)	Bénéfiques sous certaines conditions environnementales ou par certaines plantes

2.9 Développement racinaire des espèces boréales sur un recouvrement minier

La présence des plantes sur un recouvrement minier comporte des avantages et des inconvénients. Effectivement, les plantes contribuent à la stabilisation géotechnique du sol, à la lutte contre l'érosion et diminuent donc des dommages causés par cette dernière (Trépanier, 2005; Ghestem, Veylon, Bernard, Vanel et Stokes, 2013). De plus, elles limitent les infiltrations vers les résidus miniers en réduisant le volume d'eau percolant vers ceux-ci, à travers son mécanisme de transpiration (Trépanier, 2005). Cependant, dans le cas de certains recouvrements, comme la CEBC par exemple, c'est la présence d'une couche de matériau constamment saturée en eau qui assure l'efficacité du recouvrement (Demers et Pabst, 2021). Or, la présence des racines dans cette couche réduit la quantité d'eau, ce qui pourrait en conséquence affecter la performance du recouvrement (Proteau et al., 2020; Proteau, 2021).

Peu d'études ont été réalisées sur le développement racinaire des espèces boréales sur des recouvrements miniers. Cela est sans doute dû à leur utilisation récente sur le terrain (Trépanier, 2005; Bussière et Guittonny, 2021). Les quelques récentes études réalisées en contexte minier (Smirnova et al., 2011; Guittonny-Larchevêque, Bussière et Pednault, 2016a; Guittonny et Lortie, 2017; Babi, Guittonny, Larocque et Bussière, 2019, Babi, Guittonny, Bussière et Larocque, 2023a et 2023b; Proteau et al., 2020a, 2020b; Proteau, 2021) ont été utilisées. Cela a permis de cerner le sujet et de connaître le développement des racines dans des matériaux miniers ou autre comportant des caractéristiques particulières (compaction, absence d'éléments nutritifs, absence d'oxygène, inclinaison du terrain, saturation du substrat en eau). Les paragraphes suivants expliquent les interactions entre les propriétés des matériaux et le développement racinaire des plantes. Par ailleurs, puisqu'il existe peu d'études en contexte minier de recouvrements, mais il y a de la littérature sur le développement racinaire d'arbres sur des digues, nous avons utilisé, dans la sous-section suivante, les connaissances disponibles dans le contexte des digues qui peuvent être applicables au contexte des recouvrements miniers.

2.9.1 Influence de la nature des matériaux constitutifs d'un recouvrement minier sur le développement racinaire

Les recouvrements miniers sont construits avec un ou plusieurs matériaux à granulométrie différente (voir la partie A ce chapitre pour plus de détails). Dans l'analyse du développement racinaire sur des matériaux d'un recouvrement minier, on peut distinguer deux (2) grands types de matériaux, comme dans le contexte des digues (Vennetier et al., 2015a). Ce sont :

- des matériaux fins. Ils sont principalement composés de limons et d'argiles avec au moins 50 % de particules ayant un diamètre inférieur à 80 μm (Vennetier et al., 2015a); et
- des matériaux grossiers. Ils sont généralement composés de sables, de graviers, de cailloux et de blocs (McCarthy, 1977; Vennetier et al., 2015a).

Ces matériaux constitutifs d'un recouvrement minier jouent un rôle prépondérant dans la structure des systèmes racinaires. Parce que la structure du système racinaire d'un arbre est surtout influencée par son environnement et peu par sa génétique et/ou la compétition entre ses racines et celles des différentes espèces voisines (Vennetier et al., 2015a; Jin et al., 2017). Effectivement, elle est influencée par le type et répartition des matériaux dans le recouvrement, l'accès aux ressources en eau et en nutriments, et les contraintes physiques des matériaux.

Conjointement à l'influence des matériaux, il faut considérer l'effet du facteur climatique (la température, le régime des vents, les précipitations, etc.) sur le mode de développement racinaire (Camefort, 1977). À titre illustratif, les espèces indigènes des régions semi-arides développent généralement des racines plus profondes que celles des espèces exotiques. Ces dernières développent le plus souvent un système racinaire superficiel (Pallardy, 2010).

Évidemment, le climat a un impact sur l'alimentation en eau. Dans un climat froid et humide, un matériau grossier se laisse facilement traverser par des racines (Vennetier et al., 2015a). Un matériau fin et compacté mais riche en nutriments peut être colonisé par

des racines dans des conditions climatiques favorables (présence d'eau suffisante et non excessive) (Pallardy, 2010; Vennetier et al., 2015a). Voilà pourquoi, Vennetier et al., (2015a) insistent sur le fait de prendre en compte le facteur climatique dans l'analyse de l'influence des matériaux sur le développement racinaire.

Le schéma de Vennetier et al., (2015a), sur les relations entre les racines et leur environnement, dans le contexte des digues, est un bon résumé qui peut servir à expliquer les relations entre le système racinaire d'une plante et les matériaux d'un recouvrement minier. Ce schéma est présenté sur la Figure 2.8; le climat doit être considéré dans l'interprétation des contraintes citées sur ce schéma (Vennetier et al., 2015a).

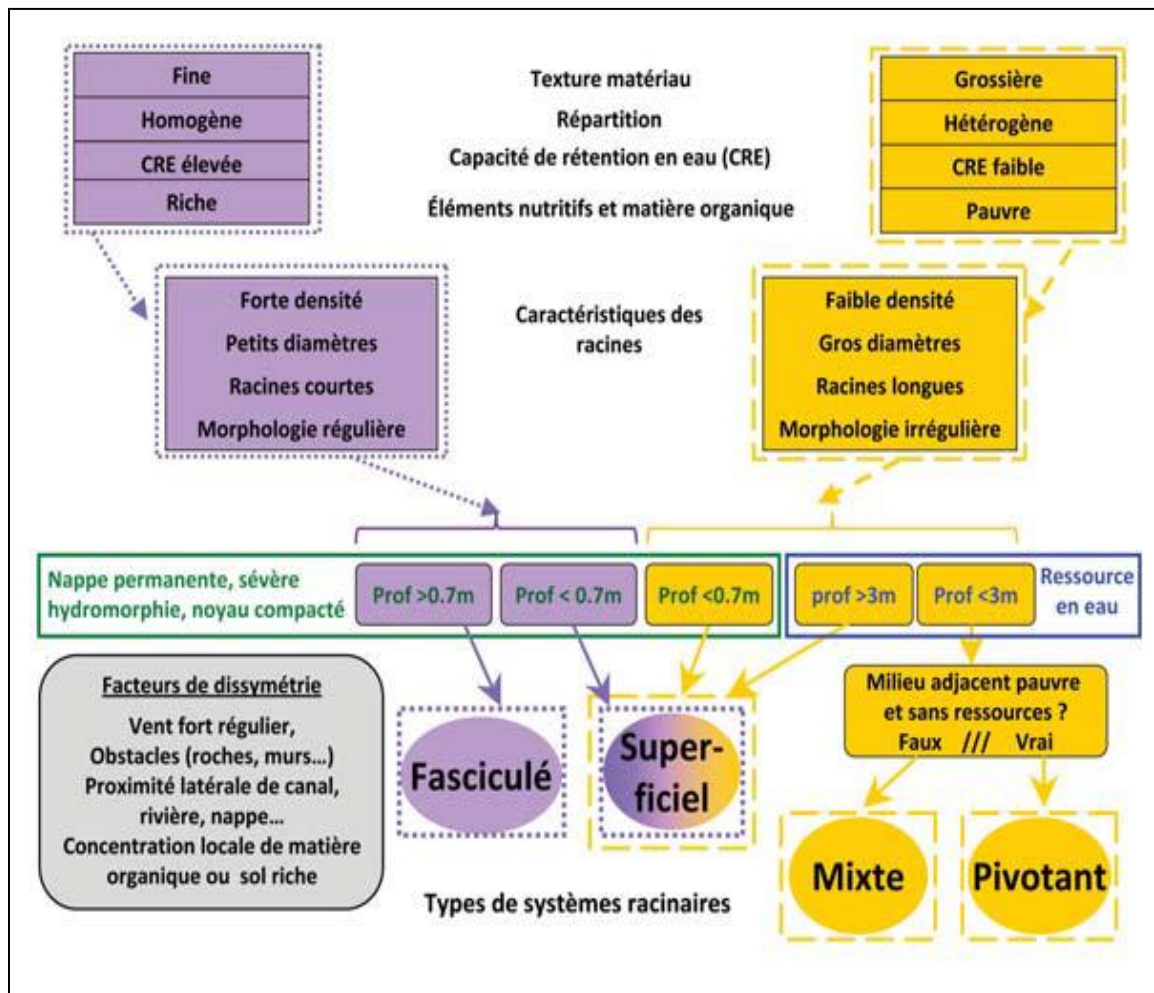


Figure 2.8 Paramètres pouvant contrôler la structure des enracinements dans un recouvrement minier (tirée de Vennetier et al., 2015a)

La Figure 2.8 montre que sur des matériaux fins, homogènes et riche en éléments nutritifs, avec une quantité suffisante d'eau (apportée par un climat humide ou par capillarité), l'arbre développe un système racinaire fasciculé. De nombreuses racines réparties dans toutes les directions avec une morphologie régulière de petit diamètre (2-10 cm) et de courte taille (3-7 m) sont développées à cet effet (Vennetier et al., 2015a). Cependant, ce système racinaire peut être superficiel lorsque les racines de l'arbre rencontrent des limites physiques dans l'un des matériaux du recouvrement, telles qu'une couche de sol hydromorphe ou une couche de matériau compacté.

Sur des matériaux grossiers, généralement à faible capacité de rétention d'eau et pauvres en éléments nutritifs, l'arbre développe des systèmes racinaires pivotants, traçants et/ou mixtes. Dans ce contexte, peu de racines sont développées par l'arbre (3 à 4 fois moins nombreuses que dans les matériaux fins). Toutefois, les quelques racines qui sont développées présentent une forte hétérogénéité. Elles ont une morphologie irrégulière (pour contourner des obstacles physiques des matériaux) et sont surdimensionnées en longueur et en diamètre par rapport à la moyenne. Elles sont longues (plus de 15 à 30 m) et grosses (pouvant atteindre 20 à 40 cm, et plus pour les pivots) (Zanetti, Vennetier, Meriaux, Royet et Provansal, 2011a; Vennetier et al., 2015a).

Par ailleurs, lorsque les racines rencontrent des obstacles physiques (comme la nappe ou une zone compactée proches de la surface), ou que la ressource en eau est profonde (>3 m), elles adoptent un système racinaire superficiel, et ce, quel que soit le type du matériau (grossier, épais ou fin) (Zanetti, 2010a; Zanetti, 2010b; Vennetier et al., 2015a). En revanche, lorsqu'une ressource en eau est accessible à moins de 3 m de profondeur, quelques racines verticales et un pivot de très grande dimension sont développés pour l'atteindre (Zanetti, 2010b). Ces pivots ont pour but d'atteindre et d'exploiter la nappe d'eau en profondeur. Dans ce cas, peu de racines latérales sont développées par la plante. On parle alors d'un système racinaire pivotant (Vennetier et al., 2015a). À titre illustratif, chez les peupliers de 30 ans, des pivots de 60 cm de diamètre et de 3 m de long ont été mesurés [Vennetier et al., 2015a]]. Si des ressources sont toutefois disponibles dans le milieu adjacent à l'arbre, il peut développer également des racines traçantes superficielles

pour explorer l'environnement à grande distance. Cette combinaison de types de racines (pivot de très grande dimension et couronne de racines superficielles) donne un système racinaire mixte.

Ces différences de morphologie racinaire entre matériaux fins et grossiers s'expliquent par les mécanismes de développement racinaire des plantes. Dans les conditions normales, toutes les espèces de plantes développent initialement un pivot à la naissance qui croît verticalement (Zanetti, 2010a; Zanetti, 2010b; Zanetti, Weller, Vennetier et Meriaux, 2011b; Atger, 1992; Vennetier et al., 2015a). Ce pivot survit et se développe. Dans le cas contraire, lorsque les conditions sont défavorables, la plante arrête le développement du pivot au profit de ramifications latérales (Atger, 1992; Atger et Edelin, 1994; Danjon, Fourcaud et Bert, 2005; Vennetier et al., 2015a). Ainsi, ces ramifications latérales issues de ce pivot initial explorent densément l'espace dans toutes les directions.

Sur un matériau humide et riche en éléments nutritifs, les racines exploratoires grossissent et continuent à se ramifier dans toutes les directions en se concurrençant mutuellement, ce qui limite le développement de leur diamètre (Zanetti, 2010a; Zanetti, 2010b; Vennetier et al., 2015a). C'est le système racinaire fasciculé (homogène et très dense). Les racines ne s'allongent pas beaucoup et le pivot ne se différencie des autres racines que par sa verticalité. Parce que les ressources nécessaires à la croissance de l'arbre sont disponibles dans un faible volume de sol.

Sur un matériau grossier (généralement pauvre en éléments nutritifs), le développement racinaire est limité (Vennetier et al., 2015a; Danjon et Fourcaud, 2009a). Effectivement, peu de racines survivent et se développent à cause des contraintes physiques et de la rareté de ressources nécessaires à leur croissance. Ces dernières sont en profondeur ou en surface du sol (comme l'humus et les eaux de pluies) dans la première couche du recouvrement (constituée généralement de sol végétal). C'est pourquoi, l'arbre développe un système racinaire mixte ou pivotant, sans racines obliques, ni racines horizontales de profondeur intermédiaire (Vennetier et al., 2015a). Ainsi, les quelques racines qui survivent s'allongent au maximum pour atteindre le ou les matériaux suivants jusqu'à atteindre les ressources en eau et le sol plus fertile. Voilà pourquoi, bizarrement, sur des matériaux grossiers (pauvres

en éléments nutritifs) on peut trouver, sous des arbres parfois modestes, des grosses et longues racines surdimensionnées (Vennetier et al., 2015a).

Les propriétés des matériaux d'un recouvrement ont également une influence sur la croissance en diamètre des racines. Dans les conditions normales, chez toutes les espèces, le diamètre des racines croît avec l'âge de l'arbre (Zanetti, 2010a; Zanetti, 2010b; Vennetier et al., 2015a). Certains arbres croissent plus vite, car ils ont accès aux ressources essentielles, d'autres beaucoup plus lentement en absence de ces ressources. Sur un matériau fin, un grand nombre de racines se partagent des ressources et alimentent l'arbre (Zanetti et al., 2011a; Zanetti et al., 2011b; Vennetier et al., 2015a). Cette concurrence limite la croissance en diamètre des racines. Sur un matériau grossier, peu de racines partagent les ressources et donc elles ne sont pas en concurrence (Zanetti et al., 2011a; Zanetti et al., 2011b Vennetier et al., 2015a). La croissance en diamètre des racines est donc beaucoup plus rapide que sur un matériau fin.

Il est important de souligner qu'en plus des propriétés du matériau et du climat, quelques autres facteurs peuvent influencer le développement racinaire sur un recouvrement minier. Ces facteurs sont consignés dans le Tableau 2.8.

Tableau 2.8 Contraintes rencontrées par des racines sur un recouvrement minier (compilation d'après Bonnefont, 1978; Heilman, 1981; Tuttle et al., 1988; Atger, 1992, 1994; Dobson et Moffat, 1995; Grabosky, 1996; Munshower, 1994; Huang, 2000; Taiz et Zeiger, 2006a; Vennetier, Mériaux, Royet, Dufour et Provansal, 2008; Danjon et Reubens, 2008; Zanetti et al., 2011b; Vennetier et al., 2015a)

Facteurs	Impact sur le développement racinaire des plantes
Répartition inégale des ressources dans les matériaux	Répartition des racines liée à l'intérêt que présente chaque matériau pour l'arbre
Vent fort et fréquent avec une direction dominante sur le site minier	Développement des grosses et longues racines ramifiées dans le sens inverse du vent dominant
Couche du recouvrement saturée en eau	-Arrêt du développement racinaire; -Mort des racines par asphyxie
Couche du recouvrement trop sec	-Élongation des racines si stress hydrique modéré -Mort des racines si stress hydrique important -Évolution du système racinaire pivotant plus en profondeur; -Développement des systèmes racinaires mixtes et traçants.
Couche du recouvrement compactée	-Développement racinaire limité; -Développement de racines très courtes; -Arrêt total du développement racinaire des plantes en contexte boréal (lorsque densité apparente passe de 1,6 à 1,8 g/m ³).
Recouvrement en pente	-Développement d'un réseau de racines dense dirigé vers le haut de la pente; -Développement important de système racinaire traçant.

a) Répartition inégale des ressources dans les matériaux

La répartition inégale des ressources dans les matériaux d'un recouvrement, latéralement et verticalement, est un facteur qui peut influencer le développement racinaire. Ce facteur peut être fréquemment rencontré dans le cas des recouvrement multicouches, où chaque couche comporte ses propres propriétés physiques et chimiques. Dans ce genre de recouvrement, la répartition des racines est totalement liée à l'intérêt que présente chaque

matériau pour l'arbre. En effet, lorsque la première couche du recouvrement est fine et riche en éléments nutritifs, l'arbre pourrait limiter et concentrer ses racines dans cette couche (Zanetti et al., 2011b; Vennetier et al., 2015a). C'est le développement racinaire fasciculé. Dans le cas contraire, lorsque la première couche du recouvrement est pauvre en ressources nécessaires au développement racinaire, l'arbre développe des racines mixtes et pivotantes pour atteindre la couche abritant les ressources nécessaires à son développement (Zanetti et al., 2011a; Vennetier et al., 2015a). Dans ce cas de figure, les racines savent exploiter la moindre faille de compactage ou zone sableuse d'une des couches du recouvrement pour atteindre la couche favorable à leur développement (Vennetier et al., 2015a).

b) Vent fort et fréquent avec une direction dominante

Le vent est un autre facteur qui influence le développement racinaire sur un recouvrement. Un vent fort et fréquent avec une direction dominante amène l'arbre à développer naturellement des racines ramifiées, grosses et longues agissant comme des haubans, et ce, dans le sens inverse du vent dominant (Atger, 1992; Drouineau et al., 2000; Khuder, 2007; Mary, 2015; Vennetier et al., 2015a, 2015b). Lorsque le recouvrement est construit en pente, l'arbre adopte la même tendance en développant des racines grosses et longues du côté amont de la pente (Khuder, Danjon, Stokes et Fourcaud, 2006; Vennetier et al., 2015a). Cependant, cette tendance naturelle peut être impactée lorsque les matières organiques et la capacité de rétention en eau du matériau augmentent en bas de pente (généralement sur des matériaux grossiers). Les racines s'orientent donc vers les zones de ressources maximales, situées majoritairement en bas de pente. Ainsi, les racines sont donc plus grosses et souvent plus nombreuses en direction du bas des pentes du recouvrement, ce qui fragilise l'arbre et favorise son déracinement (Danjon et al., 2006; Vennetier et al., 2015a).

c) Couche du recouvrement saturée en eau

Lorsqu'un recouvrement minier ou une de ses couches est saturée en eau, le développement racinaire peut être influencé. En effet, la disponibilité en eau d'un matériau est certes un facteur très important pour la croissance des racines, mais son excès surtout sur un matériau mal drainé crée des conditions anaérobies (Atger et al., 1994; Bardgett et al., 2014; MDDELC, 2017). Cela limiterait le développement racinaire et pousserait les plantes à adopter un système racinaire superficiel (MDDELC, 2017). Par exemple, le peuplier noir (*Populus nigra*), le pin (*Pinus spp.*), l'aulne (*Alnus spp.*), l'épinette (*Picea spp.*) et le saule blanc (*Salix alba*) développent des systèmes racinaires traçants lorsque l'eau affleure en surface d'un recouvrement (Zisa, 1980; Wang et al., 1992; Atger et al., 1994; Foussadier, 1998; Bardgett et al., 2014; Jin et al., 2017). Cependant, lorsque le matériau est toujours inondé, mal drainé et mal oxygéné (disponibilité de l'oxygène en dessous de 4% [Carter et al., 2006]), la croissance racinaire peut être limitée et les racines peuvent mourir par asphyxie (MDDELC, 2017).

d) Couche du recouvrement trop sec

La sécheresse d'un recouvrement minier ou d'une de ses couches peut exposer des racines au stress hydrique (Cailleret, 2011) provoquant ainsi leur mortalité et le dessèchement de la plante (Hartmann, Ziegler et Trumbore, 2013). Elle est d'ailleurs considérée comme un des facteurs fondamentaux qui affectent le développement racinaire (Arndt, Clifford, Wanek, Jones et Popp, 2001; Granda, Cuesta, Alvarez, Ordás, Centeno, Rodríguez, ... et Feito, 2011). Lorsqu'elle est modérée, les plantes réduisent leur surface foliaire, ferment leurs stomates (Coopman, Jara, Escobar, Corcuera et Bravo, 2010) et prolongent leurs systèmes racinaires pour extraire l'eau nécessaire au développement racinaire (Taiz et Zeiger 2006a). Une grande biomasse de racines fines, avec plusieurs poils racinaires qui prospectent un grand volume de sol, est développée à cet effet (Persson, 1983; Huang, 2000; MDDELC, 2017).

La résistance d'une plante à la sécheresse d'un recouvrement dépendra de ses capacités à capter ou à utiliser plus efficacement les ressources en eau (Taiz et Zeiger, 2006a). Lorsque l'absorption d'eau est insuffisante pour la croissance racinaire, le système racinaire se

développe jusqu'à un équilibre entre les quantités d'eau absorbée et les pertes d'eau par évapotranspiration (Taiz et Zeiger, 2006b). Ainsi, les pivots des systèmes racinaires pivotants, par exemple, pénètrent plus verticalement dans le recouvrement pour avoir accès à de l'eau en profondeur. Cependant, lorsque la sécheresse du recouvrement est élevée les racines fines (< 2 mm) sont particulièrement affectées, ce qui provoque l'arrêt du développement racinaire et la mort des racines (Huang, 2000).

e) Couche du recouvrement compactée

Lorsqu'une couche du recouvrement est dense et très compactée (densité apparente comprise entre 1,4 et 1,5 g/m³), le développement racinaire de la plupart des espèces boréales serait limité (Carter et al., 2006). Les plantes développent alors des racines très courtes (Munshower, 1994). Par ailleurs, lorsque le matériau compacté est soumis entre autres au cycle de gel-dégel et ceux de mouillage-séchage, il peut présenter des fissures (Hakonson, 1986). Ainsi, ces fissures augmentent sa porosité en créant des macropores qui deviendront des chemins préférentiels à l'intrusion des racines (Trépanier, 2005). Le matériau devient alors traversable par les pivots des racines qui pénétreront et exploiteront les ressources disponibles dans la couche inférieure (Smith, 1995).

Toutefois, lorsque la densité apparente de la couche compactée passe de 1,6 à 1,8 g/m³, la pénétration des racines dans le matériau serait arrêtée (Heilman, 1981; Tuttle et al., 1988; Dobson et Moffat, 1995; Grabosky, 1996). D'après le MDDELCC (2017), lorsqu'elle est supérieure à 1,8 g/m³, la couche deviendrait une réelle barrière infranchissable par les racines. Ces dernières deviendraient donc incapables d'aller en profondeur pour extraire l'eau et les éléments nutritifs du sol. Ainsi, elles se plieraient et se ramifieraient abondamment en continuant à pousser à l'horizontale au-dessus de cette barrière (Coutts, 1989; Robinson et Handel, 1995; Montagu et al., 2001; DCLG, 2008).

f) Recouvrement en pente

Un recouvrement construit en pente modifie le développement racinaire des plantes (Khuder, 2007). En conséquence, les plantes peuvent subir un état instable induisant des

efforts mécaniques dans le système racinaire provoquant ainsi des modifications de celui-ci (Jaffe, 1973; Gartner, 1994; Chiatante, Scippa, Di Iorio et Sarnataro, 2001, 2003). Pourtant, jusqu'à une époque récente, peu d'études réalisées sur les effets de la pente sur le développement racinaire seraient disponibles (Gartner, 1994 ; Stokes, Fitter et Courts, 1995; Khuder, 2007).

Les pentes augmentent les dimensions des racines (Tsutsumi, Kosugi et Mizuyama, 2004; Khuder et al., 2006; Khuder, 2007). Ainsi, les plantes développent des systèmes racinaires traçants avec un grand réseau de racines denses ramifiées, grosses et longues dirigées vers le haut de la pente dans un objectif d'haubanage (Khuder et al., 2006; Vennetier et al., 2015a). Cependant, cette tendance peut être influencée, lorsque les matières organiques et la capacité de rétention en eau du matériau s'augmentent en bas de pente (généralement sur des matériaux grossiers). Les racines se dirigent alors vers le bas de pente du recouvrement (Khuder et al., 2006; Vennetier et al., 2015a). Elles deviennent ainsi nombreuses et plus longues dans les secteurs perpendiculaires à la pente et bas de la pente (Nicoll, Berthier, Achim, Gouskou, Danjon et Van Beek, 2006; Khuder, 2007). Les résultats de l'étude de Khuder en 2007 sur l'« Effet d'une pente sur l'architecture et les propriétés mécaniques des systèmes racinaires de semis d'arbres » confirment. En effet, Khuder (2007) a observé une différence entre les endroits de deux différentes pentes (inclinées à 22,5° et à 45°) sur lesquelles le robinier et le pin maritime poussaient. 75% de la longueur totale des racines de ces espèces était concentré dans les secteurs « bas de pente » et seulement 25% dans les secteurs « perpendiculaires aux pentes » (Khuder, 2007). Toutefois, elles n'avaient presque aucune racine dans les secteurs « haut de pente » (Khuder, 2007).

La comparaison entre des systèmes racinaires des plantes de même espèce se développant, dans les mêmes conditions, sur une pente et sur le plat constitue la meilleure approche pour l'étude de l'influence de la pente sur le développement racinaire (Drexhage et Gruber, 1998). Cette approche a été utilisée par Scippa, Di Michele, Di Iorio, Costa, Lasserre et Chiatante (2006) et Khuder (2007). Ces auteurs ont trouvé dans leurs différentes études qu'effectivement le principal effet de la pente sur les racines est l'augmentation de la

biomasse de celles-ci. La biomasse totale de racines des plantes sur une pente inclinée à 45°, par exemple, était plus élevée que celles sur le plat (Scippa et al., 2006; Khuder, 2007).

2.9.2 Risques potentiels associés aux racines présentes sur un recouvrement minier

Bien que les propriétés physiques des différents matériaux du recouvrement puissent influencer le développement racinaire, les racines sont en retour capables de les modifier par leur croissance (Jin et al., 2017). Des études récentes ont démontré que la performance à long terme des recouvrements risquerait d'être ainsi affectée par ces modifications (Bowerman et Redente, 1998; Trépanier, 2005; Smirnova et al., 2011; Proteau et al., 2020a, 2020b; Proteau, 2021). Les résultats des travaux de recherche de Bowerman et Redente (1998) sur les impacts de la bio-intrusion sur les recouvrements de déchets dangereux (comme les déchets nucléaires) ont montré que la végétation, constituent une des menaces pour l'intégrité des barrières isolants des rejets. Récemment, les résultats des travaux de Sminorva (2011) et ceux de Proteau et al. (2020a, 2020b) sur le site Lorraine, restauré par une CEBC, montrent que les racines des plantes sur ce recouvrement dépassent la profondeur de la couche protectrice et commencent à atteindre la couche retenant l'humidité.

Or, un recouvrement est conçu pour assurer ses fonctions (contrôler l'infiltration profonde [barrière à l'eau] ou accumuler l'eau dans une couche de rétention d'humidité [barrière à l'oxygène]) (Guittonny et al., 2018; Bussière et Guittonny, 2021). Le développement racinaire peut modifier les caractéristiques des matériaux du recouvrement (Vennetier et al., 2015a; Vennetier, Zanetti, Meriaux et Mary, 2015b; Bengough, Loades et McKenzie, 2016; Oburger et Schmidt, 2016). Premièrement, les racines absorbent directement l'eau du sol, perdue par transpiration, ce qui peut affecter le degré de saturation et la variation du stockage de l'eau dans les matériaux (Bussière et Guittonny, 2021). À titre illustratif, la transpiration des plantes peut représenter la moitié des pertes d'eau du sol d'un recouvrement en climat humide (Waugh, 2001; Guittonny et al., 2018; Bussière et Guittonny, 2021).

Deuxièmement, elles enrichissent le sol en matière organique et créent des biopores (Guitttonny et al., 2018; Bussière et Guitttonny, 2021). Cela change les propriétés physiques du matériau en augmentant sa macroporosité (Bodner, Leitner et Kaul, 2014), et en diminuant sa teneur en eau volumique et son degré de saturation (Larchevêque, Desrochers, Bussière, Cartier et David, 2013; Savioli, Viggiani et Santamarina, 2014; Popova, Van Dusschoten, Nagel, Fiorani et Mazzolai, 2016; Guitttonny-Larchevêque et al., 2016b). Elles peuvent ainsi influencer négativement la pression d'entrée d'air et augmenter la conductivité hydraulique saturée des recouvrements d'un facteur 10^3 (Albright, Benson, Gee, Abichou, McDonald, Tyler et Rock, 2006; DeJong, Tibbett et Fourie, 2015; Guitttonny et al., 2018). L'ensemble de ces changements affecte la courbe de rétention en eau et donc la variation de stockage de l'eau et l'infiltration (Beven et Germann, 1982; Breshears, Nyhan et Davenport, 2005; Melchior, Sokollek, Berger, Vielhaber et Steinert, 2010; Guitttonny et al., 2018). Également, il affecte la partition entre le ruissellement et l'infiltration en modifiant la rugosité des matériaux en surface (Dunne, Zhang et Aubry, 1991; Guitttonny et al., 2018).

En outre, le type des racines peut affecter la performance du recouvrement (Vennetier et al., 2015a, 2015b; Mary, 2015; Jin et al., 2017; Trépanier, 2005; Zanetti, 2010a, 2010b; Zanetti et al., 2011a, 2011; Smirnova et al., 2011). En effet, un système racinaire traçant a une racine principale peu développée et des racines latérales qui se développent à l'horizontale et à faible profondeur. Il ne s'enfonce pas du tout en profondeur. Pourtant, il peut être dangereux pour le recouvrement (Mary, 2015). Étant sensible au vent (chablis), un déracinement pourrait engendrer un trou dans le recouvrement (Vennetier et al., 2015a, 2015b).

Un système racinaire fasciculé, contrairement au système racinaire traçant, résiste au déracinement (Zanetti, Vennetier, Meriaux et Provansal, 2015; Vennetier et al., 2015a, 2015b; Mary, 2015). Nonobstant, il peut être dangereux pour le recouvrement, si les racines atteignent la couche de rétention d'eau, par exemple. Effectivement, à cause de la concentration de biomasse près de la souche, il pourrait créer des risques d'effondrement et une augmentation de la perméabilité, en cas de pourrissement (voir Figure 2.9)

(Vennetier, Meriaux, Busset, Felix et Lacombe, 2010; Zanetti et al., 2015; Vennetier et al., 2015a, 2015b; Mary, 2015). Il peut aussi entraîner avec lui une grosse épaisseur des matériaux, en cas de déracinement par le vent (Vennetier et al., 2015a, 2015b; Mary, 2015).

Un système racinaire pivotant mature peut pénétrer profondément le recouvrement avec un fort diamètre (Vennetier et al., 2015a, 2015b; Mary, 2015). Il causerait ainsi des sérieux problèmes de déstructuration des matériaux du recouvrement (Vennetier et al., 2015a, 2015b). Ses pivots, de gros diamètre, pourraient engendrer un risque d'effondrement après leur pourrissement (voir Figure 2.9) (Vennetier, Meriaux, Busset, Felix et Lacombe, 2010; Zanetti et al., 2015; Vennetier et al., 2015a, 2015b; Mary, 2015). Aussi, comme le système racinaire fasciculé, il peut entraîner avec lui une grande épaisseur de matériau, en cas de déracinement par le vent mais sur un faible diamètre (Vennetier et al., 2015a, 2015b; Mary, 2015).



Figure 2.9 Effondrement en crête de digue lié à la décomposition d'une souche (tirée de Vennetier et al., 2015a)

Un système racinaire à structure mixte est composé de racines horizontales et verticales. Il est particulièrement résistant au vent à cause de la combinaison d'un pivot assurant

l'ancrage et de racines traçantes assurant le haubanage (Atger, 1992; Khuder, 2007; Vennetier et al., 2015a, 2015b). En revanche, si ses racines atteignent la couche de rétention d'eau, il peut causer d'énormes problèmes à la performance du recouvrement. En cas de déracinement par le vent, il pourrait emmener le plus gros volume de matériaux en combinant un grand diamètre et une épaisseur importante du recouvrement (Zanetti et al., 2015; Mary, 2015; Corcoran, Gray, Biedenharn, Little, Leech, Pinkard, Bailey et Lee, 2010; Vennetier et al., 2015a, 2015b).

Le risque de déracinement des arbres par le vent est influencé par la nature des matériaux du recouvrement et d'autres facteurs de l'environnement, comme le climat (Drouineau, Fourcaud, Houllier, Schutz et Stokes, 2000; Meriaux et Royet, 2007; Zanetti et al., 2015; Vennetier et al., 2015a, 2015b). Il est plus élevé dans les matériaux sableux que dans des matériaux argileux ou limoneux, pour un système racinaire identique (Mary, 2015; Vennetier et al., 2015a, 2015b). Cela est, sans doute, dû aux différences dans la cohésion du sol. En revanche, pour un système racinaire de même taille, les loupes d'arrachement dans les matériaux argilo-limoneux sont plus volumineuses que dans les matériaux sableux (Vennetier et al., 2015a, 2015b; Mary, 2015).

Le risque de déracinement d'un arbre dépend principalement du rapport entre sa taille, celle de son système racinaire et de catégorie de système racinaire (Vennetier et al., 2015a, 2015b). Sur des matériaux riches en éléments nutritifs et en présence d'eau, les arbres développent peu ses racines (Corcoran et al., 2010; Mériaux et al., 2007; Mary, 2015; Vennetier et al., 2015a, 2015b). Cela les rend moins résistants à l'arrachement par le vent. Par ailleurs, la résistance à l'arrachement d'un système racinaire dépend de sa profondeur et de la présence ou non de pivots ancrant l'arbre dans le sol et opposant une forte résistance au basculement (Drouineau et al., 2000; Mary, 2015; Vennetier et al., 2015a, 2015b).

La décomposition des racines ont peu d'effets sur les matériaux très grossiers. Effectivement, les racines, lors de leur décomposition, augmentent peu la perméabilité des matériaux grossiers, qui est déjà élevée (Zanetti et al., 2015; Vennetier et al., 2015a). Ensuite, les vides, créés par les racines, sont comblées par le réaménagement naturel des éléments de ces matériaux (Zanetti et al., 2015; Vennetier et al., 2015a, 2015b). Pourtant,

ce processus de réarrangement naturel de ces éléments grossiers conduit à un décompactage local du sol (Vennetier et al., 2015a, 2015b; Mary, 2015). Celui-ci pourrait, à son tour, changer les propriétés hydrogéologiques du recouvrement. Toutefois, des zones de très forte perméabilité pourraient tout de même être créées dans ces matériaux par la décomposition de racines principales (Vennetier et al., 2015a, 2015b; Mary, 2015).

La décomposition des racines dans les matériaux fins (non compactés) pourraient créer des problèmes au recouvrement. Elles créent des conduits dans les matériaux qu'elles colonisent (Drouineau et al., 2000; Meriaux et al., 2007; Vennetier et al., 2015a, 2015b) (voir Figure 2.10). Ces conduits deviennent ainsi les voies privilégiées de développement des nouvelles racines, ce qui ne fait qu'augmenter le problème dans le temps (Vennetier et al., 2015a, 2015b). De surcroît, les racines traversantes pénètrent très en profondeur de ces matériaux.



Figure 2.10 Galerie laissée en place par une racine décomposée de peuplier (10 cm de diamètre) dans des matériaux cohésifs (matrice limoneuse) (tirée de Vennetier et al., 2015a)

De plus, les espèces végétales et leur enracinement pourraient être affectées par les changements climatiques (CC). Les CC influencent l'environnement en modifiant les

régimes de températures et de précipitations sur l'ensemble du globe terrestre. Ces variations sont susceptibles d'affecter la structure des forêts canadiennes (Boulanger, Taylor, Price, Cyr, McGarrigle, Rammer, Sainte-Marie...et Mansuy, 2017) en provoquant des changements dans la distribution des espèces végétales à différentes échelles (McKenney, Pedlar, Lawrence, Campbell et Hutchinson, 2007). Par conséquent, les CC peuvent influencer la présence, le développement des systèmes racinaires et la distribution des communautés d'arbres sur les sites miniers restaurés. Également, les effets des CC prévus sur la profondeur maximale d'enracinement des communautés d'arbres présents sur les sites restaurés restent encore peu documentés.

Les CC constituent l'un des enjeux futurs majeurs qui pourraient affecter le milieu biophysique au Nord du Québec, affectant ainsi la performance des recouvrements miniers (Bussière and Bresson, 2021). Cette problématique est traitée en Annexe A.

C IMPLICATION DE LA COMMUNAUTÉ LOCALE DANS LE PROCESSUS DE PLANIFICATION DE LA FERMETURE DES MINES

2.10 Acceptabilité sociale des projets miniers

Depuis quelques années, une contestation sociale accrue des projets miniers à forts impacts socio-environnementaux fut observée un peu partout dans le monde. En effet, un nombre important de groupes citoyens, d'organisations environnementales, de communautés autochtones et d'autres acteurs sociaux aux échelles locale, régionale et nationale voire internationale se sont questionnés et ont commencé donc à remettre en cause certains projets miniers (Prémont et Boisvert, 2003; Caron-Malenfant et Conraud, 2009; Batellier, 2015). Cela débouche sur des conflits dont la gestion interpelle les industries minières. De nos jours, la gestion efficace de ces principales parties prenantes, en particulier les communautés locales, est devenue, pour les industries minières et les pays miniers, la pierre angulaire pour bâtir l'acceptabilité sociale des projets et donc un développement minier responsable (Persais, 2004; Batellier, 2015). Cette gestion s'effectue à travers l'implication des parties prenantes dans les projets, l'identification de leurs différentes attentes, de

manière participative, et l'analyse des enjeux socio-environnementaux et économiques liés aux projet miniers (Association minière du Canada, 2008; Caron-Malenfant et al., 2009; Batellier, 2015).

Pourtant, de nos jours, l'obtention d'une acceptabilité sociale peut être l'un des défis les plus difficiles à relever pour un projet minier (Joyce et Thomson, 2000; Prno et Slocombe, 2012; Zahara, Keeling et Bell, 2016). Selon Joyce et Thomson (2000) l'acceptabilité sociale est obtenue lorsque le projet est considéré comme ayant l'approbation globale et continue de la communauté locale. Par ailleurs, lorsqu'elle n'est pas obtenue, on assiste aux conflits sociaux qui causent des retards et des impacts économiques importants au projet (Joyce et Thomson, 2000; Prno et Slocombe, 2014; Collins, 2015). Les blocus, la non-délivrance ou la rétractation des permis gouvernementaux, les campagnes médiatiques et d'actionnaires et le lobbying gouvernemental sont entre autres les conséquences de ces conflits sociaux entre les industries minières et les communautés autochtones (Prno et Slocombe, 2012; Collins, 2015).

Des approches constructives d'engagement des parties prenantes, des rapports de collaboration durables et l'élaboration d'ententes entre les communautés autochtones et les industries minières favorisent l'obtention de l'acceptabilité sociale des projets miniers (Kolk, 2010; Owen et Kemp, 2013; Zahara, Keeling et Bell, 2016). Cependant, son obtention peut être difficile lorsque des différences d'idéologies, de valeurs et de cultures sont importantes entre les parties prenantes (Ali, 2003). C'est pourquoi, il est essentiel de créer un cadre de dialogue et de concertation entre les parties prenantes, tout en amont du projet, afin de parvenir à un consensus (Ali, 2003; Collins, 2015). Les processus de communication et d'engagement équitable sont, par ailleurs, nécessaires pour établir des relations avec des parties prenantes présentant des différences idéologiques importantes, en particulier sur les impacts socio-environnementaux du projet (Ali, 2003; Collins, 2015; Zahara, Keeling et Bell, 2016).

La création de ce cadre de dialogue et l'établissement d'un processus de communication et d'engagement équitable entre les parties prenantes doivent être entretenues, jusqu'à la dernière phase du projet minier (étape de la fermeture de la mine) (Stacey, Naude,

Hermanus et Frankel, 2010; Morrison-Saunders, McHenry, Rita Sequeira, Gorey, Mtegha et Doepel, 2016; Zahara et al., 2016; Hodge et Brehaut, 2023). Parce que l'obtention d'une acceptabilité sociale n'est jamais définitive, elle est dynamique et mérite d'être entretenue et suivie jusqu'à la fin du projet (Ali, 2003; Collins, 2015). Toutefois, il faut souligner qu'il existe peu de recherches sur les relations entre les communautés autochtones et les industries minières, plus particulièrement sur la planification de la fermeture des mines (Collins, 2015; Barnes, O'Faircheallaigh et Lawrence, 2019; Holcombe et Parmenter, 2020; Bond et Kelly, 2021; Boulot et Collins, 2023).

2.11 Implication des communautés autochtones dans le processus de planification de la fermeture des mines

Depuis plusieurs années, les entreprises minières investissent beaucoup de ressources dans la gestion de rejets miniers et de la restauration de sites miniers dégradés pour empêcher la contamination de l'environnement (Cowan, Mackasey et Robertson, 2010; Collins, 2015; Xavier, Veiga et Van Zyl, 2015). Elles concentrent généralement la planification de la fermeture des mines sur un plan de restauration détaillé conçu par des experts pour atténuer des impacts environnementaux (Costa, 2015). Cependant, les aspects sociaux de la fermeture des mines et le plan de gestion sociale permettant d'atténuer les impacts sociaux de celles-ci sont moins connus (Costa, 2015). Or, une attention particulière doit être accordée à la recherche d'innovation d'approches permettant d'intégrer les attentes des communautés locales aux processus techniques de la fermeture des mines, incluant celui de la végétalisation des sites dégradés (Xavier et al., 2015; Costa, 2015).

Par le passé, l'industrie minière a reçu très peu de conseils sur les aspects sociaux de la fermeture des mines (Cowan et al., 2010). Elle respectait uniquement les réglementations gouvernementales en matière d'environnement et de sécurité de la région (Collins, 2015). Ces directives comportaient des exigences environnementales, techniques et sociales variables (Garcia, 2008, 2010; Collins, 2015). De nos jours, il existe une réglementation plus stricte des aspects sociaux lors de la fermeture des mines dans presque tous les pays miniers du monde (Garcia, 2008). Des cadres réglementaires plus rigoureux ont été élaborés par les pays miniers. Des directives sur la fermeture des mines ont été aussi

établies par des institutions telles que la Banque mondiale, la Société financière internationale (SFI), le Conseil international des mines et métaux [ICMM], l'Association minière du Canada [AMC], l'Initiative pour la Transparence dans les Industries Extractives [ITIE], etc. Ensuite, de nombreuses ententes de collaboration sont établies entre les industries minières et les communautés autochtones, auxquelles chaque partie prenante s'engage à respecter, pour assurer un développement minier responsable.

2.11.1 Réglementation des aspects sociaux lors de la fermeture des mines

Dans la dernière décennie, pour un développement minier durable, plusieurs pays miniers ont élaboré des textes réglementaires plus rigoureux exigeant aux industries minières d'impliquer les communautés autochtones dans les différentes phases de leurs projets (Getty et Morrison-Saunders, 2020; Morrison-Saunders et al., 2016). À titre d'exemples, le Canada, (le Québec, plus précisément) a exigé aux industries minières d'impliquer la communauté locale en amont et sur l'ensemble des différentes phases de leurs projets. Premièrement, avant de présenter une demande de bail minier, le Gouvernement québécois demande aux industries minières de présenter au MRNF leurs plans de restauration et d'aménagement pour une approbation. Elles doivent, par la suite, obligatoirement réaliser une consultation publique auprès de la communauté locale (*Loi sur les mines*). Cette consultation publique est, selon l'article 101.0.1 de la *Loi sur les mines*, obligatoire même dans le cas d'un projet d'exploitation minière dont la capacité de production est inférieure à 2000 tonnes métriques par jour (*Loi sur les mines*). Également, en vertu de l'article 101.0.1, le plan de restauration et de réaménagement, déjà approuvé, doit être accessible au public au moins un (1) mois avant le début de la consultation publique (*Loi sur les mines*).

Deuxièmement, selon l'article 101.0.3, les industries minières sont obligées de constituer un comité de suivi pour impliquer la communauté locale dans les différentes étapes du projet (*Loi sur les mines*). Ce comité, selon l'article 101.0.3, doit obligatoirement être constitué dans le mois qui suit la délivrance du bail minier (*Loi sur les mines*). Aussi, il doit, en vertu de l'article 101.0.3, être maintenu jusqu'à l'exécution complète des travaux de restauration et de réaménagement (*Loi sur les mines*). En ce qui concerne sa

composition, il doit être, majoritairement, constitué de membres indépendants de l'industrie minière et composé d'au moins :

- un représentant du milieu municipal;
- un représentant du milieu économique dans la région où le projet se réalise;
- un représentant de la communauté locale (*Loi sur les mines*).

La République de Guinée, qui est un pays minier en voie de développement, a, à son tour, élaboré des lois qui obligent les industries minières à impliquer la communauté locale en amont et sur l'ensemble des différentes phases du projet. Effectivement, elle leur demande d'initier des processus de consultation publique dès le début de leurs projets miniers (Ministère d'Environnement des Eaux et Forêts de la République de Guinée [MEEF] et ministère des Mines et de la Géologie, 2013). Au cours de ces consultations publiques, les industries minières doivent discuter avec la communauté locale de leurs stratégies de restauration des sites miniers. Ensuite, elles doivent maintenir une communication constante avec la communauté locale tout au long du processus du projet minier (MEEF et ministère des Mines et de la Géologie, 2013).

Pour l'État guinéen, l'objectif principal de ces exigences est d'obliger les industries minières de considérer les différentes préoccupations, les intérêts et les valeurs de la communauté locale, en matière de restauration des sites miniers, et les intégrer dans le processus de planification de la fermeture de la mine (MEEF et ministère des Mines et de la Géologie, 2013). Les industries minières doivent soumettre leurs rapports d'Études d'impact environnemental et social (ÉIES), incluant le processus de consultation et de participation publique réalisé, au MEEF pour approbation. Ensuite, le MEEF leur délivre, après examen et approbation du rapport, une autorisation environnementale. Cette dernière exige, entre autres, la réalisation des travaux de restauration prévus au Plan de gestion environnementale et sociale (PGES) du rapport d'ÉIES en accord avec la communauté locale (MEEF et ministère des Mines et de la Géologie, 2013).

Pour assurer le suivi et la supervision de la mise en œuvre du Plan de Gestion Environnementale et Sociale (PGES), y compris les activités de restauration des sites

miniers, les industries minières sont obligées de constituer un comité préfectoral de suivi du PGES (MEEF et ministère des Mines et de la Géologie, 2013). Ce comité a pour but, entre autres, d'impliquer la communauté locale sur l'ensemble du projet afin de prendre en compte leurs préoccupations (MEEF et ministère des Mines et de la Géologie, 2013). Placé sous l'autorité du préfet, il doit, en vertu de l'article 1^{er} de l'arrêté n° 2012, être créé au niveau de chaque préfecture abritant un projet minier (*Arrêté n° 2012*). Selon l'article 5 de l'arrêté n°2012, il est composé comme suit :

- le secrétaire général chargé de collectivités locales décentralisées (président du comité);
- les directeurs de services préfectoraux;
- le chef de section Environnement;
- le chef de section des Eaux et Forêts;
- le chargé de questions foncières et domaniales;
- deux représentants des organisations non Gouvernementales (dont un [1] du secteur du Développement et un [1] du secteur de l'Environnement);
- un représentant de la chambre nationale de l'agriculture;
- un représentant de la chambre préfectorale du commerce, industrie et PME (petite et moyenne entreprise);
- un représentant du syndicat préfectoral des transports ;
- un représentant de la société civile;
- les maires communaux et ruraux concernés par le projet;
- les secrétaires généraux de communes rurales et urbaines concernées par le projet;
- un représentant des jeunes par commune urbaine et rurale concernée par le projet;
- une représentante des femmes par commune urbaine et rurale concernée par le projet;
- deux représentants (dont une femme) des groupements de producteurs par commune urbaine et rurale concernée par le projet; et
- un représentant du projet (*Arrêté n°2012*).

2.11.2 Directives des organisations minières internationales sur l'implication des communautés locales dans la fermeture des mines

Plusieurs organisations internationales (comme l'ICMM, l'AMC, l'ITIE, la Banque mondiale et la SFI) ont aussi élaboré des boîtes à outils et des lignes directrices pour promouvoir les meilleures pratiques dans les industries minières. Ces outils prennent en compte les aspects sociaux dans le processus de planification de la fermeture des mines. Ils ont pour objectif d'impliquer la communauté locale sur l'ensemble des différentes phases du projet minier et de minimiser les impacts socio-environnementaux des industries minières après la cessation des activités (Hamann, 2003; Kolk, 2010; Collins, 2015). À titre d'exemples, l'AMC a mis en œuvre un cadre de développement minier responsable qui s'inspire de la définition du développement durable de la Commission Brundtland de 1987: tout développement qui permet de combler les besoins actuels sans compromettre la capacité des générations futures à satisfaire leurs propres besoins (AMC, 2019).

En 2004, l'AMC créa le programme « Vers un développement minier durable » (VDMD). Ce dernier a pour objectif principal de permettre aux industries minières de répondre aux besoins de la société en matière de produits minéraux, métalliques et énergétiques de manière responsable sur les plans social, économique et environnemental (AMC, 2019). Il propose un ensemble d'outils et d'indicateurs qui permet aux industries minières de bien évaluer et de gérer leurs responsabilités socio-environnementales. L'adhésion au programme et la publication des résultats d'évaluation chaque année dans le rapport d'étape VDMD sont obligatoires pour toutes les industries minières membres de l'AMC.

Le programme appelle ses membres à la responsabilité, la transparence et à la crédibilité. Il comporte un ensemble d'outils (appelés protocoles d'évaluation) qui sont développés pour aider les industries minières à comprendre et à respecter leurs engagements vis-à-vis du programme. Chaque protocole est constitué d'un ensemble d'indicateurs conçus pour évaluer la qualité et l'étendue des systèmes de gestion des industries minières. Cela a pour but d'offrir aux parties prenantes une vue d'ensemble du rendement de l'industrie dans des domaines environnementaux et sociaux.

Les protocoles d'évaluation (au nombre de huit [8] éléments) sont élaborés pour aller au-delà des exigences légales des pays miniers (AMC, 2019). Effectivement, sur le plan social, ils exigent des industries minières membres de l'AMC de :

- identifier les communautés d'intérêts au projet (les parties prenantes au projet) ;
- réaliser des consultations efficaces pour établir de liens solides avec les communautés d'intérêts en particulier avec les communautés autochtones ;
- établir un mécanisme efficace permettant de dialoguer et d'écouter les préoccupations des communautés d'intérêts, en particulier les Autochtones, et prendre des mesures pour les résoudre ;
- communiquer la nature de leurs activités et leur rendement par la publication de rapports accessibles aux parties prenantes afin d'assurer la transparence dans la gestion environnementale et sociale du processus (AMC, 2019).

Dans le processus de fermeture des mines, les membres de l'AMC doivent étroitement travailler avec les collectivités pour élaborer des stratégies et des plans de fermeture (AMC, 2019). Ces stratégies élaborées doivent atténuer les impacts socio-environnementaux et économiques de la fermeture sur les communautés autochtones. La démarche à suivre dans l'élaboration de ces stratégies est résumée sur la Figure 2.13.

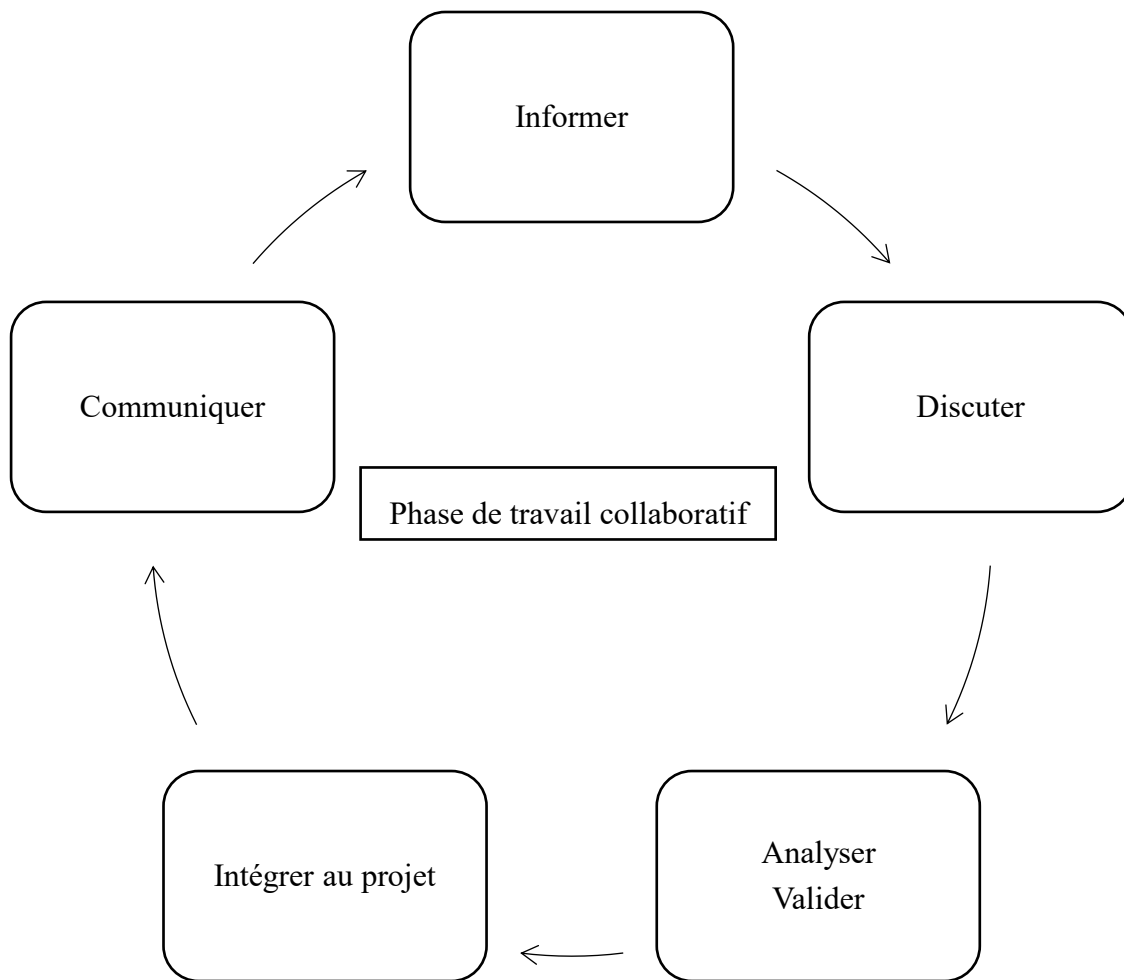


Figure 2.11 Démarche à suivre dans le processus de participation publique (compilation d'après Organisation de coopération et de développement économiques [OCDE], 2002; Prémont et al., 2003; Cox, 2010; Batellier, 2015)

Plusieurs auteurs (Prémont et al., 2003; Cox, 2010; Batellier, 2015) affirment que la démarche que les industries minières doivent suivre pour la participation publique des parties prenantes au processus du projet constitue la pierre angulaire de son acceptabilité sociale. Par conséquent, elles doivent engager des discussions avec les parties prenantes, en particulier les communautés autochtones, sur les scénarios de restauration des sites

miniers, et ce, dès le début du projet. Elles doivent par la suite analyser et intégrer les différentes préoccupations des parties prenantes aux scénarios de restauration des sites miniers. Enfin, elles doivent communiquer des résultats obtenus ainsi que des ajustements effectués sur les scénarios de restauration.

Par ailleurs, pour une question de crédibilité, l'ensemble des éléments du programme « VDMD » est examiné par le Groupe consultatif des communautés d'intérêts [GCCI] (AMC, 2019). Cette entité indépendante a pour mandat de :

- faciliter le dialogue entre les industries minières et les parties prenantes, en particulier les communautés autochtones ;
- améliorer le rendement des industries minières ;
- orienter le programme « VDMD » vers un processus d'amélioration continu (AMC, 2019).

Les bons résultats du programme ont attiré l'attention du secteur minier dans le monde. C'est ainsi qu'en 2019, plusieurs associations minières l'ont adopté pour leurs membres (AMC, 2019). Ce sont, entre autres, l'Association minière du Québec, l'Association minière de la Finlande, la Chambre des entrepreneurs miniers de l'Argentine, l'Association minière nationale d'Espagne, etc. (AMC, 2019).

En 2008, l'ICMM a élaborée une boîte à outils appelée « Planning for Integrated Mine Closure » qui fut renouvelée en 2019. En effet, bien que le rapport ne donne pas plus de détails sur les aspects techniques, mais il fournit une orientation globale pour le processus de planification de la fermeture (Garcia, 2010). Ensuite, il aide les industries minières à se fixer des objectifs à atteindre dans la planification de la fermeture et à comprendre l'incertitude dans les estimations des coûts de la fermeture (Collins, 2015). Le rapport mentionne la nécessité de :

- planifier la fermeture des mines en amont du projet minier (pendant même la phase d'exploration);
- implication les communautés locales dans le processus de planification de la fermeture des mines en amont du projet;

- établir des objectifs à atteindre sur l'ensemble des aspects (social, environnemental et économique) de la fermeture des mines (International Council on Mining et Metals, 2008; Collins, 2015).

2.11.3 Entente de collaboration entre les industries minières et les communautés autochtones

Plusieurs accords ont été également établis entre les industries minières et les communautés autochtones, bien que leur conciliation avec le cadre réglementaire technique de la restauration des sites miniers soit un défi (O'Faircheallaigh, 2010; St-Laurent et Le Billon, 2015; Papillon et Rodon, 2017). Ces accords ont pour but d'impliquer les communautés autochtones dans les différentes phases des projets miniers afin de prendre en compte leurs préoccupations. Leur particularité réside dans le fait qu'ils s'effectuent au niveau local avec les collectivités et les propriétaires fonciers touchés (les communautés autochtones). À titre illustratif, en 2011, pour un développement minier responsable, le projet aurifère Éléonore a signé un accord de collaboration avec les Autochtones du Nord du Québec, plus précisément la Nation Crie (GoldCorp, 2015; Descôteaux, 2015). Cet accord, appelé « Entente de collaboration Opinagow » établit un partenariat entre Éléonore, la nation Crie de Wemindji, le Gouvernement de la nation Crie et le Grand conseil des Cris (Eeyou Istchee) (GoldCorp, 2015; Descôteaux, 2015).

Signée le 21 février 2011, l'« Entente de collaboration Opinagow » constitue le plan de mise en œuvre concrète de la relation de collaboration établie entre les parties prenantes (Descôteaux, 2015). Il permet en général d'optimiser le développement et l'exploitation de la mine Éléonore tout en prenant en compte les valeurs traditionnelles et culturelles des Cries. Dans l'entente, composée de huit (8) chapitres, la mine Éléonore s'engage à offrir à la communauté autochtone :

- des formations et des emplois à la mine;
- des occasions d'affaires avec les entreprises crie;
- une priorité d'embauche aux Cris;

- une priorité d'octroi des contrats aux entreprises crie, à compétence égale;
- des bourses d'études et des prix d'excellence en éducation pour les Crie;
- des programmes sociaux et culturels; et de créer
- un comité « environnement » qui s'occupe des aspects socio-environnementaux et de la fermeture de la mine (GoldCorp, 2015).

Quant aux dispositions relatives à la restauration minière, la mine Éléonore s'engage à impliquer la communauté autochtone (la Nation Crie) dans l'ensemble du processus (GoldCorp, 2015). Premièrement, elle consultera le comité sur l'environnement dans la préparation, la mise à jour et la mise en œuvre du plan de réaménagement et de la restauration de la mine, conformément à la *Loi sur Les mines*. Deuxièmement, elle devra inclure la participation des Crie aux activités prévues dans le plan de réaménagement et de la restauration de la mine. Troisièmement, elle devra consulter les Maîtres de trappe pour déterminer les espèces végétales à utiliser dans le scénario de revégétalisation des sites dégradés. Quatrièmement, elle devra s'assurer de la réalisation d'une restauration minière qui tiendra compte de l'utilisation future du site par la nation Crie (GoldCorp, 2015).

2.12 Intégration des aspects sociaux dans la planification du processus de fermeture des mines incluant celui de la restauration minière

Les aspects sociaux de l'extraction des ressources naturelles ont toujours présenté un défi majeur pour les industries minières (Joyce et Thomson, 2000; Prno et Slocombe, 2012; Zahara et al., 2016; Beckett et Keeling, 2019). Ce défi aigu converge le plus souvent vers la phase de remise en état des sites miniers lorsque des pressions sociales se sont alignées (Bainton et Holcombe, 2018). Or, bien qu'il existe de nombreuses directives sur la nécessité d'intégrer les aspects sociaux dans la planification de la fermeture des mines, il y a peu d'expériences de fermeture des mines en général qui ont eu une composante sociale importante (Collins, 2015; Bainton et Holcombe, 2018; Beckett et Keeling, 2019; Beckett, Keeling et Monosky, 2021). D'ailleurs, d'après Owen et Kemp (2013), les industries minières n'ont toujours pas encore développé ou intégré totalement la dimension sociale

nécessaire à l'identification systématique des risques sociaux et l'analyse de celles-ci pendant la fermeture des mines.

L'intégration des aspects sociaux dans la planification de la restauration des mines est une pratique récente et émergente au Canada, en Australie et ailleurs dans le monde (Costa, 2015). Cela se justifie par le fait que la connaissance sur les aspects environnementaux et économique de la fermeture des mines est beaucoup plus développée que celle sur les aspects sociaux (Collins, 2015; Costa, 2015; Rodon et Lévesque, 2015). Or, de nos jours, la fermeture des mines ne peut plus se limiter aux activités techniques d'ingénierie. Elle doit prendre en compte la vie des individus, des ménages, des familles, des communautés et des gouvernements locaux (Chaloping-March, 2008).

Selon plusieurs auteurs (Steen, Manschot et De Koning, 2011 ; Butler, Toh et Wagambie, 2012; Collins, 2015; Costa, 2015 ; Ackerman, Van der Waldt et Botha, 2018 ; Daly, L'Hommeccourt, Arrobo, McCarthy, Donald, Craig Gerlach, 2021), la prise en compte des aspects sociaux dans le processus de planification de la fermeture des mines se construit à travers l'approche « co-conception ». Cette dernière permet d'établir une relation de communication, coopération et de collaboration entre les parties prenantes (le gouvernement, la communauté locale et l'industrie minière) (Muller, 2002 ; Sanders, 2002, 2008 ; Mager, 2008 ; Steen et al., 2011 ; Daly et al., 2021). Elle permet également de combiner et d'intégrer les différentes opinions, collectées des parties prenantes, pour la création conjointe d'idées nouvelles assurant une planification réussite du processus de planification de la remise en état des sites miniers et celui de la fermeture des mines en général (Schuler et Namioka, 1993 ; Binder, Brandt et Gregory, 2008 ; Roser et Samson, 2009 ; Steen et al., 2011).

Toutefois, il faut rappeler que les études de cas qui ont été documentés et qui montrent ce qui fonctionne le mieux pour faire face aux défis sociaux de fermeture des mines en général sont très peu. En effet, la plupart des cas identifiés comme les meilleures pratiques se concentrent sur les aspects biophysiques et techniques de remise en état des sites miniers (Costa, 2015; Bainton et Holcombe, 2018). Les paragraphes suivants présentent les

quelques rares cas de remise en état des sites miniers qui ont intégrés les aspects sociaux avec une approche « co-conception ».

2.12.1 Quelques études de cas sur la remise en état de sites miniers basée sur une approche participative (la co-conception)

La société minière « New Gold Cerro San Pedro Mine », situé au Mexique, a adopté une approche participative basée sur la « co-conception » pour définir sa stratégie de fermeture des mines avec une composante sociale importante (Costa, 2015). Cette stratégie fut basée sur le dialogue avec les principales parties prenantes, la communauté autochtone en particulier, pour comprendre les impacts sociaux de la fermeture de la mine et trouver des solutions durables. D'importants éléments ont été identifiés dans la stratégie de la société. Ils ont d'ailleurs été considérés, par New Gold, comme les principales caractéristiques des meilleures pratiques dans la planification de la fermeture d'une mine. L'entreprise affirme que le respect de ces éléments donne de meilleurs résultats en termes de planification de la fermeture d'une mine basée sur l'approche « co-conception » (Costa, 2015). Ce éléments sont:

- la responsabilité à des tiers indépendants au-delà des exigences réglementaires;
- la transparence totale tout au long du processus;
- l'éthique dans les pratiques commerciales;
- le respect des attentes des parties prenantes, en particulier les communautés locales, en les incluant dans la planification et les processus de prise de décision;
- le respect de l'état de droit en prenant des mesures supplémentaires pour satisfaire les engagements sociaux des industries minières;
- le respect des réglementations internationales en appliquant les normes commerciales semblables à toutes les opérations; et
- le respect des droits de l'homme par le biais de leurs actions sur le terrain.

Conscient du manque de repères positifs sur la prise en compte des aspects sociaux dans la fermeture des mines avec les pratiques qui ont été relevées, New Gold Cerro San Pedro a

alors décidé de mettre en place sa propre stratégie intégrée de fermeture, basée sur la « co-conception » (Costa, 2015). La figure 2.14 résume la stratégie mise en place par New Gold Cerro San Pedro.

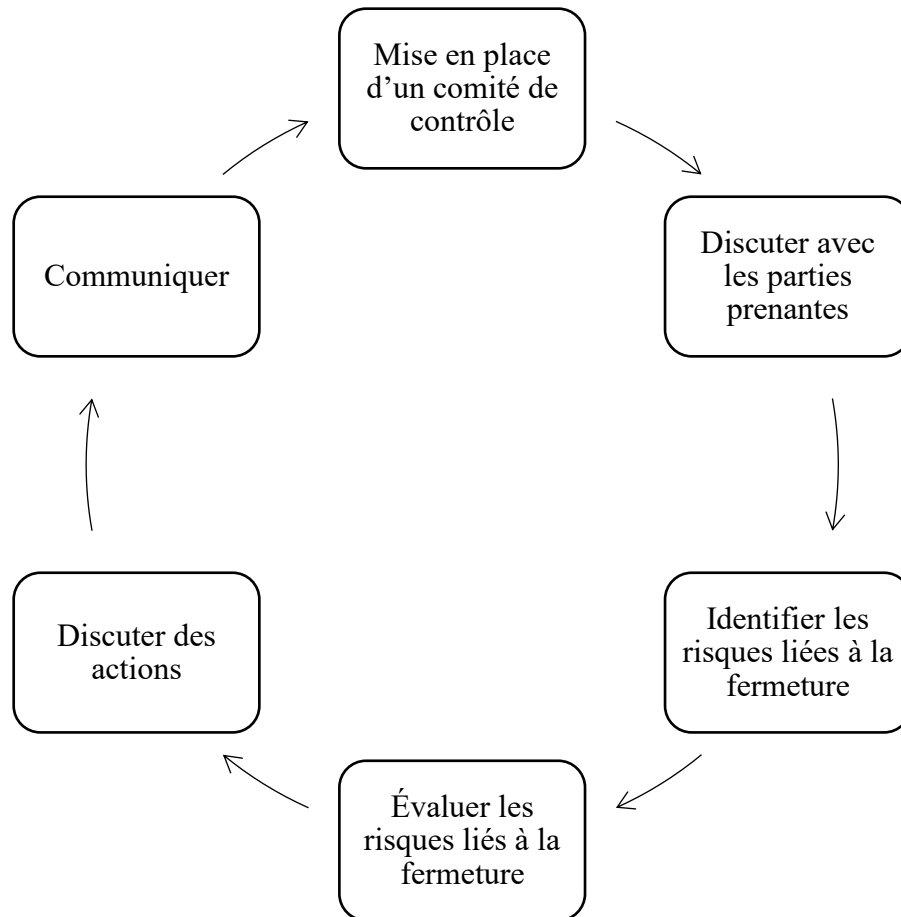


Figure 2.12 Stratégie intégrée de fermeture des mines mis en place par New Gold Cerro San Pedro

Comme indiqué sur la Figure 2.14 New Gold, a commencé son processus en mettant d'abord en place un comité de contrôle. Ce dernier comprend l'ensemble des parties prenantes au projet (l'industrie minière, le Gouvernement et la communauté locale) (Costa, 2015). Ce comité se réunit régulièrement pour examiner le registre des risques de fermeture. Il identifie et évalue les risques socio-environnementaux et économiques liés à la fermeture des mines. Il discute des différentes solutions aux défis sociaux et des actions à mettre en place pour atténuer les risques sociaux, environnementaux et économiques liés à la fermeture des mines.

Sur le plan spécifique, les résultats de la stratégie ont révélé les défis spécifiques et les possibilités de renforcer les activités économiques de la localité après la fermeture de la mine (comme le développement de l'agriculture, le tourisme et celui des petites entreprises) (Costa, 2015). Ils peuvent être résumés comme suit :

- la sensibilisation des communautés autochtones sur la fermeture des mines;
- l'acceptabilité sociale liée à la fermeture des mines;
- la gestion des aspects socio-environnementaux de la fermeture des mines;
- la construction d'une vision commune des parties prenantes de l'avenir « après mine » et de celui des sites restaurés;
- la participation et la propriété d'une disposition commune qui porte sur les impacts sociaux de la fermeture des mines.

Sur le plan général, cette stratégie de « fermeture intégrée » a donné de bons résultats et de précieuses leçons en ont été tirées. Ces leçons sont, entre autres :

- pour bâtir de la « co-conception » et parvenir à une propriété partagée et la responsabilité d'un avenir prospère l'ensemble des parties prenantes, en particulier les communautés locales, doit être impliqué à un stade précoce au processus de planification de la fermeture de mines;
- il est absolument essentiel d'intégrer les communautés locales dans le processus de planification de la fermeture des mines;
- la conception d'une stratégie de fermeture des mines d'une manière isolée sans l'implication de la communauté locale est extrêmement dangereuse;
- l'ensemble des parties prenantes, en particulier les communautés locales, doivent participer à la prise des décisions qui ont un impact sur leur avenir. Les industries minières doivent donner toutes les informations dont ils ont besoin pour être en mesure de prendre leurs propres décisions;

- l'ensemble des impacts sociaux lié à la fermeture des mines et la construction des pistes de solution doivent être identifiés, et ce, avec toutes les parties prenantes, plus particulièrement, les communautés locales (Costa, 2015).

Dans le passé, l'entreprise Anglo American prenait seulement en compte des dispositions financières dans la planification de la fermeture de ses mines (Bainton et Holcombe, 2018). Consciente de l'importance de l'intégration des aspects sociaux dans la planification de la fermeture des mines, elle a élaboré une stratégie intégrée basée sur de la « co-conception », en 2008. Elle a alors développé un ensemble de boîte à outils pour la planification stratégique et la gestion de la fermeture. Rendue publique en 2013 (Bainton et Holcombe, 2018), cette boîte à outils met l'accent sur une approche « co-conception » itérative dynamique qui tient compte des opinions de toutes les parties prenantes ainsi que des aspects culturels de chaque communauté locale et des caractéristiques uniques de chaque site.

La stratégie traite l'ensemble des aspects biologiques, physiques, sociaux, économiques et institutionnels de la fermeture des mines (pour plus de détails, voir Bainton et Holcombe, 2018). Son objectif final est de réaliser une planification de la fermeture des mines qui intègre non seulement l'ensemble des parties prenantes dans le processus, mais encore le site minier restauré dans son milieu environnant. Le site minier restauré doit ainsi avoir des caractéristiques identiques au milieu environnant, un aspect visuel proche de son état d'origine et assurer les fonctions dont les communautés locales ont besoin.

En Australie, le gouvernement fédéral a développé un manuel pour guider les industries minières dans la planification de la fermeture de leurs mines. Ce manuel contient non seulement des informations sur la restauration de l'environnement, mais encore un chapitre sur la « communauté autochtone et la fermeture des mines ». Ce chapitre présente entre autres l'approche « co-conception » pour aborder les aspects sociaux de la fermeture des mines. Effectivement, il comporte des directives qui exigent aux industries minières de:

- identifier toutes les parties prenantes touchées par le projet dans la planification de la fermeture des mines;

- impliquer toutes les parties prenantes dans planification de la fermeture des mines dès le début du processus;
- former un comité de suivi composé de représentants des parties prenantes (employés de l'industrie minière, communauté locale et collectivités);
- réaliser des discussions honnêtes et objectives avec les parties prenantes sur les dimensions sociale, environnementale et économique de la fermeture des mines;
- réaliser des communications transparentes et efficaces avec les parties prenantes tout au long du processus;
- évaluer les risques sociaux, environnementaux et économiques associés à la fermeture des mines sur la vie de la communauté autochtone et de l'ensemble des parties prenantes;
- réaliser un processus transparent de planification de la fermeture des mines; et
- produire des rapports sur les plans de fermeture des mines et les rendre publiques pour améliorer la transparence et la responsabilité de l'industrie minière (Bainton et Holcombe, 2018).

Le chapitre met un accent particulier sur la discussion entre les parties prenantes sur des aspects sociaux associés à la fermeture des mines. Il demande aux industries minières de réaliser des consultations avec les parties prenantes dès le début du projet afin de prévenir les impacts sociaux plutôt que de chercher à les atténuer pendant la phase de la fermeture des mines (Bainton et Holcombe, 2018). Cependant, les industries minières ignorent souvent cet aspect en raison de divers problèmes pratiques qui se dessinent au tour de la gestion des attentes de la communautés locales. Lamb et Coakes (2012) ont observé que, l'intégration des aspects sociaux dans la planification de la fermeture des mines semble être l'une des dernières considérations dans le cycle du projet. Effectivement, plusieurs industries minières craignent d'impliquer les communautés autochtones dans la planification de la fermeture des mines pour que celles-ci ne soulèvent pas des attentes non atteignables concernant les options finales d'utilisation des terres (Lamb et Coakes, 2012; Sandlos et Keeling, 2016; Keenan et Holcombe, 2021).

Le chapitre insiste sur l'implication des communautés autochtones dans la prise des décisions. Parce que, le plus souvent des décisions importantes concernant la vision de la fermeture des mines appartiennent aux industries minières seules (Godlewski, et Brown, 2010; McAllister, Fitzpatrick et Fonseca, 2014). Or, elles devraient appartenir aussi aux communautés autochtones qui sont ceux-là qui resteront dans la région après la fermeture des mines.

Bien que ces directives du gouvernement fédéral australien soient considérées comme de bons outils pour évaluer les risques sociaux, environnementaux et économiques associés à la fermeture des mines, peu d'indications sont données sur la façon dont les risques sociaux devraient être définis ou évalués (Bainton et Holcombe, 2018). Ensuite, la prise en compte de la complexité des aspects sociaux et les contraintes culturelles sur l'implication globale des communautés locales est moins notée. Or, le plus souvent, les personnes les plus difficiles à impliquer dans le processus sont celles qui sont marginalisés dans la communauté. Ce sont entre autres, les femmes et les personnes âgées; qui sont d'ailleurs considérée comme ceux qui risquent de sentir le plus des impacts sociaux de la fermeture des mines (Sandlos et Keeling, 2016; Bainton et Holcombe, 2018).

Plusieurs auteurs (Costa, 2015; Lord, Adams et Shearman, 2015; Bainton et Holcombe, 2018) pensent qu'il est parfois important d'impliquer des Organisations Non Gouvernementales (ONG) spécialistes en acceptabilité sociale dans le processus de planification de la fermeture des mines. Ces ONG permettront ainsi de :

- faciliter l'identification et l'implication de tous les groupes sociaux de la communauté locale dans le processus;
- faciliter la création d'espaces de dialogue et de consensus entre les industries minières et les communautés autochtones;
- instaurer un climat de confiance entre les parties prenantes, à cause de leur neutralité.

En 2010, Hockley et Coulter ont discuté de la planification de la fermeture de la mine de Red Dog en Alaska. Ils ont affirmé qu', avec l'aide de plusieurs experts, la mine de Red

Dog a élaboré une stratégie basée sur de la « co-conception » et adaptée aux besoins et aux intérêts des Inupiat. La planification de la fermeture de la mine a pris quatre (4) ans (Hockley et Coulter, 2010). Elle a été réalisée à travers de nombreuses séances d'information et de communication diversifiée avec les parties prenantes, en particulier les Inupiat (Hockley et Coulter, 2010).

En 2016, Rixen et Blangy ont discutés des impacts de la fermeture des mines sur le bien-être de la communauté locale. Ils ont constaté que les impacts sociaux de la fermeture des mines demeurent encore sous-estimés par les industries minières (Rixen et Blangy, 2016). En effet, les stratégies utilisées dans l'utilisation des terres post-minier, par exemple, peuvent nuire au bien-être des communautés autochtones (LeClerc et Keeling, 2015). Comme ces dernières accordent une grande importance et une grande dépendance à un environnement sain, la dégradation de l'environnement affecte leur bien-être et leurs droits ancestraux (Castellano, 2004). À titre illustratif, une étude de cas sur la fermeture d'une mine a révélé des impacts sur le bien-être (vie familiale, emplois, alimentation, indépendance, santé et éducation) d'une communauté Nunuvut dans l'Arctique canadien (Rixen et Blangy, 2016; Bainton et Holcombe, 2018). Ces impacts furent :

- le problème d'accès aux terres pour la chasse et la pêche. C'est pourquoi, Bainton et Holcombe (2018); LeClerc et Keeling (2015) affirment que l'utilisation future des terres ainsi que leur gestion, après la restauration minière, par les autochtones sont des aspects très importants à considérer lors de la planification de la fermeture des mines;
- des restrictions à long terme sur la terre (dans le cas des sites contaminés). Or, ces terres constituent la base de leur identité et de leurs moyens de subsistance locaux (Collins, 2015; LeClerc et Keeling, 2015; Bainton et Holcombe, 2018).
- la dépravation des mœurs et des cultures de la communauté locale;
- la perte d'emplois due à la fermeture de la mine;
- la dégradation de la qualité de leur environnement (Rixen et Blangy, 2016; Bainton et Holcombe, 2018).

À titre d'observation générale, Ross et Bond (2008) ont constaté que les communautés autochtones au Canada sont souvent mal préparées pour la fermeture des mines et non donc pas la capacité de compenser les effets sociaux de celle-ci.

2.12.2 Intégration des aspects sociaux dans la planification de la fermeture des mines au Canada

De nos jours, toutes les meilleures pratiques de l'industrie minière mettent en évidence la nécessité d'impliquer les communautés autochtones et d'utiliser leurs connaissances dans la planification et l'exécution des travaux de restauration minière (Collins, 2015). Or, au Canada, la prise en compte des attentes environnementales, économiques et sociales des premières nations dans la planification de la fermeture des mines en général est peu étudiée ou documentée (Bainton et Holcombe, 2018). Cela est sans doute dû par le fait que la pratique est récente et émergente dans le pays (Garibaldi, 2009; Breadmore et Lafferty, 2015), comme en Australie (Cohen, 2017; Smith, 2008), Papouasie-Nouvelle-Guinée (Butler et al., 2012), République de Guinée (Cissé, 2015) et ailleurs dans le monde.

Au Canada, les Premières Nations sont des parties prenantes clés dans l'exploitation des ressources minières et le processus de planification de la fermeture des mines en particulier (Collins, 2015; Zahara, Keeling et Bell, 2016). En effet, elles détiennent des droits importants sur leurs territoires qui influent les projets miniers et donc leur acceptabilité sociale (Baker et McLelland, 2003). C'est pourquoi, il est désormais nécessaires pour les industries minières qui exploitent au Canada d'impliquer les communautés des Premières Nations dans l'ensemble du processus de leurs projets (Zahara et al., 2016).

Premièrement, elles leur impliquent dans le processus d'élaboration des évaluations environnementales avec le Gouvernement provincial (Zahara et al., 2016). Deuxièmement, elles élaborent des accords de collaboration avec les communautés des Premières Nations (Fidler, 2009; Ginger et O'Faircheallaigh, 2015). Troisièmement, elles collaborent ensembles tout au long du processus de planification de la fermeture des mines afin d'intégrer les attentes et les préoccupations des communautés autochtones concernant les impacts environnementaux et sociaux du projet (Whitelaw, McCarthy et Tsuji, 2009). Toutefois, même si cette implication des communautés des Premières Nations est

essentielle au succès de la restauration minière (notamment, la planification à long terme de l'utilisation des terres), il existe très peu de recherches sur le processus de collaboration avec elles (Collins, 2015; Zahara, Keeling et Bell, 2016; Monosky et Keeling, 2021).

2.12.3 Intégration des connaissances culturelles, traditionnelles et écologiques des premières nations du Canada dans la planification de la fermeture des mines

En 1992, Johnson a défini les connaissances culturelles, traditionnelles et écologiques des communautés autochtones comme étant un ensemble de connaissances élaboré par un groupe d'individus à travers des générations de vie en contact étroit avec la nature. Il comprend un système de classification, un ensemble d'observations empiriques sur l'environnement local et un système d'autogestion qui régit l'utilisation des ressources (Johnson, 1992).

Ensuite, en 1993, Doubleday donna une définition beaucoup plus simple au concept. L'auteur les définit comme étant un ensemble de connaissances écologiques et spirituelles accumulées au fil des générations par les membres des communautés autochtones à l'égard de leur environnement (Doubleday, 1993). En 1995, Berkes les a définies, sous une approche holistique, comme étant un ensemble cumulatif de connaissances et de croyances, transmises de génération en génération par la culture, sur la relation des êtres vivants (y compris les humains) entre eux et avec leur environnement (Berkes, 1995).

En 2020, l'Agence d'Évaluation des Impacts du Canada a également considéré la définition globale du concept. En les appelant « savoir autochtone », elle les a définies comme étant un ensemble de connaissances accumulées par un groupe de personnes appartenant à un peuple autochtone au fil de générations vécues en contact étroit avec la terre. Le savoir autochtone est cumulatif et dynamique (Agence d'Évaluation des Impacts du Canada, 2020). Il s'appuie sur les expériences historiques d'un peuple et s'adapte aux changements sociaux, économiques, environnementaux, spirituels et politique (Agence d'Évaluation des Impacts du Canada, 2020). Ces connaissances culturelles, traditionnelles et écologiques peuvent aussi être appelées connaissances environnementales traditionnelles,

connaissances écologiques, connaissances autochtones, connaissances locales ou savoirs autochtones (Tsuji, Kataquapit, Katapatuk et Lannucci, 2001; Collins, 2015). Diffusées uniquement par la tradition orale, elles ne sont pas écrites (Colorado, 1988; Tsuji et al., 2001).

Cela montre d'ailleurs qu'il faut impérativement impliquer les autochtones dans les projets de fermeture des mines pour pouvoir les réaliser. Les travaux de recherche de Sandlos et Keeling (2016) sur les connaissances traditionnelles et l'héritage environnemental de l'extraction minière au Canada révèlent que les connaissances culturelles, traditionnelles et écologiques des communautés autochtones du Nord du Canada sont moins intégrées dans la planification de la restauration minière. Même si ces connaissances ont été officiellement intégrés au cours des 40 dernières années à la gestion environnementale et, dans certains cas, aux processus d'approbation des projets miniers (Sandlos et Keeling, 2016). Or, l'intégration de ces connaissances dans la planification de la fermeture des mines peut aider à comprendre non seulement les plantes et les animaux de la région, mais aussi comment gérer durablement les ressources locales, en premier lieu (Johnson, 1992).

En second lieu, elle peut permettre d'intégrer les perspectives et les priorités des communautés autochtones en ce qui concerne l'utilisation des terres après la fermeture des mines (Reo, 2011; Collins, 2015). Elle aide ainsi à la planification des scénarios de végétalisation des sites miniers dégradés et celle de l'utilisation et de la gestion future des terres par les communautés autochtones après la fermeture des mines. C'est pourquoi, les connaissances culturelles, traditionnelles et écologiques des Premières Nations doivent être étudiées, examinées et comprises pendant le processus d'évaluation environnementale (Wiles, McEwen et Sadar, 1999). Elles sont une description détaillée de l'environnement biophysique et des aspects culturels de la région (Wiles et al., 1999). Ces aspects culturels aident à fournir des détails sur les effets socioculturels du projet minier sur les communautés autochtones (Wiles et al., 1999; Evans et Goodjohn, 2008; Collins, 2015).

Par ailleurs, dans le domaine de la recherche, leur étude pour la planification de la fermeture des mines est un défi. Premièrement, les communautés autochtones veulent garder la propriété des connaissances traditionnelles de leurs différents territoires (Danard,

2010; Haalboom, 2014). Deuxièmement, les connaissances culturelles, traditionnelles et écologiques d'un territoire peuvent être complexes et composées de chansons, de cérémonies, de mots et d'histoires difficiles à interpréter (Ignace, 2008; Estey, Smylie et Macaulay, 2009; Danard, 2010; Collins, 2015). Troisièmement, la recherche avec les Premières Nations est qualitative et diversifiée, donc moins facile à appréhender (Danard, 2010). Quatrièmement, il existe des différences inhérentes entre la recherche scientifique et les valeurs, les sensibilités et la pensée autochtones (Castellano, 2004; Danard, 2010; Haalboom, 2014). Par exemple, la recherche scientifique établit des directives éthiques pour la recherche impliquant des sujets humains, mais suppose que la terre et les eaux sont sans vie, et que les souris, les singes ou les poissons peuvent être traités comme des objets de recherche plutôt que comme des cohabitants avec des humains d'une biosphère vivante (Castellano, 2004).

La littérature sur les connaissances culturelles, traditionnelles et écologiques d'un territoire autochtone accorde une place considérable pour l'environnement (Hulan et Eigenbrod, 2008). Effectivement, l'environnement est d'une grande importance, car il est le centre et la base de ces connaissances (Johnson, 1992). Les activités culturelles et les connaissances traditionnelles en matière de chasse, de pêche et de cueillette de plantes, les cérémonies spirituelles et d'autres activités traditionnelles sont étroitement liées à l'environnement (Ignace, 2008; Johnson, 1992; Wiles et al., 1999; Collins, 2015).

Par ailleurs, il est important de souligner que, même si nous convenons qu'il existe de nombreuses définitions des connaissances traditionnelles, dans le contexte de cette étude, nous avons pris en compte la définition globale mentionnée ci-dessus (voir Berkes, 1995 ; Dale et Armitage, 2011 ; Parlee, 2012 ; Keats et Evans, 2020 ; Agence d'Évaluation des Impacts du Canada, 2020, pour plus d'informations). La terminologie relative aux connaissances traditionnelles évolue et fait référence à une connaissance et une compréhension détaillée des environnements locaux ainsi qu'à des pratiques, des connaissances et une expertise culturelles. Par conséquent, dans cette thèse, en plus des connaissances écologiques du maître de trappe du VC-29, ses croyances, sa compréhension et ses opinions ont été considérées comme des connaissances traditionnelles. Nous

suggerons également que ces connaissances sont pertinentes pour les aspects techniques de la fermeture d'une mine et donc pour la restauration (incluant la végétalisation) du parc à résidus de la mine Éléonore.

CHAPITRE 3 DEMARCHE MÉTHODOLOGIQUE

Pour atteindre les objectifs de cette recherche, une recherche documentaire, présentée au chapitre 2, fut d'abord réalisée. Ensuite, des enquêtes ont été effectuées auprès du maître de trappe du VC-29 pour connaître les espèces végétales qu'il priorise dans le scénario de végétalisation du PAR. Des investigations qualitatives ont été également réalisées auprès de la minière, le GNC, le MRNF et le MELCCFP. Par la suite, une approche basée sur des critères mesurables a été définie pour identifier des analogues naturels de deux types de recouvrements multicouches. Enfin, des investigations quantitatives furent réalisées sur le développement racinaire des espèces végétales priorisées par le maître de trappe du VC-29 sur ces analogues.

3.1 Enquêtes

La méthode co-conception, utilisée par la mine, a été celle employée pour la réalisation de cette enquête. Considérée comme une méthode essentielle à la réussite d'une recherche qualitative comportant plusieurs parties prenantes (Steen, et al., 2011; Collins, 2015), la méthode « co-conception » comporte une gamme d'avantages. En effet, elle permet de communiquer, coopérer et de collaborer avec l'ensemble des parties prenantes au projet, en premier lieu (Sanders, 2002, 2008 ; Muller, 2002 ; Mager, 2008 ; Steen et al., 2011). En second lieu, elle permet de combiner et d'intégrer les différentes opinions, collectées des parties prenantes, pour la création conjointe d'idées nouvelles assurant un développement durable du projet (Schuler et Namioka, 1993 ; Binder, Brandt et Gregory, 2008 ; Roser et Samson, 2009 ; Steen et al., 2011). En troisième lieu, c'est une méthode appropriée pour l'étude des connaissances traditionnelles, en collaboration avec des communautés autochtones (Wolfe, Armitage, Wesche, Brock, Sokal, Clogg-Wright,...et Edwards, 2007; Parlee, 2012 ; VanSpronsen, Tsuji, Manson, Shecapio-Blacksmith et Rabbitskin, 2007 ; Collins, 2015 ; Keats et Evans, 2020).

Ainsi, pour expliquer les objectifs de l'étude aux parties prenantes et recueillir leurs opinions sur le scénario de végétalisation du PAR de la mine Éléonore, une présentation du projet de recherche a été effectuée au comité environnement d'Éléonore (composé d'employés d'Éléonore, du GNC et des représentants de la nation Crie de Wemindji

incluant le maître de trappe du VC-29). Ensuite, deux semaines avant les enquêtes, les participants à l'étude ont reçu un formulaire de consentement et un questionnaire. Des entretiens semi-structurés ont été organisés avec eux par vidéo conférence (en raison du COVID-19) en décembre 2020 et en janvier, février et mars 2021. Au total sept (7) personnes ont été interviewées : le maître de trappe du VC-29, deux (2) personnes de la mine Éléonore, deux (2) personnes du GNC, une (1) personne du MRNF et une (1) personne du MELCCFP. Enfin, tous les entretiens ont été enregistrés sur un appareil d'enregistrement numérique. Les enregistrements ont ensuite été retranscrits verbatim en français, à l'exception de celui du maître de trappe du VC-29, qui a été enregistré en anglais.

3.1.1 Enquêtes avec le maître de trappe du VC-29

Un entretien semi-structuré, suivi d'une visite de terrain, a été organisé avec le maître de trappe du VC-29 de la communauté Crie de Wemindji. Des guides d'entretiens (voir le guide d'entretien B.1 en Annexe) et un appareil photographique ont été des outils utilisés à cet effet. Cet entretien semi-structuré a duré trois (3) heures, environ. Les principaux objectifs étaient de :

- informer le maître de trappe du VC-29 de la restauration du PAR de la mine Éléonore par un recouvrement d'ingénierie pour empêcher la contamination de l'environnement de son territoire;
- comprendre, du point de vue culturel et traditionnel, l'opinion du maître de trappe du VC-29, sur un PAR et sur la restauration de celui-ci;
- comprendre la perception du maître de trappe du VC-29 d'un PAR contaminé;
- cerner les préoccupations et les attentes du maître de trappe du VC-29 pour le scénario de végétalisation du PAR de la mine Éléonore;
- connaître les types de végétation que le maître de trappe du VC-29 priorise sur le PAR restauré de la mine Éléonore et les raisons de ses choix.

Au cours de ce processus d'entretien, il a été demandé au maître de trappe du VC-29 de montrer au chercheur, dans les environs du site minier, les types de végétations qu'il prioriserait dans le scénario de végétalisation du PAR. Au cours de ces visites de terrain,

des photos et des notes ont été prises pour connaître les différentes communautés de plantes qui composent ces végétations.

3.1.2 Enquêtes avec la minière, le GNC, le MRNF et le MELCCFP

Des séries d'entretiens semi-structurés, ont été organisées avec deux (2) responsables du département environnement de la mine Éléonore, deux (2) répondants du GNC, un (1) répondant du MRNF et un (1) répondant du MELCCFP. Des guides d'entretiens ont été élaborés et ont servi d'outils à cet effet (voir les guides d'entretiens B.2, B.3 et B.4 en Annexe). L'objectif de ces entretiens était de connaître les différentes perceptions des autres parties prenantes (mine Éléonore, GNC, MRNF et MELCCFP) sur les types de végétation choisis par le maître de trappe du VC-29 dans le scénario de végétalisation du PAR de la mine Éléonore. Ces entretiens ont duré chacun 1h 30 mn, environ.

3.2 Investigations quantitatives

Premièrement, deux principales études sur le système racinaire des pins gris (plantes priorisées par le maître de trappe du VC-29 dans le scénario de végétalisation du PAR d'Éléonore) sur du sable drainé ont été réalisées. Ce substrat (sable drainé) est similaire à la composition de la couche au-dessus de l'option 1 du recouvrement prévu pour la restauration du parc à résidus de la mine Éléonore (voir Figure 1.3a). Il constitue également un analogue naturel de la couche de matériau grossier (couche de protection [CP]) placée sur la couche à effet de barrière entre les rejets miniers et l'environnement d'un recouvrement multicouche. Ainsi, la première étude fut réalisée dans les environs du parc à résidus sur le site minier d'Éléonore et la seconde sur un territoire au Sud du Québec dans un contexte climatique différent de celui du site d'Éléonore. Les données obtenues permettent de connaître le profil, la densité de colonisation et la profondeur maximale, à long terme, et sous l'effet climatique, des racines de plantes priorisées par le maître de trappe du VC-29, à savoir le pin gris.

Deuxièmement, une autre étude sur le système racinaire des pins gris sur des analogues naturels de CEBC (sable sur silt) a été réalisée. Il faut rappeler que la CEBC correspond à l'option 2 des recouvrements envisagés par la mine Éléonore pour la restauration de son

parc à résidus (voir Figure 1.3b). Aucun site d'analogue naturel de CEBC n'a été trouvé dans les environs du site d'Éléonore. Ainsi, l'étude fut réalisée sur un territoire au Sud du Québec dans un contexte climatique différent de celui de la zone d'Éléonore. La démarche méthodologique employée pour identifier ces analogues de CEBC est expliquée en détails dans l'article de conférence en Annexe C de cette thèse.

La première étude fut réalisée dans un peuplement de pins gris dans la sablière de la mine Éléonore (voir Figure 3.1) sur un analogue naturel de la couche de protection d'un recouvrement multicouche à faible conductivité hydraulique saturée. La seconde étude, exploratoire, fut effectuée dans un peuplement de pins gris sur du sable dans la région d'Abitibi, plus précisément à St Mathieu d'Harricana, Amos, (voir Figure 3.1) présentant (en 2021) les prévisions climatiques de 2100 (RCP 8,5 ; modèle climatique CMIP5) à Éléonore (voir Tableau 3.1) (Ouranos, 2016). La troisième étude a été réalisée sur le même site que la deuxième mais sur des analogues naturels de la partie supérieure d'un recouvrement multicouche de type CEBC. Ce site fut choisi, dans toute la région d'Abitibi, à cause de la présence de pins gris mûres (âgées de plus de 60 ans) sur du sable placé au-dessus de silt dans la zone.

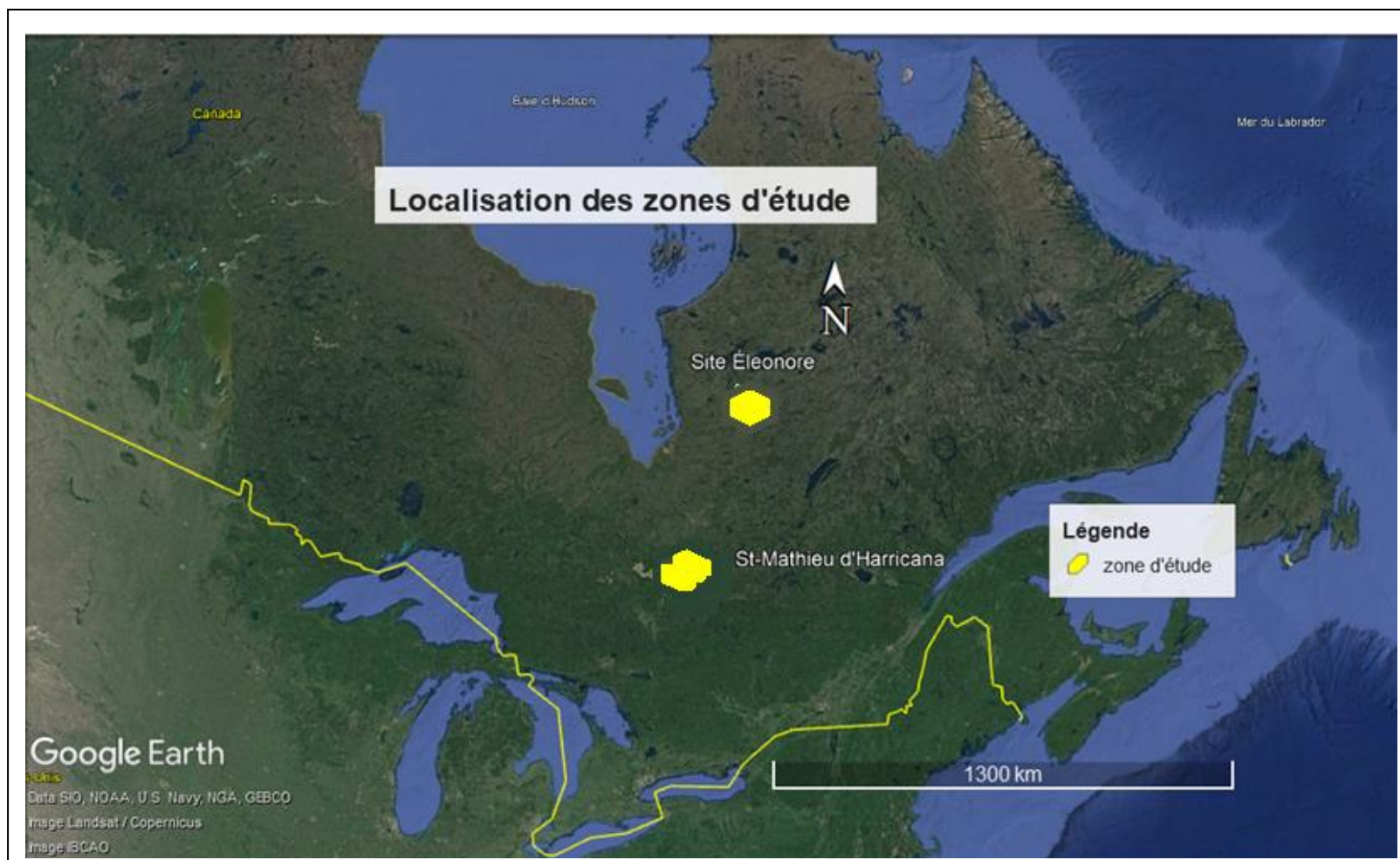


Figure 3.1 Localisation des zones d'étude

Tableau 3.1 Prévisions climatiques dans les régions d'Abitibi en 2021 et de la Baie-James en 2100¹ (compilation d'après Ouranos, 2016; Bussière, Demers, Charron et Bossé, 2017)

Prévisions climatiques	Région		
	Abitibi en 2021	Baies-James en 2100	Baies-James en 2021
Température moyenne hivernale (entre décembre et février)	-11,9 °C	-9,81 °C	-16,4 °C
Température moyenne estivale (entre juin et août)	17,35 °C	18,62 °C	14,29 °C
Température minimale annuelle	-36,9 °C	-26 °C	-36,6°C
Température maximale annuelle	33,64 °C	34,15 °C	29,39 °C
Nombre de jours sans gel (température > à 0°C)	177	201	162
Précipitation annuelle (liquide et solide)	889 mm	1014 mm	684 mm
Précipitations annuelles (précipitations extrêmes)	28 mm	26 mm	21 mm

a) Description de la première zone d'étude

La sablière de la mine Éléonore est localisée à 52° 42' 16" latitude Nord 76° 4' 31" longitude Ouest dans le Nord du Québec, dans la région de la Baie James dans le territoire du gouvernement régional d'Eeyou Istchee. Elle est située à environ 350 km au Nord de Matagami et 190 km à l'Est de la communauté Crie de Wemindji (Golder et associés, 2009). Les installations de la mine se trouvent sur des terres de catégorie 3², sur le territoire de trappe VC-29 qui est sous la responsabilité du maître de trappe du VC-29. La route qui relie la mine à la Baie-James est construite sur les territoires de trappe VC-22 et VC-28.

¹ Les données des simulations climatiques présentées dans le tableau 3.1 sont issues du scénario RCP 8,5 (le scénario le plus pessimiste en termes de réchauffement). Selon les dernières observations d'émissions de gaz à effet de serre, c'est le scénario le plus réaliste (Bussière, Demers et al., 2017).

² Terres de catégorie 3 : Terres publiques provinciales avec droits exclusifs de chasse, pêche et piégeage pour certaines espèces, seulement pour les Cris et Naskapis (Gouvernement du Québec et Nation crie, 2012).

La mine Éléonore est une mine aurifère souterraine et parmi les plus grandes mines d'or au Québec. L'exploitation a commencé en octobre 2014 par GoldCorp, après plus de quatre années de demandes d'autorisations et de travaux de construction. La première coulée d'or a été le 1^{er} octobre 2014, et elle a atteint la production commerciale le 1^{er} avril 2015. En avril 2019, Newmont s'est associée à Goldcorp et est devenue propriétaire de la mine (Newmont, 2020). L'or de la mine provient du gisement Roberto et le minerai extrait est traité sur place à l'aide d'un circuit conventionnel qui comprend le concassage, le broyage, la gravité, la flottation et la cyanuration. Les résidus de la mine sont désulfurés, filtrés et co-disposés avec des stériles dans le PAR.

À la fin de l'opération minière, environ 16 MT de résidus et de roches stériles seront stockés dans le PAR. La mine entrepose ses résidus (à 83% solide) avec des inclusions drainantes (composées de stériles) pour réduire l'infiltration et faciliter l'évacuation de l'eau des parcs afin de réduire le niveau de la nappe phréatique et assurer la stabilité géotechnique de l'ouvrage. Par ailleurs, ses résidus désulfurés sont potentiellement générateurs de drainage neutre contaminé (DNC) à l'arsenic (As). Ainsi, pour contrôler la contamination de l'environnement, le parc à résidus sera restauré avec une des deux options envisagées par la mine (Figures 1.3a et 1.3b).

La mine Éléonore se trouve dans le domaine bioclimatique de la pessière à lichens et au sein de la province naturelle des Collines de la Grande Rivière, comprenant 12,3% de milieux humides (Gouvernement du Québec, 2019; Pellerin et Poulin, 2013). La période de croissance des plantes est courte et les saisons sont très contrastées. Les végétations qui entourent la mine et qui sont traditionnellement utilisées par la communauté crie sont, entre autres : *Pinus banksiana* Lamb., 1803, *Betula papyrifera* Marshall, 1785, *Populus tremuloides* Michx., 1803, *Empetrum nigrum* L., 1753, *Picea mariana* (Mill.) Britton, *Vaccinium vitis-idaea* L., 1753, *Salix bebbiana* Sarg., 1895 (Golder et associés, 2009, 2010).

Dans cette région nordique, le climat est de type subpolaire froid (Gouvernement du Québec, 2019). La température moyenne hivernale est de -16,4°C et celle estivale est de

14,29 °C (Bussière et al., 2017). Les précipitations sont plus abondantes en septembre. Les précipitations annuelles moyennes à la station météorologique (La Grande Rivière A) sont de 684 mm, dont 35% sous forme de neige. Cette dernière tombe de septembre à juin, mais plus intensément d'octobre à avril. Dans les environs du site minier, il y a quelques collines discontinues jusqu'à une altitude de 300 m. Les dépôts de surface sont d'origine glaciaire et correspondent à une couche de till sableux. Le sol est caractéristique d'un podzol (Gouvernement du Canada, 2020). Les vents d'Ouest sont dominants tout au long de l'année et à une vitesse moyenne de 17,5 km/h, alors que la plupart des vents violents viennent du nord-ouest, à l'Ouest et au Nord (Golder et associés, 2010).

b) Description de la deuxième zone d'étude

La deuxième zone d'étude se situe dans un peuplement de pin gris sur un substrat sableux et sable silteux (47° 27' 28" latitude Nord, 78° 12' 56" longitude Ouest), à St Mathieu d'Harricana, Amos, dans la région d'Abitibi, Québec, Canada (Figure 3.1). Il appartient au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, 1996; Viens, 2001). Le relief de la région est représenté par des plaines et des pentes dont l'altitude varie entre 200 et 500 m. Les dépôts de surface sont en majorité de types glacio-lacustre argileux et sableux. Les sols sont caractérisés par des podzols et des luvisols (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, 1996). Le climat de cette région est froid et humide (Environnement Canada, 1993). La température moyenne estivale est de 17,35 °C (Bussière et al., 2017). Les précipitations annuelles sont caractérisées par des chutes de pluie et de neige dont la moyenne annuelle est de 889 mm (Bussière et al., 2017). La végétation de la zone inclut les espèces suivantes : *Pinus banksiana* Lamb., 1803, *Populus tremuloides* Michx., 1803, *Picea mariana* (Mill.), *Betula papyrifera* Marsh., *Larix laricina* (Du Roi) K. Koch, Britton, et *Abies balsamea* (L.) Mill.

3.2.1 Substrat et matériel végétal

À la mine Éléonore, l'analogue naturel de la couche grossière à placer sur l'option 1 du recouvrement envisagée par la mine se trouve dans la sablière A-01 ayant une superficie totale de 399 181 m². Il est à proximité du site minier, à environ 1,5 km à l'Ouest du PAR

et à 5 km à l'Ouest de la zone industrielle d'Éléonore (Golder et associés, 2010). À St-Mathieu d'Harricana, les deux types d'analogues naturels (analogue climatique de l'option 1 du recouvrement envisagée par la mine et l'analogue naturel d'une CEBC) se trouvent à St-Mathieu d'Harricana, plus précisément dans la zone sablonneuse, au Sud des Eskers (Nadeau, Rosa, Cloutier, Daigneault et Veillette, 2015). Cette zone couvre une superficie totale de 41 ha. Ces différents analogues sont principalement colonisés par des pins gris. Au sein de ces derniers, des communautés de pins gris matures; âgées de 60 ans et plus (Morrison, Foster et Hazlett, 1993; Campagna, 1996) constituent le matériel végétal pour la réalisation de cette étude.

3.2.2 Mesures, échantillonnages et analyses

Deux dispositifs d'échantillonnage ont été mis en place dans les zones d'études (le premier en mai 2021 à St-Mathieu d'Harricana, et le second en août 2021 à Éléonore). Les dispositifs de St-Mathieu d'Harricana et d'Éléonore comprennent, respectivement, quatre (4) et trois (3) différentes parcelles de 16 x 16 m sélectionnées d'une manière aléatoire (avec une distance de ≥ 4 m entre les individus et aucun autre arbre à proximité) dans les peuplements de pins gris.

a) Dispositif expérimental

À St-Mathieu d'Harricana, trois parcelles expérimentales ont été sélectionnées, sur les analogues naturels de CEBC, avec les critères préliminaires suivants : le niveau de la nappe phréatique supérieur à 3 m de profondeur et des parcelles sur du plat avec épaisseur de sable croissante sur du silt (Figure 3.2). Également, une parcelle fut sélectionnée sur l'analogue climatique (voir Tableau 3.1) de la couche grossière à placer sur l'option 1 du recouvrement prévu à Éléonore. Cette parcelle a été choisie selon les critères suivants : épaisseur du sable et niveau de la nappe phréatique supérieurs à 3 m de profondeur, et parcelle sur du plat (Figure 3.2).

Pour déterminer le niveau de la nappe phréatique et l'épaisseur des couches de sable, des forages ont été creusés sur chaque parcelle et la profondeur de la nappe phréatique ainsi que l'épaisseur des couches de sable ont été mesurées avec un mètre à ruban au mois de

mai 2021. Ensuite, douze pins gris mûres ont été sélectionnés au centre de ces quatre parcelles d'une manière aléatoire (soient trois pins gris par parcelle).

À Éléonore, trois parcelles expérimentales ont été sélectionnées avec les critères suivants : épaisseur du sable et niveau de la nappe phréatique supérieurs à 3 m de profondeur, et parcelles sur du plat. La profondeur de la nappe phréatique ainsi que l'épaisseur des couches de sable ont été trouvées dans le rapport de forage de la sablière A-01 de la mine Éléonore. Ensuite, 13 individus de pins gris et d'épinettes noires matures ont été sélectionnés dans ces parcelles d'une manière aléatoire (trois individus de pins gris par parcelle et deux épinettes noires dans la parcelle 1, une dans la parcelle 2 et une autre épinette noire dans la parcelle 3). Il faut souligner que l'épinette noire fut ajoutée à l'étude à la demande de la mine Éléonore, puisqu'elle constitue également une espèce dominante dans la zone boréale (Strong et La Roi, 1983; Burns et Honkala, 1990; Sniderhan et Baltzer, 2016) et a une forte probabilité de coloniser les recouvrements miniers. Les Figures 3.2 et 3.3 présentent les dispositifs d'échantillonnage qui ont été installés, respectivement, à St-Mathieu d'Harricana et à Éléonore.

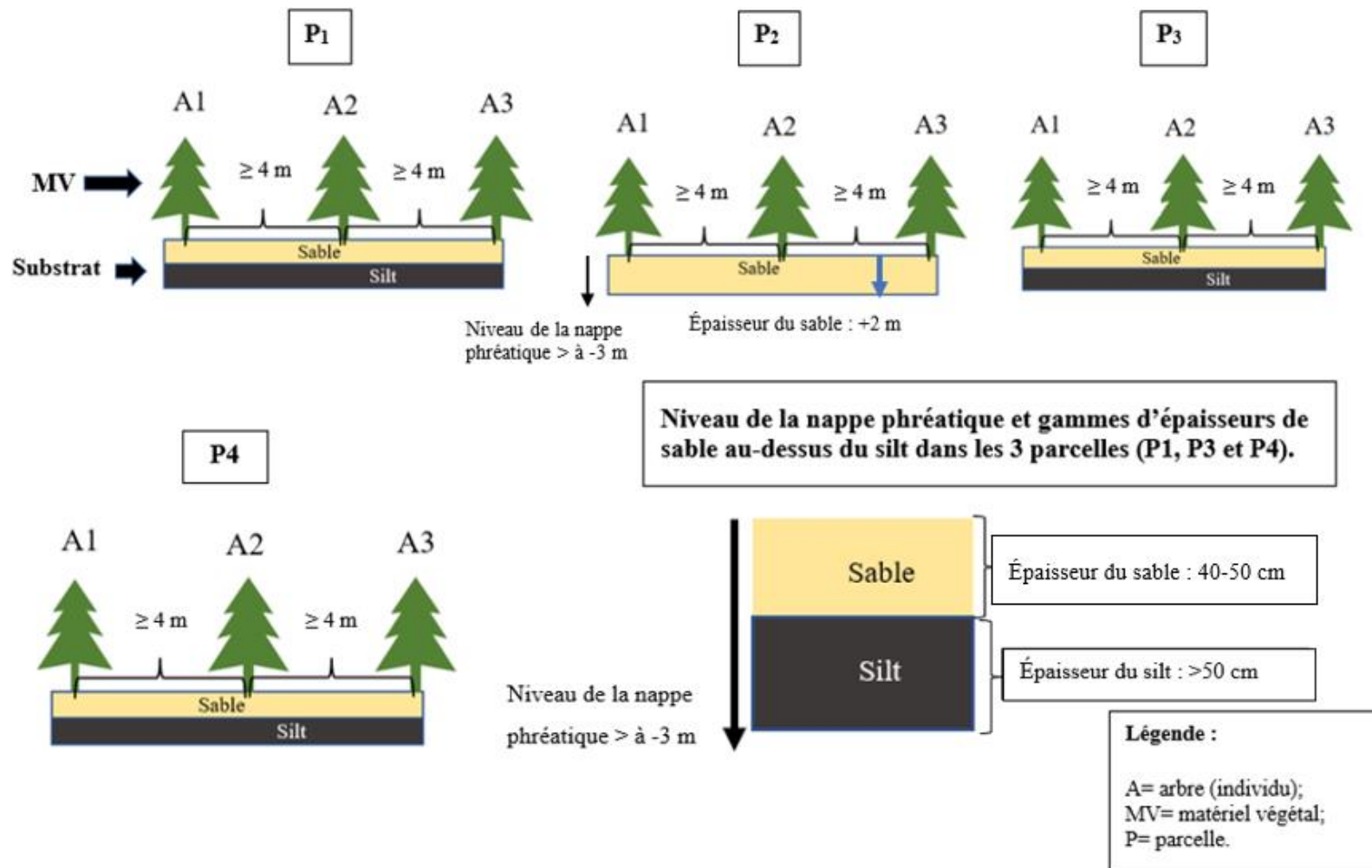


Figure 3.2 Dispositif d'échantillonnage à St-Mathieu d'Harricana

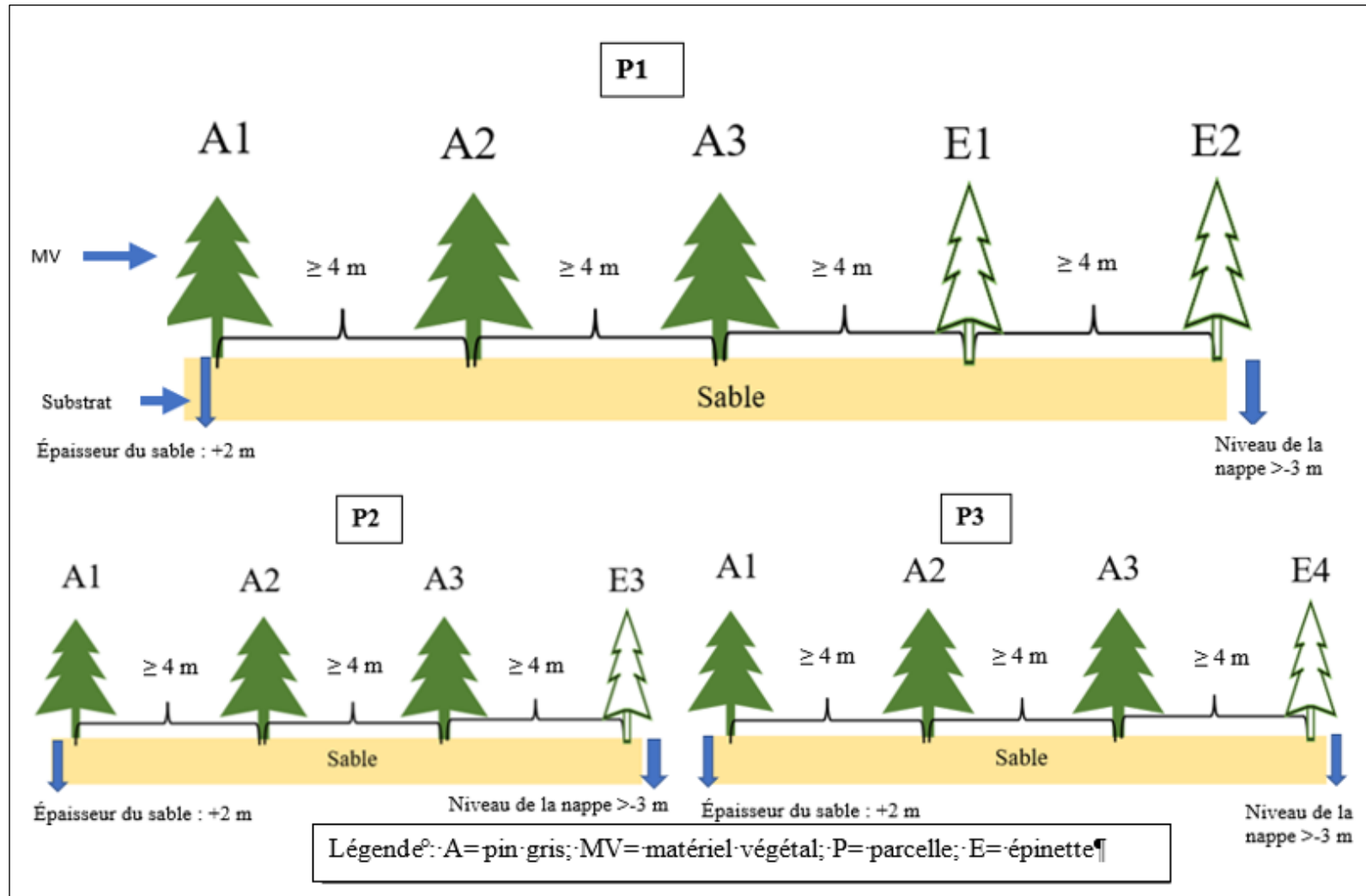


Figure 3.3 Dispositif d'échantillonnage à Éléonore

b) Caractérisation des parcelles : inventaires floristiques, analyses de sol

Premièrement, les espèces végétales présentes autour des arbres (pins gris) ont été inventoriées dans chaque parcelle en mai et en août 2021 à St-Mathieu d'Harricana et à Éléonore, respectivement. La technique d'aire minimale de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1928) a été celle utilisée à cet effet. C'est la surface nécessaire à échantillonner pour caractériser une association végétale (Braun-Blanquet, 1928 ; Marcon, 2015). L'aire du relevé était de 531 m² à St-Mathieu d'Harricana et de 316 m² à Éléonore. Deuxièmement, pour analyser les caractéristiques qui peuvent influencer la profondeur des racines, une caractérisation des substrats sableux et silteux, sur lesquels le matériel végétal se trouve, a été réalisée. Le pH, la densité apparente, la porosité, la distribution granulométrique ainsi que la teneur en éléments nutritifs sont des paramètres des substrats qui ont été analysés à cet effet.

c) Échantillonnage et mesures au niveau de chaque arbre : caractérisation géotechnique et colonisation racinaire

Pour analyser la distribution granulométrique, des échantillonnages ont été réalisés à St-Mathieu d'Harricana et à Éléonore. En effet, à St-Mathieu d'Harricana, neuf échantillons ont été prélevés de la parcelle 2 (parcelle sur du sable) en mai 2021. Ces échantillons ont été prélevés à tous les 10 cm (à partir de la surface du sol) de la tranchée la plus proche d'un des 3 arbres de la parcelle (voir Figure 3.6 pour plus de détails sur les tranchées), et ce, jusqu'à la profondeur maximale d'apparition des racines. Dans les autres parcelles (parcelles 1, 3 et 4, substrat sable silteux), 162 échantillons (dont 54 par parcelle et 18 par arbre) ont été prélevés. Trois échantillons ont été prélevés par tranchée réalisée (à 10 cm au-dessus du silt, 10 cm et à 30 cm en dessous du silt) (Figure 3.4).

À Éléonore, 36 échantillons (dont 12 par parcelle) ont été prélevés dans le substrat sableux au mois de mai 2021, et ce, dans les quatre tranchées les plus proches de chaque arbre (trois arbres, dont un par parcelle). Trois échantillons ont été prélevés par tranchée (le premier à 10 cm de la surface, le second au milieu de la tranchée, à environ 50 cm de la surface, et le troisième à la profondeur maximale d'apparition des racines) (Figure 3.5).

Ces échantillons, prélevés à St-Mathieu d'Harricana et à Éléonore, ont été par la suite séchés à l'étuve à 60°C (pendant 72 h, au laboratoire) puis désagglomérés et homogénéisés. La distribution granulométrique des substrats a été par la suite évaluée à l'aide d'un tamis (pour les particules >0,8

mm) et d'un granulomètre laser de marque Mastersizer de Malvern (Malvern Panalytical Ltd. United Kingdom) (pour les particules $< 0,8$ mm).

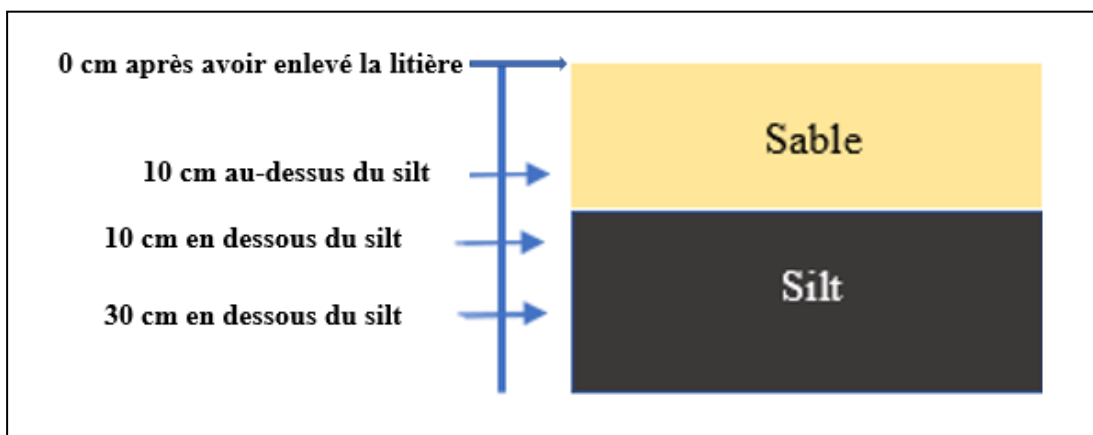


Figure 3.4 Endroits de prélèvements des échantillons, de St-Mathieu d'Harricana, utilisés pour des analyses granulométriques (à 10 cm au-dessus du silt, 10 cm et à 30 cm en dessous du silt)

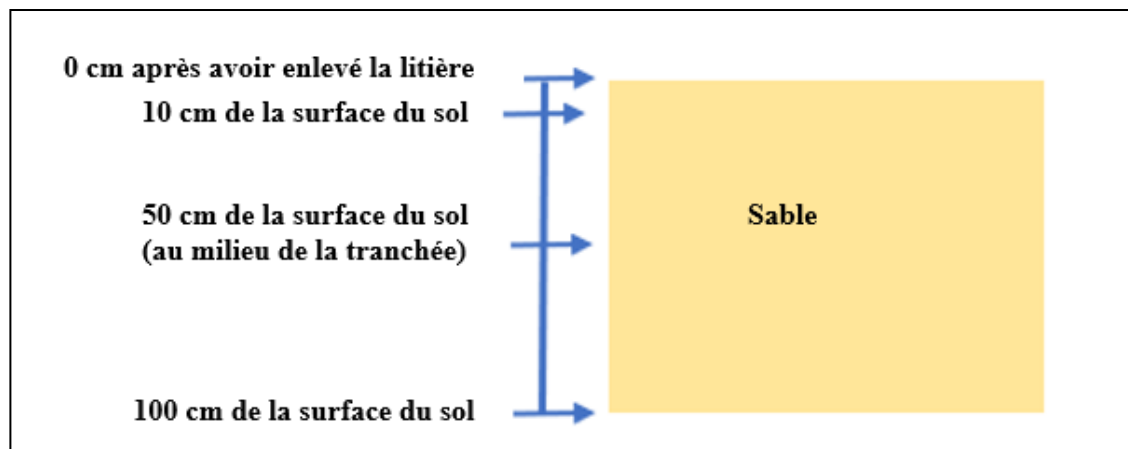


Figure 3.5 Endroits de prélèvements des échantillons, d'Éléonore, utilisés pour des analyses granulométriques (à 10 cm de la surface du sol, au milieu de la tranchée, à 50 cm de la surface du sol, et à la profondeur maximale d'apparition des racines)

Pour déterminer la porosité, la densité apparente et prédire les propriétés hydrogéologiques, des mesures de porosité avec la méthode de l'anneau (CAN/BNQ 2501-058) ont été réalisées sur le sable et le silt dans chacune des parcelles à Éléonore et à St Mathieu d'Harricana. Au total quatre

et trois mesures ont été effectuées à St-Mathieu d'Harricana et à Éléonore, respectivement. En effet, ces échantillons d'anneau ont été séchés à l'étuve à 60°C pendant 72 h pour connaître leurs masses sèches. Ils ont, par la suite, été désagglomérés et homogénéisés pour déterminer la densité relative des grains (gravité spécifique [GS]). Ainsi, le GS fut déterminé à l'aide d'un pycnomètre à hélium (ASTM D5550) (Automatic vacuum pycnometer, Qualtech Products Industry, USA).

La masse volumique apparente du sol sec, notée (ρ_d), a été déterminée à l'aide de la formule suivante (équation 3.1):

$$\rho_d = \frac{m \text{ (g)}}{V_t \text{ (cm}^3\text{)}} \quad |(3.1)$$

Où :

- m = masse sèche de l'échantillon;
- V = volume total contenu dans l'anneau.

Ensuite, la masse volumique des grains solide, (ρ_s), a été calculée par la formule suivante (équation 3.2):

$$\rho_s = \rho_w G_s \quad |(3.2)$$

Où :

- ρ_w est la masse volumique de l'eau, qui est une constante = 1g/cm³;
- G_s = densité relative du matériau ou gravité spécifique.

L'indice des vides du matériau (e), fut enfin déterminé à l'aide de la formule suivante (équation 3.3) :

$$e = \frac{(\rho_s - \rho_d)}{\rho_d} \quad |(3.3)$$

Où :

ρ_d = masse volumique du sol sec (équation 3.1);
 ρ_s = masse volumique des grains solides (équation 3.2).

Ainsi, la formule de Kozeny-Carman Modifié (KCM) (Mbonimpa, Aubertin, Chapuis et Bussière, 2002) (équation 3.4), fut utilisée pour déterminer la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) :

$$k_{sat} \left(en \frac{cm}{s} \right) = C_G \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{3+x}}{1+e} C_u^{1/3} D_{10}^2 \quad |(3.4)$$

Où :

- $C_G \approx 0,1$;
- γ_w est le poids volumique de l'eau à 20°C $\approx 10 \text{ kN/m}^3$;
- μ_w est la viscosité dynamique de l'eau à 20°C $\approx 10^{-3} \text{ Pa.s}$;
- D_{10} en cm;
- x (coefficient sans unité) ≈ 2 (Mbonimpa et al., 2002).

La courbe de rétention d'eau fut par la suite estimée à travers le modèle Kovacs Modifié (MK) (Aubertin et al., 2003) avec Excel (équation 3.5), et ce, à partir de la teneur en eau volumique en fonction de la succion capillaire :

$$S_r = \frac{\theta}{n} = 1 - \langle 1 - S_a \rangle (1 - S_c) \quad |(3.5)$$

Avec $\langle y \rangle = 0.5(y + |y|)$ (parenthèse de Macaulay)

$$S_c = 1 - [(hco/\Psi)^2 + 1]^m \exp \left[-m \left(\frac{hco}{\Psi} \right)^2 \right] \quad |(3.6)$$

$$S_a = a_c \left(1 - \frac{\ln \left(1 + \frac{\Psi}{\Psi_r} \right)}{\ln \left(1 + \frac{\Psi}{\Psi_r} \right)} \right) \frac{(hco/\Psi n)^{2/3}}{e^{1/3} (\Psi/\Psi n)^{1/6}} \quad |(3.7)$$

$$\Psi r = 0,86 h_{co,G}^{1,2} \quad |(3.8)$$

Où :

$$hco, G = \frac{b}{e D_{10}} \quad |(3.9)$$

et

$$b = \frac{0,75}{1 + 1,17 \log (C_u)} \quad |(3.10)$$

- h_{co} = hauteur capillaire en cm;
- m = inverse du coefficient d'uniformité ($1/C_u$);
- $a_c = 0,010$, coefficient de forme des particules, qui est une constante;
- ψ_n = est un paramètre de normalisation ($\psi_n = 1$ cm lorsque ψ est en cm);
- ψ_0 = succion capillaire à l'état sec (en cm) ($\theta = 0$ à $\psi = \psi_0 = 107$ cm d'eau);
- ψ_r = succion capillaire résiduelle.

Par ailleurs, pour certains échantillons, les valeurs données par MK n'étaient pas réalistes. Puisqu'on se trouve probablement en présence d'argile et de matériaux plastiques. Ainsi, comme nous n'avons pas mesuré la plasticité des échantillons, ces valeurs ont été enlevées de nos analyses de données.

d) Colonisation racinaire

Tout d'abord, une analyse chimique du substrat fut réalisée à St Mathieu d'Harricana et à Éléonore. Pour analyser le pH et la teneur en éléments nutritifs des substrats, 12 et 9 échantillons ont été prélevés, respectivement, à St Mathieu d'Harricana et à Éléonore (un échantillon par pin gris). Chaque échantillon est un composite de deux (2) échantillons prélevés à la surface, incluant la matière organique (de 0 à 20 cm), dans les deux tranchées les plus proches des pins gris. Ces échantillons ont été par la suite conservés à 4°C puis séchés à 60 °C et analysés. En effet, le pH et la conductivité ont été mesurés dans un rapport eau/sol de 1:1 (Lakehead University Centre for Analytical Services). La conductivité a été mesurée avec le compteur Mettler Toledo Seven Multi équipé d'une cellule de conductivité In Line 731. Le pH a été mesuré avec le même appareil équipé d'une électrode InLabPro pH et les résultats sont exprimés en unité pH (Kalra et Maynard, 1991).

Le total des éléments traces métalliques a été analysé par la méthode SEPA (Lakehead University Centre for Analytical Services). Dans cette méthode, un échantillon représentatif de sol homogène est digéré dans un four à micro-ondes CEM Mars Xpress en utilisant des récipients fermés en téflon XPRESS et de l'acide nitrique et chlorhydrique. Une fois le programme de digestion terminé, les échantillons ont été dilués à 40 ml avec du DDW de type I. Les échantillons digérés ont été analysés par l'ICP-AES Varian du laboratoire d'instrumentation (LUIL) (méthode EPA 3051 modifiée). Les échantillons secs sont analysés pour le carbone et l'azote totaux à l'aide de l'analyseur de combustion ELVario cube CHNS. Ensuite, les échantillons secs sont d'abord acidifiés pour

éliminer le carbone inorganique, puis analysés à l'aide de l'analyseur ELVario cube CHNS pour analyser le carbone organique total (Lakehead University Centre for Analytical Services).

Ensuite, une étude du matériel végétal a été réalisée en mai et en août 2021 à St-Mathieu d'Harricana et à Éléonore, respectivement. Tout d'abord, les diamètres à hauteur de poitrine des arbres ont été mesurés, leurs troncs ont été coupés, leurs hauteurs mesurées et leurs âges déterminés par comptage des cernes (Mariaux, 1967; Peters, Macdonald et Dale, 2002). Ensuite, la colonisation racinaire des arbres fut étudiée (principalement des racines grossières, d'un diamètre $>2\text{mm}$). Pour ce faire, deux différentes méthodes ont été utilisées. Il s'agit de la méthode du profil (Bôhm, 1979)³ (plus précisément la variante de Sudmeyer, Speijers et Nicholas [2004])⁴ et celle de la tarière (Mackie-Dawson et Atkinson, 1991)⁵. En effet, des tranchées d'observations verticales, perpendiculaires à l'arbre, ont été creusées à la pelle mécanique à 50 cm du tronc de chaque arbre, à St-Mathieu d'Harricana et à Éléonore. Dix (10) tranchées, perpendiculaires les unes par rapport aux autres, (dont 5 sur chaque ligne) ont été creusées par arbre à St-Mathieu d'Harricana et six (6) tranchées (dont 3 sur chaque ligne) ont été creusées par arbre à Éléonore. Toutes ces tranchées creusées sont de 4 m de largeur, 2 m de profondeur et de 4 m de longueur afin de minimiser le risque d'effondrements (Böhm, 1979). Ensuite, une grille de 90×60 cm avec un maillage de 5×5 cm a été positionnée contre la paroi verticale du sol de chaque tranchée (Guittonny-Larchevêque et Lortie, 2017). Un (1), deux (2) à trois (3) différentes observations (selon la profondeur des racines le long du profil) ont été réalisées avec la grille, à travers chaque tranchée. Ces différentes étapes ainsi que l'emplacement des tranchées par rapport à chaque arbre sont schématisées sur la Figure 3.6.

³ Elle consiste à étudier les racines sur les parois de tranchées ouvertes à l'endroit où on veut observer les racines (Böhm, 1979).

⁴ Elle est facile à appliquer, permet de mesurer plusieurs paramètres racinaires (diamètre, distribution et profondeur) et s'applique à tous les types de sol et aux obstacles physiques (Plante, 2012).

⁵ Elle consiste à prélever des échantillons de sol à différente profondeur des tranchées et à des distances variables de l'arbre à l'aide d'une tarière (Plante, 2012). Ils sont par la suite lavés à l'eau afin de séparer les racines du sol et déterminer les paramètres racinaires.

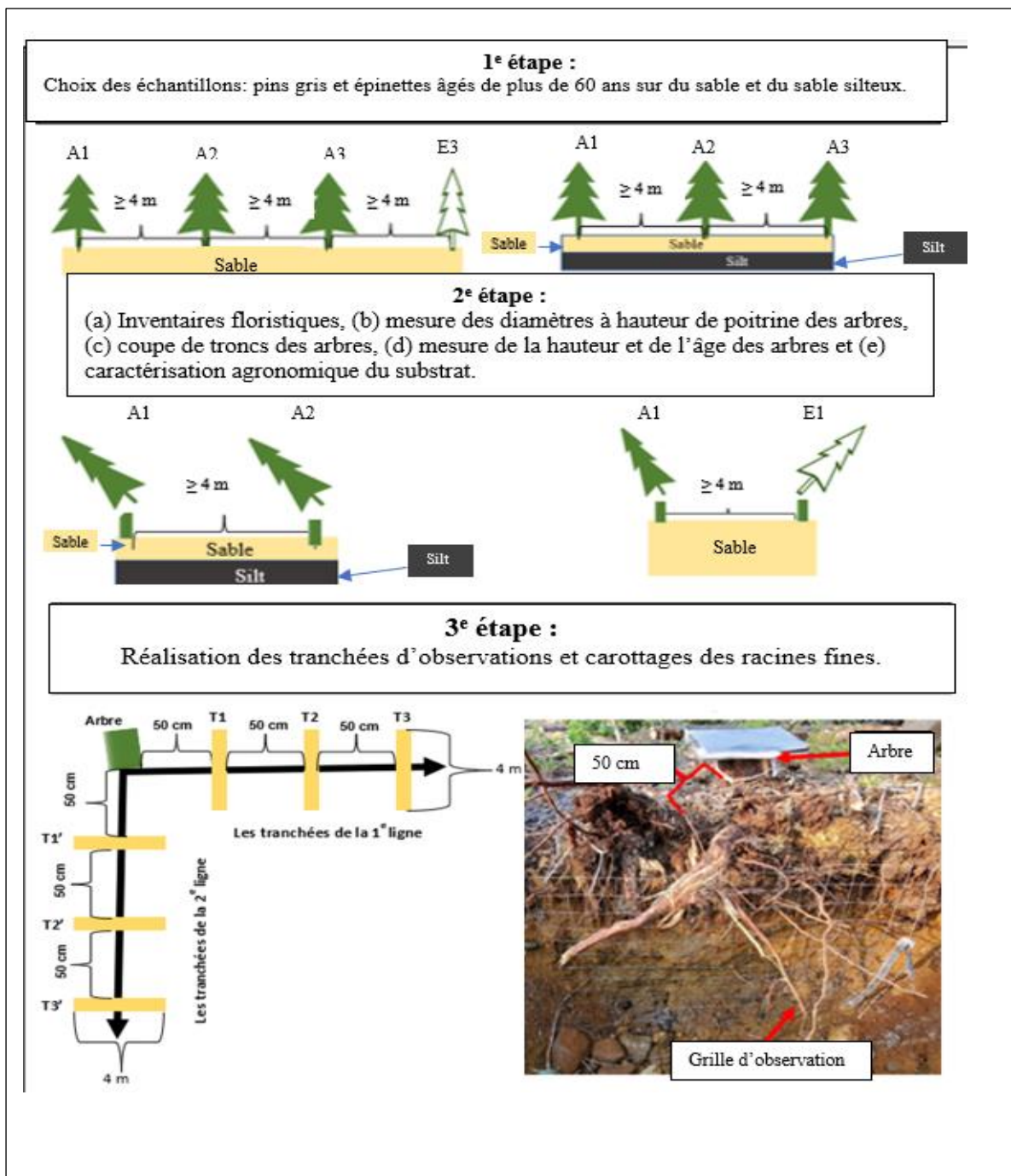


Figure 3.6 Différentes étapes de l'étude et emplacement des tranchées

Au total, 198 tranchées de mesure ont été réalisées (120 à St-Mathieu d'Harricana et 78 à Éléonore). L'occurrence (nombre de mailles où une racine est présente / nombre total des mailles $\times$ 100) et la distribution des racines le long du profil du substrat le long de la tranchée ont été notées par classe

de profondeur (Guittonny-Larchevêque et al., 2017). La densité des racines (nombre de racines / surface en dm^{-2}) a, ensuite, été notée dans chaque tranchée (Guittonny-Larchevêque et al., 2017). Ces paramètres furent notés : (a) par classes de 5 cm de profondeur, à la surface du sol [0-30 cm], et (b) dans l'ensemble du profil du sol jusqu'à la profondeur maximale d'enracinement pour tous les profils (1 m à Éléonore, 1,6 m à Saint-Mathieu d'Harricana). Également, la profondeur maximale d'apparition des racines (en cm) à partir de la surface a été relevée.

Afin de caractériser l'intensité de colonisation racinaire dans les substrats (principalement des racines fines, d'un diamètre $<2\text{mm}$), des carottes ont été prélevées avec une carotteuse ($d=7,5\text{ cm}$) à St-Mathieu d'Harricana et à Éléonore. À St-Mathieu d'Harricana, elles ont été prélevées dans la couche de silt et de sable à différentes profondeurs (à 10 cm au-dessus du silt, dans le sable, 10 cm et à 30 cm en dessous du silt), et ce, dans les six tranchées les plus proches de chaque arbre dans les trois parcelles d'analogie d'une CEBC. En ce qui concerne, la parcelle sur du sable, des échantillons ont été prélevés à tous les 10 cm (à partir de la surface du sol) de la tranchée la plus proche d'un des trois arbres de la parcelle, et ce, jusqu'à la profondeur maximale d'apparition des racines. À Éléonore, des carottes ont été prélevées dans la couche de sable à différentes profondeurs (à tous les 10 cm, plus précisément), et ce, dans les deux tranchées les plus proches de chaque arbre (les 2 tranchées distantes de 50 cm des arbres). Au total 231 échantillons (dont 171 à St-Mathieu d'Harricana et 60 à Éléonore) ont été prélevés et conservés à 4 °C. Ces échantillons ont été lavés à l'eau sur un tamis au laboratoire (pour séparer les racines du sol), triées et scannées pour analyser les images avec le logiciel WinRhizo (Regent Instruments Inc., Canada) pour obtenir le RLD (Root Length density).

Par ailleurs, avant la réalisation de ces travaux, des permis d'excavation ont été demandés au mois d'avril 2021 (pour les travaux à Éléonore et à St-Mathieu d'Harricana). Aussi, le département Santé Sécurité de la mine Éléonore et le maître de trappe du VC-29 ont été consultés. Ces consultations et l'obtention des permis d'excavation ont permis de prendre toutes les mesures afin d'éviter des risques d'effondrement et de chute pendant la réalisation des travaux.

3.2.3 Traitement des données

Tout d'abord, les données qualitatives issues des interviews ont été validées avec les participants. Ensuite, elles ont été rassemblées et analysées à travers une analyse thématique. Cette analyse a

consisté à trier les données en fonction des thèmes (Oplatka, 2001) et à examiner la relation entre les points de vue des répondants et les commentaires répétés contenus dans les entrevues (Ackerman et al., 2018). Ainsi, les données ont été classées selon les thèmes suivants : (a) le processus de gouvernance pour l'intégration des connaissances traditionnelles dans le processus de végétalisation du PAR d'Éléonore, (b) les différentes visions, objectifs spécifiques et divergences sur le scénario de végétalisation du PAR d'Éléonore, et (c) les défis liés à l'intégration des connaissances traditionnelles dans le processus de végétalisation du PAR d'Éléonore.

Ensuite, les données quantitatives collectées sur le terrain, ont été réunies, décrites et analysées afin de savoir si les attentes du maître de trappe du VC-29 pourraient présenter un risque, à long terme, pour la performance du recouvrement d'ingénierie. En effet, une analyse statistique a été réalisée pour le traitement des données quantitatives issus des travaux de terrain (Éléonore et St-Mathieu d'Harricana). Les données ont été analysées dans R (version 4.1.2) : Tidyverse (Wickham et al., 2019), Rstatix (Kassambara, 2021), multcomp (Hothorn, et al., 2008) sont des packages qui ont été utilisés. Premièrement, afin de tester les effets de la distance entre les tranchées et l'arbre, la profondeur du sol, et l'effet de l'espèce ainsi que leur interaction (dans le cas d'Éléonore) sur les variables de réponse (RLD, densité racinaire, occurrence de racines et profondeur maximale d'enracinement), les données ont été analysées par ANOVA. Certaines données ont donc été transformées en racine carrée pour respecter le critère de distribution normale pour l'ANOVA. La normalité des résidus du modèle a été vérifiée par le test de normalité de Shapiro et l'homoscédasticité de la variance par le test d'homoscédasticité de Levene. La signification globale des analyses a été fixée à $\alpha = 0,05$. Ainsi, lorsque les facteurs étaient significatifs pour une variable donnée, les moyennes des moindres carrés ont été estimées (déclaration LS MEANS) et des tests de comparaison multiple post hoc avec ajustement de Dunn-Sidak ont été effectués.

Deuxièmement, les effets des propriétés hydrogéotechniques du substrat (AEV, WEV, D_{10} , D_{60} et k_{sat}), et de l'épaisseur de la matière organique sur les variables de réponse au niveau racinaire (RLD, densité racinaire, occurrence des racines et profondeur maximale d'enracinement) ont été testés sur des données issues des analogues de CEBC à St-Mathieu d'Harricana. Pour ce faire, des régressions linéaires simples ont été réalisées. L'objectif fixé était $R^2 = 0,6$. Toutefois, il n'y a pas eu de corrélation entre ces facteurs et les paramètres racinaires, car toutes les régressions étaient $< 0,5$.

L'ensemble des résultats obtenus de ces traitements sont présentés et discutés, sous forme d'articles scientifiques, dans les chapitres 5, 6 et 7.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1 - INTEGRATION OF CREE TRADITIONAL ECOLOGICAL KNOWLEDGE (TEK) INTO THE REVEGETATION PROCESS OF THE ELEONORE MINE TAILINGS STORAGE FACILITY

Mohamed Kadiatou Cissé ^{a*}, Arn Keeling ^b, Marie Guittonny ^a, Bruno Bussière ^a

Published in The Extractive Industries and Society Journal (May 17, 2023): Volume 14,
June 2023, 101263.

<https://doi.org/10.1016/j.exis.2023.101263>

J'ai contribué à la structuration de l'article, l'élaboration de la méthodologie de recherche, la réalisation des travaux de terrain, le traitement et l'analyse des données, la recherche bibliographique et la rédaction de l'article.

^a Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Canada

^b Memorial University, Newfoundland and Labrador, Canada

* Corresponding author

4.1 Abstract

The Eleonore mine is located on Cree territory, in northern Quebec, and the Cree community is involved in the site reclamation process. The tailings storage facility (TSF), located in the territory of VC-29's trapline, will be reclaimed with an engineered cover and revegetated to comply with regulations. However, the presence of certain deep-rooted plants, which are prioritized by the tallyman of VC-29 (the guardian of the territory), must be compatible with the technical performance of the engineered cover. This paper documents the vision of the tallyman of VC-29 (the Tallyman) and the different stakeholders regarding the revegetation scenario of the Eleonore mine TSF based on the co-design process put in place by the mine. Semi-structured interviews were conducted with stakeholders (the Tallyman, the Eleonore mine, the Québec ministère de l'Environnement, de la Lutte Contre les Changements climatiques, de la Faune et des Parcs, the Québec ministère des Ressources naturelles et des Forêts, and the Cree Nation Government). All stakeholders agreed on the importance of integrating traditional ecological knowledge (TEK) into the Eleonore TSF revegetation process (although this is not required by the Quebec government).

The differences in views were mainly related to the TSF revegetation scenario. Based on his TEK, the Tallyman prefers using only jack pine as a risk management strategy to divert the animals from the reclaimed TSF, as he believes the TSFs are toxic areas. Other stakeholders prioritize the technical aspects of the TSF reclamation to ensure the integrity of the cover system (avoid erosion and deep roots) to control contaminants and conserve biodiversity, both in the short and long term. Finally, this paper documents, and integrates, where possible, the expectations of the Tallyman into the Eleonore mine TSF revegetation scenario.

Keywords: Tallyman of VC-29, Eleonore mine, Cree Traditional ecological knowledge, Tailings storage facility, Revegetation.

4.2 Introduction

Mining activities can have major environmental impacts on the land-based livelihoods and traditional activities of communities (Downing et al., 2002). Indeed, Indigenous communities often rely on natural resources (like fisheries and forest resources) that may be disrupted by mining activities (LeClerc and Keeling, 2015; Horowitz et al. 2018). They also have cultural and spiritual relationships to landscapes (Richmond and Big-Canoe, 2018) that may be destroyed or degraded by mining activities (Horowitz et al., 2018; Lewis et al., 2021). These impacts can lead in turn to a loss of social cohesion, growing inequalities, changes to traditional land use practices, and an increase in mental health diseases (Gibson and Klinck, 2005; Horowitz et al., 2018; Myette and Riva, 2021). In response to these issues and growing calls for reform, mining countries and mining companies have devoted increasing attention to the environmental and social impacts of their activities. On the one hand, mining companies are beginning to understand the need to involve Indigenous communities and take into account their traditional ecological knowledge (TEK)⁶ in mining activities (Collins, 2015). On the other hand, mining countries have implemented laws and rules to compelling mining companies to involve (via informed consultation and participation)

⁶ TEK or TK (traditional knowledge) has been defined as:

“a cumulative body of knowledge and beliefs, handed down through the generations by cultural transmission, about the relationship of living beings (including humans) with one another and with their environment” (Berkes, 1995).

“a body of knowledge built up by a group of Indigenous people through generations of living in close contact with the land. Indigenous knowledge is cumulative and dynamic. It builds upon the historic experiences of a people and adapts to social, economic, environmental, spiritual and political change” (Impact Assessment Agency of Canada, 2020).

Indigenous communities in the process of mining activities (Clark and Clark, 1999; Bhattacharya, 2000; Bradshaw, et al., 2015; Nygaard and Vigdis, 2016; Atlin et al., 2017; Rodon et al., 2018a; Kuokkanen and Rauna, 2019; Papillon et al., 2020; Prno et al., 2021).

Thus, several mining countries (such as Canada and Australia) have started to require proponents to review TEK during their environmental assessment processes (Wiles, McEwen and Sadar, 1999; Collins, 2015; Haalboom, 2016; Bainton and Holcombe, 2018; Prno et al., 2021). In Canada, for example, the TEK of northern Indigenous peoples has been officially integrated over the last 40 years into the environmental management and, in some cases, the approval processes of mining projects (Atlin and Gibson, 2017; Huntington, 2018; Beckett et al., 2021). However, TEK integration into the reclamation process and the design for closure is emerging and less studied (Poirier and Brooke, 2000; Rodon and Lévesque, 2015; LeClerc and Keeling, 2015; Tsosie, 2015; Costa, 2015; Sandlos and Keeling, 2016; Bainton and Holcombe, 2018; Beckett et al., 2021). Nowadays, the reclamation of mining sites can no longer be focused only on technical engineering activities. Industry best practices (ICMM, 2008) and academic research both highlight the need to involve Indigenous communities and incorporate their TEK in the reclamation process (Wiles et al., 1999; Sistili, et al., 2006; Vanspronsen et al., 2007; Chaloping-March, 2008; Beckett and Keeling, 2019; Dance, 2015; Monosky and Keeling, 2021). In 2015, Xavier et al. emphasized that mining companies should engage local values, needs, priorities, and visions for the future in the reclamation planning goals (Xavier, Veiga and Van Zyl, 2015). Indigenous knowledge, for example, can help to address the historical damage and displacement related to mining activities (Sistili et al., 2006), understand plants and animals of the region and how to sustainably restore local resources (Johnson, 1992), and integrate prospects and priorities of Indigenous communities with regard to land use after mine closure (Wiles et al., 1999; Reo, 2011; Collins, 2015). Establishing a collaborative relationship with the local community is the best strategy for TEK incorporation into reclamation planning. Indeed, consulting with the local community, including them in decision-making (Baker and McLelland, 2003; Beckett and Keeling, 2019), and considering their TEK as complementary knowledge to Western science (Fidler, 2009; Whitelaw, McCarthy and Tsuji, 2009) will help facilitate this process. However, this collaboration can be challenging due to the mutual skepticism between mining companies and local communities, the

problematic nature of how TEK is defined and deployed in reclamation (Sistili et al., 2006; McBeath and Shepro, 2007; Tsosie, 2015; Sandlos and Keeling, 2016), and the experiences of local communities with the mining industry and its impacts on the environment, especially at the post-closure stage (Poirier et Brooke, 2000).

Despite its demonstrated necessity, there is still very little research on collaboration with Indigenous people and their TEK integration into mine reclamation and only a few guidelines and little knowledge of best practices (Collins, 2015; Baeten, 2018; Beckett, et al., 2019; Getty and Morrison-Saunders, 2020). In response to this knowledge gap, this article aims to document the vision of the Indigenous Cree community of a tailings storage facility (TSF)⁷ revegetation scenario and the perceptions of government and the mining industry through the case study of the Eleonore mine, located in Quebec, Canada. This article analyzes the governance process of TEK integration into the TSF revegetation, the parties' visions of the TSF revegetation scenario, and the critical challenges of TEK integration into the TSF revegetation. The findings highlight the importance of early integration of TEK and continuous community engagement in mine reclamation guidelines and practices, as well as the importance of following local Indigenous land use governance and consultation protocols.

Furthermore, it is important to note that, while we agree that there are many definitions for TEK/TK, in the context of this study we have considered its holistic definition mentioned above (see also Berkes, 1995; Dale and Armitage, 2011; Parlee, 2012; Keats and Evans, 2020; Impact Assessment Agency of Canada [IAA], 2020, for more information). We recognize that the terminology around TEK/TK is evolving, and refers to detailed knowledge and understanding of local environments as well as cultural practices, knowledge and expertise. Therefore, in this paper, in addition to the Tallyman's bio-cultural knowledge, we consider his beliefs, understandings and opinions to be TEK. We also suggest this knowledge is relevant to “technical” questions around tailings reclamation, revegetation, etc. Accordingly, the Tallyman's opinion or understanding of a TSF and the Eleonore mine TSF revegetation scenario is considered to be TEK. We draw on a wide

⁷ Structure built for the purposes of storing the uneconomical ore and water from the milling process (Mining Association of British Columbia, 2021).

range of literature on the inclusion of TEK/TK in industrial development and environmental review processes to support this claim.

4.3 Background and methods

4.3.1 Study area and Eleonore mine description

Newmont Corporation's Eleonore gold mine (52° 42 'N, 76° 4' W) is an underground operation located in the territory of the regional government of Eeyou Istchee, James Bay, in northern Quebec, Canada. It is located approximately 350 km north of Matagami and 190 km east of the Cree community of Wemindji (Golder et associés, 2009) (Fig 5.1). The Eleonore mine site is located in the bioclimatic domain of the spruce-moss forest in the boreal zone (Saucier et al. 2009). The typical forest vegetation that surrounds the mine includes jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.), paper birch (*Betula papyrifera* Marshall.), leatherleaf (*Chamaedaphne calyculata* [L.] Moench), and black spruce (*Picea mariana* [Mill.]) (Golder et associés, 2010). In this region, the growing season is short (about three months) (Gouvernement du Canada, 2020). The climate is subpolar, and the average annual temperature is -2.9 °C (Gouvernement du Québec, 2019). The average monthly temperatures rise to 13.7°C in July (the warmest month of the year) and fall to -23.2 °C in January (the coldest month of the year). Precipitation is most abundant in September. The average annual precipitation at the meteorological station "La Grande Rivière A" is 684 mm.

Underground mine operations began in October 2014 by Goldcorp. The first gold pour was on October 1, 2014, and it achieved commercial production on April 1, 2015 (Newmont, 2020). In April 2019, Newmont partnered with Goldcorp and became the owner of the mine (Newmont, 2020). The gold ore at Eleonore mine comes from the Roberto deposit and is processed on-site using a conventional circuit that includes crushing, grinding, gravity, flotation, and cyanidation. Eleonore mine produces 270,000 ounces of gold per year (Poirier et al., 2021). The desulphurized and filtered tailings are potentially contaminated neutral drainage (CND) generators and contain arsenic (As) (Poirier, Pabst, Painchaud and Sara, 2021). They are co-disposed with waste rock in the TSF; about 16.0 Mt of tailings and waste rock will be stored in the TSF by the end of mining operation (currently scheduled for 2028) (Poirier et al., 2021). To control fluid movement into the tailings, the TSF will be reclaimed using a low saturated hydraulic conductivity cover with geomembrane (GM). More information on the use of GM for mine site reclamation can be found

in: Bussière and Guittonny, 2021; Maqsoud et al. 2020; Rarisson, 2021; and Rarisson et al., 2022. Then, the reclaimed TSF will be revegetated to comply with regulations.

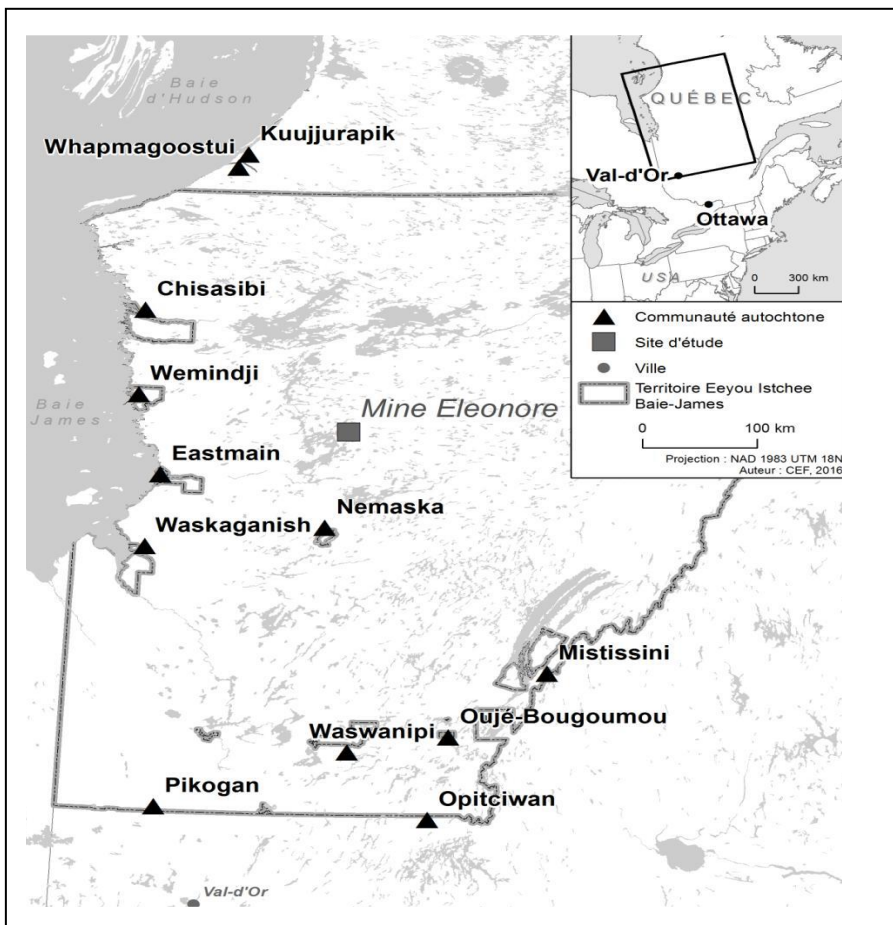


Figure 4.1 Eleonore mine location (ÉEM impact., 2019)

4.3.2 Eeyou Istchee and the James Bay Cree

Eleonore mine is situated in Eeyou Istchee, the homeland of the Cree Nation in Quebec. The Cree Nation is composed of approximately 14,500 people who live in nine village communities located on the shore of James Bay and Hudson Bay as well as inland (Affaires autochtones et du Nord Canada, 2019). Cree traditional territory, which extends over 400,000 km² (see Figure 4.1), supports a mixed economy involving traditional hunting, fishing, and trapping activities as well as paid employment in the industrial and service sectors. The territory is divided into over 300 traditional family hunting grounds and traplines, ranging in size from approximately 230 to several

thousand km² (the average trapline size is 1,200 km²) (Feit, 1985; Whiteman, 2004; Cree Nation, 2022). Each trapline is managed by a tallyman (Kaanoowapmaakin), a senior hunter, and a land steward (Whiteman, 2004; Carlson, 2009).

During the 1970s, in the context of the massive James Bay hydroelectric project development, the Cree created a structured political organization called the Grand Council of the Crees of Quebec (Morantz, 2002; Secrétariat aux affaires autochtones du Québec, 2019). In 1975, the Cree (along with Inuit in Northern Quebec) signed the James Bay and Northern Quebec Agreement (JBNQA) with the governments of Canada and Quebec (Rodon, 2014; Rodon, 2017). This agreement gave the Cree the exclusive ownership of territories covering 5,544 km² and the exclusive rights of hunting, fishing, and trapping on an area of 69,995 km² (Affaires autochtones du Québec, 2019).

Under the JBNQA, the Cree assumed responsibility for and control of the governance of health, social services, education, and income security in their territory (Rodon, 2014). These benefits allowed the James Bay Cree to create Cree institutions and administrative organizations, and many enterprises contributing to its economic development (Rodon, 2014). However, the implementation of this agreement created some conflicts with resource development and management. Thus, in 2002, the Quebec government and the Cree nation agreed to resolve these issues by signing a new collaboration called the “*Paix des Braves*”, the Peace of the Braves (Rodon, 2014; Affaires autochtones du Québec, 2019). As well as establishing a framework for Cree Nation self-government, this agreement granted the Cree a greater share in resource revenues and a larger role in land and resource management in Eeyou Istchee.

The Cree community closest to Eleonore mine is Wemindji, also called Iyiyuuch (which means "the people" in the Cree language). The population of the Wemindji Cree Nation is estimated at 1,444 (Statistique Canada, 2017) who live mainly in Wemindji Cree village (Carlson, 2008; Secrétariat aux affaires autochtones du Québec, 2019; Affaires autochtones du Québec, 2019). The Wemindji Cree Nation is governed by an elected band council with headquarters in Wemindji. In Cree culture, the tallyman is the guardian of the territory, and a recognized leader in an Indigenous system of trapline management. The tallyman exercises particular responsibility for land and resource management within defined trapline territories, and “the tallymen’s ecologically embedded knowledge, beliefs, and practice formed the basis for their cultural legitimacy as leaders

and decision makers about local natural resource management” (Whiteman, 2004, p. 427). Thus, in the context of mine development and reclamation planning, the tallyman plays a particular role related to Indigenous participation, alongside the Cree Nation Government.

4.3.3 Governance approach of Eleonore mine to integrate the Cree community into the reclamation process

In Canada, the Crown has a legal duty to consult and accommodate Indigenous communities in relation to land and resource development (Papillon and Rodon, 2017; Bradshaw et al., 2018). This consultation process is often delegated to mining companies, which has led many mining companies to negotiate resource revenue sharing agreements through Impact and Benefit Agreements (IBA) or similar agreements with Indigenous communities (Prno et al., 2010). These agreements are a means to facilitate the acceptability of development projects on Indigenous lands, since they establish guidelines for Indigenous employment and community development, and include provisions for profit sharing (Rodon et al., 2018b), environmental management, and biodiversity conservation (Descôteaux, 2015). Through these agreements, Indigenous communities are increasingly able to obtain a share of the revenue from resource development that takes place in their territory, as well as participate to varying degrees in project governance and oversight (Rodon et al., 2018b).

In 2011, Eleonore mine signed a collaboration agreement (the “Opinagow Collaboration Agreement”) with the Cree. This agreement establishes a collaborative relationship amongst the mine, the Cree Nation of Wemindji, the Grand Council of the Cree of Eeyou Istchee, and the Cree Nation Government during mining activities, while respecting the traditional and cultural values of the Cree (GoldCorp, 2015; Descôteaux, 2015). In the agreement, the mine commits to involve the Cree Nation, as well as particular communities, in the entire mine site reclamation process (GoldCorp, 2015).

To integrate the Cree in the reclamation process, Eleonore mine uses a “co-design approach.” This approach involves Indigenous people and local communities as partners in the project design process (Sanders, 2002; Muller, 2002; Sanders, 2008; Mager 2008; Botero and Hyysalo, 2013; Moser, 2016; Marin, Ely, and Van Zwanenberg, 2016; Daly et al., 2021). Reclamation co-design includes common steps that make it relevant for projects with Indigenous people: (a) stakeholder

consultation, (b) problem definition, (c) idea generation, and (d) collaborative work to make decisions and build the project (Frow, Nenonen, Payne and Storbacka, 2015; Bradford, et al., 2018; Zamenopoulos and Alexiou, 2018).

By following these steps, Eleonore mine's operator aims to inform, consult, and involve the Cree Nation in the TSF reclamation process (Figure 4.2). First, the mine must consult the environment committee (composed of Eleonore mining employees, the Cree Nation Government [CNG], representatives of the Cree Nation of Wemindji, and the Tallyman [or his representative] responsible for the land where the TSF is located) in the preparation, updating, and implementation of the mine reclamation plan. Secondly, the mine must include the Cree community in the mine site reclamation activities. Thirdly, the company must ensure that the reclamation will consider the future use of the site by the Cree Nation. Fourthly, it must consult local land users to determine the plant species to be used in the revegetation scenario of degraded sites (GoldCorp, 2015).

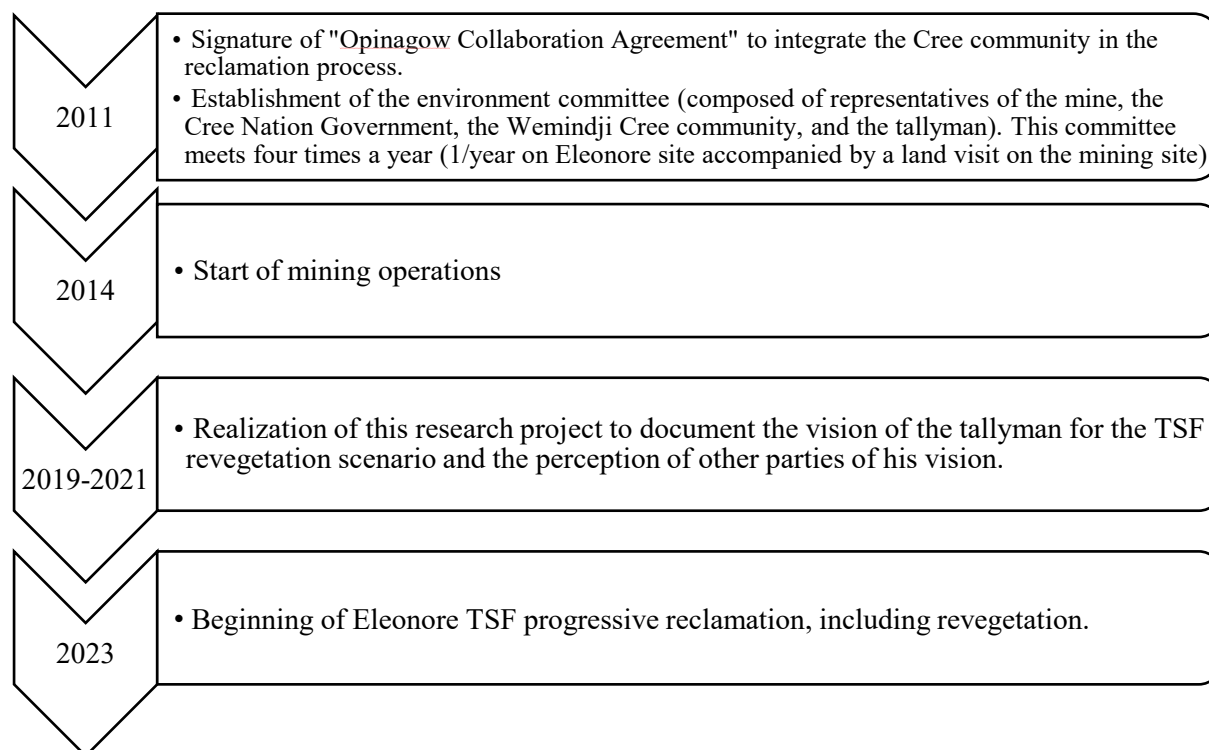


Figure 4.2 Governance approach of the mine to integrate the Cree into the reclamation process

The Eleonore mine site is on category 3 land:⁸ more precisely, in the territory of VC-29's trapline. The road connecting the mine to James Bay is built on the VC-22 and VC-28 traplines (Newmont, 2020). Based on Cree land governance practices noted above, the Tallyman must be directly consulted on matters related to the mine reclamation. Since the TSF is on the territory of the Tallyman and his family, he will be the main user of the reclaimed mine site after closure. This person is thus central to the mine site reclamation and particularly for TEK integration into the revegetation process. At this stage, after 10 years of the "co-design" process, but before the beginning of the TSF reclamation, this study was undertaken in collaboration with the mine and the Cree Nation. It documents the vision of the Tallyman for the TSF revegetation scenario and the perception of other parties of his vision.

It should be noted that this study was proposed by researchers as part of the research program of the NSERC-UQAT Industrial Research Chair on mine site reclamation, and was approved by the mine, which partly funds the chair research program. The project was conducted by an independent environmental scientist, doing PhD studies at UQAT in accordance with the principles of the UQAT research ethics committee. Ethical considerations were carefully planned and taken into account for the interviews, and an ethics certificate was obtained in October 2020 from le Comité de l'éthique de la recherche de l'Université du Québec en Abitibi-Temiscamingue (CER-UQAT). The PhD student received a scholarship from UQAT. He was put in contact with the Tallyman and the environment committee and CNG representatives by the mining company. This study was not part of the Opinagow Collaboration Agreement. The researcher collaborated independently with the Tallyman, the mine, the CNG and Quebec government, during the study.

4.3.4 Data collection

This project commenced in June 2019 with a meeting with the Eleonore mine environment committee, which includes representatives from both the mine and the Cree Nation. The purpose of this meeting was to explain the project, gather their opinions on the TSF revegetation scenario, identify the main parties, and visit the TSF and the surrounding territory with the representatives. This first stage of data collection was also an opportunity for the researcher to become familiarized

⁸ Provincial public lands with exclusive hunting, fishing, and trapping rights for certain species, only for the Crees and Naskapis (Gouvernement du Québec et Nation Crie, 2012).

with all the parties (including the Tallyman). The parties and participant selection criteria were specified (through a review of relevant reclamation regulations in Quebec) and are summarized in Table 4.1. This study prioritized participants directly involved with or having knowledge of mine reclamation regulations and revegetation scenarios.

Table 4.1 Parties and participant selection criteria

Interview #	Parties	Role and responsibilities	Participant selection criteria
1	Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF)	Responsible for the analysis and approval of the TSF reclamation plan	Mine site reclamation experts
2	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP)	Responsible for the analysis and validation of the TSF reclamation plan	Mine site reclamation experts
3	Eleonore mine	Responsible for the TSF reclamation	Managers of the TSF reclamation
4	Cree Nation Government (CNG)	Member of the Eleonore environment committee	Workers from Environment department
5	The Tallyman of VC-29	Final land user after reclamation Holder of the TEK on the land to be rehabilitated	Eleonore TSF is located on his territory

Two weeks before the interviews, participants were given a consent form and questionnaire. Then, semi-directed interviews were conducted with them by video conference (due to COVID-19) in December 2020 and January, February, and March 2021. In total, seven people were interviewed: the Tallyman, two people from Eleonore mine, one from the MELCCFP, two from the CNG, and one from the MRNF.

The interview with the Tallyman was conducted first. The key objectives of this interview were to:

- inform the Tallyman about the Eleonore TSF reclamation plan involving a cover system to prevent the contamination of his territory;
- understand his opinion (based on his cultural and traditional knowledge point of view) of TSFs and their reclamation;

- identify his concerns and expectations for the revegetation scenario of the Eleonore TSF; and
- identify the types of vegetation that he prioritizes in the revegetation scenario for the TSF and the reasons for his choices.

During this interview, the Tallyman was asked to show the researcher, in the area surrounding the Eleonore mine site, the types of vegetation that he prioritizes in the revegetation scenario of the TSF. Finally, the key objective of the interviews with the rest of the participants was to solicit their perceptions of the vegetation types chosen by the Tallyman for the revegetation scenario of the TSF.

Data collection was considered complete when all the questions were addressed, and the key objectives of the interviews were achieved. The interview with the Tallyman was approximately three hours. While the interviews with the rest of the participants (the mine, the CNG, the MELCCFP and the MRNF) each lasted approximately 1 hour 30 minutes. All the interviews were recorded on a digital recording device. The recordings were then transcribed verbatim in French except that of the Tallyman, which was recorded in English.

4.3.5 Data analysis

First, the interview transcripts were validated with the participants. Then, interview data were assembled and analyzed through thematic analysis. This involved sorting the data according to themes (Oplatka, 2001) and examining the relationship between respondents' views and repeated comments contained in the interview transcripts (Ackerman et al., 2018). The responses contained in the interview transcripts were categorized into the following themes: (1) the governance process for TEK integration into the Eleonore TSF revegetation process; (2) specific and divergent visions and objectives of the Eleonore TSF revegetation scenario; and (3) challenges of integrating TEK into the Eleonore TSF revegetation process. The following sections present the main results according to the three themes as articulated by the stakeholders.

4.4 Results

4.4.1 Governance process for TEK integration into the Eleonore TSF revegetation process

a) Quebec government

First and foremost, as the MRNF representative explained, the Quebec provincial government is the legislative authority with respect to mine closure and reclamation [MRNF representative (Interview #1)]. The province requires mining companies to plan and perform the reclamation of their mining sites, subject to approval. The reclamation plan approval is renewed every five years. Representatives of both ministries (MELCCFP [Interview #2] and MRNF) mentioned the important regulatory and technical aspects related to the reclamation process: physical and chemical stability of mine waste, securing mining openings and dikes according to environmental standards, revegetating mining sites, and considering climate changes on reclaimed sites [Interviews #1 and 2]. For instance, according to Quebec regulations, a mining site is satisfactorily reclaimed if the water leaving the site has concentrations of potentially contaminating elements below defined thresholds. Water quality monitoring is mandatory for 10 to 20 years depending on the type of contaminants potentially present in the water.

However, TEK is not one of the elements required by the Quebec government in the reclamation process [Interview #2]. Indeed, while the government requires the development of an advisory committee (with, among others, representatives of the local community) to be set up at the beginning of the mining project, which could include the Indigenous community, the government does not specifically require that mining companies integrate TEK into their mine site reclamation plans [Interview #1]. As indicated above, integrating the TEK of the Tallyman into the Eleonore TSF revegetation process is not legally required in the Quebec Mine Reclamation Guidelines. However, if the mine decides to do so, the Quebec government will not disagree, as long as it does not affect the technical aspects of the reclamation. The MELCCFP representative commented that integrating the Tallyman into the TSF revegetation process is very interesting, but that the species chosen by him should not negatively impact the performance of the cover system: “The choice of the scenario should be done on the basis of scientific studies, in addition to the Tallyman’s TEK”

[Interview #2]. In addition to the TEK, the mine should consider the other aspects of the revegetation scenario (such as the technical, biological, and chemical aspects of the TSF revegetation).

b) Eleonore mine

Mine representatives emphasized the involvement of Indigenous partners in its activities and the integration of the TEK of the Tallyman into the TSF revegetation process as part of Newmont's governance approach [Mine representative (Interview #3)]. This community involvement is described in the “Opinagow Collaboration Agreement,” drawn up between the mine and the Cree Nation, and in Eleonore mine’s “Global Certificate of Authorization” delivered by the MELCCFP. Company officials mentioned that TEK integration into its TSF revegetation process is necessary, even if the Quebec government does not require it:

We are not obliged by the government to take into account all the Cree’s opinions [...], however, for the renewal of our certificates of authorization, we are obliged to give the reasons (which may be technical, economic, etc.) why we were not able to take into account one or more of the Cree’s opinions [...] [Interview #3].

Integrating the Tallyman’s knowledge in the TSF revegetation process is not clearly specified in the "Opinagow Collaboration Agreement" [Interview #3], but in Cree culture, the Tallyman is “the guardian of the territory” [Interview #3]. So, logically, the Tallyman must be part of the decision-making process in the TSF revegetation and the reclamation of the rest of the mine site.

Eleonore representatives discussed several reasons why integrating the Tallyman’s TEK into its TSF revegetation process is very important. First, doing so provides knowledge about the ecological services of the Cree territory that must be considered in the revegetation process. Secondly, it informs the mine about types of plant species that the Tallyman thinks will adapt to the substrate of the territory. Thirdly, it provides information that can be used to secure its works and workers on the mine site: “Often, the Cree community makes comments related to the safety of the works and that of the workers. We find it interesting” [Interview #3].

c) CNG and the Tallyman

The Cree Nation Government participants considered that TEK integration into mining reclamation processes, including revegetation, is essential. For the CNG, it is impossible to revegetate a mine site without using TEK of the territory in which it is located. This allows the reclamation plan to consider the future use of the territory by the local community. "In a nutshell, we think it is important to value TEK and use it in the revegetation process of Eleonore TSF" [The CNG (Interview #4)].

The CNG confirmed that the mine integrates the Tallyman's TEK into the TSF revegetation process through the environment Committee (of which the CNG and the Tallyman [or his representative] are members). This committee meets about four times a year and includes discussions about TEK integration into the Eleonore TSF revegetation process: "We [including the Tallyman] are well involved in the TSF revegetation process. There is a good relationship between us and other parties, including the mine" [Interview #4]. As Eleonore is one of the first modern mines in their territory, CNG officials emphasized that their collaboration with the mine helped inform them of different issues related to mine reclamation. "It is an opportunity for us to learn new knowledge of mining reclamation process. It is a capacity building for us" [Interview #4].

Finally, the Tallyman confirmed that he has a good relationship with the mine. As one of the members of the environment committee since 2011, he is involved in the mine TSF revegetation process. He emphasized that taking his knowledge into account in the TSF revegetation process is very important to him for several reasons. In particular, he does not want the mine to introduce exotic or southern species into the TSF revegetation scenario. He wants the vegetation of his territory to remain natural for future generations.

4.4.2 Specific (and divergent) visions and objectives for the Eleonore TSF revegetation scenario

The Tallyman's vision and objective for the Eleonore TSF revegetation scenario, as well as other actors' responses to it, are summarized in Table 4.2.

Table 4.2 Revegetation scenario favored by the Tallyman for the Eleonore TSF revegetation scenario and the perceptions of the other parties about it

The Tallyman's preferences	Other Parties perceptions of the Tallyman's expectations		
	CNG	Quebec government	Eleonore mine
Prefers using only jack pine in the TSF revegetation scenario to divert the animals from the reclaimed site, as he believes the TSFs are toxic areas.	The Tallyman and his family have their own reasons for their choice. The Tallyman has primary responsibility for his territory.	The mine can use the Tallyman's choice, if scientific studies demonstrate that it does not affect, in the short and/or the long term, the performance of the engineered covers and obeys the requirements of the Quebec government. The government does not impose a revegetation scenario on a mining company.	The mine will use the choice of the Tallyman if scientific studies demonstrate that it follows the Quebec government requirements. But, to control erosion, ensure the integrity of the cover system, compensate for the loss of wetlands, and conserve the biodiversity, he must accept the use of herbaceous and other local species in the revegetation scenario.

The Tallyman has a specific scenario in mind for the TSF revegetation. In his view, TSFs are areas that can contaminate plants, animals, and the food chain. Therefore, he does not want plants or trees to grow on Eleonore's TSF: specifically, plants that can attract animals (like bears, moose, rabbits, geese). He does not want the mine to use herbaceous plants in the TSF revegetation scenario. Eleonore mine informed him that they are going to reclaim the TSF with a cover system to keep contaminants inside the tailings. But he remains adamant:

I prefer that they use cover systems if my opinion matter. But for us [tallymen and their families] TSF is a toxic area. It is dangerous for plants, animals and for human beings. The Tallyman of Porcupine Gold mine at Timmins in Ontario advised me that I should not hunt on the TSF after mine closure or the reclamation process [Interview #5].

But, if the mine must revegetate the TSF, he said that he prefers only jack pines (*Pinus banksiana* Lamb.) to keep animals away, because, according to his TEK, animals are not interested in that type of tree. Apart from jack pine, the Tallyman says he does not want any other type of plants on the reclaimed site. He told the mine not to use the topsoil on the TSF, because topsoil could have some seeds of natural plants that will grow on the TSF and attract animals.

I do not want them [exotic or southern species] in my territory. These species can modify wildlife habitats and cause the presence of exotic insects, which will undoubtedly influence the fauna in my territory. I want future generations in my territory to be able to hunt like I do. If I have a choice, I want the vegetation of my territory to remain natural [the Tallyman (Interview #5)].

Furthermore, Eleonore mine informed him that the reclaimed TSF will be sloping and plants on it must be suitable to avoid erosion, windthrow, and deep rooting. But in his point of view, jack pine is suitable to avoid windthrow and deep rooting, and grows on different land, on rock, slopes, hills, etc. [Interview #5].

According to the CNG and the Quebec government, the final mine TSF revegetation scenario is still unknown. Indeed, the CNG has not yet received a reclamation scenario proposal from the mine [Interview #4]. However, the CNG representatives considered that the Tallyman has his reasons to make this choice for the TSF revegetation scenario and declined to comment on his opinions, “since we are not specialists on the TSF revegetation” [Interview #4] and the Tallyman has primary responsibility for his territory. For the MELCCFP, it was too early to identify the specific TSF revegetation scenario, because it is still under study by the mine. The MELCCFP representative clarified that the revegetation scenario should be presented in the next revision of the mine reclamation plan. The key consideration for the MELCCFP representatives is that the selected scenario must not affect, in the short and/or the long term, the performance of the geomembrane cover system:

[...]. If the mine shows us, through scientific studies, by integrating the aspect of climate change, that the roots of jack pine do not affect (in the short and/or the long-term) the performance of the chosen cover scenario, the ministry will not refuse its use in the revegetation scenario [Interview #1].

Nevertheless, the MELCCFP representative remained skeptical on the use of jack pine on the cover system, because “it is not a species used in revegetation scenarios on cover systems. [...] According to my experiences and knowledge, it does not seem to me a good choice. It seems to be a species with deep rooting. But the studies will tell” [Interview #2].

Eleonore mine representatives confirmed it has not yet determined the revegetation scenario of its TSF, which is still under study. However, mine officials confirmed plans to use native plant species and take into account as much as possible the preferences of the Tallyman and that of the rest of the Cree community:

The criteria for selecting the revegetation scenario of Eleonore TSF are: (a) the use of native plants in the scenario, (b) valuing the choice of the Cree community, including that of the Tallyman, and (c) taking into account the integrity of the cover system. This point (c) is really important for us; it ensures the integrity of the cover system and thus protects the environment [Interview #3].

Eleonore mine officials believe that the Tallyman's choice is very limited, because they could not use only one species in the Eleonore mine TSF revegetation scenario. First, they have an offsetting plan to respect (which consists of compensating for the loss of wetlands impacted by the construction of the infrastructure of the mine). In this offsetting plan (fully developed with the Cree community including the Tallyman), the mine plans to revegetate the degraded areas to compensate and restore the biodiversity [Interview #3]. Therefore, Eleonore mine officials consider that herbaceous plants and shrubs should also be kept on the reclaimed TSF, because there is an ecological structure to be respected in connection with their offsetting plan [Interview #3].

Secondly, another important element of the TSF revegetation scenario is to prevent water erosion: "If we plant only jack pine at every 2 m on the reclaimed site, we will not be able to stop erosion" [Interview #3]. From a technical perspective, erosion is one of the factors that can cause a loss of efficiency of the cover system used on the TSF.

[...], if we only plant jack pine on the reclaimed TSF, we will have cracks (about 2 feet [61 cm] deep), which will be created after one year because of water erosion. That is what is currently happening on the not reclaimed TSF slopes, as we know. There are many slopes at the Eleonore TSF compared to traditional tailings facilities [Interview #3].

The priority of the mine is to stabilize the site and protect the cover system with GM that will control the contamination of the environment. That is why, in response to the Tallyman's preferences and the constraints in following them, the mine stated that to use jack pine in the revegetation scenario, scientific studies need to demonstrate that this plant can ensure the stability

of the site, combat water erosion, and will not affect the performance of the cover system. These aspects of performance are part of the requirements of the Quebec government. Secondly, the mine needs to use herbaceous plants on reclaimed TSF to quickly stabilize the site against water erosion. The site could later be colonized by shrubs and trees according to a natural plant succession process.

The Quebec government requires the vegetation to be stable and sustainable over time. However, the risk of a monoculture is that if the jack pine does not develop well on the site, it will be necessary to make corrections (to correct the TSF revegetation scenario). Mine officials suggested that the plant species on the TSF will vary over time, since the ecosystem is dynamic. This is one of the elements that must be studied to determine if these new plant species affect, in the long term, the performance of the cover system. Finally, the objective of the Eleonore TSF revegetation is to bring the site back as much as possible to its previous, natural state. So, mine officials commented, “we must not fool ourselves that we can stop animals entering the revegetated TSF” [Interview #3]. Overall, the site is difficult to control: “Whatever we plant on the reclaimed TSF, it will, later, be colonized by other plant species” [Interview #3]. Thus, despite its commitment to incorporate TEK into the reclamation scenario, the mine is faced with a challenge to reconcile the Tallyman’s vision with the technical and regulatory requirements for mine reclamation.

4.4.3 Challenges of integrating TEK into the Eleonore TSF revegetation process

Despite ten years of discussions supported by the environment committee, the TSF revegetation scenario has been discussed only recently. Now, as the mine approaches the revegetation, the more apparent the challenges related to the integration of the Tallyman’s TEK have become, and therefore the need to deepen the dialogue with him [Interview #3]. Incorporating the Tallyman’s TEK and the technical aspects of the TSF reclamation in the co-design process presents several challenges, including the Tallyman’s understanding of the TSF, divergent visions for the TSF revegetation, and the difficulties of reconciling these with regulatory requirements. Often, the Tallyman is skeptical of what the mine tells him about the technical aspects of the TSF reclamation process. According to the mine, the Tallyman should have access to a trusted external resource, possibly from the CNG, which could provide independent technical information [Interview #3].

It is important to emphasize that the Quebec government's requirements for mine site reclamation focus more on technical aspects than on TEK integration into the reclamation process. Indeed, the MELCCFP representative recognizes that integrating the Tallyman's expectation into the Eleonore TSF revegetation process may be challenging. The Quebec government urges the mine to continue to consult with the Tallyman to satisfy his concerns. However, the government's hierarchy between technical and TEK aspects is clear:

The species chosen by the Tallyman should not have a negative effect on the technical aspects of the TSF revegetation scenario. The choice should be made on the basis of scientific studies, in addition to the TEK of the tallyman. [...] Eleonore mine should consider first the technical aspects of the TSF revegetation scenario [Interview #2].

If scientific studies demonstrate that the Tallyman's preferences have a negative effect on technical aspects of TSF revegetation scenario, the mine should use other plant species in order to meet the Quebec government technical requirements, because "the MELCCFP will not accept the reclaimed TSF to be left without vegetation" [Interview #2]. The revegetation of the reclaimed TSF site is required to prevent erosion and limit water infiltration to the tailings [Interview #2].

According to the CNG, although collaboration on the TSF revegetation process involves opportunities for all parties, it also presents challenges. For the CNG, the main challenge associated with this collaboration is "the reconciliation of the different parties' expectations" on the Eleonore TSF revegetation process [Interview #4]. To meet this challenge and have a TSF revegetation that integrates the expectations of all parties, CNG urges ongoing dialogue and discussions until the completion of the revegetation process, because "the mine must not force a solution or an opinion on the Tallyman and the Cree" [Interview #4]. The Cree government recommends that Eleonore mine give time to the Tallyman and all the Cree representatives to discuss family concerns and come back later with an answer that reflects the opinion of the Cree community.

4.5 Discussion

4.5.1 TEK integration into the TSF reclamation process

The interview results demonstrate that there is a recognition among all parties that TEK integration is important for mine closure and reclamation success. This is in line with the recommendation of

Sistili et al. (2006), Xavier et al. (2015), Beckett and Keeling (2019), and Daly et al. (2021) for mine closure success. These authors recommend that mining companies should work with Indigenous communities to understand and apply local expertise for TEK integration into reclamation planning. Although Quebec's formal mine reclamation regulations do not require this integration, the existing agreements between Eleonore and the Cree Nation (including the Tallyman) provide a context for doing so, through the environment committee. In general, this kind of negotiated agreement between mining companies and Indigenous communities often compensates for these shortfalls in regulations. However, this could influence the free, prior, and informed consent of local communities, since ethical aspects may not be respected in these agreement processes (Papillon and Rodon, 2017). Therefore, these agreements between mining companies and Indigenous communities need to be regulated by the governments of mining countries. This weakness in the regulations is indicative of the need for TEK integration in mining reclamation processes (Beckett et al., 2020; Monosky and Keeling, 2021) to pressure mining companies to adopt approaches that incorporate TEK in mine site revegetation processes. This understanding was confirmed by the representative of the MRNF in this study. Furthermore, the lack of regulations does not necessarily mean that mining companies will meet only the bare minimum requirements in their reclamation processes (Beckett, et al., 2020).

The process of TEK integration through early planning and consultation at Eleonore is a positive approach and reflects best practices (Collins, 2015). The approach used by Eleonore mine is similar to that used by New Gold Cerro San Pedro Mine, in Mexico, although the New Gold case was focused on post-mining land use and economic development. This mine used a participatory approach to define the company's Integrated Closure Strategy (Costa, 2015). A committee (composed of representatives of the mine, the local community, and the local government) was set up to discuss the social aspects of closure. The approach was based on dialogue with key parties (the local community in particular) to identify the social impacts of closure and to build together a feasible sustainability path forward. Lessons learned included, among others, the relevance of engaging local community from an early stage to achieve responsibility for a prosperous future (Costa, 2015). These lessons will influence how New Gold plans and implements reclamation in the future.

Similarly, the Red Dog mine in Alaska set up a committee to discuss reclamation with the local community (the Inupiat) and to take into account their concerns (Hockley and Coulter, 2010). The process took four years and was realized through several information and communication sessions with the Inupiat (Hockley and Coulter, 2010). This strategy of establishing a committee for TEK integration into reclamation processes is emerging in Canada. In 2018, the Raglan mine created a subcommittee to develop a mine closure plan that integrates social aspects (Beckett, Keeling and Monosky, 2021; Closure Plan Subcommittee of Raglan Mine, 2021). This subcommittee includes representatives from the mine, the communities (Salluit and Kangiqsujuaq), the Makivik Corporation, and third-party experts in technical and social reclamation (Closure Plan Subcommittee of Raglan Mine, 2021). The presence of experts in technical and social reclamation on this subcommittee and its creation prior to reclamation are some of the advantages of the Raglan mine's strategy.

4.5.2 Advantages and challenges of integrating TEK into the TSF reclamation process

All parties agree on the advantages of TEK integration into the Eleonore TSF reclamation process. These advantages suggest that governments, mining companies, and Indigenous communities should collaborate to integrate TEK into the processes for mine reclamation success. First, this allows TEK to complement Western science in reclamation planning (Vanspronsen et al., 2007). Tsuji and Ho (2002) think that we should not talk about TEK *integration* into technical (Western science) aspects of reclamation, but rather the *complementarity* between the two, since TEK can provide information that is not available in Western science (such as historical and cultural information) (Sistili et al., 2006). For example, TEK integration is crucial to understand plants and animals of the region and how to sustainably manage local resources (Johnson, 1992). Secondly, it allows reclamation plans to take into account Indigenous concerns about the long-term environmental and social legacy of the mine (Sandlos and Keeling, 2016). This approach addresses potential social conflicts and promotes the social acceptability of future mining projects in mining areas. Thirdly, it allows integration of the prospects and priorities of Indigenous people with regard to land use after mining reclamation (REO, 2011; Collins, 2015).

Nevertheless, as illustrated by the Eleonore case, TEK integration into mining reclamation and combining the social and technical aspects in the reclamation process remains challenging. The Tallyman considers that TSFs are toxic areas that can contaminate plants, animals, and the food chain. The risk of contamination of plants and animals on the Eleonore TSF was mentioned several times during the interviews with the Tallyman. These understandings and concerns are in line with other research on industrial and other contaminants (Cassady, 2007; VanSpronsen et al., 2007). Indigenous people consider mine sites as toxic areas (Sandlos and Keeling, 2016) and mine wastes as something deadly (Poirier and Brooke, 2000). These understandings have important implications both for technical reclamation scenarios and for post-mining land use planning.

In this study, the parties are approaching the TSF revegetation scenario from very different perspectives and knowledges. For the Tallyman, the key issue is protection of wildlife and concerns about contamination, based on his TEK and experience. For the Quebec government and Eleonore mine, the key issue is the performance and the integrity of the cover system, based on technical aspects of reclamation. This divergence contributes to making TEK integration a complex and continuing challenge. The case of the Inuit of Nunavik, Quebec, and biomedical researchers on environmental contaminants is an illustration (Poirier and Brooke, 2000). The two groups approached the issue from different directions. The biomedical researchers offered their specific knowledge of the hidden dangers of contaminants on human health. The Inuit, based on their TEK and past experience, developed a particular cultural understanding related these contaminants. For example, “*sukunaktuit*” (which means literally “destructive agents”) is the word most commonly used by the Inuit of Salluit, Quebec, for “contaminant” in relation to mercury and asbestos pollution in their territory (Poirier and Brooke, 2000). This contributes to creating a mutual skepticism amongst Inuit and various members of the biomedical community, as well as divergent views of potential harms and mitigation strategies (see also Cassady, 2007; Tyrrell, 2006).

Now, as the TSF revegetation process unfolds, Eleonore mine is discovering the challenges related to the Tallyman’s TEK integration. These challenges include the power imbalance between TEK and Western science (see Baker and Westman, 2018; Parlee, 2012) due to the dominance of Western science in environmental assessment and regulation, as well as the existence of many historical, political, social, and cultural barriers that can make interaction and communication

between the parties difficult (Parlee, 2012). These challenges could affect the work of the environment committee to achieve a truly co-designed reclamation process. Continued dialogue with the Tallyman is essential to overcoming these challenges (see Daly et al., 2021), but according to the CNG, the mine should not force a revegetation scenario on the Tallyman. These discussions should address how the divergent concerns and perspectives can be incorporated into the TSF revegetation process. Furthermore, the Tallyman does not necessarily trust or believe what the mine tells him about the technical aspects of the process. Including third-party experts in technical and social reclamation (like in Raglan mine's subcommittee) in the Eleonore environment committee, to provide independent technical information and to train mine employees on TEK, could contribute to the success of the dialogue among parties.

From a technical perspective, the use of plants in the revegetation process that do not affect the performance of the TSF cover system was mentioned several times during interviews with Eleonore mine and the Quebec government. They remain concerned that jack pine could develop deep roots that can affect the cover's integrity. Quebec government representatives mentioned that before using jack pine, the mine must consult specialists in TSF revegetation to verify the feasibility of the scenario. This concern appears legitimate, as plants developing deep roots can affect the integrity of cover materials and cause water infiltration or oxygen migration through cover systems above reactive tailings, so reducing cover performance (Guittonny et al., 2018; Bussière and Guittonny, 2021). In a boreal context and on sloping sites (such as the Eleonore TSF), jack pine can develop a taproot system (MELCCFP, 2017). These taproots can dive deep into the ground up to 3 m (MELCCFP, 2017) to allow the tree to anchor the ground on the slope and avoid uprooting (Chiatante, Sarnataro, Fusco, Di Iorio, and Scippa, 2003; Danjon et al., 2007a and 2007b). As a result, the roots could reduce cover system performance and cause the dispersal of contaminants from the tailings to the environment (contaminated mine drainage).

On the basis of greenhouse studies, Stoltz and Greger (2006) have shown that jack pine roots were capable of penetrating sealing layers such as clay on various mining sites. Recently, Proteau et al. (2020a, 2020b, 2021) have determined, seventeen years after the construction of the cover system at the Lorraine mine site, the roots of plants colonizing the cover with capillary barrier effects (CCBE) could reach the functional silt layer, despite a protective layer of 30 cm thick at the surface and the high apparent density of the silt (1.6 g/cm^3). However, it should be remembered that each

mine site has its own particularities, and the root development of plant species depends on several factors including the abiotic (e.g., soil, topography, climate) and biotic (e.g., competition) environments in which it takes place. Therefore, it is necessary to study the root development of jack pine in the Eleonore TSF context, as requested by the Quebec government, and also to continue discussions with the Tallyman until the end of the revegetation process to take into account his concerns.

The tallyman approach to risk management, based on his TEK and with the aim of minimizing the spread of possible contamination towards hunted fauna, is consistent with technical uncertainties in cover performance identified in the literature. Indeed, some experts highlight the potential impacts of vegetation on the long-term performance of cover systems (Bussière and Guittonny, 2021; Aubertin et al., 2016). At present, due to disciplinary barriers, the engineering design of cover systems is often performed without considering natural processes of ecosystem evolution. These processes take place over hundreds of years, can modify the cover materials and change its long-term performance. Climate change may impact the long-term performance of covers as well. However, the development of reliable future climate data, especially regarding extreme events, is needed to anticipate the long-term performance of cover systems with numerical models (Bussière and Bresson, 2021). Finally, the durability of some man-made materials used in cover systems is documented to be finite under controlled conditions in the technical literature, e.g. high density polyethylene (HDPE) geomembrane liners (Needham et al., 2006; Maqsoud et al., 2021). The issue of the inherent technical uncertainties surrounding long-term cover performance and ecosystem change suggests an additional rationale for engaging with and integrating TEK, based on its contributions to understanding long-term environmental and socio-cultural change (Beckett and Keeling, 2019).

4.6 Conclusion

This research analyzes the process of TEK integration into the Eleonore TSF revegetation planning by documenting the Tallyman of VC-29's TEK integration into the mine TSF revegetation process through a “co-design approach”. Results indicate that the Quebec government recommends but does not require mining companies to integrate TEK in reclamation planning. The co-design approach used by Eleonore mine is a vision of Goldcorp governance (now Newmont) and reflects

its commitment to Indigenous involvement in the Opiganow Agreement with the Cree Nation Government. The state of the parties' visions of the Eleonore TSF revegetation scenario is also documented here, after ten years of co-design process. The revegetation vision of the Tallyman is influenced by his understandings that a TSF is contaminated land that will stay contaminated even if a reclamation method is applied to it. His plant choices are based on his desire to create an environment unattractive to animals. However, further investigation is needed to determine if the plants chosen by the Tallyman can endanger the cover system performance.

The main challenge of this case study appears to be related to reconciliation of the technical aspects of reclamation, in particular government requirements for reclamation performance, with the Tallyman's revegetation vision based on his TEK. Although Eleonore mine collaborates with the Cree Nation on the TSF reclamation through the environment committee process, the planning of the TSF reclamation is more focused on the technical aspects and rooted in Western scientific understandings. The results of this study highlight the importance of early integration and continuous community engagement in mine reclamation guidelines and practices. It is recommended that the Eleonore mine include third-party experts in technical and social reclamation on its environment Committee, continue discussions with the local community, and avoid enforcing a revegetation scenario despite the Tallyman's concerns. It is recommended that the Quebec government adopt laws and regulations to ensure that the TEK of Indigenous people is taken into account in mining reclamation processes while conducting more consultation and dialogue to reach consensus. The insights gained from this research can be applied globally to address the challenges of integrating TEK into mine site reclamation in consideration of community concerns. Combining social and technical aspects of mining reclamation is a best practice that will benefit all mines and local communities during the closure and reclamation process.

Acknowledgements

Funding for this study was provided by the NSERC-UQAT Industrial Research Chair in Mine Site Reclamation. We are grateful to the Eleonore mine, the Tallyman of VC-29 and his family, the Cree Nation of Wemindji, the CNG, the Council of the Cree Nation of Wemindji, the ministère du Développement durable et de la Lutte Contre les Changements climatiques and the ministère de

l'Énergie et des Ressources naturelles for their collaboration and support. We would like to thank Julia Jamieson-Hanes for her comments on the draft of this paper.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2 - CHARACTERIZATION OF THE *PINUS BANKSIANA* ROOT SYSTEM TO ADJUST THE THICKNESS OF THE COARSE LAYER OVER A COVER SYSTEM USED TO CONTROL CONTAMINATED MINE DRAINAGE IN A BOREAL CONTEXT

Mohamed Kadiatou Cissé ^{a*}, Marie Guittonny ^a, Bruno Bussière ^a

Submitted in Journal of Water, Air, & Soil Pollution (October 23, 2023) for publication.

J'ai contribué à la structuration de l'article, l'élaboration de la méthodologie de recherche, la réalisation des travaux de terrain, le traitement et l'analyse des données, la recherche bibliographique et la rédaction de l'article.

^a Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Canada

* Corresponding author

5.1 Abstract

To manage contaminated mine drainage, multilayered covers (MLCs) can be used to reclaim mine sites. MLCs are composed of three to five layers of materials with contrasting hydrogeotechnical properties to limit water infiltration and/or oxygen migration into the tailings. To protect the core integrity of this cover system against climatic conditions, animals, and plant roots, a coarse layer (protection layer [PL]) is placed over the barrier layer (BL) between the mine waste and the outside environment. The roots of deep-rooted plants should be prevented from reaching the BL below the PL; if root penetration occurs, it could alter the hydrogeotechnical properties of the BL, which could result in water infiltration or oxygen migration, causing performance loss. Furthermore, as MLCs are expected to perform for hundreds of years, the design of the PL must anticipate long-term ecosystem changes that may influence cover performance. However, data representative of future ecosystems at reclaimed sites can be difficult to acquire by conventional methods. Studying a natural analogue (NA) of an MLC can help to obtain these data. In this paper, the root systems (RSs) of nine *Pinus banksiana* (77 to 119 years old) and four *Picea mariana* (76 to 94 years old) were studied in a well-drained sand (used as a PL analogue) on a gold mine site located in the boreal zone in Northern Quebec, Canada. Maximum rooting depth (MRD) and root colonization along the soil profile were characterized by species. The MRD of *P. banksiana* (*Pb*) was 100 cm

and that of *P. mariana* (*Pm*) was 60 cm. *Pb* and *Pm* rooting occurrence and density, as well as *Pb* RLD (root length density) distribution, were mostly concentrated (> 80 %) in the top 30 cm of the sand. These data will be useful to adjust the thickness of the coarse layer to be placed above the BL in a multilayer cover constructed to reclaim a tailings storage facility. Finally, this study will be useful to better predict the long-term performance of this type of engineered reclamation cover.

Abbreviations: BL, barrier layer; CS, cover system; CL, coarse-grained layer; MRD, maximum rooting depth; MLC, multilayered cover; NA, natural analogue; *Pb*, *Pinus banksiana*; *Pm*, *Picea mariana*; PL, protection layer; RS, root system.

Core ideas: NA is used to provide data representative of mature ecosystems at reclaimed sites, Useful data are obtained to adjust the thickness of a coarse layer to be placed above the BL in a MLC, Data are obtained for modelling long-term cover performance including vegetation effects.

5.2 Introduction

Cover systems (CSs), such as multilayered covers (MLCs), are used worldwide to control contaminated mine drainage. MLCs are generally designed to limit water infiltration and/or oxygen migration (Bussière and Guittonny, 2021) into tailings storage facilities (TSFs) and waste rock piles (Aubertin et al., 2015). Briefly, MLCs are comprised of three to five layers of materials with contrasting hydrogeotechnical properties (Aubertin et al., 2002, 2016; Bussière and Guittonny, 2021). From top to bottom, these layers include: the surface layer, the PL, the drainage layer, the BL to control water infiltration and/or oxygen migration, and the support layer.

The surface layer is usually composed of organic soils that facilitate the establishment of vegetation (Aubertin et al., 2015; Demers and Pabst, 2021). The PL is composed of coarse-grained materials with a high content of cobbles (Maqsoud et al., 2021); this aims to protect the core of the cover system (CS) against climatic conditions, animals, and plant roots, and to temporarily retain or store infiltration water (Aubertin et al., 2002, 2015). The drainage layer is composed of a coarse-grained material, like sand and/or gravel; this layer controls water inflow. The saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) of this material is typically $>10^{-5}$ m/s (Aubertin et al., 2016; Maqsoud et al., 2021). This layer may also play the role of a capillary break that prevents upward moisture movement (Demers and Pabst, 2021). These first three layers are sometimes combined into one

coarse-grained layer (CL) at the surface (Dagenais et al., 2006; Bussière et al., 2006). The BL between the mine waste and the outside environment (Aubertin et al., 2002 et 2015) is composed of fine-grained soils (clay or fine silt), a geomembrane, a geosynthetic clay liner, a soil-bentonite mix, or a combination of these. The support layer is placed directly on the reactive waste and is made of a coarse-grained material. Similar to the drainage layer, the support layer can also act as a capillary break layer that reduces vertical water movement (Bussière et al., 2003). The thickness of the different layers may vary from a few mm (in the case of a geomembrane) to more than 1 m (Aubertin et al. 1998, 2002, 2016; Bussière and Guittonny, 2021).

After mine closure, plants, animals, and microorganisms from the surrounding ecosystem (Smirnova et al., 2011) may colonize the CS. The presence of deep-rooted plants on the CS must be compatible with the technical performance of the CS. If roots and associated organisms reach the BL, they could alter the hydrogeotechnical properties of this layer, which could result in water infiltration or oxygen migration, causing performance loss (De Silva et al., 1999). For example, roots can introduce organic matter, generate biopores, pump water, and modify the k_{sat} and water retention curve (WRC) that control cover performance (Beyern and Germann 1982; Breshears et al. 2005; Melchior et al., 2010; Guittonny et al., 2018; Proteau et al., 2020a). More information on the impacts of roots on CSs can be found in Li and Ghodrati (1994), Scanlon (1999), Traynham (2010), Traynham et al. (2012), DeJong et al. (2015), Yan and Zhang (2015), Leung et al. (2015), Proteau et al. (2020b), Proteau et al. (2021), and Bussière and Guittonny (2021).

The maximum rooting depth (MRD) of plants in a boreal forest is around 150 cm, although roots are generally concentrated in the top 30 to 50 cm of soil (where approximately 80% of the root biomass is found) (Strong and La Roi, 1983; Jackson et al., 1996). The plant species present around boreal mine sites may have different rooting architecture with depth (Vepraskas and Hoyt, 1907; Garrigues et al., 2006; Lambers et al., 2008; Canadell et al., 1996), resulting in different possible impacts on a CS (Proteau, 2020b). For example, in general, *Picea mariana* develops a flat RS and could therefore cause less of a negative effect on the performance of a cover compared to willow (Hu et al., 2020; Li and Ghodrati, 1994) or jack pine, which usually develops a taproot system. Finally, root development of plant species depends on several factors, including the abiotic and biotic environments in which it takes place. Thanks to these variations in rooting traits in the environment, it may be difficult to anticipate rooting depth and development patterns in CSs.

Data for future ecological scenarios at reclaimed sites can be difficult to acquire by conventional methods (such as long-term monitoring studies) (Cissé et al., 2022), while CSs are expected to be effective for hundreds of years. As such, the use of natural analogues (NAs) may present a suitable, practical alternative for gathering these data (Cissé et al., 2022). NAs are soils (one or several layers with a certain configuration) exposed to ecosystem processes that provide clues to the future behavior of CSs (Albright et al., 2010). More specifically, studying NAs for a CS can help to obtain valuable data on the long-term ecological changes that might occur in CSs and to understand how these changes influence the hydrogeological properties and effectiveness of CSs. Well-drained sand deposits at or around mine sites can be considered a similar substrate or NA to the coarse protection and drainage layers above MLCs.

Jack pine (*Pb*) is one of the pioneer species in the boreal zone (Rowe, 1972; Strong and La Roi, 1983; Brassard et al., 2011). It is adapted to sandy substrates and is highly likely to colonize CSs with a sandy surface layer. *Pb* usually develops deep roots up to 2 m (Canadell et al., 1996) or even 3 m (MELCCFP, 2017). Moreover, based on greenhouse studies, Stoltz and Greger (2006) showed that *Pb* can develop deep roots that are capable of penetrating sealing layers (such as clay) on various mining sites. *Picea mariana* (*Pm*) is also a dominant species in the northern boreal zone (Rowe, 1972; Strong and La Roi, 1983; Burns, 1990; Brassard et al., 2011; Sniderhan and Baltzer, 2016) and has a high probability of colonizing covers. *Pm* develops a flat RS when water is at the soil surface (Hu, 2000; Canadell et al., 1996), with a depth up to 0.3 m (Canadell et al., 1996).

Root development of nine mature *Pb*, considered here as one of the riskier species over the long term for CSs located in the boreal forest, was studied in well-drained sand on a mining site located in the boreal forest zone. This site was a NA of the CL that is placed above the BL in MLCs. Four mature *Pm* (black spruce) were also studied to assess the potential influence of a species with a more superficial RS. The main objective of the study was to characterize the maximum depth, profile, and length density of jack pine and black spruce roots in sandy soils to determine the optimal thickness of the CL placed above the BL in the MLCs used to reclaim an existing TSF. The working hypotheses were as follows: (a) in well-drained sand, the MRD of mature *Pb* will reach 1.5–3 m, while that of mature *Pm* will be less than 1 m; and (b) *Pb* and *Pm* rooting occurrence and density, as well as *Pb* RLD distribution, will be concentrated in the top 30–50 cm of the sand. This study was performed adjacent to the Eleonore mine site in Québec, Canada, a mine that plans

to reclaim its TSF with an MLC. Results from this study also aimed to provide relevant information for the design of the cover at the Eleonore mine.

5.3 Materials and Methods

5.3.1 Site description

The study was conducted at the Eleonore mine sand pit (52° 42' 16"N, 76° 4' 31"W) in the territory of the regional government of Eeyou Istchee, James Bay, Northern Quebec, Canada. Mining operations began in October 2014 by Goldcorp Inc. (Newmont, 2020). In April 2019, the Newmont Corporation partnered with Goldcorp Inc. and became the owner of the mine (Newmont, 2020). The gold ore is processed onsite using a conventional circuit that includes crushing, grinding, gravity, flotation, and cyanidation. The mine produces 270,000 ounces of gold per year (Poirier et al., 2021). The tailings are desulphurized, filtered, and co-disposed with waste rock in the TSF (Poirier et al., 2021). By the end of mining operations (currently scheduled for 2028), about 16.0 Mt of tailings and waste rock will be stored in the TSFs (Poirier et al., 2021). The TSFs will be reclaimed using a CS to control oxygen and water ingress towards the tailings. Then, the reclaimed TSFs will be revegetated to comply with regulations.

The typical forest vegetation that surrounds the sand pit includes *Pinus banksiana* Lamb., and *Picea mariana* (Mill.) Britton, Sterns & Poggenburgh (Golder et associés, 2010). The site is located in the bioclimatic domain of the spruce-moss forest in the boreal zone (Saucier et al. 2009). In this region, the growing season is short (about three months) (Gouvernement du Canada, 2020). The climate is subpolar, and the average annual temperature is −2.9 °C (Gouvernement du Québec, 2019). The average monthly temperatures rise to 13.7°C in July and fall to −23.2 °C in January. Mean annual precipitation at the meteorological station “La Grande Rivière A” (about 150 km as the crow flies from the sand pit) is 684 mm.

5.3.2 Substrate and plant material

The study was conducted on a sandy substrate similar to the composition of the CL that is usually placed above the BL in an MLC, such as the one planned at the Eleonore mine TSF (Figure 5.1). The substrate was in the sand pit at the Eleonore mine (A-01 sand pit with a total area of 399,181 m²), located approximately 1.5 km west of the TSF and 5 km west of the Eleonore mine industrial

area. The sand was mainly colonized by mature *Pb* and *Pm* communities (i.e., trees > 60 years old [Campagna, 1996; Morrison et al., 1993]). These two species were used as plant material for this study.

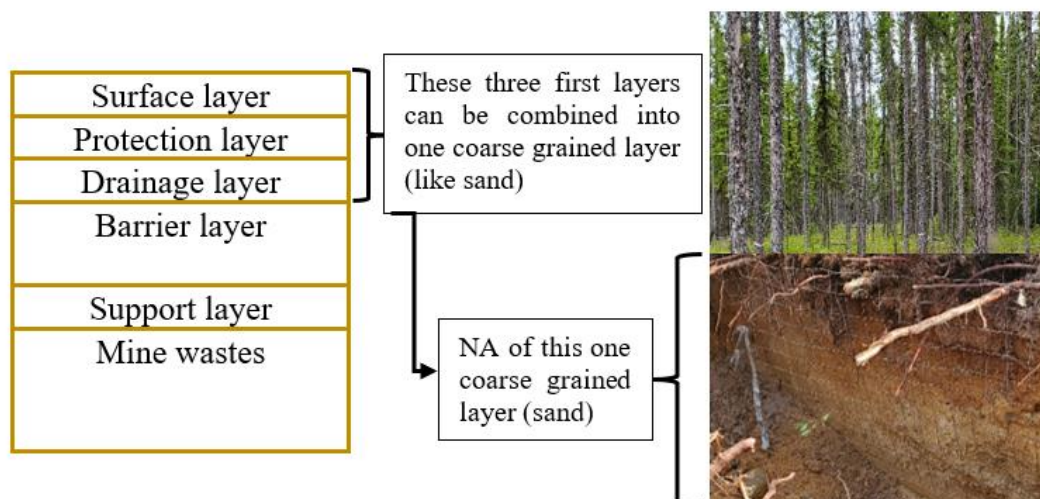


Figure 5.1 Typical configuration of a multilayered cover (MLC) (adapted from Aubertin et al., 1995) and the NA of the CL over the BL in the MLC system

5.3.3 Experimental design

Three experimental plots, each measuring approximately 16 m x 16 m, were established on the sand. These three experimental plots were located randomly in the *Pb* and *Pm* vegetation with the following criteria: water table level below -3 m, sand thickness greater than 2 m, and flat land. Information on the water table level and the thickness of the sand layers was found in the Eleonore mine's drilling report for Sand Pit A-01. Subsequently, 13 individuals of mature *Pb* and *Pm* were selected randomly from these plots (i.e., three *Pb* individuals per plot, two *Pm* in plot 1, one in plot 2, and one *Pm* in plot 3, with ≥ 4 m between individuals and no other trees nearby). A schematic representation of the experimental design is shown in Figure 5.2.

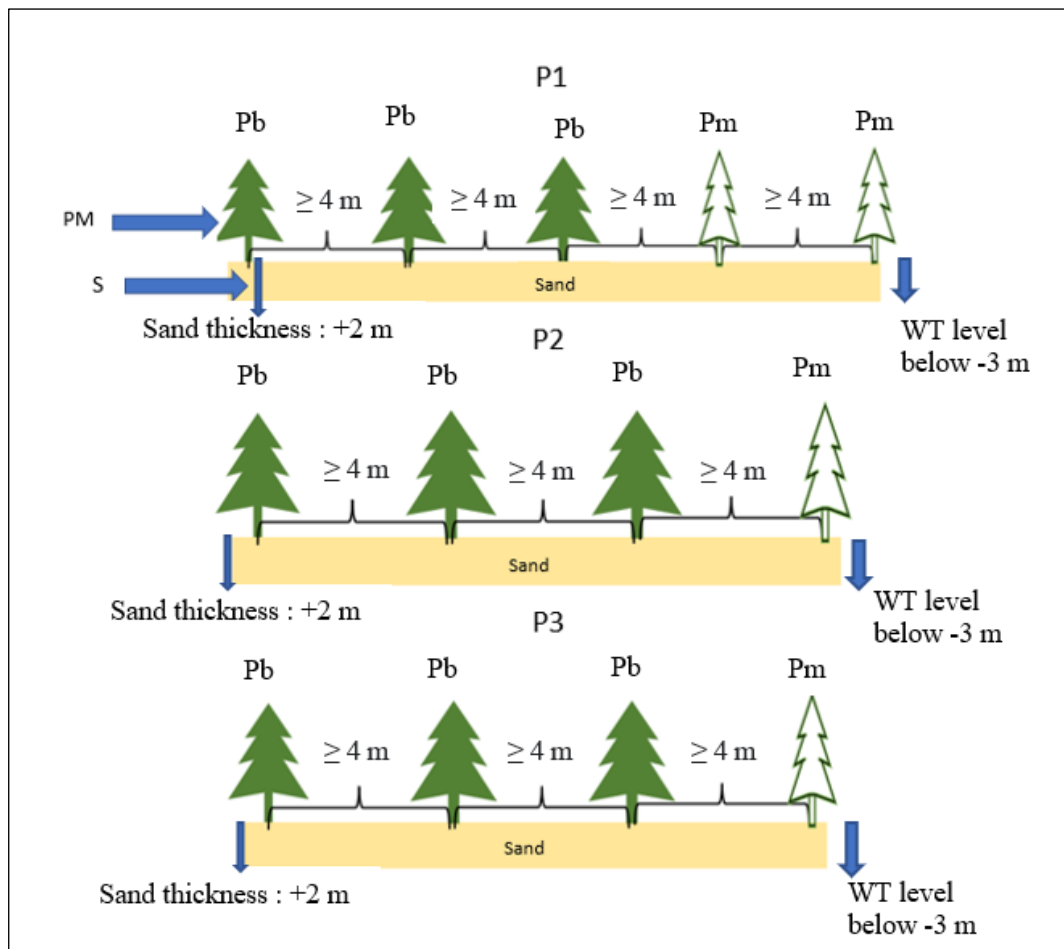


Figure 5.2 Schematic representation of the experimental design. P: plot PM: plant material, S: substrate, WT: water table

5.3.4 Sampling and measurements

Vertical trenches were dug, in the sandy substrate, with a mechanical shovel at distances measuring 50 cm, and 100 cm from each tree (three trees per plot, 4 trenches per tree; 2×2 lines perpendicular to each other, see Figure D.1 in Appendix for the location of the trenches). Thirty-six samples (12 per plot) were collected from these trenches to determine the particle size distribution. Three samples were taken per trench: the first at 10 cm from the surface, the second in the middle of the trench at about 50 cm from the surface, and the third at the maximum depth of root development. These samples were dried in a laboratory oven at 60 °C for 72 hours and then deagglomerated and homogenized. Then, the particle size distribution of each sample was determined using sieves (for

particles >0.8 mm) and a Laser Diffraction Particle Size Analyzer (Malvern Mastersizer) (for particles <0.8 mm). The results showed that k_{sat} values, predicted with the modified Kozeny-Carman formula (Mbonimpa et al., 2002), were between 10^{-2} m/s and 10^{-4} m/s, with $P_{80} < 50\%$. P_{80} is the percentage of particles passing for the grain diameter of ~ 80 μm or 0.08 mm (Sieve # 200). Based on the Unified Soil Classification System (McCarty, 1977), the sand was categorized as SW, which is a typical material that can be used as a CL over the BL in an MLC. The minimum values of D_{10} and D_{60} were 8.2 μm and 177 μm , respectively, and the maximum values were 233 μm and 438 μm , respectively, with an average porosity of 0.3. These values were obtained from three measurements (one per plot from an undisturbed sample) with the ring method (CAN/BNQ 2501-058) and mass–volume relationships.

Nine samples were collected (one sample per *Pb* tree) to analyze the pH, conductivity, and trace metal and nutrient concentrations of the sand. Each sample was a composite of two samples collected from the top 20 cm of the sand, including the organic matter, in the two trenches closest to the trees. These samples were subsequently stored at 4°C, then dried at 60 °C and analyzed. The pH and the conductivity were measured on a 1:1 water-to-soil ratio (Lakehead University Centre for Analytical Services). The conductivity was measured with a Mettler Toledo Seven Multimetric equipped with an In Line 731 conductivity cell. The pH was measured with the same meter equipped with the InLabPro pH electrode and the results were expressed in pH units (*Methods MSPA, Kalra and Maynard, Forestry Canada NR report NOR-X-319*).

Total recoverable metals were analyzed by the SEPA method (Lakehead University Centre for Analytical Services). In this method, a representative sample from a homogenous soil or sediment (inorganic) was digested in a CEM MARS Xpress microwave oven using Xpress Teflon closed vessels and nitric and hydrochloric acid. Once the digestion was complete, the samples were diluted to 40 mL with type I DDW (Distilled Deionized Water). The sample digests were analyzed by a Varian inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-AES) operated by the instrumentation lab (LUIL) (*Modified EPA Method 3051*). Dry samples were analyzed for total carbon and nitrogen using a combustion ELVario cube CHNS analyzer. Then, dry samples were acidified to remove inorganic carbon and analyzed using the ELVario cube CHNS analyzer to determine the total organic carbon (Lakehead University Centre for Analytical Services).

The results of these analyses (pH, conductivity, trace metal concentrations, and nutrient concentrations in the sand) are presented in Table D.1 in Appendix. Mean trace metal concentrations found in the sand were below Quebec's regulation thresholds for residential lands (Government of Quebec, 2017). Furthermore, the sand had an acidic pH, like most soils in this region (Lamontagne and Nolin, 1997). The average pH values obtained in the plots were between 3.6 and 4; however, none of the pH values were below the minimum value required for root development, which is 3.5 (Hamblin, 1986; Jin et al., 2017). Moreover, the average nutrient concentrations in all three plots were within the range of values required for root development in a boreal context (Roy et al., 2006; Geisseler, and Miyao, 2016; Mallarino et al., 2003; Jin et al., 2017).

5.3.5 Root measurements

A study of the plant material was carried out. The tree trunks were cut at the base, their heights measured, and their ages determined by counting tree rings (Mariaux, 1967; Peters et al., 2002). Observation trenches measuring 4 m x 4 m were dug to a 2 m depth using a mechanical shovel; these trenches were positioned 50 cm from the trunk of each cut tree. Six perpendicular trenches (three on each axis) were dug per tree. A total of 78 measurement trenches were created and the root profiles were studied using the profile method (Bôhm, 1979) (more precisely, the variant of Sudmeyer et al. (2004)) and the auger method (Mackie-Dawson and Atkinson, 1991). A 90 cm × 60 cm grid with 5 cm × 5 cm mesh squares was laid against the vertical wall of each trench to study the root distribution (mainly coarse roots, with diameter > 2 mm) along the substrate profile. The root occurrence (number of squares where a root was present/total number of squares × 100) and root density (sum of the number of roots in each grid square/sum of squares' surface in dm²) were noted in each trench; these values were compiled by substrate depth (Guitttonny-Larchevêque and Lortie 2017) using classes of 5 cm depth at the soil surface (0–30 cm) and in the total soil profile down to MRD for all profiles (0–100 cm). The maximum depth of root occurrence (cm) from the surface was noted in each trench. These different steps and the location of the trenches in relation to each tree are schematically shown in Figure D.1 in Appendix.

To characterize the intensity of root colonization (mainly fine roots, with diameter < 2 mm) in the substrate, soil cores were collected with an auger (diameter = 7.5 cm). These cores were collected

from the sand layer at different depths (at 10 cm increments from the surface to the maximum depth of root development) from the two trenches of each *Pb* tree (one tree only per plot). A total of 60 samples were collected and stored at 4 °C. These samples were washed with water in a sieve in the laboratory to separate the roots from the soil; the roots were then sorted and scanned. The images were analyzed with the WinRhizo software (Regent Instruments Inc., Canada) to obtain the total RLD.

5.3.6 Statistical analyses

To test the effect of the distance between the trenches and the tree, the effect of species, and the interaction between them on the response variables (RLD, root density, root occurrence, and MRD), data were analyzed by ANOVA in R (version 4.1.2), taking into account the nested nature of the experimental design. Tidyverse (Wickham et al., 2019), rstatix (Kassambara, 2021), and multcomp (Hothorn, et al., 2008) are packages that have been used for analysis. Some data were square root transformed to meet the normal distribution criterion for ANOVA. The normality of the residuals of the model was verified by Shapiro's normality test and the homoscedasticity of the variance by Levene's homoscedasticity test. The overall significance of the analyses was set at $\alpha = 0.05$. When factors (effects of distance, species, and/or their interaction) were significant for a given variable, least-square means were estimated (LS MEANS statement) and post hoc multiple comparison tests with the Dunn-Sidak adjustment were conducted.

5.4 Results

5.4.1 Description of the RSs

The studied root development parameters varied considerably from tree to tree and according to the trench and the species (*Pb* and *Pm*). Indeed, the minimum and MRDs for *Pb* were observed at 15 cm in one of the trenches located 100 cm from tree 1 in plot 3 and 100 cm in one of the trenches located 50 cm from the same tree, respectively (Table 5.1).

Table 5.1 Minimum and maximum RLD, MRD, root occurrence, and root density of *Pb* and *Pm*

Parameter	Unit	Mean (SE)		Minimum		Maximum	
		Pb	Pm	Pb	Pm	Pb	Pm
MRD	cm	50.28 (5.22)	40.62 (4.27)	15	25	100	60
Total RLD (0–100 cm)	cm/cm ³	0.01 (0.02)	-	0.001	-	0.06	-
Total root occurrence (0–100 cm)	%	8.88 (15.44)	7.31 (16.56)	5.56	5.55	61.11	66.67
Total root density (0–100 cm)	nb/dm ²	0.71 (1.45)	0.67 (1.63)	0.22-	0.22 -	6.44	6.00

As for *Pm*, the minimum rooting depth was observed at 25 cm in the trenches located at 150, 100, and 50 cm from the trees in plot 2 and 3, while the MRD was observed at 60 cm in the trenches located at 50 and 100 cm from the trees in plots 3 and 1. In comparison to *Pb*, *Pm* had a lower value for MRD (60 cm vs 100 cm with a mean rooting value of 41 cm vs 50 cm for *Pm* and *Pb*, respectively). This means that *Pb* developed deeper roots compared to *Pm*, which had roots concentrated at the surface. This could be explained through the root observations made in the field: *Pb* had developed a taproot system with deep roots, while *Pm* had developed a flat RS with long roots developed horizontally on the soil surface (up to 450 cm long) (Figure D.2 in Appendix).

The minimum RLD, root occurrence, and root density of *Pb* were 0.001 cm/cm³, 5.56%, and 0.22 nb/dm², respectively, and were observed at a sampling depth of 95 to 100 cm (for root occurrence and root density) and 20 to 60 cm (for RLD). The maximum values for RLD, root occurrence, and root density of *Pb* were 0.07 cm/cm³, 61.11%, and 6.44 nb/dm², respectively, and were all observed at a sampling depth of 0 to 10 cm. For *Pm*, the minimum root occurrence and density were 5.55% and 0.22 nb/dm², respectively, and were all observed at a sampling depth of 20 to 60 cm. The maximum root occurrence and density for *Pm* were 66.67% and 6.00 nb/dm², respectively, and were all observed at a sampling depth of 0 to 30 cm.

5.4.2 Effect of trench distance from trees, species, and the interaction between on the studied root parameters

a) MRD

The ANOVA results showed that the MRD was not significantly impacted by the distance of the trench from the trees ($p = 0.14$), the species ($p = 0.92$), or the interaction between the trench distance and the type of species ($p = 0.9$). The MRD according to species and trench distance is shown in Figure 5.3.

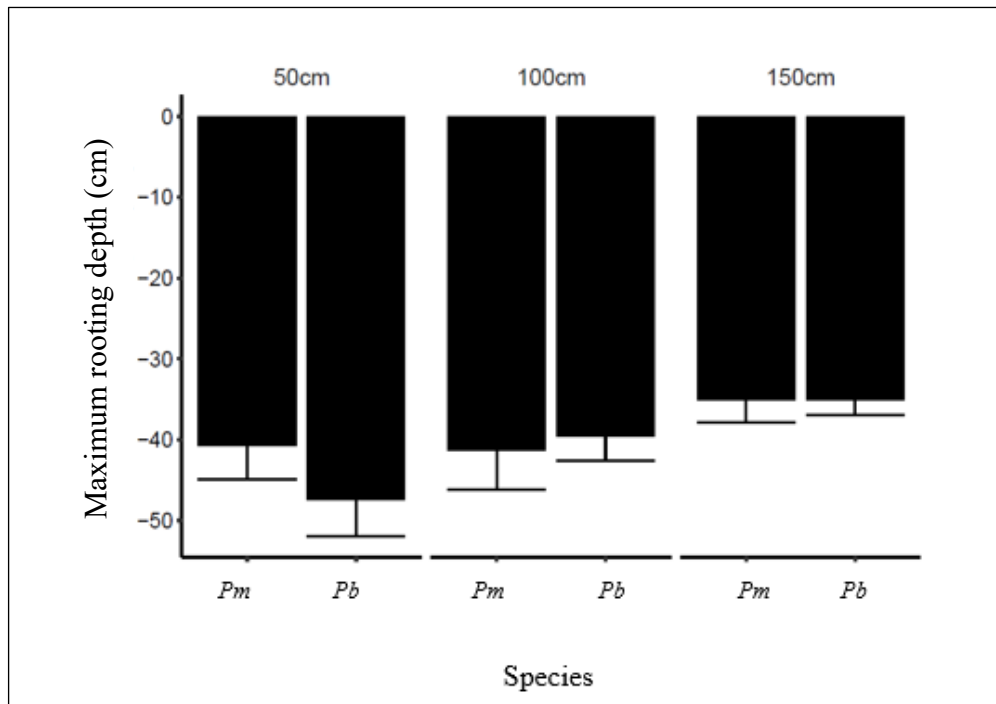


Figure 5.3 MRD according to species and trench distance from the trees ($n = 18$ for *Pb* and $n = 8$ for *Pm*)

b) Root occurrence and density

The results showed that, on average, 82% of root occurrence and density were concentrated in the top 30 cm of the sand. From 0 to 30 cm along the vertical profiles, the values of root occurrence varied from 1 to 30% (for *Pm*) and 0 to 15% (for *Pb*), and the root density from 1 to 1.2 dm^{-2} (for *Pb*) and 0 to 0.8 dm^{-2} (for *Pm*) for each 5 cm increment: the closer to the surface and to the tree, the higher the values. Below 35 cm from the soil surface, the values of root density were close to 0 dm^{-2} , regardless of the species or the distance of the trench from the trees. However, the presence

of some fine roots (diameter between 0.1 and 2 mm) was observed between 90 and 100 cm from the surface for *Pb* and between 60 and 65 cm for *Pm*.

The statistical analyses by depth class showed that the distance of the trench from the trees, the depth, the species, and the interactions between them all had a significant effect on the root occurrence ($p < .005$), and density ($p < .005$) (Figure D.3 in Appendix). Thus, an iteration analysis tested all the combinations and performed the ANOVAs. First, the trenches closest to the trees had twice the root occurrence and density in the first 30 cm compared to the other trenches, regardless of the species. Second, the root occurrence and density decreased with increasing depth below the soil surface. The mean root occurrences of *Pb* and *Pm* were, respectively, 15 and 30 times higher in the top 30 cm compared to deeper sampling depths. *Pm* had twice the root occurrence and density of *Pb* in the top 30 cm of the soil.

c) RLD of *Pb*

The results showed that the RLD decreased significantly with each 10 cm depth increment in the soil profile ($P < .01$) (Figure 5.4). The majority of *Pb* fine roots (diameter between 0.1 and 2 mm) were concentrated in the top 60 cm of sand (with more than 80% in the top 30 cm). From 0 to 40 cm, there was a significant decrease in RLD with depth. There were no roots in the samples between 60 cm and 100 cm.

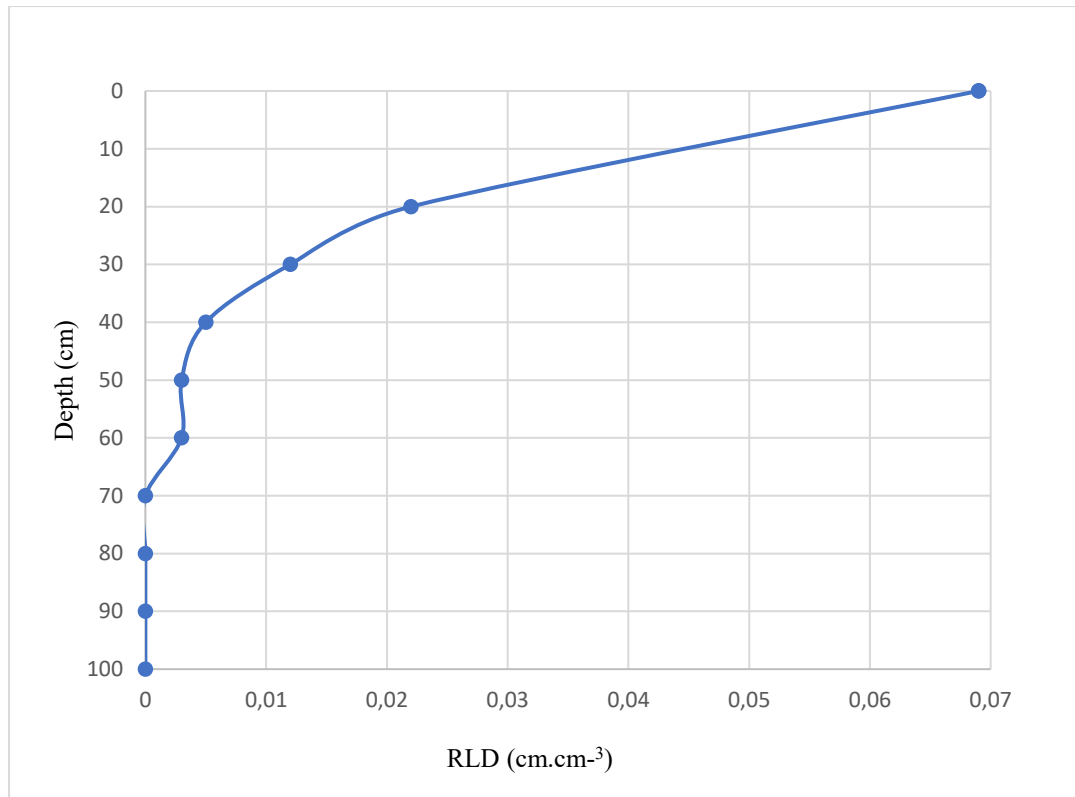


Figure 5.4 RLD profile of *Pb*

5.5 Discussion

5.5.1 MRD

The results for *Pb* MRD in well-drained sand (NA of the coarse layer placed above the BL in an MLC design) did not follow the predictions of the first hypothesis. Indeed, none of the nine mature *Pb* studied (aged 77 to 119 years) developed roots deeper than 1 m, which was not expected based on available literature. Roots were observed up to 1 m deep in some of the trenches closest to the trees. This result is less than half the value Canadell et al. (1996) found for the MRD of this species in a boreal forest (i.e., a MRD of 2 m in sand). This could be due to the differing water table levels and soil compaction (Wagg, 1967; Zanetti, 2010; Vennetier et al., 2015) in the different study areas. However, compared with the current study, little information on sand characteristics and water table level is given in the available literature documenting *Pm* MRD (e.g., Strong and La Roi, 1983; Burns and Honkala, 1990; Canadell et al., 1996).

However, the results of the current study are similar to the values found by Strong and La Roi (1983) for the species RS morphology on sand in a boreal forest. Indeed, out of eight *Pb* trees (aged from 3 to 83 years) studied, the MRD was between 0.3 and 2.0 m, although 1.3 m was more common (Strong and La Roi, 1983). It should be noted that despite the high number of trenches performed, there may have been roots not measured with the method used in this current study (trench method), which is a non-exhaustive method of measuring RSs (Plante, 2012).

Regarding *Pm*, the results for the maximum depth of its roots did follow the predictions of the first hypothesis. Indeed, the MRD of all four trees studied was less than 1 m, which was expected; the largest value was 60 cm. These results are similar to those found by McClain (1981), Strong and La Roi (1983), Canadell et al. (1996), and Hu (2000). None of the results of these previous studies showed a maximum root depth for this species greater than 60 cm in sand in a boreal context. The MRD found in these studies was between 0.3 and 0.6 m. Although *Pm* develops limited vertical roots, it usually possesses an extensive lateral RS (Burns and Honkala, 1990; Lord, 1992; Hu, 2000). Root colonization in the soil profile

The results of species root colonization followed the predictions of the second hypothesis. The species roots were mainly distributed in the soil surface layers (i.e., in the top 30 cm of the sand). Indeed, 82% of *Pb* and *Pm* rooting occurrence and density, as well as *Pb* RLD, were concentrated in the top 30 cm of the sand. This is in line with the previous research in the literature. Indeed, the results of Armson (1972), McLain (1981), Strong and La Roi (1983), Burns and Honkala (1990), Canadell et al. (1996), and Gagnon (2002) have all concluded that the majority of the roots of *Pm* are generally concentrated in the first 7–30 cm of soil and are rarely deeper than 30 cm. Below 30 cm, the root presence decreases rapidly with depth (Lord et al., 1992). Regarding *Pb*, the results obtained in this study showed a greater thickness of soil containing roots than Plourde (2007) and Bouchard (2014). These authors found that the majority of *Pb* roots are concentrated in the top 15 cm (Bouchard, 2014) to 20 cm (Plourde, 2007). This difference in results may depend on the age of the species. In the present study, the age of the trees ranged from 77 to 119 years, compared to Plourde (2007) and Bouchard (2014), who analyzed the roots of *Pb* trees aged ≤ 10 years and 18–25 years, respectively.

Furthermore, the results of the current study are in line with those of Burns and Honkala (1990), Drénou (2006), and Danjon and Fourcaud (2009), who stated that a significant number of tree roots are located in the first few centimeters of soil (15–30 cm), although other species (such as *Pb*) develop a long taproot that plunges deeply into the soil. In the case of *Pb*, despite the development of a taproot, a significant number of large diameter lateral roots are concentrated in the first 30 cm of soil. Its lateral roots emerge from the stump to spread evenly around the stem and form a 90° angle with the taproot (Danjon et al., 2005; Dupuy et al., 2005; Plourde, 2007).

5.5.2 RSs and the minimum thickness of the coarse layer over a CS

The results of this study showed that the top 30 cm of the coarse layer placed over a CS used to control contaminated mine drainage could be well colonized by *Pb* and *Pm* roots. However, although the average MRD of the studied trees did not exceed 60 cm, the taproots of *Pb* were observed up to 1 m deep. Based on these results, a cover design with a coarse layer > 1 m thick on top of the BL (in case the cover is colonized by *Pb*) is recommended if the objective is to avoid any contact between the CS and roots for a duration of approximately 100 years. Indeed, the age of the trees studied ranged from 77 to 119 years.

It is also important to note that if the CS is built on a slope, this information may no longer hold true, since slopes influence plant root development. Under the effect of slopes, plants increase their root size (Tsutsumi et al., 2004; Khuder et al., 2006; Khuder, 2007) by increasing the diameter and length of the roots, and thus develop a large network of dense, large, and long branched roots (Khuder et al., 2006; Nicoll et al., 2006). This possible increase in biomass and root length under the effect of slopes (Scippa et al., 2006) might influence root penetration deeper in the core of CSs (the water and/or oxygen BL) and create uncertainty for cover performance. Since TSFs usually include sloping surfaces to be reclaimed, further study of *Pb* and *Pm* root systems on sloping NAs would be needed.

5.6 Conclusion

This research studied *Pb* and *Pm* root systems to determine the minimum safe thickness of the CL over a CS used to control contaminated mine drainage. A better understanding of these species RSs over the long term on a CS is crucial to predict long-term cover performance. Studying NAs is a

useful way to collect this information (Cissé et al., 2022), since the application of modern reclamation technologies with CSs has only started to occur over the past 30 years (Bussiere and Guittonny, 2021). Observation trenches revealed deep roots (maximum 1 m for *Pb* and 60 cm for *Pm* up to 119 years old) in sand analogues representing the CL of a CS. However, the majority of the roots were generally concentrated in the top 7–30 cm of sand. This suggests that if the thickness of the CL placed above the BL in an MLC design is > 1 m, and the sand is kept well-drained throughout the entire vertical profile, the roots would not colonize the BL of the CS for a duration of at least 100 years in the present climate conditions. It is also important to recall that previous works by Proteau et al. (2020b) showed that a low colonization of roots below the PL can have a negligible impact on an MLC designed to control oxygen flux. Hence, the final thickness of the PL must be determined by the designer after a detailed analysis that integrates a risk assessment for the influence of roots on the long-term performance of CSs. Finally, this study was conducted on a flat site; further investigation will be needed on species RSs in sloping sand to predict the long-term performance of CSs built on sloping areas of a TSF.

Acknowledgements

Funding for this study was provided by the NSERC-UQAT Industrial Research Chair in Mine Site Reclamation. We are grateful to the Eleonore mine, the Tallyman of VC-29 and his family, Jean-Christophe Turcotte, Simon Taurines, the URSTM staff and Julia Jamieson-Hanes for their collaboration and support.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

CHAPITRE 6 ARTICLE 3 - CHARACTERIZATION OF MATURE *PINUS BANKSIANA* ROOT SYSTEMS ON ANALOGUES OF A COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS TO IMPROVE LONG-TERM PERFORMANCE EVALUATION AND COVER DESIGN

Mohamed Kadiatou Cissé ^{a*}, Marie Guittonny ^a, Bruno Bussière ^a

Submitted in Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering (November 8, 2023) for publication.

J'ai contribué à la structuration de l'article, l'élaboration de la méthodologie de recherche, la réalisation des travaux de terrain, le traitement et l'analyse des données, la recherche bibliographique et la rédaction de l'article.

^a Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Canada

* Corresponding author

6.1 Abstract

To control acid mine drainage, a cover with capillary barrier effects (CCBE) can be constructed over mine wastes. This oxygen barrier cover relies on maintaining a fine-grained material (moisture retaining layer; MRL) with a high degree of saturation ($\geq 85\%$). However, CCBEs can be colonized by surrounding plants. The roots of deep-rooted plants can penetrate the MRL and pump water from it, thus impacting the performance of the CCBE. Furthermore, as cover systems are expected to perform for hundreds of years, CCBE design must anticipate long-term ecosystem changes that may influence cover performance. However, data representative of the rooting of future ecosystems at reclaimed sites can be difficult to acquire by conventional methods. Using natural analogues (NAs) of cover systems can help to obtain this information. In this paper, the root systems of nine *Pinus banksiana* (61 to 89 years old) were studied in sand over silt layers (used as CCBE analogues) in the boreal zone of Quebec, Canada. The maximum rooting depth (MRD), coarse root colonization intensity along the soil profile, and root length densities (RLDs) in both material layers were characterized. The MRD ranged from 25 cm to 160 cm (depending on the distance of the trenches from the trees), with some roots able to penetrate 120 cm into the MRL. However, the root colonization of the MRL was mostly concentrated in the surface sand layer, with rooting

occurrences and densities > 90% in the top 50 cm of the sand. These data will be useful to adjust the thickness of the coarse layer to protect the MRL from root intrusion in a CCBE and to predict the long-term performance of CCBEs.

Abbreviations: CCBE: cover with capillary barrier effects; CS: cover systems; MRD, maximum rooting depth; MRL, moisture retaining layer; NA, natural analogue; *Pb*, *Pinus banksiana*; PL, protection layer; RS, root system.

Core ideas: A NA of a CCBE was used to provide rooting data representative of future mature ecosystems; Useful data were obtained to adjust the thickness of the PL over the MRL at the design stage; Data were obtained for modelling the long-term CCBE performance, including the effect of deep-rooted plants.

6.2 Introduction

Cover systems (CSs) are used worldwide to control acid mine drainage (AMD) (Bussière and Guittonny, 2021). In humid climates, such as in northern Quebec, a type of cover system called cover with capillary barrier effects (CCBE) is designed to limit oxygen ingress to reactive tailings (Nicholson et al., 1989; Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2003). Briefly, CCBEs are composed of at least three layers of materials with contrasting hydrogeotechnical properties (Aubertin et al., 2002; Proteau et al., 2020a). From top to bottom, these layers include: the top protection layer (PL), the moisture retaining layer (MRL), and the bottom capillary break layer (CBL) (Proteau et al., 2020a).

The PL is usually composed of a coarse-grained material that acts as a capillary break to prevent moisture loss by evaporation from the MRL (Demers and Pabst, 2021) and limits the influence of vegetation on the MRL. The saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) of this material is typically $\geq 10^{-3}$ m/s (Aubertin et al., 2016; Demers and Pabst, 2021) and its thickness is generally between 30 and 50 cm (Demers and Pabst, 2021). The MRL, made from fine-grained material, is the oxygen barrier layer of the CCBE. The k_{sat} of this material should be low enough to maintain a high degree of saturation (e.g., typically $< 10^{-7}$ – 10^{-8} m/s [Bussière et al., 2007]), thus reducing oxygen fluxes. The thickness of the MRL varies from 50 to 100 cm. The MRL material should have a k_{sat} 2–3 orders of magnitude lower than that of the PL, an air entry value (AEV) higher than the water entry

value (WEV) of the PL, and a significant moisture-retaining capacity (Demers and Pabst, 2021). The CBL, 30–50 cm thick and composed of coarse-grained materials, is placed directly on the tailings to support the CCBE. It provides the required contrast to create capillary barrier effects, which prevent downward drainage of the MRL and the rise of contaminated water through capillarity from the tailings below (Bussière et al., 2003; Demers and Pabst, 2021). The k_{sat} of the MRL should be high ($k_{\text{sat}} \geq 10^{-3}$ m/s) (Aubertin et al., 2015; Demers and Pabst, 2021). CCBEs have previously been discussed in detail in the literature by several authors (e.g., Aubertin et al., 1995, 2016; Bussière et al., 2003, 2007; Demers and Pabst, 2021).

Prior studies have demonstrated that efficient and effective CCBEs remain permanently close to full saturation (degree of saturation; $S_r \geq 85\%$) in the MRL (Aubertin et al., 1998, 2016; Dagenais et al., 2006; Bussière et al., 2006, 2007; Demers and Pabst, 2021). However, after mine closure, CCBEs can be colonized by deep-rooted plants (Smirnova et al., 2011; Proteau et al., 2020a) that could alter the ability of the CCBE to control AMD. Deep-rooted plants present on CCBEs can pump water, decrease the S_r of the MRL (Guittonny et al., 2018; Proteau et al., 2020b), and reduce the capacity of the CCBE to control oxygen migration. They can also modify the in situ hydrogeological properties of the materials (such as the k_{sat} and water retention curve; WRC) that generally control cover performance (Leung et al., 2015; Lu et al., 2020; Proteau et al., 2021; Bussière and Guittonny, 2021). It is thus important to adjust the design and the long-term performance evaluation of CCBEs according to the presence of roots in the MRL.

In the boreal zone, *Pinus banksiana* Lamb., (*Pb*) is one of the pioneer trees (Rowe, 1972; Strong and La Roi, 1983; Brassard et al., 2011), and is often found on granular materials similar to the PL of a CCBE (Cissé et al., 2022). However, although around 80% of the root biomass of *Pb* is generally concentrated in the top 30 to 50 cm of the soil (Jackson et al., 1996), and root colonization generally decreases with depth, *Pb* can develop deep roots up to 2 m (Strong and La Roi, 1983). Based on greenhouse studies, Stoltz and Greger (2006) showed that *Pb* can develop deep roots that are capable of penetrating sealing layers. However, to date, no studies have been carried out on the root system (RS) of mature *Pb* (i.e., over 60 years old [Campagna, 1996; Morrison et al., 1993]) on a CCBE in a boreal context. The RSs of some boreal woody species were studied on the Lorraine CCBE in Quebec (constructed in 1998), but not mature *Pb*. A preliminary study performed by

Smirnova et al. (2011) ten years after the construction of the CCBE identified eleven tree species (aged 6 to 10 years, including young *Pb*) on the cover, and found that tree roots had started to reach the MRL with an average rooting depth of 0.4 m. However, no detailed RS analysis was performed. A few years later, Proteau et al. (2020a) studied in more detail the RS of five vegetation types (*Salix*, *Populus*, *Alnus*, *Picea sp.*, and herbaceous species) on the same CCBE, not including mature *Pb*: fine roots were observed in the MRL (at 40–70 cm from the soil surface). Root colonization of the MRL was, however, concentrated in the first 10 cm (Proteau et al., 2020a). It is worth mentioning that mature *Pb* could develop deeper roots than the species studied at Lorraine (Canadell et al., 1996), and could therefore extend coarser roots into the MRL over the long term and negatively affect the performance of CCBEs.

Data on plant RSs on CCBEs, particularly mature *Pb*, can be difficult to obtain, since the application of modern reclamation technologies with CSs has only started to occur over the past 30 years (Bussière and Guittonny, 2021). Also, CCBEs are constructed with a particular arrangement of soil layers, possibly inducing particular root development compared with the literature. Naturally, plants develop roots towards the moist parts of the soil (Pallardy, 2010; Zanetti et al., 2011a, 2011b; Vennetier et al., 2015a, 2015b), which could, in the case of a CCBE, favor root colonization of the MRL despite the presence of the PL. Using natural analogues (NAs) could be a practical alternative to validate this hypothesis (see Albright et al., 2010; Cissé et al., 2022). Studying NAs of CCBEs can help to obtain valuable data on the RS of mature *Pb*, and thus adjust the long-term design of the CCBEs.

The RSs of nine mature *Pb*, considered here as one of the riskier species over the long term for CCBEs located in the boreal forest zone, were studied at a site composed of a sand layer placed above a silt layer (NA of a CCBE). The main objective of the study was to characterize the maximum depth, vertical profile, and length density of mature *Pb* roots in sand on top of silt layers to guide the choice of the thickness of the PL over the MRL in CCBEs. The working hypotheses were to verify if mature *Pb* root development in CCBE analogues followed the general tendencies described in the literature. These hypotheses were as follows: (a) the maximum rooting depth of mature *Pb* will reach 1.5–3 m, and will penetrate the silt layer of the CCBE analogues; (b) 80% of mature *Pb* coarse root occurrence and density will be concentrated in the top 30–50 cm of the sand

layer; and (c) mature *Pb* root length density (RLD) will be lower in the silt material compared to the sand material because of decreasing root colonization with depth.

6.3 Materials and Methods

6.3.1 Site description, substrate, and plant material

Preliminary investigations to find sites that represented potential NAs of a CCBE were carried out using regional geological data (Abitibi-Témiscamingue, Quebec, Canada) available for mapping underground water resources (Cloutier et al., 2015). A favorable area showing alternating sand and silt layers was identified at the border of esker formations in St-Mathieu d'Harricana, Amos, Quebec (48° 27' 28" N, 78° 12' 56" W). More information on the method used to obtain these NAs of a CCBE can be found in Cissé et al. (2022). The study area was located in the fir–white birch bioclimatic domain (Viens, 2001). The climate in this region is cold and humid (Environment Canada, 1993). The average summer temperature is 17.4°C and the annual precipitation is characterized by rain and snowfall averaging 929 mm per year (Environment Canada, 2023; Bussière et al., 2017). Vegetation in the area includes the following forest species: *Pinus banksiana* Lamb., *Picea mariana* (Mill.), and *Betula papyrifera* Marsh. The growing season begins in May and ends in October.

The studied soil profile was mainly composed of a 40–50 cm layer of sand (coarse-grained material) placed above a silt layer (fine-grained material) of more than 50 cm (Figure E.1 in Appendix), similar to the configuration of the PL and MRL of CCBEs (Aubertin et al., 1995). The study site covered a total area of 41 ha and was mainly colonized by mature *Pb* (Appendix 1). The diameter at breast height of *Pb* trees (from 1.3m above ground level) ranged from 22 to 41 cm.

6.3.2 Experimental design

Three experimental plots measuring $\pm 16 \times 16$ m each were established on the CCBE NA profiles (sand layer over silt layer). These three experimental plots were randomly selected in the *Pb* vegetation after checking the following criteria: water table level below –3 m (realistic field conditions on a tailings storage facility; Bussière, 2007), sand thickness ≥ 0.3 m, silt thickness > 50 cm, and flat land. To determine the water table level and the thickness of the sand and silt layers, thirty cores were dug with a soil auger (3 ¼ Regular auger Bock-1 AMS400.06) across random

candidate plots to a maximum depth of 3 m. Then, the sand and silt layers were measured using a tape. Subsequently, nine mature *Pb* specimens were randomly selected from the three plots (i.e., three per plot, with a distance of ≥ 4 m between individuals and no other trees nearby). A schematic representation of this experimental design is shown in Figure E.2 in Appendix and Cissé et al. (2022).

6.3.3 Sampling and measurements

To analyze the particle size distribution of each material, vertical trenches were dug with a mechanical shovel at distances measuring 50 cm, 100 cm, and 150 cm from each *Pb*. A total of 54 trenches were dug (18 per plot and six per *Pb*, 3×2 lines perpendicular to each other). First, the thickness of the organo-mineral layer (darker color) at the soil surface was measured, as well as the thickness of the sand layers. Then, sand and silt samples were collected from each trench using a core drill. A total of 162 material samples per plot were collected (18 trenches $\times$ 3 plots $\times$ 3 samples per plot). Three samples were collected per trench: the first in the sand above the silt, at least 30 cm below the surface after removing the litter layer and 10 cm above the sand–silt interface; the second and third were collected in the silt at 20 cm depth increments, i.e., 10 cm and 30 cm below the sand–silt interface and at least at 50 cm and 70 cm from the surface, respectively (Figure E.3 in Appendix). These samples were dried in an oven at 60 °C for 72 hours and then deagglomerated and homogenized. Then, the particle size distribution of each sample was determined using sieves (for particles > 0.8 mm) and a laser diffraction particle size analyzer (Malvern Mastersizer) (for particles < 0.8 mm; Merkus, 2009). Porosity values were obtained from six in situ measurements (two per plot, on undisturbed samples of sand and silt) using the ring method (CAN/BNQ 2501-058) and mass–volume relationships.

Sand samples were characterized by a $P_{80} < 50\%$ (P_{80} is the percentage of particles passing for a grain diameter of 80 μm [Sieve # 200]), while silt samples had a $P_{80} > 50\%$. Based on the Unified Soil Classification System (McCarty, 1977), the sand was categorized as SW and the silt as MH, which are typical materials that can be used, respectively, as a protection or capillary break layer and a moisture-retaining layer in a CCBE (Bussière et al., 2007). For the sand, the minimum values of D_{10} and D_{60} were 8.3 μm and 178 μm , respectively, and the maximum values were 263 μm and 466 μm , respectively, with an average porosity of 0.4. For the silt, the minimum values of D_{10}

and D60 were 1.2 μm and 8.7 μm , respectively, and the maximum values were 3.2 μm and 118 μm , respectively, with an average porosity of 0.2.

The k_{sat} of the samples was predicted using the modified Kozeny-Carman formula (Mbonimpa et al., 2002), and the WRC was predicted using the modified Kovacs (MK) model (Aubertin et al., 2003). The predicted hydraulic properties of the materials were used to validate the required contrast between the NA layers for each trench (see Cissé et al. (2022) for more information on the developed criteria to check the analogy between a constructed CCBE and a natural equivalent). The results showed that the predicted k_{sat} values of 44 out of 54 trenches were between 10^{-2} m/s and 10^{-4} m/s for the sand, and between 10^{-6} m/s and 10^{-9} m/s for the silt, reaching the required 2–3 orders of magnitude contrast between the k_{sat} of each material (Aubertin et al., 2016; Demers and Pabst, 2021). The ψ_r values of the sand were between 10 and 1,000 cm of water, while the ψ_a values of the silt were > 200 cm; the AEV (ψ_a) of the silt was greater than the WEV (ψ_r) of the sand above it on a trench-by-trench basis (Aubertin et al., 2016).

Nine soil samples were collected (one sample per *Pb* tree) for physicochemical characterization. Each sample was a composite of two samples collected from the top 20 cm of the sand layer, including litter, in the two trenches closest to the trees. These samples were stored at 4 °C, dried at 60 °C, and sent to the Lakehead University Centre for Analytical Services (LUCAS) for analysis. The pH and the conductivity were measured on a 1:1 water-to-soil mass ratio. The conductivity was measured with a Mettler Toledo Seven Multimetric equipped with an In Line 731 conductivity cell. The pH was measured with the same meter equipped with an InLabPro pH electrode and the results were expressed in the pH unit (Kalra and Maynard, 1991). The total recoverable metals were analyzed by the SEPA method (LUCAS). With this method, a representative sample from the homogenous soil was digested in a CEM Mars xpress microwave oven using XPRESS Teflon closed vessels and nitric and hydrochloric acid. Once the digestion was complete, the samples were diluted to 40 mL with type I DDW. The sample digests were analyzed by a Varian ICP-AES (Modified EPA Method 3051). Dry samples were analyzed for total carbon and nitrogen using a combustion ELVario cube CHNS analyzer. Dry samples were also acidified to remove inorganic carbon and then analyzed using the ELVario cube CHNS analyzer to determine the total organic carbon.

The results of these analyses in the sand are presented in Table E.1 in Appendix. Mean trace metal concentrations found in the substrate were below Quebec's regulation thresholds for residential lands (Government of Quebec, 2017). The substrate had an acid pH (as do most soils in this region; Lamontagne and Nolin, 1997). The average pH values obtained in the plots ranged from 3.7 to 3.8; however, no pH value was below the minimum required for root development (which is 3.5; Hamblin, 1986; Jin et al., 2017). Moreover, the average nutrient concentrations in all three plots were within the range of values required for root development in a boreal context (see Roy et al., 2006; Geisseler, and Miyao, 2016; Mallarino et al., 2003; Jin et al., 2017).

6.3.4 Root measurements

The diameter at breast height of the sampled Pb was measured, their trunks were cut at the base, their heights measured, and their ages were determined by counting tree rings (Mariaux, 1967; Peters et al., 2002). Root profiles were then studied in the same trenches used to collect sand and silt samples, down to 2 m deep. The root profiles were studied using the profile method (Bôhm, 1979); more precisely, the variant of Sudmeyer et al. (2004) and the auger method (Mackie-Dawson and Atkinson, 1991). A 90 cm-large grid with 5×5 cm mesh squares was laid against each vertical trench to study the root distribution (mainly coarse roots, with diameter > 2 mm) along the substrate profile down to maximum rooting depth. The root occurrence (number of squares where a root was present/total number of squares $\times 100$) and root density (sum of the number of roots in each grid square/sum of squares' surface in dm^{-2}) were noted in each trench and were compiled by soil depth (Guittonny-Larchevêque and Lortie, 2017): by intervals of 5 cm depth, at the soil surface (0–30 cm), and in the total soil profile down to maximum rooting depth among all profiles (0–160 cm). Also, the maximum depth of root occurrence (in cm) from the surface was noted in each trench. These different steps, as well as the location of the trenches in relation to each tree, are shown in a schematic Figure E.4 in Appendix.

To characterize the intensity of root colonization (mainly fine roots, with diameter < 2 mm) in the materials, soil cores were collected with an auger ($d = 7.5$ cm). These were taken from the sand and silt layers at similar depths as for the particle size distribution analyses (at 10 cm above the silt, in the sand, and at 10 cm and 30 cm into the silt, below the sand; see Appendix 3) in all trenches. A total of 162 samples per plot were collected and stored at 4 °C. These samples were

washed with water on a sieve in the laboratory to separate the roots from the soil; the roots were then sorted and scanned. The images were analyzed with WinRhizo software (Regent Instruments Inc., Canada) to obtain the total RLD, which is the root length by sampled soil volume. Then, the ratio (R1) between the RLD value obtained in the sand (at 10 cm above the silt) and that obtained at 10 cm into the silt (below the sand) was calculated. The ratio (R2) between the RLD values obtained at 10 and 30 cm into the silt was also calculated. These ratios were used to determine whether depth and material change have an effect on Pb fine root colonization.

6.3.5 Statistical analyses

For statistical analysis, data were analyzed in R (version 4.1.2), taking into account the nested nature of the experimental design, with the Tidyverse (Wickham et al., 2019), Rstatix (Kassambara, 2021), and multcomp (Hothorn, et al., 2008) packages. First, the possible effects of the hydrogeotechnical properties of the material (AEV, WEV, D10, D60, and k_{sat}), as well as the thickness of the sand layer and of the organo-mineral layer, were explored on the root response variables (RLD, root density, root occurrence, and maximum rooting depth) with simple linear regressions. The objective set was $R^2 \geq 0.6$. However, there was no correlation between these factors and the root parameters, as all the R^2 values were < 0.5 . Thus, these results will not be presented in this article.

To test the effects of the distance between the trenches and the tree, and the soil depth or material on the response variables (RLD, root density, root occurrence, and maximum rooting depth), data were analyzed by ANOVA. To meet the normal distribution criterion for ANOVA, some data were square root transformed. The normality of the residuals of the model was verified by Shapiro's normality test, and the homoscedasticity of the variance by Levene's homoscedasticity test. The overall significance of the analyses was set at $\alpha = 0.05$. When factors were significant for a given variable, least-square means were estimated (LS MEANS statement) and post hoc multiple comparison tests with Dunn-Sidak adjustment were conducted.

6.4 Results

6.4.1 Description of the *Pb* RS

Of the 54 trenches created around the nine trees in the three plots, 81% (i.e., 44 trenches) met all the criteria developed to check the analogy between a constructed CCBE and a natural analogue: water table level below -3 m, coarse-grained materials (sand, with a thickness ≥ 0.3 m) above fine-grained material (silt, with a thickness of between 0.5 and 1 m), $\psi_a \text{ silt} > \psi_r \text{ sand}$, and a k_{sat} contrast of 2–3 orders of magnitude between the coarse- and fine-grained materials (see Cissé et al., 2022). In these 44 trenches, the thickness of the organo-mineral layer was between 6 and 25 cm and that of the sand layer between 40 and 50 cm. The thickness of the silt layer was > 50 cm. The maximum rooting depth of the mature trees (61 to 89 years old) varied from 35 to 160 cm. Mean values for total root occurrence and density by trench ranged from 5 to 28% and from 0.37 to 2.62 dm⁻², respectively, in all plots. Values for RLD in the sand and the silt ranged from 0.06 to 1.15 cm/cm³ and from 0.01 to 1.05 cm/cm³, respectively, in all plots. Although all the maximum values for these root parameters were observed in the sand layer (between 5 and 30 cm from the surface), 93% of the trenches had maximum rooting depth values that occurred in the MRL layer (silt layer) of the CCBE analogue.

Only around 3% of the root occurrence and density were in the silt layer, although mature *Pb* developed deep roots in the silt (up to 120 cm into the silt below the sand, and up to 160 cm deep from the surface). The diameter of roots observed in the silt layer ranged from 0.1 to 2 mm, corresponding to fine roots. Root diameters in the sand layer ranged from 2 mm to 10 cm when measured in trenches, corresponding to woody roots.

6.4.2 Effect of trench distance from trees and profile depth on root parameters

a) Maximum rooting depth

The statistical analyses showed that the maximum rooting depth decreased with the distance of the trenches from the trees: the further away from the tree, the smaller the value ($p < .005$, Figure 6.1). The average maximum rooting depth was 71 cm, 67 cm, and 66 cm in trenches located 50 cm, 100 cm, and 150 cm from the trees, respectively (Figure 6.1). However, among the 44 trenches that met

the criteria of a NA, 34% had roots deeper than 71 cm and 16% had isolated roots deeper than 1 m. In the trenches located 150 cm, 100 cm, and 50 cm from the trees, the maximum rooting depth values were 80 cm, 120 cm, and 160 cm, respectively. Among the 44 trenches, only 7% had no roots in the silt. It should be noted that the maximum thickness of the sand was 50 cm.

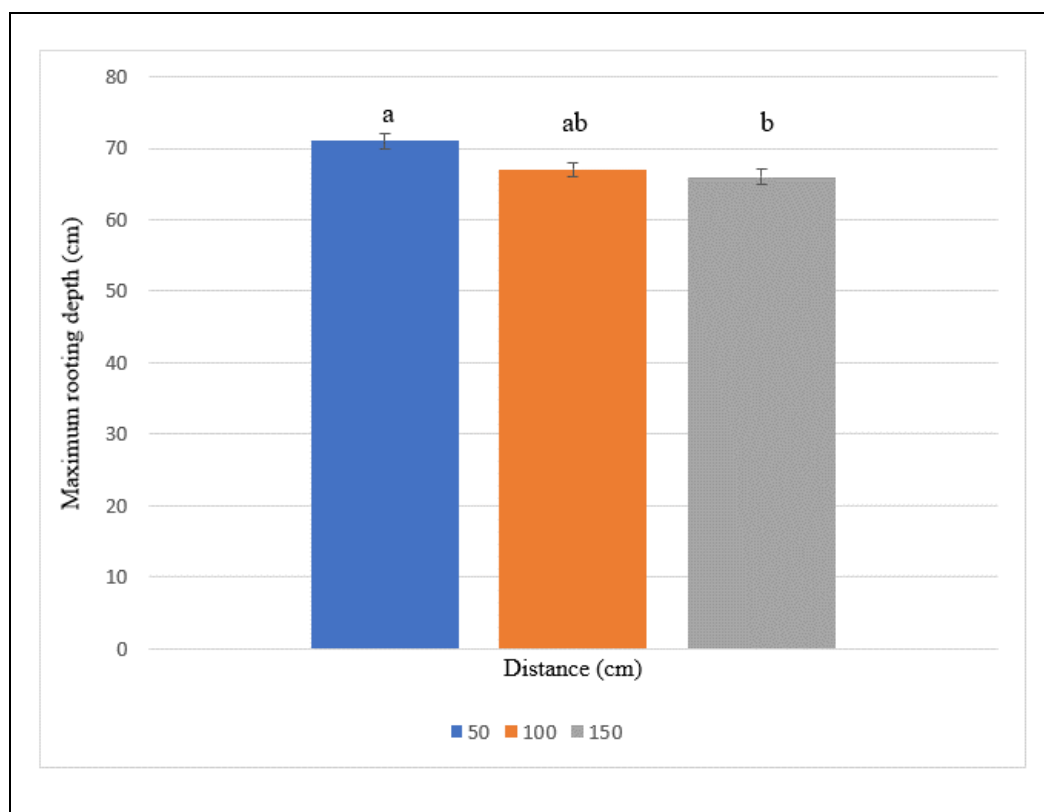


Figure 6.1 Means and standard errors of maximum rooting depth according to trench distance from the trees (n = 15 for trenches 50 cm, n= 15 for trenches 100 cm, and n= 14 for trenches 150 cm from trees)

b) Root occurrence and density

The results showed that, on average, 81% of root occurrence and density were concentrated in the first 30 cm, and 97% in the top 50 cm of the substrate (in the sand layer of the CCBE analogue). From 0 to 30 cm along the vertical profiles, the values for root occurrence and density varied, respectively, from 7 to 48% and from 0 to 6 dm⁻² for each 5 cm increment: the closer to the surface and the tree, the higher the values. Below 50 cm from the soil surface (in the silt layer), root density

values were close to 0 dm⁻², regardless of the distance of the trench from the trees. However, the presence of a few fine roots was observed between 70 and 160 cm from the surface (in the silt layer of the CCBE analogue) (Figure 6.2).

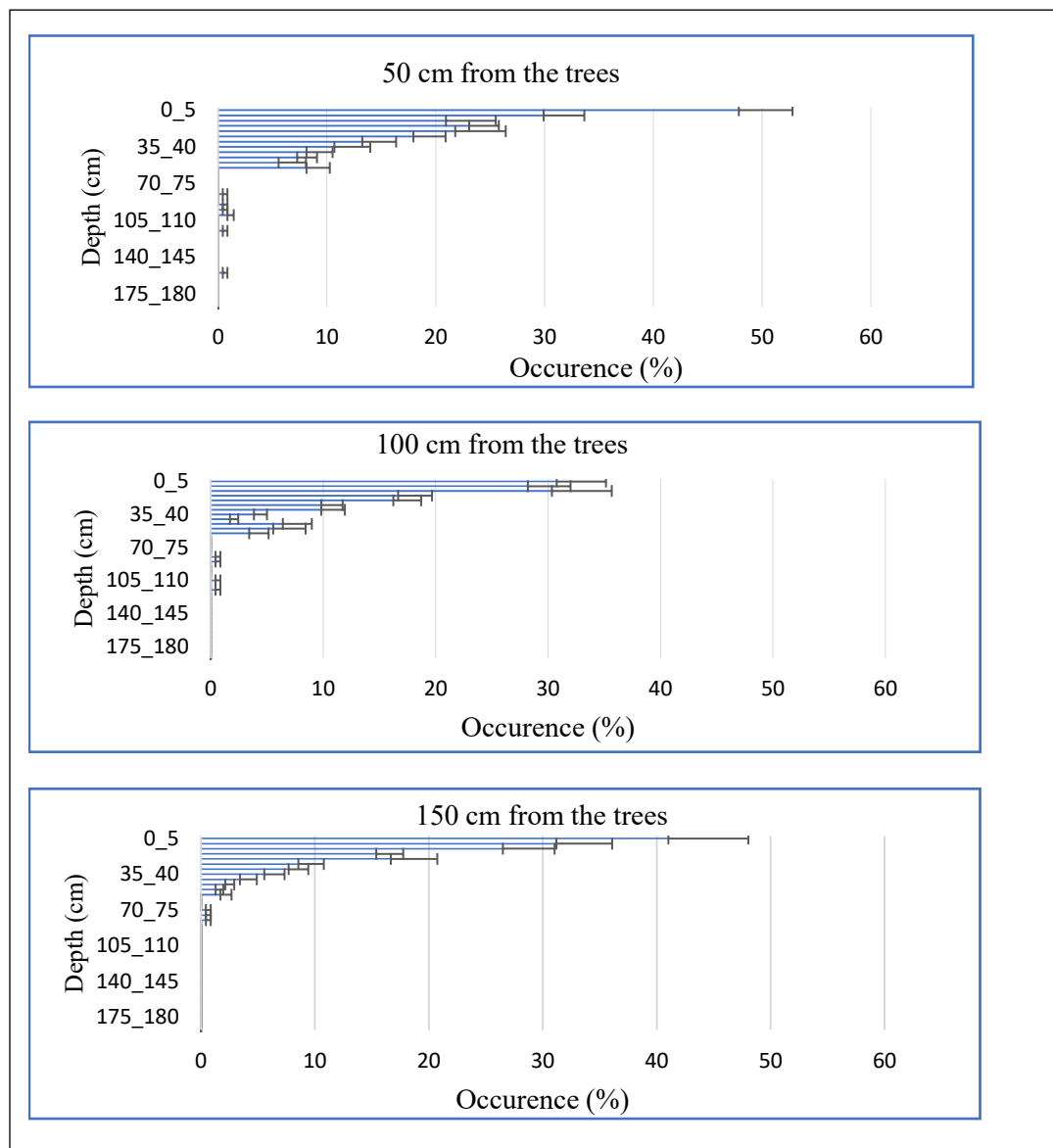


Figure 6.2 Mean root occurrence and standard errors across depth classes (5 cm increment) for each distance of trench from the tree (n = 15 for the 50 and 100 cm trenches, while n = 14 for the 150 cm trenches)

The ANOVA results showed that the root occurrence and density were significantly impacted by both the distance of the trench from the trees and the profile depth ($p < .005$). The trenches closest to the trees had twice the root occurrence and density in the first 30 cm of the sand compared to the other trenches ($p < .005$). The root occurrence and density decreased with increasing depth below the soil surface. The mean root occurrence was 32 times higher in the sand layer (0–50 cm) compared to deeper sampling depths in the silt layer (from below 50 cm down to 160 cm). From 0 to 60 cm, there was a significant decrease in root occurrence and density with depth, independent of the distance of the trenches from the trees ($p < .005$) (Figure 6.2). Apart from a few isolated roots found deep in the silt layer (up to 160 cm from the soil surface), there were almost no roots observed between 100 cm and 160 cm.

c) RLD

From 10 cm above the silt (in the sand layer) to depths of 10 and 30 cm into the silt layer (below the sand), the ANOVA results showed that there was a significant decrease in RLD with depth ($p < .005$), independent of the distance of the trenches from the trees (Figure 6.3a). Moreover, the RLD values at 10 cm into the silt layer were significantly greater than those at 30 cm ($p = 0.02$). Thus, the RLD values decreased significantly with 20 cm depth increments moving from the sand layer to the silt layer. The mean value of the RLDs at 10 cm above the silt (in the sand layer) was four and seven times greater than those at depths of 10 and 30 cm into the silt layer, respectively.

Two ratios were calculated to compare the RLD values in the sand and the silt (R1, sample depths separated by 20 cm) and deeper in the silt (R2, sample depths separated by 20 cm). The statistical results showed that there was no significant difference between R1 and R2 ($p = 0.71$) (Figure 6.3b), with mean values of 7.4 and 6.3, respectively. Thus, the decrease in the RLD ratio with depth in the profile did not seem to be affected by the change in material. The minimum and maximum values of R1 were 0.17 and 53.6, respectively, while those of R2 were 0.27 and 74.2, respectively.

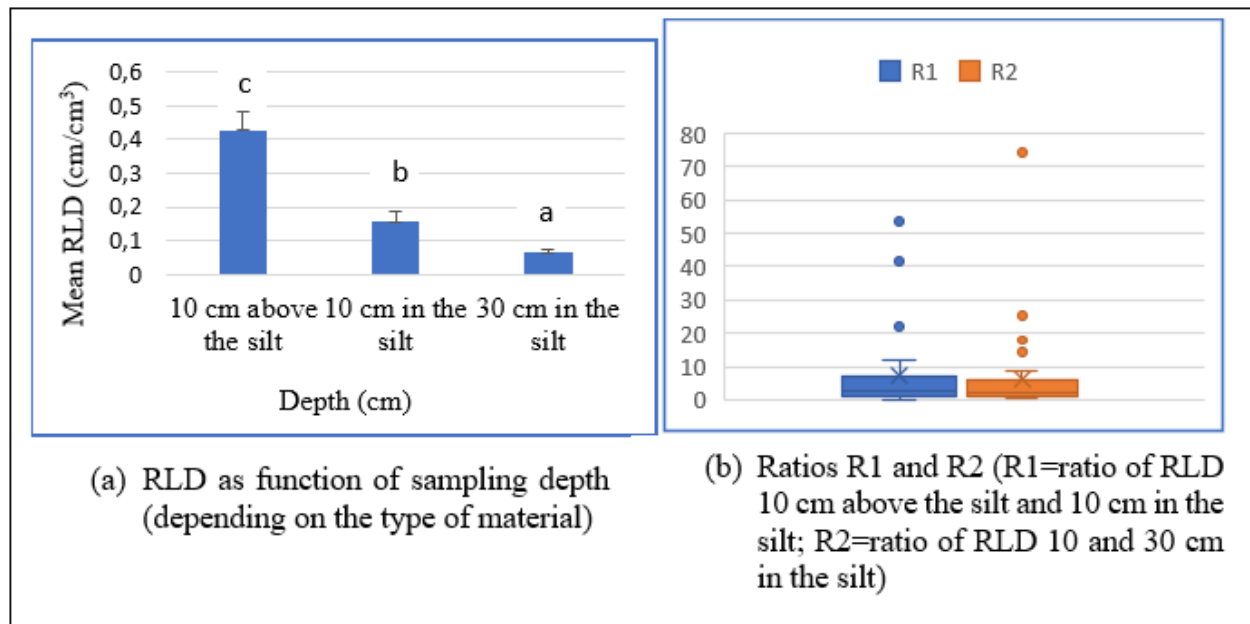


Figure 6.3 Means and standard errors of RLD at different sampling levels in the different materials of the CCBE analogue

6.5 Discussion

6.5.1 Maximum rooting depth of mature *Pb* on CCBE analogues

The results for the maximum rooting depth (MRD) of mature *Pb* on a CCBE analogue did follow the predictions of the first hypothesis. Although only 16% of the 44 analogous trenches had roots deeper than 1 m, 93% had roots in the silt. Indeed, some mature *Pb* developed roots up to 1.6 m, which penetrated 1.2 m deep into the silt layer. In 2008, Smirnova et al. (2011) found that the roots of young *Pb* started to reach the Lorraine CCBE silt layer (i.e., the top 10 cm), while the thickness of the sand layer above the silt was 30 cm. However, the MRD of the *Pb* in this current study was three times greater than the value found by Smirnova et al. (2011) (i.e., 46.75 cm) on the Lorraine CCBE. This is probably due to the age of the trees. In the present study, the age of the trees ranged from 61 to 89 years, compared to < 10 years for Smirnova et al. (2011).

The MRD in this study is in accordance with the values found by Strong and La Roi (1983) for the maximum rooting depth of *Pb*, aged 3 to 83 years, on sand in a boreal forest (i.e., an MRD between 0.3 and 2.0 m), although there is a particular arrangement of soil layers in the NA of a CCBE.

However, it is slightly less than the value of Canadell et al. (1996) (i.e., an MRD of 2 m for *Pb* on sand in a boreal forest). This could be due to the differing water table levels, soil materials, and compaction (Wagg, 1967; Zanetti, 2010; Vennetier et al., 2015a, 2015b) in the different study areas. The measured porosity of 0.2 in the silt of the NAs indicated the presence of a dense material. Also, there may have been deep roots not measured with the method used in the current study (trench method), which is a non-exhaustive method of studying RS (Plante, 2012), despite the large number of trenches created.

The results of this research also highlighted that the MRD, occurrence, and density increased consistently with decreasing distance from the trees. This can be explained by the fact that mature *Pb* develops a taproot system with a long central pivot and adjacent deeper roots.

6.5.2 *Pb* colonization profile on CCBE analogues

The results of mature *Pb* root colonization followed the predictions of the second and third hypotheses. Eighty-one percent of the mature *Pb* root occurrence and density was concentrated in the top 30 cm (with 97% in the top 50 cm) of the sand layer of the CCBE analogues. The values of these parameters were lower in the silt material compared to the sand material because of decreasing root colonization with depth. Similarly, RLD values in the sand layer were four and seven times greater than those at 10 and 30 cm into the silt layer, respectively. The results of Strong and La Roi (1983), Burns and Honkala (1990), Jackson et al. (1996), Schenk and Jackson (2002), Drénou (2006), Danjon and Fourcaud (2009), and Proteau et al. (2020a) have all concluded that the majority of the roots (approximately 80%) are generally concentrated in the top 15–30 cm of soil, although *Pb* develops a long taproot that plunges deep into the soil. Below 30 cm, the root occurrence, density, and RLD decrease rapidly with depth (Burns and Honkala, 1990). It thus appears that the information on mature *Pb* root systems available in the literature is transposable to the CCBE analogues examined in this research with respect to the MRD values and the rapid decrease in root colonization with depth, despite the alternating layers of material with different hydrogeological properties.

6.5.3 *Pb* RS and the long-term performance of CCBEs

Although 97% of mature *Pb* roots were concentrated in the top 50 cm of the sand layer (PL), the roots of the species were able to penetrate into the MRL up to 120 cm. Between 50–120 cm into the MRL, roots were scarce. Moreover, the diameter of the roots observed in the MRL ranged from 0.1 to 2 mm, corresponding to fine roots. Thus, the results of this study showed that a protection layer of 30–50 cm on top of a CCBE may not entirely protect the MRL from *Pb* fine root colonization.

Proteau et al. (2020a) described root colonization on the Lorraine CCBE under *Salix*, *Populus*, *Alnus*, *Picea* sp., and herbaceous species (aged 11 to 16 years). Their roots (mostly fine roots) mainly colonized the top 10 cm (mean RLD 0.15 cm/cm³) of the MRL under the 30 cm thick protection layer, and occurred down to 35–45 cm in the MRL with very low RLDs (mean RLD 0.01 cm/cm³). Following this study, Proteau et al. (2020a, 2020b) demonstrated that CCBEs would remain effective with these very low root colonization values (RLDs) in the MRL. Although Proteau's study did not deal with the RLD of mature *Pb*, it dealt with boreal woody species (similar to *Pb*). In the current study, the mean RLD at 10 cm into the silt (0.16 cm/cm³) was similar to that of Proteau et al. (2020a) at 10 cm into the MRL (0.15 cm/cm³). However, the RLD at 30 cm into the silt (0.1 cm/cm³) was ten times greater than that of Proteau et al. (2020a) at 30 cm into the MRL (0.01 cm/cm³). This could be due to, among other things, the age of the trees; the plants studied by Proteau et al. (2020a) were at least three times younger than the mature *Pb* examined in this current study.

On the one hand, these fine roots could help to reduce oxygen flux through the CCBE (from 0.5 to 76 g/m²/year in Proteau et al. (2020b) by consuming oxygen in the MRL, therefore positively impacting the performance of the CCBE. They are also expected to have little impact on the creation of macropores compared with coarse roots (Guittonny-Larchevêque et al., 2016). However, on the other hand, these fine roots could pump water, decrease the Sr of the MRL (Guittonny et al., 2018; Proteau et al., 2020b), and negatively impact the performance of the CCBE by allowing the oxygen to migrate through the CCBE and reach the reactive tailings (Proteau et al., 2020a).

Based on these results, a CCBE design with a PL > 1 m thick on top of the MRL (in case the CCBE is colonized by mature *Pb*, which is highly probable in the boreal forest) is recommended if the objective is to completely avoid the presence of roots in the MRL. This should avoid the colonization of the MRL by coarse *Pb* roots and restrict colonization by fine roots to non-damaging levels, for a duration of approximately 100 years. However, based on the work of Proteau et al. (2020b), a thinner PL could be sufficient to avoid the presence of roots at a density that could significantly affect the performance of the CCBE. The optimal PL thickness is therefore between 30 cm and 1 m, depending on the risk level the designer is ready to face.

Since CCBEs could be built on a slope in mine waste storage facilities, further study of *Pb* RSs on sloping NAs would be needed because of the influence of slopes on root development. On slopes, plants increase their root length and biomass (Tsutsumi et al., 2004; Khuder et al., 2006; Nicoll et al., 2006; Scippa et al., 2006), and direct them towards the moist parts of the soil (Pallardy, 2010; Zanetti et al., 2011a, 2011b; Vennetier et al., 2015a, 2015b), like the MRL. This might influence root penetration deeper in the MRL and create uncertainty for cover performance.

6.6 Conclusion

This research studied mature *Pinus banksiana* (aged 61 to 89 years) root colonization in natural analogues of CCBEs to determine the optimal thickness of a protection layer over a moisture retaining layer and help predict the long-term cover performance with realistic root data. Using NAs is a suitable way to collect this information (Cissé et al., 2022), since the application of modern reclamation technologies such as CCBEs has only started to occur over the past 30 years (Bussière and Guittonny, 2021). Although the majority of the roots were concentrated in the top 30–50 cm of the PL of the CCBE analogues, the authors observed roots at depths > 1 m. Hence, a PL thickness > 1 m would nearly eliminate the risk of *Pb* root colonization in the MRL, with the occurrence of very low RLDs of fine roots that may not affect its performance. However, based on the work of Proteau et al. (2020b), a thinner PL layer (between 30 cm and 1 m) could ensure the ability of the CCBE to control AMD. The estimation of the optimal long-term PL thickness in the presence of *Pb* could be refined by using numerical modelling and inserting into the model the root parameters measured in this study on CCBE analogues. Moreover, this study focused on a single species;

further research on the root systems of other types of boreal species likely to colonize the CCBE is needed.

Acknowledgements

Funding for this study was provided by the NSERC-UQAT Industrial Research Chair in Mine Site Reclamation. We are grateful to the Eleonore mine, Jean-Christophe Turcotte, Simon Taurines, Nda Angoran Baudelaire, the URSTM staff and Julia Jamieson-Hanes for their collaboration and support.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

7.1 Aspects sociaux de la restauration du parc à résidus de la mine Éléonore

7.1.1 Généralités : méthodes appropriées pour intégrer les connaissances traditionnelles des autochtones dans les projets de restauration de sites miniers

Les meilleures méthodes pour intégrer les connaissances traditionnelles dans les projets de restauration de sites miniers consistent à établir une relation de collaboration et de confiance avec les communautés autochtones. Pour ce faire, les scientifiques, les compagnies minières et les gouvernements doivent impliquer les communautés autochtones dans les projets et considérer leurs savoirs comme étant des connaissances complémentaires à celles occidentales (Sandlos et Keeling, 2016). Des consultations doivent ainsi être organisées, à travers des approches pertinentes et appropriées, afin de discuter avec les autochtones, prendre en compte leurs préoccupations et les associer aux prises de décisions. Les chercheurs scientifiques doivent aussi prendre en compte des aspects éthiques lors de leurs collaborations avec les communautés autochtones.

Pour que la collaboration entre les chercheurs scientifiques, les compagnies minières, les gouvernements et les autochtones soit productive et durable, un certain nombre d'éléments très importants doivent être considérés, et ce, quelle que soit l'approche de collaboration choisie. Ces éléments sont le respect, l'éthique et l'équité (Tableau 7.1).

Tableau 7.1 Éléments essentiels à considérer dans une collaboration avec des communautés autochtones (adapté de Royal Commission on Aboriginal Peoples, 1996; Indian and Northern Affairs Canada, 1997; Schell et Tarbell, 1998; Sistili et al., 2006)

Élément	Explication
Le respect	➤ reconnaître les communautés autochtones comme étant distinctes; ➤ tenir compte de leur préoccupations ; ➤ reconnaître leurs connaissances environnementales traditionnelles (savoirs autochtones ou traditionnels) comme un système de connaissances égal à la science occidentale; ➤ reconnaître leurs coutumes, mœurs et traditions.
L'équité	➤ partager les ressources; ➤ favoriser les emplois ou possibilité d'avancement; ➤ maximiser les opportunités économiques.
L'autonomisation	➤ partager le pouvoir; ➤ utiliser les connaissances traditionnelles et reconnaître leur valeur; ➤ Faire circuler de façon réciproque les informations; ➤ prendre en compte les contributions, suggestions et recommandations de la communauté; ➤ s'assurer d'une paternité conjointe des publications.

Le premier élément est le respect. Les parties prenantes aux projets de restauration doivent reconnaître les communautés autochtones comme étant des personnes distinctes dans la mesure où la récolte traditionnelle de gibier sauvage est toujours importante pour elles (Berkes, Hughes, George, Preston, Cummins et Turner, 1995; Tsuji, 1998; Tsuji et Nieboer, 1999; Tsuji, Kataquapit, Katapatuk et Lannucci, 2001). Par conséquent, la protection de la chaîne alimentaire contre les contaminants doit être l'un des objectifs clés des projets de restauration de sites miniers. Ensuite, les préoccupations ainsi que les intérêts particuliers des communautés autochtones doivent être pris en compte. Également, les parties prenantes doivent reconnaître et respecter les coutumes ou traditions des communautés autochtones (Sistili, Metatawabin, Iannucci et Tsuji, 2006), et considérer les savoirs autochtones (connaissances traditionnelles) comme étant des connaissances complémentaires à la science occidentale (Tsuji et Ho, 2002).

Le deuxième élément est l'équité. Dans une bonne collaboration, le partage des ressources doit être équitable. Les personnes ou les organisations des communautés autochtones impliquées dans les projets de restauration doivent bénéficier des avantages du projet. Ces avantages peuvent être :

- économiques (comme des frais associés aux visites des sites, des allocations quotidiennes de recherche (per diem), des frais de voyages pour participer aux réunions, etc.);
- des opportunités d'emplois;
- des possibilités d'avancement; et
- des possibilités d'affaires ou de formations liées au projets de restauration minière (Sistili et al., 2006).

Le troisième élément est l'autonomisation des communautés autochtones. Les scientifiques, les compagnies minières et les gouvernements doivent éviter d'être trop autoritaires lors de la réalisation des projets de restauration de sites miniers en collaboration avec les autochtones (Parlee, 2012). Le pouvoir doit être partagé avec eux tout au long du processus de restauration. Ainsi, les parties prenantes (les compagnies minières, les chercheurs scientifiques et les gouvernements) doivent consulter les autochtones et reconnaître la valeur de leurs connaissances traditionnelles. Elles doivent également prendre en compte leurs recommandations et suggestions afin de répondre à leurs préoccupations. Elles doivent prendre les décisions par consensus avec les communautés autochtones et prôner la transparence tout au long du processus de restauration des sites miniers. Cette transparence doit être réalisée à travers une communication réciproque. Enfin, elles doivent reconnaître et prendre en considération leurs droits d'œuvres et savoirs (connaissances traditionnelles) dans les publications scientifiques (Sistili et al., 2006).

7.1.2 Vision du maitre de trappe du VC-29 du scénario de végétalisation du PAR et la perception des autres parties prenantes vis-à-vis de sa vision

La vision du maitre de trappe du VC-29 du scénario de végétalisation du PAR d'Éléonore et la perception des autres parties prenantes de sa vision sont résumées sur la Figure 7.1. Cette figure constitue un rappel des éléments importants du chapitre 4 qui seront discutés dans la sous-section suivante 7.1.3.

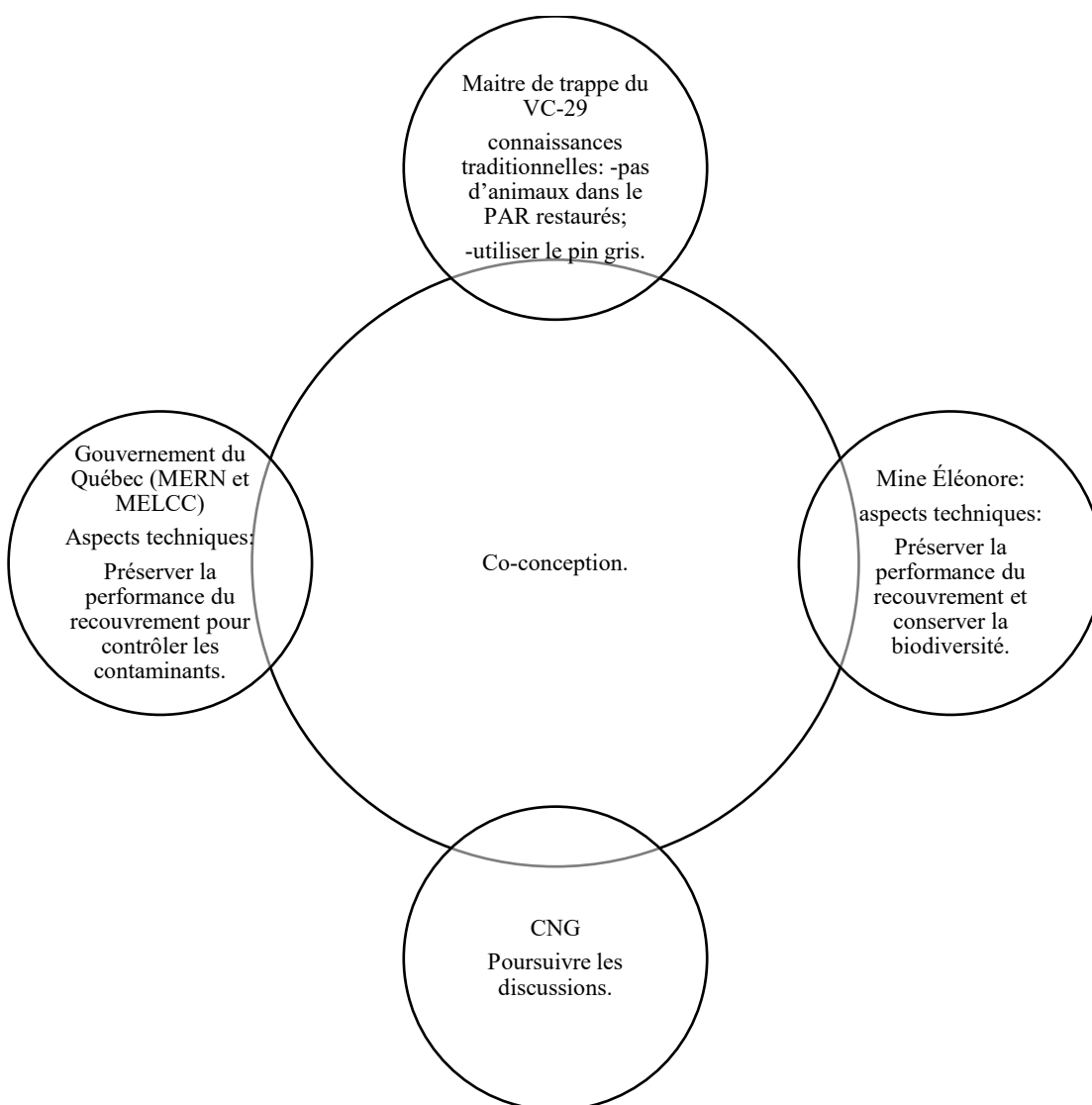


Figure 7.1 Différentes visions de la végétalisation du PAR par les parties prenantes du processus de co-conception

7.1.3 Principaux avantages et défis de l'intégration des connaissances traditionnelles du maître de trappe du VC-29 dans le processus de restauration du PAR

Les principaux avantages et défis liés à l'intégration des connaissances traditionnelles du maître de trappe du VC-29 dans le projet de restauration du PAR d'Éléonore sont consignés dans le Tableau 7.2 et discutés dans les paragraphes suivants.

Tableau 7.2 Principaux avantages et défis de l'intégration des connaissances traditionnelles du maître de trappe du VC-29 dans le scénario de restauration du PAR

Intégration des connaissances traditionnelles du maître de trappe du VC-29 dans le scénario de restauration du PAR	Avantages	Défis
	Produit des informations pertinentes sur le territoire	Perception des autochtones à l'égard des sites contaminés et des contaminants
	Permet de compléter les connaissances de la science occidentale	Problème lié à la définition du terme « intégration des connaissances traditionnelles dans les projets de restauration minière »
	Permet de tenir compte des préoccupations du maître de trappe du VC-29	Scepticisme mutuel entre les scientifiques et les autochtones

a) Avantages liés à l'intégration des connaissances traditionnelles du maître de trappe du VC-29 dans le processus de restauration du PAR

Les connaissances traditionnelles permettent de compléter les connaissances de la science occidentale. Dans la littérature, plusieurs cas illustratifs existent sur la complémentarité entre les connaissances traditionnelles et celles de la science occidentale dans le processus de restauration minière. C'est pourquoi, d'ailleurs, Tsuji et Ho (2002), pensent qu'il ne faut pas parler d'*intégration* des connaissances traditionnelles à la science occidentale, mais plutôt de *complémentarité* entre les deux. Parce que, les deux systèmes devraient agir comme des formes complémentaires de connaissances (Tsuji et Ho, 2002) dans la restauration des sites miniers. D'un côté, les connaissances traditionnelles peuvent fournir des informations qui ne sont pas disponibles

dans la science occidentale (telles que, des informations spatiales sur des zones potentiellement contaminées, des informations historiques et culturelles, etc.) (Sistili et al., 2006). De l'autre côté, la science occidentale ajoute des informations non fournies par les connaissances traditionnelles (par exemple, les niveaux de contamination réels de différentes zones identifiées, la justification du fait que les zones identifiées constituent une menace environnementale) (Tsuji et al., 2001; Sistili et al., 2006).

Aussi, les résultats de recherche de VanSpronsen, Tsuji, Manson, Shecapio-Blacksmith et Rabbitskin (2007) ont montré que l'utilisation des deux types de connaissances pour identifier les sites potentiellement préoccupants dans le territoire traditionnel de la nation Crie d'Oujé-Bougoumou a donné de bons résultats. Elle a permis de connaître les sources potentielles de contamination, d'identifier des sites contaminés et des voies d'exposition aux contaminants dans la région d'Oujé-Bougoumou. Ainsi, cela a permis à la communauté autochtone et aux groupes gouvernementaux d'obtenir des données scientifiques sur lesquelles ils pourront prendre des décisions éclairées susceptibles d'avoir des impacts culturel, sanitaire et socioéconomique sur la vie de la nation Crie d'Oujé-Bougoumou. Effectivement, les sources de contamination et les dangers physiques ont été identifiés par les utilisateurs des terres eux-mêmes (les autochtones) et les réponses à leurs préoccupations ont été rendues disponibles par les groupes gouvernementaux (VanSpronsen et al., 2007).

Le Centre de recherche de Kuujjuaq est également un excellent exemple de la collaboration entre les connaissances traditionnelles et la science occidentale. Ce centre est sous la direction de la société Makivik. Cette dernière a été créée dans le cadre de l'Entente de la Baie James et du Nord québécois de 1975. Elle appartient aux Inuits du Nunavik. Créé à la fin des années 1970, le centre de recherche de Kuujjuaq est devenu, de nos jours, un établissement équipé de façon professionnelle et technique pour effectuer une grande variété de travaux sur les contaminants. Il travaille directement avec les communautés autochtones pour concevoir des programmes de recherche et impliquer les Inuits locaux à toutes les étapes des recherches. Ensuite, il accorde une grande importance à la communication des résultats, à la réponse aux demandes de tests et d'informations et à la collaboration avec les autorités sanitaires locales (Poirier et Brooke, 2000).

Dans le cas particulier de la mine Éléonore, il faut rappeler que toutes les parties prenantes au projet de restauration du PAR s'accordent sur les avantages de l'intégration des connaissances traditionnelles du maître de trappe du VC-29 dans le projet de restauration (incluant le scénario de végétalisation). Elle permet d'obtenir des informations pertinentes sur le territoire et qui sont nécessaires pour comprendre les plantes et les animaux de la région et savoir comment gérer durablement les ressources locales (Johnson, 1992). Les répondantes de la mine ont d'ailleurs mentionné pendant les entretiens qu'elles consultent souvent le maître de trappe du VC-29 pour leur fournir des informations sur son territoire. Ces informations contribuent à la bonne planification du projet de restauration du PAR, de la gestion durable des ressources locales, de la préservation de la sécurité des travailleurs sur le site, etc. Ces répondantes de la mine nous ont fait savoir que la mine se sert, entre autres, de ces informations pour réaliser les travaux sur le site. Également, ces informations aident la mine à sécuriser les ouvrages de la mine et préserver la sécurité de travailleurs. Le maître de trappe du VC-29 peut fournir à la mine des informations qui ne sont pas disponibles dans la science occidentale (comme des informations historiques et culturelles) qui sont nécessaires pour comprendre les aspects socio-environnementaux et culturels du territoire.

À titre d'exemple, pendant l'exploration, il y avait des sites de forage auxquels il fallait accéder à motoneige. Cependant, il y avait des secteurs où il fallait traverser des cours d'eau. Alors, lorsque les gens de la mine en ont parlé au maître de trappe du VC-29, il a montré certains secteurs sur lesquels il leur a dit de faire attention. Parce que l'eau ne gelait pas dans ces secteurs et donc leur traversée par motoneige pourrait être dangereuse. Aussi, la mine a utilisé des informations fournies par le maître de trappe du VC-29 pour la restauration des sablières le long des chemins. Également, pour la migration assistée des espèces végétales, le maître de trappe du VC-29 était sceptique. Il pensait que ces espèces végétales ne pousseraient pas dans son territoire, bien que les autres parties prenantes crient, en l'occurrence les autres maîtres de trappe, pensaient le contraire. Ces dernières pensent que le processus peut fonctionner, car il fonctionne bien ailleurs. Mais c'est le maître de trappe du VC-29 qui connaît son territoire mieux que quiconque. Donc, les connaissances traditionnelles que le maître de trappe du VC-29 fournit à la mine sur son territoire sont très utiles. Elles contribuent à bien gérer d'une façon durable les ressources locales, préserver la sécurité des

travailleurs et comprendre les plantes du territoire pouvant être utilisées dans le scénario de végétalisation du PAR.

Également, l'intégration des connaissances traditionnelles du maître de trappe du VC-29 dans le projet de restauration du PAR d'Éléonore permet de prendre en compte ses préoccupations sur des héritages environnementaux et sociaux de la mine. Cela règle des conflits sociaux et favorise l'acceptabilité sociale des futurs projets miniers non seulement dans son territoire, mais aussi dans d'autres zones minières (Sandlos et Keeling, 2016). Ensuite, elle permet d'intégrer les perspectives et les priorités du maître de trappe du VC-29 en ce qui concerne l'utilisation de son territoire (plus particulièrement, le PAR) après la restauration minière. Dans cette étude, le maître de trappe du VC-29 considère tous les PARs restaurés comme étant des zones contaminées (voir le chapitre 4 pour plus de détails sur ces aspects).

Voilà pourquoi, il est important que la mine Éléonore comprenne qu'il peut arriver parfois que les analyses chimiques de la science occidentale démontrent que les sites identifiés ou considérés ne sont pas contaminés alors que les autochtones eux vont les considérés comme contaminés. Malgré cela, la mine Éléonore ainsi que les scientifiques doivent considérer que l'implication des autochtones (incluant le maître de trappe du VC-29) dans les projets et la prise en compte de leurs différentes préoccupations est importante et nécessaire. Sistili et al. (2006) affirment que le fait de répondre aux préoccupations des communautés autochtones et d'utiliser leurs connaissances traditionnelles sont des formes de responsabilisation importantes pour leur bien-être.

Pour terminer, il faut retenir que plusieurs chercheurs scientifiques (Poirier et Brooke, 2000; Sistili et al., 2006; Sandlos et Keeling, 2016) travaillant avec les communautés autochtones concluent que, d'une manière générale, l'intégration des connaissances autochtones dans les projets de restauration minière possède plusieurs avantages pour la communauté scientifique. Effectivement, elle permet, non seulement de développer et mener des recherches appropriées, mais encore d'impliquer les communautés autochtones et leurs institutions dans la résolution des problèmes et la prise de décision. Au Canada, l'approche est maintenant requise dans la plupart des accords sur les revendications territoriales des premières nations du Nord du pays (Poirier et Brooke, 2000). Par ailleurs, bien qu'il existe, de nos jours, une tendance positive et évolutive au sein de la communauté scientifique à vouloir travailler directement avec les autochtones, l'intégration de

leurs connaissances dans les projets de restauration des sites miniers présente encore des défis. Le cas de la mine Éléonore en est une illustration.

b) Défis liés à l'intégration des connaissances traditionnelles dans la restauration du PAR d'Éléonore

La combinaison des aspects sociaux (connaissances traditionnelles du maître de trappe du VC-29) et techniques dans la restauration du PAR est un réel défi. En effet, tel que mentionné précédemment (voir Figure 7.1), le maître de trappe du VC-29 et sa famille considèrent déjà tous les PARs comme étant des zones contaminées qui peuvent contaminer les plantes, les animaux et la chaîne trophique, et ce, même après le processus de restauration. D'ailleurs, le risque de contamination des plantes et des animaux sur le PAR d'Éléonore, dans son territoire, a été mentionné plusieurs fois lors des entretiens avec lui et sa famille. Ce genre de compréhension et de préoccupations ont été soulevés par d'autres communautés autochtones dans les résultats d'autres projets de recherche sur la restauration de sites miniers (Cassady, 2007; VanSpronsen et al., 2007). Les résultats de recherche de Sandlos et Keeling (2016) révèlent que la plupart des communautés autochtones considèrent les sites miniers comme étant des zones contaminées, et les résidus miniers comme étant quelque chose de mortel (Poirier et Brooke, 2000). En conséquence, l'endroit où ces résidus sont stockés est donc considéré comme contaminé avec peu de valeur.

Le cas des Inuits de Salluit est un exemple. Bien que leur perception ait évolué, la plupart des personnes de cette communauté percevaient des contaminants comme quelque chose de mortel. D'ailleurs, ils l'appelaient « sukunaktuit » (qui signifie littéralement « agent destructeur »). Lorsqu'une personne était informée qu'elle était « contaminée », la communauté autochtone pensait automatiquement que cette personne était condamnée et devrait mourir (Poirier et Brooke, 2000). Ces compréhensions présentent sans doute un défi non seulement pour les processus de restauration des PARs mais aussi pour la planification de l'utilisation des terres après l'exploitation minière.

Ailleurs dans le monde, certains autochtones perçoivent les processus de restauration des sites miniers comme étant des moyens de réparation des inégalités historiques et de l'injustice causées par les activités minières (Sandlos et Keeling, 2016). Par conséquent, lors des audiences publiques et des consultations, ils demandent des excuses, des indemnités (Tsosie, 2015) et des réparations

intégrales des sites à restaurer ainsi que de l'environnement en général. Parfois, ils peuvent même aller jusqu'à demander la remise en état initiale des terres, des plantes et des animaux (terrestres et aquatiques) contaminés (Sandlos et Keeling, 2016). Cela peut impliquer non seulement des paiements monétaires, mais aussi des travaux gigantesques de restauration très coûteux (parfois même irréalistes).

Par ailleurs, cette compréhension des autochtones sur les PARs, les contaminants et les sites miniers restaurés en général, qui présente un défi dans les projets de restauration des sites miniers, peut avoir du sens vu de leur perspective. Les autochtones accordent une grande importance à leurs terres et à leur environnement en général. Leurs terres sont directement reliées à leurs moyens de subsistance et à la survie de leur culture traditionnelle. Le cas des communautés Inuits au Canada en est un exemple. Elles perçoivent leur relation avec les animaux, les terres et les plantes d'une manière particulièrement intime, communicative et réciproque (Tsosie, 2015; Collins, 2015). Une fois qu'un élément de la chaîne est contaminé, tous les autres éléments y compris eux (les autochtones) sont en danger.

Un autre défi lié à l'intégration des connaissances traditionnelles dans les processus de restauration de sites miniers est la définition du terme « intégration des connaissances traditionnelles dans les projets de restauration ». Elle reste jusqu'aujourd'hui une approche mal comprise (Poirier et Brooke, 2000 ; National Orphaned and Abandoned Mines Initiative [NOAMI], 2003 ; Sistili et al., 2006 ; McBeath et Shepro, 2007 ; Sandlos et Keeling, 2016). En effet, dans cette étude, comme mentionné à la Figure 7.1 et au chapitre 4, les parties abordent le scénario de restauration du PAR d'Éléonore à partir de connaissances très différentes. Pour le maître de trappe du VC-29, l'enjeu principal est la protection de la faune et les préoccupations relatives à la contamination, et ce, sur la base de ses connaissances traditionnelles et de son expérience. Pour le gouvernement du Québec et la mine Éléonore, l'enjeu principal est la performance et l'intégrité du recouvrement minier en considérant les aspects techniques de la restauration. En conséquence, selon le gouvernement du Québec et la mine, le choix du scénario de végétalisation du maître de trappe du VC-29 ne peut être utilisé s'il affecte les aspects techniques de la restauration (la performance technique du recouvrement, plus précisément).

Voilà pourquoi, NOAMI (2003), Sandlos et al. (2016), et Beckett et Keeling (2019) affirment que, le plus souvent, les projets de restauration des sites miniers sont considérés par les autres parties prenantes (les gouvernements et les compagnies minières) comme des problèmes et des processus techniques ou scientifiques dans lesquels les contributions des autochtones sont souvent limitées. Premièrement, les compagnies minières considèrent les projets de restauration des sites miniers comme des problèmes techniques et d'ingénierie (NOAMI, 2003). Deuxièmement, ils ont tendance à restreindre les connaissances traditionnelles aux aspects historique et culturel ainsi qu'aux connaissances des ressources biotiques et terrestres (Sandlos et Keeling, 2016). Or, cette perception présente un réel défi quant à l'intégration des connaissances traditionnelles dans les projets de restauration des sites miniers. Elle peut considérer ces projets comme étant des processus qui sont au-dessus de toute critique autochtone en marginalisant ainsi les connaissances traditionnelles. Ce problème contribue à créer un scepticisme mutuel entre les gouvernements et les compagnies minières, et les communautés autochtones, ainsi que des points de vue divergents sur le processus de restauration des sites miniers (Cassady, 2007 ; Tyrrell, 2006).

Ce scepticisme mutuel qui peut exister entre les utilisateurs de sciences occidentales (compagnies minières et gouvernements) et les autochtones présente un autre défi dans le processus de restauration du PAR d'Éléonore. Le maître de trappe du VC-29 nous a fait savoir, lors des entretiens, qu'il ne pense pas que son opinion sur la restauration du PAR d'Éléonore compte. Puisque, d'après lui, son opinion n'a pas de poids devant celles du gouvernement du Québec et la mine Éléonore selon ses expériences. Autrement dit, il ne sent pas qu'il a le même pouvoir que les autres parties prenantes (le gouvernement du Québec et la mine) pour la restauration du PAR.

Ce manque de confiance et la dynamique du pouvoir pourraient évidemment rendre complexe la collaboration de la mine avec le maître de trappe du VC-29 pour la réussite du projet de restauration. Ce défi n'est pas propre qu'au cas d'Éléonore. En effet, le cas des consultations autochtones dans les territoires des Dénés, Cris et Métis d'Alberta sur l'extraction des sables bitumineux dans le Nord d'Alberta, Canada en est une autre illustration. En 2018, les résultats de recherche de Baker et Westman ont révélé l'inquiétude profonde des communautés autochtones sur l'« extraction extrême » à grande échelle qui a lieu dans le Nord de l'Alberta, ainsi que les processus politiques et participatifs qui l'accompagnent. La communauté locale affirme qu'elle continue de se plaindre lors des processus de consultations, mais personne ne fait rien pour prendre

en compte ses préoccupations (Baker et Westman, 2018). Elle estime que leur avis ne compte pas, que les compagnies minières et le gouvernement leurs cachent des informations, et que le gouvernement est du côté des minières (Baker et Westman, 2018).

Par ailleurs, la perception du maître de trappe du VC-29 que les aspects techniques de la restauration du PAR l'emportent sur les connaissances traditionnelles n'est pas partagée par tous. En effet, certains acteurs craignent que les valeurs spirituelles et culturelles à la base des connaissances traditionnelles ne réduisent la rigueur et la crédibilité de processus tels que l'évaluation environnementale et la restauration de sites miniers (Descoste, et Friedland, 2009). Les connaissances traditionnelles et les approches de la résolution de problèmes par les communautés autochtones peuvent apparaître comme des connaissances qui manquent de précision et de fondement (Poirier et Brooke, 2000; Sandlos et Keeling, 2016). C'est pourquoi, le plus souvent, les compagnies minières, les gouvernements et les autochtones partagent une expérience de résistance culturelle (Poirier et Brooke, 2000; Collins, 2015). Chacune des deux communautés reste résistante à l'influence du système de connaissances de l'autre. En conséquence, chacun devient sceptique quant à la validité et à la valeur de l'autre système de connaissance. Ce problème rend difficile le développement du dialogue interculturel sur les processus de restauration des sites miniers par exemple (Poirier et Brooke, 2000), faisant donc de l'intégration des connaissances traditionnelles dans les projets de restauration un réel défi complexe et continu. Ainsi, ce manque de confiance entre les acteurs ainsi que l'existence de nombreuses barrières historiques, politiques, sociales et culturelles peuvent rendre l'interaction et la communication entre les parties difficiles (Parlee, 2012). Le dialogue est nécessaire pour relever ce défi (Daly et al., 2021).

Voilà pourquoi la mine Éléonore doit poursuivre le dialogue avec le maître de trappe du VC-29 en évitant de lui imposer un scénario de végétalisation du PAR, comme cela fut d'ailleurs recommandé par le GNC, lors des entretiens. Les discussions devraient porter sur la manière dont les préoccupations et les perspectives divergentes peuvent être intégrées dans le processus de restauration du PAR. Puisque le maître de trappe du VC-29 ne fait pas nécessairement confiance à la mine ou ne croit pas ce que la mine lui dit sur les aspects techniques du processus, la mine Éléonore pourrait par exemple inclure des experts indépendants en restauration de sites miniers dans le comité environnement. Cela permettrait de fournir des informations techniques indépendantes au maître de trappe du VC-29 d'une part, et de former les employés de la mine sur

les connaissances traditionnelles d'autre part, ce qui contribuerait au succès du dialogue entre les parties. Cette approche fonctionne bien dans le cas du sous-comité de la mine Raglan; voir Beckett, Keeling et Monosky (2021) et Closure Plan Subcommittee of Raglan Mine (2021) pour plus de détails sur ce cas de la mine Raglan.

En somme, concilier les aspects techniques de la restauration du PAR avec la vision de la végétalisation du maître de trappe du VC-29 fondée sur ses connaissances traditionnelles constitue un défi pour la mine Éléonore. D'un point de vue technique, la prise en compte du choix des plantes du maître de trappe du VC-29 dans la restauration du PAR sans affecter la performance du recouvrement a été mentionnée plusieurs fois par la mine Éléonore et le gouvernement du Québec, lors des entretiens. Ils restent préoccupés par le fait que le pin gris (espèce végétale choisie par le maître de trappe du VC-29) pourrait développer des racines profondes pouvant affecter l'intégrité du recouvrement. Le gouvernement du Québec a mentionné qu'avant d'utiliser le pin gris, la mine doit consulter des spécialistes de la végétalisation des PARs pour vérifier la faisabilité du scénario. Cette préoccupation semble être pertinente, car les plantes développant des racines profondes peuvent modifier les propriétés hydrogéologiques in situ des matériaux du recouvrement, réduisant ainsi la performance de ce dernier (Guittonny et al., 2018 ; Bussière et Guittonny, 2021).

7.2 Aspects complémentaires liés à la restauration du PAR d'Éléonore et à l'influence des racines sur les recouvrements multicouches

7.2.1 Approche utilisée

L'exigence des cadres réglementaires sur la restauration minière selon laquelle les techniques de restauration doivent être durables exige l'utilisation d'une approche d'évaluation des performances qui dépasse les pratiques d'ingénierie standard et intègre les changements possibles à long terme de l'hydrologie, de la géologie et de l'écologie du site (Waugh, Petersen, Link, Bjornstad et Gee, 1994). Ainsi, pour vérifier la compatibilité de la vision du maître de trappe du VC-29 et du maintien de la performance technique de la restauration du PAR à long terme, des analogues naturels (AN) (Figure 7.2) de recouvrement multicouche ont été utilisés pour la première fois au Québec.

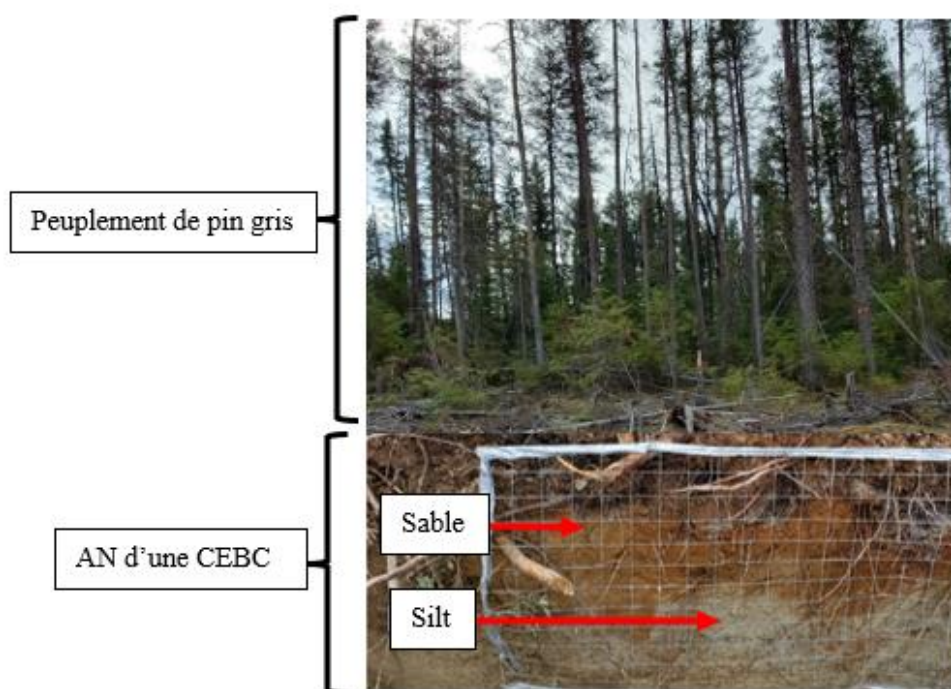


Figure 7.2 Exemple d'AN d'un recouvrement multicouche (CEBC) colonisé par un peuplement de pin gris mature

Pour rappel, des critères pour obtenir des ANs de deux types de recouvrements (voir le chapitre 5 et l'Annexe C) ont été d'abord développés. Ensuite, des ANs qui correspondaient à ces critères ont été trouvés et utilisés. Certains des ANs trouvés à St-Mathieu d'Harricana ont été également utilisés pour évaluer l'impact climatique (voir la section 7.2.2). La Figure 7.3 présente le résumé des défis rencontrés pour trouver des ANs de CEBC qui correspondaient aux critères développés.

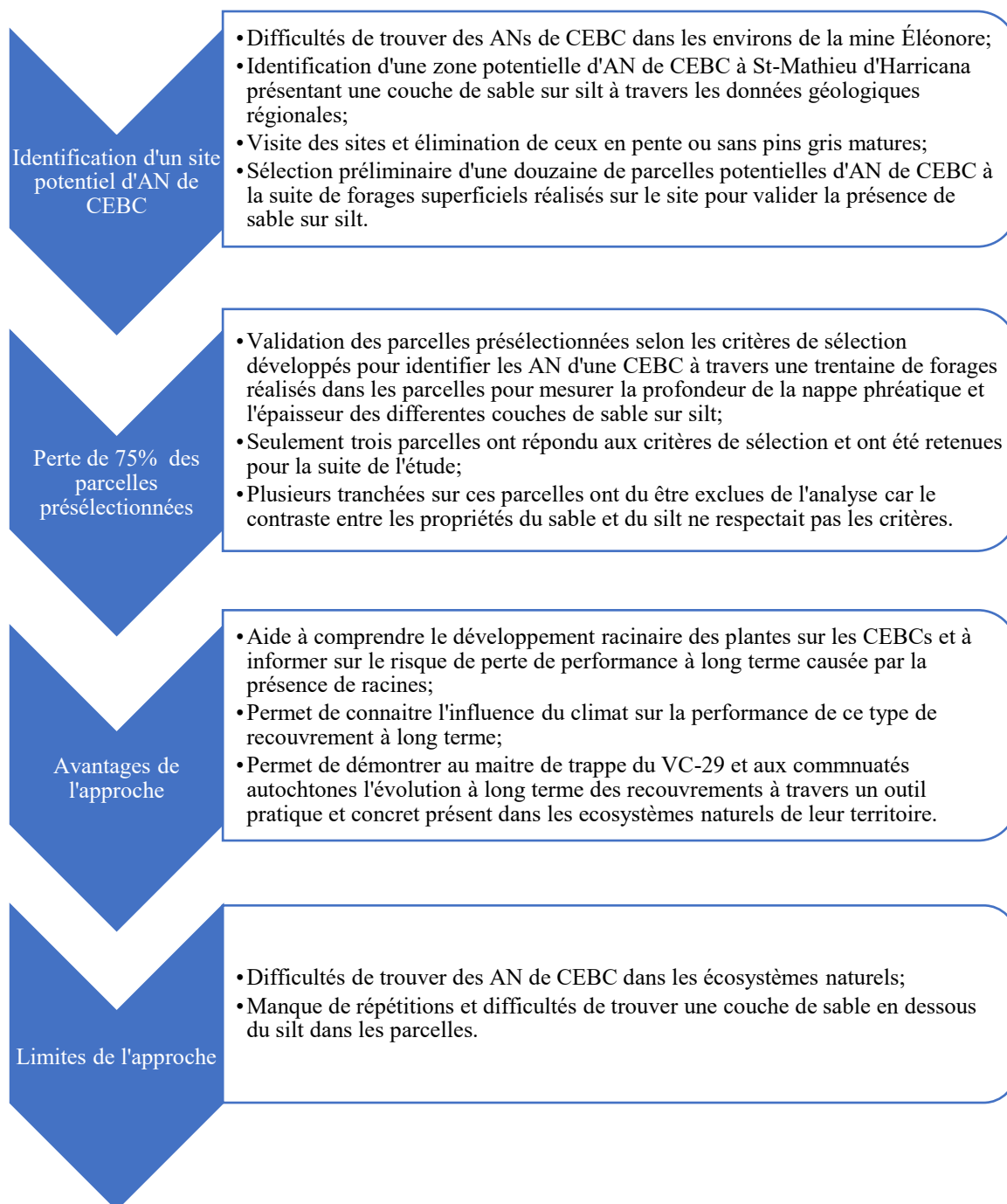


Figure 7.3 Défis rencontrés pour trouver des analogues naturels d'une CEBC qui correspondent aux critères de sélection développés

7.2.2 Analyse exploratoire de l'influence du climat sur le système racinaire du pin gris sur des analogues de couche de protection de recouvrements multicouches à faible k_{sat}

Comme évoqué à la section 2.5, les analogues naturels peuvent aussi être utilisés pour étudier l'effet des changements climatiques sur l'évolution des propriétés des systèmes de recouvrement. Cette utilisation a pu être explorée de manière préliminaire dans le cadre de cette thèse grâce à l'identification d'une parcelle sur sable sans silt sous-jacent (analogue de la couche de protection d'un recouvrement multicouche à faible k_{sat}) à proximité de celles présentant une alternance de sable sur silt (analogues de CEBC) à Saint-Mathieu d'Harricana. Une analyse comparative des conditions climatiques moyennes projetées à la mine Éléonore (région de la Baie-James) en 2100 et des conditions climatiques en 2021 à St-Mathieu d'Harricana, Amos (Abitibi) a mis en évidence des similitudes (voir section 3.2.2 a, et le tableau 3.1). Les conditions climatiques actuelles de St-Mathieu d'Harricana pourraient donc représenter celles qui seront présentes à Éléonore en 2100. Ainsi, la colonisation racinaire de trois pins gris sur cette parcelle 100% sable à St-Mathieu d'Harricana a été comparée à celle décrite dans les trois parcelles étudiées à la mine Éléonore (chapitre 5) pour investiguer l'influence potentielle de l'évolution du climat sur la colonisation racinaire du pin gris sur des analogues de couche de protection de recouvrement à faible k_{sat} .

Les paramètres racinaires des pins gris étudiés sur des ANs de couche de protection des recouvrements multicouches au Sud (St-Mathieu d'Harricana) et au Nord du Québec (Éléonore) sont presque similaires excepté leurs profondeurs maximales d'enracinement (Tableau 7.3).

Tableau 7.3 Comparaison entre les paramètres racinaires des pins gris au Nord et au Sud du Québec

Paramètre	Unité	Moyenne (ES)		Minimum		Maximum	
		Pin gris au NQ	Pin gris au SQ	Pin gris au NQ	Pin gris au SQ	Pin gris au NQ	Pin gris au SQ
Profondeur maximale d'enracinement	cm	50 (5,22)	66 (9,27)	15	25	100	150
RLD total (0–150 cm)	cm/cm ³	0,01 (0,02)	0,02 (0,01)	0,001	0,003	0,06	0,13
Occurrence totale (0–150 cm)	%	8,9 (15,44)	8,0 (2,51)	5,6	5,6	61	61
Densité totale (0–150 cm)	nb/dm ²	0,71 (1,45)	0,75 (0,29)	0,22	0,22	6,4	22

n=18 tranchées pour les pins gris au Nord du Québec (3 parcelles) ; n=6 tranchées pour les pins gris au Sud du Québec (1 parcelle) ; ES=erreur standard, NQ= Nord du Québec, SQ= Sud du Québec.

Les résultats de l'étude sur la profondeur maximale des racines du pin gris sur les ANs au Sud du Québec sont légèrement supérieurs à ceux obtenus sur les ANs de recouvrement multicouches dans les environs du site minier d'Éléonore; la valeur moyenne de la profondeur maximale des racines des pin gris au Sud du Québec est supérieure à celle des racines de pin gris dans les environs du site minier d'Éléonore de 16 cm (soit 66 cm au Sud du Québec contre 50 cm dans la zone d'Éléonore, voir Figure 7.4). Également, la profondeur maximale d'enracinement du pin gris observée au Sud du Québec est supérieure à celle observée dans les environs du site d'Éléonore de 50 cm (soit 150 cm au Sud du Québec contre 100 cm dans la zone d'Éléonore). Or, les racines des pin gris étudiés sur les ANs d'un recouvrement multicouche dans les environs du site d'Éléonore sont plus âgés que ceux de St-Mathieu d'Harricana (77 à 119 ans pour ceux d'Éléonore contre 61 à 92 ans pour ceux de St-Mathieu d'Harricana).

Cette différence de résultats pourrait donc dépendre des conditions climatiques des deux zones d'étude. Effectivement, le site au Sud du Québec, à St-Mathieu d'Harricana (ayant la plus grande valeur de profondeur maximale des racines) présenterait des conditions climatiques s'apparentant à celle de la zone du site minier Éléonore en 2100; RCP 8,5 (Ouranos, 2016 ; Bussière et al., 2017). Cela sous-entend qu'en 2100, sous l'effet des CC, la profondeur maximale des racines du pin gris,

colonisant la couche de protection du recouvrement multicouche qui serait utilisé pour restaurer le PAR d'Éléonore, pourrait augmenter (RCP 8,5). Or, cela pourrait affecter la performance du recouvrement.

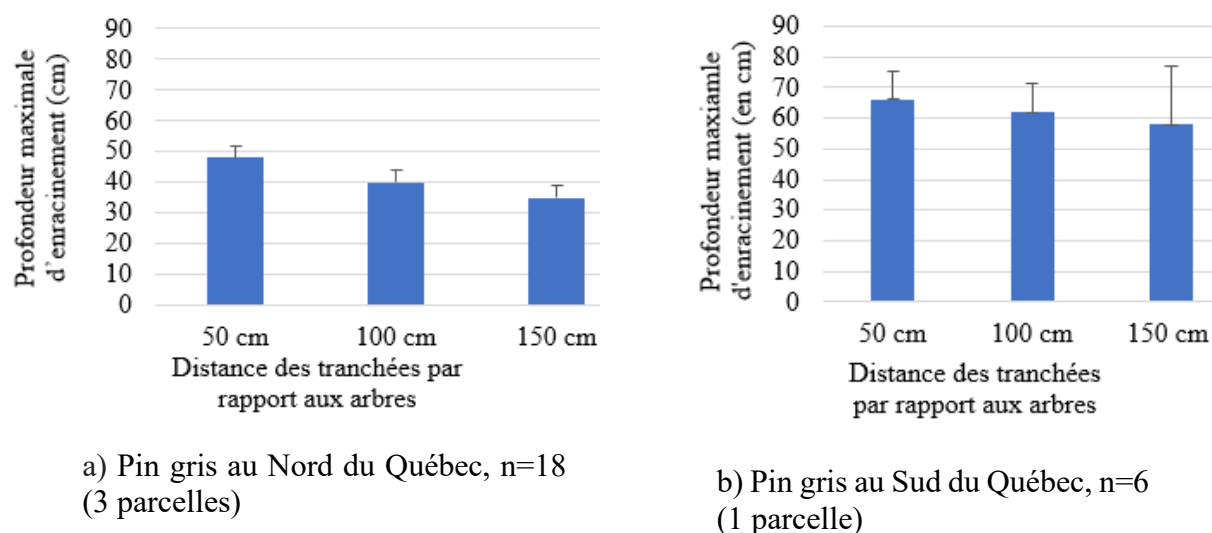


Figure 7.4 Profondeur maximale moyenne des racines des pins gris au Nord et au Sud du Québec dans les tranchées à 50, 100 et 150 cm des arbres

Par ailleurs, bien que la profondeur maximale d'enracinement du pin gris observée au Sud du Québec soit supérieure à celle observée dans les environs du site d'Éléonore, les résultats sur la densité et l'occurrence et le RLD sont presque similaires. En moyenne, 82 % de l'occurrence et de la densité des racines du pin gris étaient concentrés dans les 30 premiers cm du sable, et ce, au Sud comme au Nord du Québec, dans les environs du site minier d'Éléonore. En dessous de 30 cm, la présence des racines diminue rapidement avec la profondeur. Bien que les valeurs de RLD étaient plus grandes au Sud par rapport au Nord du Québec, plus de 95% des racines fines étaient concentrées dans les 60 premiers cm du sable, dont plus de 80 % dans les 30 premiers cm au Sud comme au Nord (voir Figure 7.5). Ces résultats sont également en accord avec la littérature (Burns et Honkala, 1990; Drénou, 2006; Danjon et Fourcaud, 2009a). Ces auteurs affirment qu'un nombre important de racines d'arbres se situe dans les premiers centimètres du sol (15-30 cm).

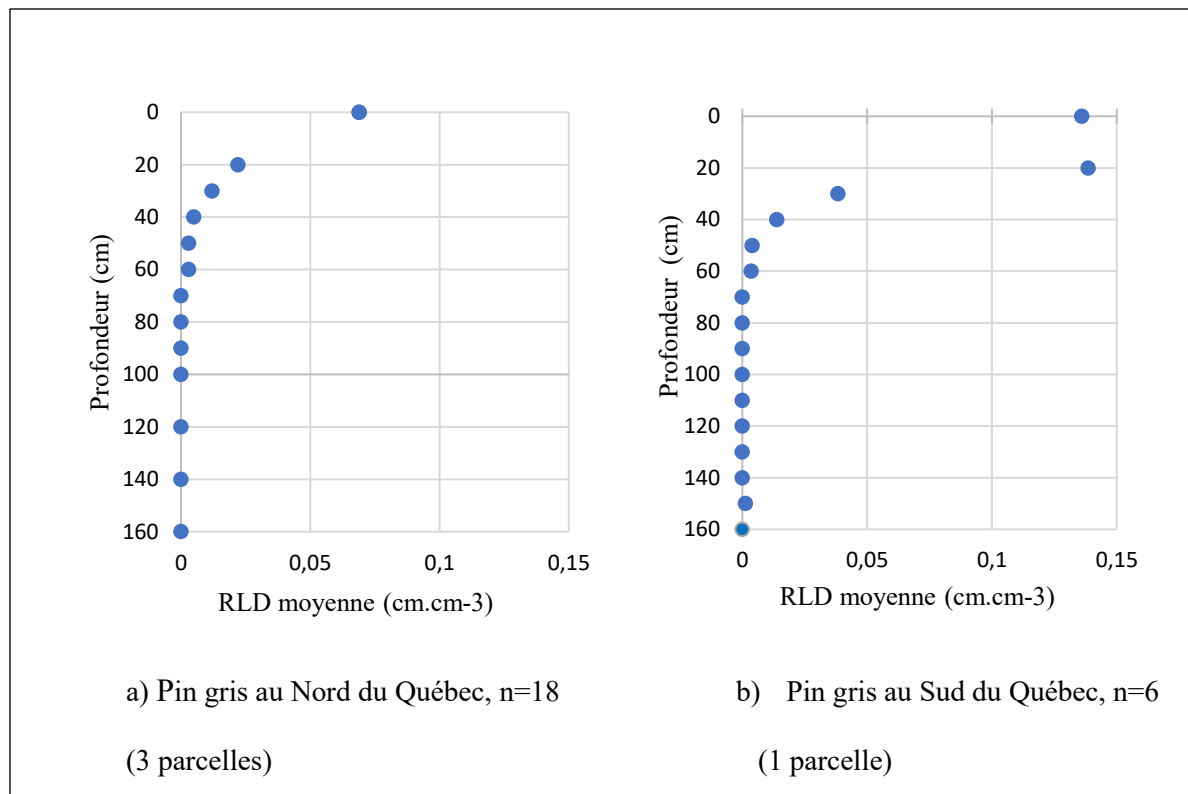


Figure 7.5 RLD moyenne des pins gris au Nord et au Sud du Québec

7.2.3 Pin gris et configuration des recouvrements multicouches

Dans la configuration des recouvrements multicouches construits actuellement au Québec, l'épaisseur de la couche de protection varie de 0,3 à 1,65 m (Maqsoud et al. 2021; Demers et Pabst 2021).. Or, sur la base des résultats de cette étude, le pin gris pourrait, à long terme, coloniser la couche à fonction de barrière (soit la couche de faible conductivité hydraulique saturée ou la couche de rétention d'humidité) du recouvrement. Par conséquent, en contexte boréal, il est recommandé de concevoir un recouvrement multicouche avec plus d'un (1) m d'épaisseur de couche de protection si l'objectif est d'avoir un niveau de risque proche de 0 %, c'est-à-dire en évitant complètement la présence de racines dans la couche de barrière. Cela permettrait d'éviter la colonisation de cette dernière par les racines grossières du pin gris et d'assurer une colonisation non dommageable par les racines fines, à long terme, en 2100 sous l'effet des CC (RCP 8,5), dans les environs du site minier d'Éléonore. Toutefois, l'épaisseur optimale de la couche de protection pourrait se situer entre 30 cm et 1 m, en fonction du niveau de risque auquel le concepteur est prêt

à faire face. Plus l'épaisseur de la couche de protection est grande, plus le pourcentage du risque de colonisation de la couche à fonction de barrière est petit. Cette recommandation peut être considérée par le concepteur à l'étape de caractérisation du site ou celle des essais sur le terrain du schéma de conception d'un recouvrement multicouche (voir Demers et Pabst 2021 pour plus de détails sur les étapes de la conception d'une CEBC par exemple).

Cependant, lorsqu'un recouvrement multicouche est construit sur une pente, cette information pourrait ne plus être vraie, en raison de l'influence des pentes sur le comportement hydrogéologique et sur le développement des racines. En effet, un recouvrement construit en pente soumet les plantes aux forces mécaniques qui sont des chargements (chargement dynamique du vent et chargement statique de la pente) (Khuder, 2007). En conséquence, les plantes subissent un état instable induisant des efforts mécaniques dans le système racinaire provoquant ainsi des modifications de celui-ci (Jaffe, 1973; Gartner, 1994; Chiatante et al., 2003). De plus, la répartition de l'eau dans les différentes couches de la CEBC sera différente en raison de la pente: le haut de la pente sera davantage désaturé par rapport au bas de la pente (Bussière et al. 2003). Cela pourrait également affecter la distribution des racines selon la localisation dans la pente.

Les pentes augmentent les dimensions des racines (Tsutsumi et al., 2004; Khuder, 2007). Ainsi, les plantes développent un grand réseau de racines denses ramifiées, grosses et longues dirigées vers le haut de la pente (Vennetier et al., 2015a). Cependant, cette tendance peut être influencée, lorsque les matières organiques et la capacité de rétention en eau du matériau s'augmentent en bas de pente (Khuder et al., 2006); généralement sur des matériaux grossiers, comme la couche de protection d'une CEBC. Les racines se dirigent alors vers le bas de pente du recouvrement (Khuder et al., 2006; Vennetier et al., 2015a). Elles deviennent ainsi nombreuses et plus longues dans les secteurs perpendiculaires à la pente et bas de la pente (Nicoll et al., 2006; Khuder, 2007) et se dirigent vers la partie humide du sol (Pallardy, 2010 ; Zanetti et al., 2011a, 2011b ; Vennetier et al., 2015a, 2015b), telle que la couche de rétention d'humidité (dans le cas d'une CEBC). Cela pourrait favoriser la pénétration des racines plus profondément dans cette dernière et créer une incertitude quant à la capacité de la CEBC de contrôler la migration de l'oxygène à long terme.

7.3 Multidisciplinarité et contributions scientifiques de la thèse

Pour traiter des problématiques socio-environnementales complexes et multiacteurs, une approche multidisciplinaire est nécessaire (Chassé, Cogos et Fouqueray, 2020). C'est le cas de cette étude qui traite des enjeux liés à l'utilisation du territoire VC-29 en conciliant plusieurs acteurs et visions. L'approche adoptée (Figure 7.6) implique des disciplines différentes, parfois même éloignées dans leurs démarches épistémologiques, et dont les spécialistes ne travaillent habituellement pas ensemble (les sciences sociales et celles naturelles). Elle permet de concilier la vision autochtone et les enjeux techniques pour mieux préparer la restauration en impliquant les communautés autochtones tout en s'assurant de la performance technique du mode de restauration à long terme.

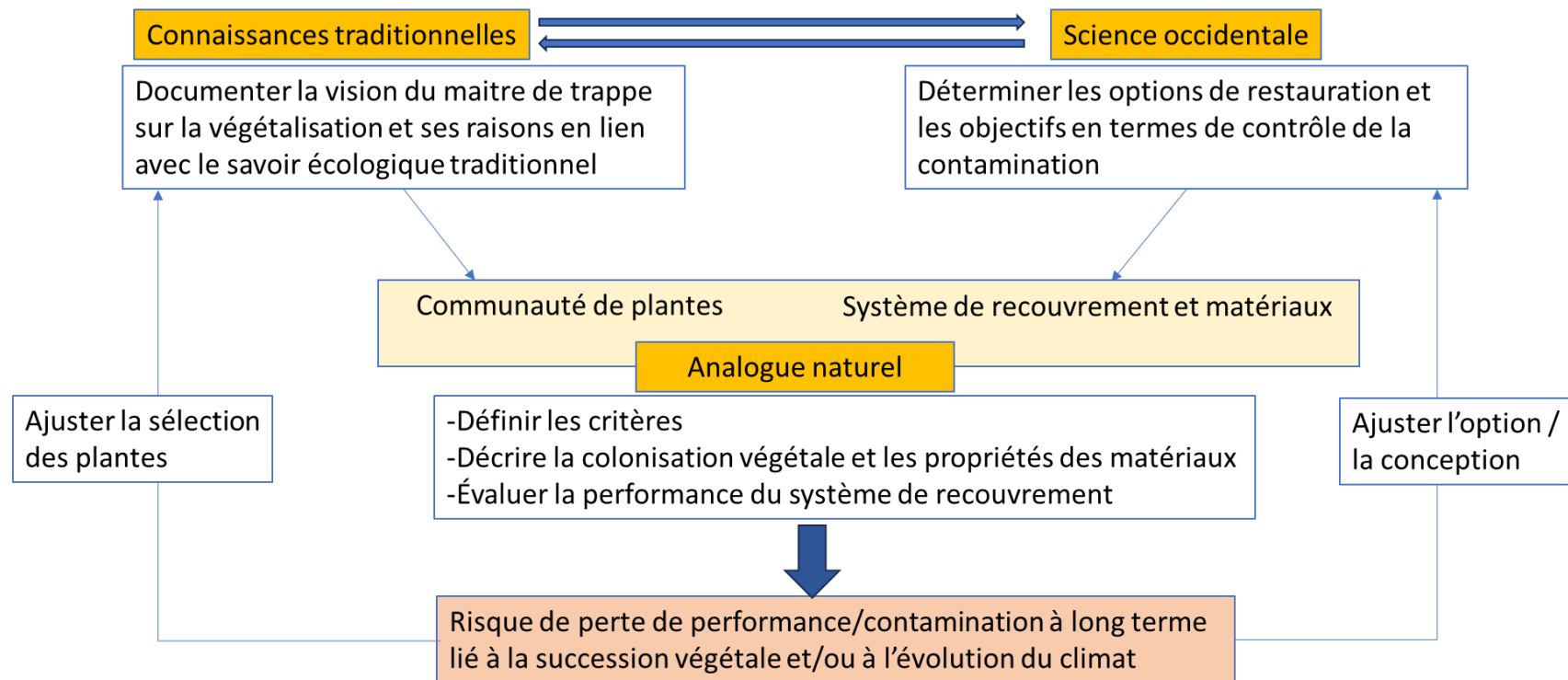


Figure 7.6 Approche multidisciplinaire recommandée pour concilier la vision autochtone crie et les enjeux techniques afin de préparer la restauration et s'assurer de sa performance à long terme

Cette multidisciplinarité élargie de la thèse a permis d'avoir une vision globale de la problématique; l'intégration des sciences sociales dans la démarche a permis de traiter l'axe de recherche 1 (aspects sociaux) et celle des sciences naturelles a permis de traiter l'axe de recherche 2 et 3 (aspects techniques). Finalement, l'approche multidisciplinaire a permis à la thèse de :

- documenter et d'intégrer, pour la première fois au Québec, la vision des Cris par rapport à la végétalisation d'un site minier aux aspects techniques de la végétalisation et la restauration des sites miniers;
- identifier les défis associés à l'intégration des connaissances traditionnelles dans la science (occidentale) de la restauration des parcs à résidus miniers;
- trouver et d'utiliser, pour une première fois, un outil concret (des analogues naturels de recouvrements multicouches) pour mieux comprendre le développement racinaire d'arbres dans ce type de système et ainsi informer sur le risque de perte de performance à long terme causée par la présence de racines. Cet outil a une valeur spécifique qui s'applique au territoire traditionnel VC-29 permettant de montrer au maître de trappe la compatibilité de la plante qu'il priorise dans le scénario de végétalisation et du maintien de la performance technique du mode de restauration.

Par ailleurs, comme pour tout projet de recherche multidisciplinaire, cette démarche comporte des défis à relever. Ce sont, entre autres :

- l'aptitude du chercheur à combiner toutes ces disciplines, à partir du moment où les sciences sociales et celles naturelles travaillent rarement ensemble, pour réaliser une analyse multidisciplinaire et produire des résultats permettant de concilier les attentes des communautés cibles et la performance; Éléonore;
- l'exigence de la compréhension des concepts, des méthodes, des pratiques et des théories (Bracken et Oughton, 2006) utilisés dans chacune de ces disciplines intégrées à la démarche adoptée;
- le développement d'une technique de recherche multidisciplinaire (Jollivet et Legay, 2005) basée sur la collection de diverses connaissances et de techniques de travail des deux disciplines éloignées.

7.4 Incertitudes et limites de l'étude

D'une manière générale, sur une CEBC construite, il est possible que le degré de saturation élevé du silt (couche de rétention d'humidité) limite la colonisation racinaire par anoxie, à long terme. Les racines de la plupart des espèces ligneuses ont en effet de la difficulté à coloniser un sol saturé en eau (Fan et al., 2017). Les résultats obtenus en termes de profondeur maximale et d'intensité de colonisation racinaires seraient donc du côté sécuritaire.

En plus de la présence de racines fines en profondeur, les pins gris ont, également, probablement développé de longs pivots observés jusqu'à un mètre dans le sable à Éléonore. Ces pivots pourraient causer des problèmes de déstructuration des matériaux du recouvrement (Vennetier et al., 2015a, 2015b; Mary, 2015) avec leur gros diamètre. Deuxièmement, en cas de mort des arbres, ils pourraient engendrer un risque d'effondrement après leur pourrissement (Vennetier et al., 2010; Zanetti et al., 2015). Troisièmement, en cas d'arrachement ou déracinement par le vent, ils pourraient entraîner avec eux une grande épaisseur de matériau, bien que sur un faible diamètre (Vennetier et al., 2015a, 2015b; Mary, 2015).

Parmi les limites de cette étude, notons également :

- le nombre de répétitions limité sur des ANs pour des raisons de difficultés à trouver des ANs qui répondaient à tous les critères de sélection développés pour vérifier l'analogie entre un recouvrement multicouche construit et son AN;
- les mesures des propriétés physiques des sols qui ont été limitées aux propriétés géotechniques de base (distribution granulométrique des particules et porosité des matériaux). Les propriétés hydrogéologiques importantes (comme la CRE) ont été prédites à partir de modèles et non mesurées sur le terrain ou au laboratoire;
- L'étude du système racinaire des plantes a été limitée principalement à une seule espèce d'arbre (le pin gris) et sur des ANs en topographie plane.

CHAPITRE 8 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Cette thèse a consisté à concilier la vision des communautés autochtones crie de la végétalisation et la restauration technique d'un parc à résidus miniers en prenant en compte leurs connaissances traditionnelles tout en maintenant la performance des recouvrements multicouches à long terme en présence de végétation forestière mature. Elle a permis donc, en premier lieu, d'analyser le processus d'intégration des connaissances traditionnelles des Cries dans la planification de la végétalisation du parc à résidus miniers d'Éléonore en documentant les attentes du maître de trappe du VC-29 vis-à-vis du scénario de végétalisation et de restauration du parc à résidus miniers, à travers l'approche « co-conception » utilisée par la mine. La gouvernance de l'intégration de la vision autochtone (connaissances traditionnelles) dans le processus de végétalisation du parc à résidus, les différentes visions des parties prenantes sur le scénario de végétalisation du parc à résidus, et les défis liés à l'intégration de la vision autochtone dans le processus de végétalisation du parc à résidus ont été expliqués et discutés à cet effet.

En second lieu, les systèmes racinaires du pin gris mature (espèce végétale priorisée par le maître de trappe du VC-29 dans le scénario de végétalisation du PAR, âgée de 77 à 119 ans) et d'épinette noire mature (une des espèces dominantes dans la zone boréale, âgée de 76 à 94 ans) ont été étudiés pour informer sur l'épaisseur minimale de la couche grossière à placer sur un recouvrement multicouche. Une meilleure compréhension des systèmes racinaires de ces espèces à long terme sur un recouvrement minier est cruciale pour prédire la performance à long terme du recouvrement. Ainsi, la pertinence de l'utilisation des analogues naturels comme moyen de collecte de ces informations a été d'abord expliquée. Des critères pour identifier les analogues naturels d'un recouvrement multicouche ont été élaborés pour déterminer l'analogie entre un recouvrement multicouche construit et l'analogue naturel; niveau de la nappe phréatique >3 m, couche de matériau grossier >3m et parcelles sur du plat. Ensuite, la méthodologie utilisée pour identifier les sites potentiels d'analogues naturels d'un recouvrement multicouche a été présentée. Le substrat (analogues naturels de la couche de protection, couche grossière, placée sur un recouvrement multicouche; identifiés dans les environs du site minier d'Éléonore) a également été caractérisé. Enfin, les paramètres racinaires (profondeur maximale d'enracinement, densité et occurrence des racines, et RLD du pin gris) des deux espèces végétales ont été décrits.

En troisième lieu, une étude du système racinaire du pin gris mature (âgé de 61 à 89 ans) dans des analogues naturels de recouvrements multicouches de type CEBC, plus particulièrement, a été réalisée sur un site plat, à St-Mathieu d'Harricana, ayant des conditions climatiques qui s'apparente à celui prédit pour le site minier Éléonore en 2100 (avec une hypothèse d'un scénario RCP 8,5). Cela a permis d'obtenir de l'information utile afin de choisir l'épaisseur optimale de la couche de protection, couche de matériau grossier, au-dessus de celle de rétention d'humidité dans les CEBCs. Ainsi, les critères pour vérifier l'analogie entre une CEBC construite et un analogue naturel de CEBC ont d'abord été élaborés : le niveau de la nappe phréatique $>3\text{m}$, une couche de matériau grossier sur du matériau fin, l'épaisseur (sable : $\geq 0,3\text{ m}$; silt $0,5\text{--}1\text{ m}$), les propriétés hydrogéologiques des matériaux ainsi que le contraste nécessaire entre ces propriétés (sable : $k_{\text{sat}} \geq 10^{-3}\text{ cm/s}$; silt : k_{sat} 2–3 ordres de grandeur plus bas que le k_{sat} du sable. $\Psi_{\text{a Silt}} > \Psi_{\text{r Sable}}$). Ensuite, la méthodologie utilisée pour identifier les sites potentiels d'AN de CEBC a été présentée. Les substrats (couches de matériaux grossier et fin) ont été caractérisés pour confirmer l'analogie entre une CEBC construite et l'analogue naturel de CEBC identifié. Enfin, les paramètres racinaires du pin gris (RLD, profondeur maximale d'enracinement, densité et occurrence des racines) ont été décrits.

En fin de compte, les résultats de ce projet de thèse ont permis de tirer les conclusions suivantes :

- La conciliation des aspects techniques de la restauration du parc à résidus d'Éléonore avec la vision du maître de trappe du VC-29 de la végétalisation du parc à résidus (basée sur ses connaissances traditionnelles) constitue le principal défi de cette étude. En effet, bien que la mine Éléonore collabore avec les Cris (à travers le comité Environnement) pour la restauration du parc à résidus, le processus de planification de la restauration du parc à résidus est davantage axé sur les aspects techniques basés sur des connaissances scientifiques occidentales. Or, les résultats de cette étude soulignent l'importance d'une intégration précoce et d'un engagement continu de la communauté autochtone dans la planification du processus de restauration, dans les lignes directrices ainsi que dans les pratiques de restauration des sites miniers. D'une manière générale, les enseignements qui y sont tirés peuvent être appliqués à l'échelle mondiale pour relever les défis liés à l'intégration des connaissances traditionnelles dans la restauration des sites miniers en

tenant compte des préoccupations des communautés autochtones. Combiner les aspects sociaux et techniques de la restauration des sites miniers est une bonne pratique qui profitera autant aux compagnies minières qu'aux communautés autochtones.

- Le gouvernement du Québec n'oblige pas les sociétés minières à intégrer les connaissances traditionnelles des autochtones dans la planification de la restauration des sites miniers, bien qu'il le recommande. L'approche « co-conception » utilisée par la mine Éléonore est une vision de la gouvernance de Goldcorp (Newmont aujourd'hui). Cette vision reflète l'engagement de la mine à impliquer la nation crie dans son projet de restauration suivant leur accord de collaboration « appelé Entente de Collaboration Opinagow »;
- Après dix ans de processus de « co-conception », il s'avère que la vision du maître de trappe du VC-29 sur le scénario de végétalisation du parc à résidus est influencée par sa compréhension du fait qu'un parc à résidus est une zone contaminée et qui restera contaminée même après avoir été restaurée. Ses choix de plantes sont basés sur son désir de créer un environnement peu attrayant pour les animaux, ce qui nécessite donc une étude plus approfondie pour déterminer si les plantes choisies par lui peuvent mettre en danger la performance du recouvrement à court et/ou à long terme;
- Les analogues naturels de recouvrements multicouches existent dans les écosystèmes non perturbés. Leur utilisation peut constituer une alternative pratique et appropriée pour la collecte de données susceptibles d'être utilisées pour améliorer l'évaluation de la performance, à long terme, des recouvrements multicouches ainsi que leur conception. Puisque, dans un écosystème forestier boréal, il peut s'écouler plusieurs décennies, voire des centaines d'années, avant que la succession naturelle des plantes n'établisse des forêts matures sur des recouvrements construits. Cependant, la restauration de sites miniers avec ces recouvrements est une pratique relativement nouvelle, les technologies modernes de restauration n'ayant commencé à être appliquées qu'au cours des 30 dernières années (Bussière et Guittonny, 2021). L'absence d'études de suivi multidécennales est donc un obstacle à la compréhension des effets des forêts matures sur la performance des recouvrements construits;

- Les tranchées d'observation réalisées, dans des analogues de sable représentant la couche grossière d'un recouvrement multicouche, ont révélé des racines profondes (jusqu'à 1 m pour le pin gris et 60 cm pour l'épinette noire). Toutefois, la majorité des racines était généralement concentrée dans les 30 premiers cm du sable. Ces résultats ont permis de comprendre que si l'épaisseur de la couche grossière placée au-dessus de la couche de faible perméabilité, dans le design d'un recouvrement multicouche, est > 1 m, et que le sable est maintenu bien drainé sur l'ensemble du profil vertical, les racines de ces deux espèces ne coloniseront pas la couche de faible perméabilité pendant une durée d'au moins 100 ans dans les conditions climatiques actuelles. Toutefois, il est important de rappeler que les travaux antérieurs de Proteau et al. (2020a) ont montré qu'une faible colonisation racinaire de la couche de faible perméabilité peut avoir un impact négligeable sur un recouvrement multicouche (comme une CEBC) conçu pour contrôler le flux d'oxygène. L'épaisseur finale de la couche grossière doit donc être déterminée par le concepteur (designer) après une analyse détaillée qui intègre une évaluation du risque de l'influence des racines sur la performance à long terme des recouvrements;
- Les tranchées d'observation réalisées, dans des analogues de CEBC à St-Mathieu d'Harricana (ayant des conditions climatiques actuelles qui s'apparentent à celle prédites au site minier Éléonore en 2100; RCP 8,5), ont révélé des racines profondes du pin gris allant jusqu'à 1,2 m dans la couche de silt et 1,6 m à partir de la surface du sol. Le diamètre des racines observées dans cette couche variait de 0,1 à 2 mm, ce qui correspond à des racines fines. Cependant, la majorité des racines était concentrée dans les 30-50 premiers cm de la couche grossière. Cela signifie que si l'épaisseur de la couche grossière est > 1 m, la colonisation de la couche de rétention en eau des CEBCs serait limitée à des très faibles RLD de racines fines qui pourraient ne pas (ou peu) affecter la performance des CEBCs, pendant une durée de 100 ans, sous l'effets des CC (projetés dans la zone du site minier d'Éléonore; RCP 8,5).
- Finalement, l'estimation de l'épaisseur optimale de la couche grossière (couche de protection), à long terme, pourrait être affinée en utilisant la modélisation numérique et en insérant dans le modèle les paramètres racinaires mesurés dans cette étude sur des analogues des recouvrements multicouches, incluant les CEBCs.

Pour la suite des travaux réalisés dans cette étude, il est recommandé de :

- Inclure des experts en restauration minière (technique et sociale) dans le comité Environnement de la mine Éléonore, poursuivre les discussions avec les Cris et éviter d'imposer un scénario de végétalisation malgré les préoccupations du maître de trappe du VC-29;
- Continuer les discussions, afin de satisfaire toutes les parties prenantes, jusqu'à l'étape de réalisation du projet de restauration du parc à résidus;
- Organiser des formations sur les connaissances traditionnelles (pour les employés de la mine responsables de la restauration du parc à résidus miniers) et sur les aspects techniques (pour les Cris) du processus de restauration du parc à résidus miniers;
- Adapter les lois et des règlements pour s'assurer que les connaissances traditionnelles des autochtones soient prises en compte dans les processus de restauration des sites miniers, tout en menant davantage de consultations et de dialogues pour parvenir à un consensus. Les gouvernements des pays miniers, en général, et celui de la province du Québec en particulier, devraient collaborer avec les autochtones à cet effet pour mieux prendre en compte leurs préoccupations dans ces lois et règlements;
- Documenter l'avis d'autres maîtres de trappe sur le scénario de végétalisation des parcs à résidus miniers restaurés pour d'autres études;
- Étudier le développement racinaire du pin gris et d'autres arbres matures, pouvant coloniser les recouvrements, sur d'autres sites d'analogues naturels afin d'obtenir des paramètres racinaires représentatifs, ainsi que l'application de ces données comme intrants dans les modèles numériques pour prédire la performance à long terme des recouvrements;
- Réaliser une étude du système racinaire des pins gris, et d'autres espèces végétales colonisant les recouvrements miniers, sur les pentes pour prédire la performance à long terme des recouvrements construits sur des zones en pente;
- Évaluer la performance des recouvrements sur des analogues naturels en présence de racines d'arbres matures.

RÉFÉRENCES

- Ackerman, M., Van der Walldt, G. et Botha, D. (2018). Mitigating the socio-economic consequences of mine closure. *Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, 118(4), 439-447.
- Adu-Wusu, C., et Yanful, E.K. (2007). Post-closure investigation of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle Mine, Ontario. *Can. Geotech. J.*, 44(4), 496-506.
- Affaires autochtones et du Nord Canada. (2019). Détails sur la première nation. *Affaires autochtones et du Nord Canada*, Section Accueil, sous-section Peuples et collectivités autochtones-profil des premières nations.
- Agence d'Évaluation des Impacts du Canada. (2020). Indigenous Knowledge under the Impact Assessment Act: Procedures for Working with Indigenous Communities. <https://www.canada.ca/en/impact-assessment-agency/services/policy-guidance/practitioners-guide-impact-assessment-act/indigenous-knowledge-under-the-impact-assessment-act.html>
- Ainsworth, E.A et Long, S.P. (2005). What have we learned from 15 years of free-air CO₂ enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO₂. *The New phytologist*, 165(2), 351-71.
- Albright, W. H., Benson, C. H., Gee, G. W., Abichou, T., McDonald, E. V., Tyler, S. W., et Rock, S. A. (2006). Field performance of a compacted clay landfill final cover at a humid site. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 132(11), 1393-1403.
- Albright, W. H., Benson, C. H., Gee, G. W., Roesler, A. C., Abichou, T., Apiwantragoon, P., ... et Rock, S. A. (2004). Field water balance of landfill final covers. *Journal of environmental quality*, 33(6), 2317-2332.
- Albright, WH., Benson, CH., & Waugh, WJ. (2010). *Water Balance Covers for Waste Containment: Principles and Practice*, American Society of Civil Engineers, Reston.
- Ali, S. H. (2003). *Mining the Environment and Indigenous Development Conflicts*. Tucson: University of Arizona Press.
- Allard, M., Lemay, M., Barrett, M., Sheldon, T. et Brown, R. (2012). De la science aux politiques publiques au Nunavik et au Nuvatsiavut : Synthèse et recommandations. Dans M. Allard et M. Lemay (dir.), *Le Nunavik et les Nunatsiavut: de la Science aux Politiques Publiques: Une étude Intégrée d'impact régional des changements climatiques et de la modernisation*. Québec: ArcticNet Inc. 72 p.

- Amegbey, N. A. et Adimado, A., A. (2003). Incidents of cyanide spillage in Ghana: Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy Section C. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy*, 112(2), 126-130.
- Anctil, A., Franke, A. et Bêty, J. (2014). Heavy rainfall increases nestling mortality of an arctic top predator: experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia*, 174(3), 1033–1043.
- Andreu, V., Khuder, H., Mickovski, S. B., Spanos, I. A., Norris, J. E., Dorren, L., ... et Berger, F. (2008). Ecotechnological solutions for unstable slopes: ground bio-and eco-engineering techniques and strategies. In *Slope Stability and Erosion Control: Ecotechnological Solutions* (pp. 211-275). Springer, Dordrecht.
- Apiwantragoon, P., Benson, C.H., et Albright, W.H. (2015). Field hydrology of water balance covers for waste containment. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 141(2), p.04014101.
- Arctic Climate Impact Assessment [ACIA]. (2004). Impact of a warming climate. Arctic Climate Impact Assessment (ACIA). Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press. 139 p.
- Arenson, L.U. et Sego, D.C. (2007). Protection of mine waste tailing ponds using cold air convection. Assessment and Remediation of Contaminated Sites in the Arctic and Cold Climates (ARCSACC). Edited by K. Biggar, G. Cotta, M. Nahir, A. Mullick, J. Buchko, A. Ho, S. Guigard. Edmonton, AB, Canada, 256-264.
- Armson, K.A. (1972). Distribution of conifer seedling roots in a nursery soil. *The Forestry Chronicle* 48, 141-143.
- Arndt, S. K., Clifford, S. C., Wanek, W., Jones, H. G., et Popp, M. (2001). Physiological and morphological adaptations of the fruit tree *Ziziphus rotundifolia* in response to progressive drought stress. *Tree Physiology*, 21(11), 705-715.
- Ash, H. J., Gemmell, R. P., et Bradshaw, A. D. (1994). The introduction of native plant species on industrial waste heaps: a test of immigration and other factors affecting primary succession. *Journal of Applied Ecology*, 74-84.
- Association minière du Canada [AMC]. (2019). Vers le développement minier durable : Introduction. *AMC, section Rapports*. Repéré à <https://mining.ca/wp-content/uploads/2019/07/TSM-Primer-French-Final-2.pdf>
- Association minière du Canada [AMC]. (2008). TSM Mine Closure Framework. Repéré à <https://mining.ca/resources/guides-manuals/tsm-mine-closure-framework/>

- Atger, C. (1992). *Essai sur l'architecture des arbres*. (Thèse de doctorat, Montpellier, Université de Montpellier II).
- Atger, C., et Edelin, C. (1994). Premières données sur l'architecture comparée des systèmes racinaires et caulinaires. *Canadian Journal of Botany*, 72(7), 963-975.
- Atkinson, D. (1980). « The Distribution and Effectiveness of the Roots of Tree Crops », dans *Horticultural Reviews*, 1, Hoboken, New Jersey, U.S.A., John Wiley & Sons, p. 424-490.
- Atlin, C., & Gibson, R. (2017). "Lasting Regional Gains from Non-Renewable Resource Extraction: The Role of Sustainability-Based Cumulative Effects Assessment and Regional Planning for Mining Development in Canada." *Extractive Industries and Society* 4 (1): 36–52. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2017.01.005>.
- Aubertin, M, Mbonimpa, M, Bussiere, B., & Chapuis, RP. (2003). 'A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties', *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, no. 6, pp. 1104–1122.
- Aubertin, M., Aachib, M., et Authier, K. (2000). Evaluation of diffusive gas through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomembranes*, 18 : 1-19.
- Aubertin, M., Bussiere, B. et Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des projets miniers : manuel sur cédérom*. Montréal, Québec : Presses international polytechniques.
- Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., et Mbonimpa, M. (2016). Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites', in D Zekkos, A Farid, A De, KR Reddy & N Yesiller (eds), *Proceedings of Geo-Chicago*, American Society of Civil Engineers, Reston, pp. 343–358.
- Aubertin, M., CHapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.F., et Tremblay, L. (1995). Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. École Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Projet 2.22.2a. Wing, N.R., Gee, G.W. (1994). Quest for the perfect cap. *Civil Engineering*, Oct'94:38-41.
- Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S., Bussière, B., Molson, J. et Chapuis, R.P. (2009). Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. *Canadian Geotechnical Journal*, 46: 1146-1164.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, RP. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(6): 1104–1122.
- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., et Maqsoud, A. (2015). Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets

miniers générateurs de dma. In *Proc. Symposium 2015 on Mines and the Environment, Rouyn-Noranda* (p. 67).

- Aubertin, M., Ricard JF., et Chapuis, RP. (1998). A predictive model for the water retention curve: Application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal* 35, no. 1: 55–69.
- Babi, K., Guittonny, M., Larocque, G. R., et Bussière, B. (2019). Effects of spacing and herbaceous hydroseeding on water stress exposure and root development of poplars planted in soil-covered waste rock slopes. *Écoscience*, 26(2), 149-163.
- Babi, K., Guittonny, M., Bussière, B., et Larocque, G. R. (2023a). Effect of soil quality and planting material on the root architecture and the root anchorage of young hybrid poplar plantations on waste rock slopes. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 37(1), 1-20.
- Babi, K., Guittonny, M., Bussière, B., et Larocque, G. R. (2023b). Influence of competition on root architecture and root anchorage of young hybrid poplar plantations on waste rock slopes. *Ecoscience*, 30(2), 97-112.
- Baeten, J. (2018). Contested Landscapes of Displacement: Oliver Iron and Minnesota's Hibbing District. *Change over Time*, 7(1), 52–73.
- Bainton, N., et Holcombe, S. (2018). A critical review of the social aspects of mine closure. *Resources Policy*, 59, 468-478.
- Baker, D. C., et McLelland, J. N. (2003). Evaluating the effectiveness of British Columbia's environmental assessment process for first nations' participation in mining development. *Environmental Impact Assessment Review*, 23(5), 581–603.
- Baker, J. M., et Westman, C. N. (2018). Extracting knowledge: Social science, environmental impact assessment, and Indigenous consultation in the oil sands of Alberta, Canada. *The Extractive Industries and Society*, 5(1), 144-153.
- Bale, J.S., Masters, G.J., Hodkinson, I.D., Awmack, C., Bezemer, T.M., Brown, V.K., Butterfield, A., Buse, J., Coulson, C. Good, H.E.G., Harrington, R., Hartley, S., Jones, T.H., Lindroth, R.L., Press, M.C., Symrnioudis, I., Watt, A. et Whittaker, J.B. (2002). Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8(1), 1–16.
- Bardgett, R. D., Mommer, L., et De Vries, F. T. (2014). Going underground: root traits as drivers of ecosystem processes. *Trends in Ecology et Evolution*, 29(12), 692-699.
- Batellier, P. (2015). Acceptabilité sociale. Cartographie d'une notion et de ses usages. *Cahier de recherche UQAM: les publications du centr'ERE*.

- Beckett, C., Dowdell, E., Monosky, M., & Keeling, A. (2020). Integrating socio-economic objectives for mine closure and remediation into impact assessment in Canada. (Research Report). Memorial University of Newfoundland, St. John's, Newfoundland, and Labrador.
- Beckett, C., et Keeling, A. (2019). Rethinking remediation: Mine reclamation, environmental justice, and relations of care. *Local Environment*, 24(3), 216-230.
- Beckett, C., Keeling, A., et Monosky, M. (2021). Social closure: best practices for integrating socioeconomic dimensions of mine closure and remediation. Symposium 2021 sur les Mines et Environnement, Rouyn-Noranda, Qc, Canada.
- Bélanger, C., Huard, D., Gratton, Y., Jeong, D. I., St-Hilaire, A., Auclair, J. C. et Laurion, I. (2013). Impacts des changements climatiques sur l'habitat des salmonidés dans les lacs nordiques du Québec (Rapport scientifique final pour Ouranos). Montréal, Québec. 65 p. Repéré à http://www.ouranos.ca/media/publication/206_RapportBelangeretal2013.pdf
- Belem, B., Boussim, J. I., Bellefontaine, R., et Guinko, S. (2008). Stimulation du drageonnage de *Bombax costatum* par blessure des racines au Burkina Faso. *BOIS & FORÊTS DES TROPIQUES*, 295(295), 71-79.
- Belien, E., Rossi, S., Morin, H. et Deslauriers, A. (2012). Xylogenesis in black spruce subjected to rain exclusion in the field. *Canadian Journal of Forest Research*, 42, 1306–1315.
- Bellefleur, P. (1999). FOR-11292. Écologie forestière 1. Université Laval.
- Bengough, A. G., Loades, K., et McKenzie, B. M. (2016). Root hairs aid soil penetration by anchoring the root surface to pore walls. *Journal of Experimental Botany*, 67(4), 1071-1078.
- Beerten, K., et Mallants, D. (2011). Geomorphology and hydrology of a sediment-soil sequence in Dessel: studying natural analogues for engineered earth covers. SCK•CEN ER-180.
- Bjornstad, B. N., et Teel, S. S. (1993). Natural analog study of engineered protective barriers at the Hanford Site (No. PNL-8840). Pacific Northwest National Lab.(PNNL), Richland, WA (United States).
- Benson, A.J., McFarlane, G.A., Allen, S.E., et Dower, J.F. (2002). 'Changes in Pacific hake (*Merluccius productus*) migration patterns and juvenile growth related to the 1989 regime shift', *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 59, no. 12, pp. 1969–1979.

- Benson, C.H., et Scalliar, J. (2008). Field performance of GCLs used as hydraulic barriers in caps. C.R. Symposium 2008 sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, QC, Canada.
- Benson, C. H., Albright, W. H., Waugh, W. J., Apiwantragoon, P., Tigar, A. D., & Holbrook, D. L. (2024). Field Hydrology of Armored Earthen Final Covers with and without Vegetation. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 150(1), 04023125.
- Benzaazoua, M. (2012). Innovations en environnement minier : entre gestion intégrée en amont et restauration en aval. *UQAT, section RESAN-Activités réalisées*. Repéré à <http://uqat.ca/resan/?lang=fr&menu=activites&sm=activites-realisees>.
- Berkes, F. (1995). Indigenous knowledge and resource management systems: a native Canadian case study from James Bay. *Property rights in a social and ecological context. Case studies and design applications. Beijer International Institute of Ecological Economics and the World Bank, Washington, DC, USA*, 99-109.
- Berkes, F., Hughes, A., George, P. J., Preston, R. J., Cummins, B. D., et Turner, J. (1995). The persistence of Aboriginal land use: fish and wildlife harvest areas in the Hudson and James Bay Lowland, Ontario. *Arctic*, 81-93.
- Berteaux, D., Blois, S. De, Angers, J.-F., Bonin, J., Casajus, N., Darveau, M., Fournier, F., Humphries, M.M., McGill, B., Larivée, J., Logan, T., Nantel, P., Périé, C., Poisson, F., Rodrigue, D., Rouleau, S., Siron, R., Thuiller, W., et Vescovi, L. (2010). The CC-Bio Project: Studying the Effects of Climate Change on Quebec Biodiversity. *Diversity*, 2, 1181–1204.
- Berteaux, D., Casajus, N. et de Blois, S. (2014). Changements climatiques et biodiversité du Québec : vers un nouveau patrimoine naturel. Québec: *Presses de l'Université du Québec*. 240 p.
- Beven, K., et Germann, P. (1982). Macropores and water flow in soils. *Water resources research*, 18(5), 1311-1325.
- Bhattacharya, J. (2000). Sustainable development of natural resources: implications for mining of minerals. *Mineral Resources Engineering*, 9(04), 451-464.
- Binder, T., Brandt, E. et Gregory, J. (2008). Editorial: Design participation (-s). *CoDesign*, 4(1), 1-3.
- Bodner, G., Leitner, D., et Kaul, H. P. (2014). Coarse and fine root plants affect pore size distributions differently. *Plant and soil*, 380(1-2), 133-151.
- Bôhm, W. (1979). Methods of studying root systems. Springer Verlag, Berlin. 188 p.

- Boisvenue, C., et Running, S.W. (2006). Impacts of climate change on natural forest productivity – evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology* 12, 862–882.
- Boisvert-Marsh, L., Périé, C., et de Blois, S. (2014). Shifting with climate? Evidence for recent changes in tree species distribution at high latitudes. *Ecosphere*, 5(7), art83.
- Bonnardot, A., et Boutaud, J. (2001). Le choix des arbres en pépinière. *Fiche conseil du CAUE*, 77.
- Bonnefont, J. C. (1978). Le rôle géomorphologique des racines des arbres forestiers. 1. Les actions mécaniques. *Revue Géographique de l'Est*, 18(4), 217-228.
- Bonneu, A. (2011). *Développement d'un modèle continu d'enracinement basé sur l'agrégation de l'architecture racinaire des plantes* (Thèse de doctorat, Montpellier, Université de Montpellier II).
- Botero, A., & Hyysalo, S. (2013). Ageing together: Steps towards evolutionary co-design in everyday practices. *CoDesign*, 9(1), 37-54.
- Botula, Y.-D., Guittonny, M., Bresson, É., Bussière, B. (2021). Approche méthodologique pour intégrer des scénarios de végétation forestière tenant compte des changements climatiques dans la prédiction de la performance des méthodes de restauration minière sous climat humide au Québec. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 26 p.
Repéré à
https://www.researchgate.net/publication/369061765_Approche_methodologique_pour_integrer_des_scenarios_de_vegetation_forestiere_tenant_compte_des_changements_climatiques_dans_la_prediction_de_la_performance_des_methodes_de_restauratio_n_miniere_sous_cl
- Barnes, R., Holcombe, S., et Parmenter, J. (2020). Indigenous groups, land rehabilitation and mine closure: exploring the Australian terrain. University of Queensland, Brisbane, Australia.
- Bond, C., et Kelly, L. (2021). Returning land to country: Indigenous engagement in mined land closure and rehabilitation. *Australian Journal of Management*, 46(1), 174-192.
- Boulot, E., & Collins, B. (2023). Regulating Mine Rehabilitation and Closure on Indigenous Held Lands: Insights from the Regulated Resource States of Australia and Canada. *International Development Policy* | *Revue internationale de politique de développement*, (16).
- Bouazza, A. (2002). Geosynthetic clay liners. *Geotextiles and Geomembranes*, 20(1), pp.3-17.
- Bouchard, M. (2014). *Le système racinaire du pin gris en plantation âgé de 18 à 25 ans*. (Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en ressources renouvelables). Université du Québec à Chicoutimi, Québec, Canada.

- Boulanger, Y., Gauthier, S et Burton, P.J. (2014). A refinement of models projecting future Canadian fire regimes using homogeneous fire regime zones. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(4), 365-376.
- Boulanger, Y., Taylor, A., Price, D.T., Cyr, D., McGarrigle, E., Rammer, W., Sainte-Marie, G., Beaudoin, A., Guindon, L., et Mansuy, N. (2017). Climate change impacts on forest landscapes along the Canadian southern boreal forest transition zone, *Landscape Ecology*, vol. 32, pp. 1415–1431.
- Boutin, R. et Robitaille, G. (1995). Increased soil nitrate losses under mature sugar maple trees affected by experimentally induced deep frost. *Canadian Journal of Forest Research*, 25, 588–602.
- Bowerman, A.G., et Redente, E.F. (1998). Biointrusion of protective barriers at hazardous waste sites. *J. Environ. Qual.*, 27, 625-632.
- Bracken, L.J., et Oughton, E.A. (2006). 'What do you mean?':The importance of language in developing interdisciplinary research (3e edition). *Durham, United Kingdom. Journal Article Publications*.
- Bradford, L. E., Vogel, T., Lindenschmidt, K. E., McPhedran, K., Strickert, G. E., Fonstad, T. A., and Bharadwaj, L. A. (2018). Co-design of water services and infrastructure for Indigenous Canada: A scoping review. *FACETS*, 3(1), 487-511.
- Bradshaw, A. (1997). Restoration of mined lands-using natural processes. *Ecological engineering*, 8(4), 255-269.
- Bradshaw, A. D. (1983). The reconstruction of ecosystems. *Journal of applied Ecology*, 20, 1-17.
- Bradshaw, A.D. (1987). Restoration: an acid test for ecology. In: Jordan, W.R. III, Gilpin, M.E. et Aber, J.D. (eds.) *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. pp. 23–29. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bradshaw, A.D. (1996). Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53 (Suppl. 1): 3–9.
- Bradshaw, A.D., et Chadwick, M.J. (1980). *The restoration of the land*. University of California Press, Berkeley, CA, USA.
- Bradshaw, B., and Hollett, T. (2015). “Indigenous Community Consent and Canada’s Mining Sector: What Role for Impact and Benefit Agreements?”. https://www.torontomu.ca/content/dam/csrinstitute/key_dates/Indigenous-Consent-Bradshaw-Hollett-Ryerson_11dec2015.pdf

- Bradshaw, B., Fidler, C., & Wright, A. (2018). Impact and benefit agreements and northern resource governance: What we know and what we still need to figure out. In C. Southcott, F. Abele, D. Natcher, & B. Parlee (Eds.), *Resources and Sustainable Development in the Arctic* (pp. 204–218). Routledge.
- Brassard, B. W., Chen, H. Y., Bergeron, Y., & Paré, D. (2011). Coarse root biomass allometric equations for *Abies balsamea*, *Picea mariana*, *Pinus banksiana*, and *Populus tremuloides* in the boreal forest of Ontario, Canada. *Biomass and bioenergy*, 35(10), 4189-4196.
- Braun-Blanquet, J. (1928). *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde*. Berlin: Springer.
- Breadmore, R.E. et Lafferty, G.J. (2015). Mine closure and first nations – social licence strategies for effective community engagement. In: Fourie, A., et al. (Eds.), *Proceedings of the 10th International Conference on Mine Closure*. Australian Centre for Geomechanics, Perth, pp. 753–762.
- Breshears, D. D., Nyhan, J. W., et Davenport, D. W. (2005). Ecohydrology monitoring and excavation of semiarid landfill covers a decade after installation. *Vadose Zone Journal*, 4(3), 798-810.
- Bresson, É et P. Roy (2018). *Changements climatiques et secteur minier : particularités du nord canadien*, Montréal, Ouranos, 29 p.
- Bridge, G. (2004). Contested Terrain: Mining and the Environment. *Annual Review of Environment and Resources*, 29, 205-259. Repéré à <http://www.annualreviews.org/doi/pdf/10.1146/annurev.energy.28.011503.163434>
- Burns, R.M. et Honkala, B.H. (1990). *Silvics of North America: 1. Conifers*. Agriculture Handbook 654, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, 675p.
- Business for Social Responsibility. (2011). *Adapting to climate change: a guide for the mining industry*.
- Bussière, B., Demers, I, Charron, P, Bosse, B, Roy, P, Jebrak, M., & Trepanier, S. (2017). Analyse de risque et de vulnérabilité liés aux changements climatiques pour le secteur minier Québécois (Climate change risk and vulnerability analysis for the Quebec mining sector), report submitted to MRNF, 106 p.
- Bussière, B., et Guittonny, M. (2021). Long-Term Evolution of Reclamation Performance. In B. Bussière, M. Guittonny (dir.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*: 351-378.
- Bussière, B., & Bresson, É. (2021). Climate change brings new environmental challenges for mining. Lemmen, D., Lafleur, C., Chabot, D., Hewitt, J., Braun, M., Bussière, B.,

- Kulcsar, I., Scott, D. and Thistlethwaite, Sector Impacts and Adaptation; Chapter 7, in Canada in a Changing Climate: National Issues Report, (ed.) F.J. Warren and N. Lulham; Government of Canada, Ottawa, Ontario.
- Bussière, B., Aubertin, M. et Chapuis, R.P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3): 512-535.
- Bussière, B., Aubertin, M., et Julien, M. (2001). Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide, aspect théoriques et pratiques. *Vecteur Environnement*, 34(3), 37-50.
- Bussière, B., Aubertin, M., Gérard, J., Zagury, Potvin, R. et Benzaazoua, M. (2005). *Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnés*. Communication présentée au Symposium 2005 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, Québec (p. 1-29). Repéré à http://crc-bussiere.uqat.ca/ATMineAbandonn%C3%A9es-Bussiereetal_MA-BB-MB-RP-GJZ_.pdf
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. et Chapuis, R. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3): 245-265.
- Bussière, B., Aubertin, M., & Chapuis, R.P. (2003). 'The behavior of inclined covers used as oxygen barriers', *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, no. 3, pp. 512–535.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., et Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45(5), 609-622.
- Bussière, B., Demers, I., Charron, P., Bossé, B., Roy, P., Jébrak, M., et Trépanier, S. (2017). Analyse de risque et de vulnérabilité liés aux changements climatiques pour le secteur minier québécois. *Report submitted to MRNF*, 106p.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., et Julien, M. (2006). Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. *CIM Bulletin*, 1(6), 1-11.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Demers, I., et Rousselle, M. (2011). Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Rapport URSTM présenté au MRNF. Rouyn-Noranda, QC.
- Butler, A. R., Toh, I., et Wagambie, D. (2012). *The integration of indigenous knowledge into mine site rehabilitation and closure planning at Ok Tedi, Papua New Guinea*. Communication présentée Proceedings of the Seventh International Conference on Mine Closure (pp. 611-626). Australian Centre for Geomechanics.

- Cailleret, M. (2011). *Causes fonctionnelles du dépérissement et de la mortalité du sapin pectiné en Provence* (Thèse de Doctorat, Aix-Marseille 3).
- Camefort, H. (1977). Morphologie des végétaux vasculaires (Cytologie. Anatomie. Adaptations). 2e édition, revue et complétée. Paris, Doin éditeurs. *Publications de la Société Linnéenne de Lyon*, 41(6), 84-84.
- Campagna, M. (1996). Le cycle du carbone et la forêt: de la photosynthèse aux produits forestiers (Vol. Direction de l'environnement forestier, Service de l'évaluation environnementale, pp. 51). *Québec, Québec: Gouvernement du Québec*.
- Canadell, J., Jackson, R. B., Ehleringer, J. B., Mooney, H. A., Sala, O. E., & Schulze, E. D. (1996). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia*, 108(4), 583-595.
- Cannon, H. L. (1960). « The Development of Botanical Methods of Prospecting for Uranium on the Colorado Plateau », *US Geological Survey Bulletin*, 1085-A, p. 1-50.
- Carlson, H. M. (2009). Home is the hunter: The James Bay Cree and their land. UBC Press.
- Caron-Malenfant, J., et Conraud, T. (2009). *Guide pratique de l'acceptabilité sociale: pistes de réflexion et d'action*. Éditions DPRM.
- Carter, M. C., Dean, T. J., Wang, Z., et Newbold, R. A. (2006). Impacts of harvesting and postharvest treatments on soil bulk density, soil strength, and early growth of *Pinus taeda* in the Gulf Coastal Plain: a Long-Term Soil Productivity affiliated study. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(3), 601-614.
- Cassady, J. (2007). A tundra of sickness: the uneasy relationship between toxic waste, TEK, and cultural survival. *Arct. Anthropol.* 44 (1), 87-98.
- Castellano, M. B. (2004). Ethics of Aboriginal Research. *Journal of Aboriginal Health*, 1(January), 98-114.
- Cater, T. C., et Chapin III, F. S. (2000). Differential effects of competition or microenvironment on boreal tree seedling establishment after fire. *Ecology*, 81(4), 1086-1099.
- Chaloping-March, M. (2008, October). Business Expediency, Contingency and Socio-Political Realities—A Case of Unplanned Mine Closure. In *Proceedings of the Third International Seminar on Mine Closure* (pp. 863-871). Australian Centre for Geomechanics.
- Chapin III, F. S., Matson, P. A., et Vitousek, P. (2012). Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Springer 2nd Edition, 529 p. *New York*.

- Chapin, F. S., Walker, L. R., Fastie, C. L., et Sharman, L. C. (1994). Mechanisms of primary succession following deglaciation at Glacier Bay, Alaska. *Ecological Monographs*, 64(2), 149-175.
- Chapuis, R.P & Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3): 616–628.
- Chapuis, R.P. (2002). The 2000 R.M. Hardy lecture: full-scale hydraulic performance of soil–bentonite and compacted clay liners. *Canadian Geotechnical Journal*, 39(2): 417–439.
- Charron, I. (2014). *Guide sur les scénarios climatiques : Utilisation de l'information climatique pour guider la recherche et la prise de décision en matière d'adaptation*. Ouranos, Montréal, QC, Canada, 86 p.
- Charron, I. (2016). *Guide sur les scénarios climatiques : Utilisation de l'information climatique pour guider la recherche et la prise de décision en matière d'adaptation, Édition 2016*. Ouranos, Montréal, QC, Canada, 94 p.
- Chassé, P., Cogos, S., et Fouqueray, T. (2020). La thèse interdisciplinaire en sciences de l'environnement, des défis à relever et des opportunités à saisir : regards de doctorants. *Natures Sciences Sociétés* 2020/2 (Vol. 28), 159-168. <https://www.cairn.info/revue-natures-sciences-societes-2020-2-page-159.htm>
- Chiatante, D., Sarnataro, M., Fusco, S., Di Iorio, A., et Scippa, G. S. (2003). Modification of root morphological parameters and root architecture in seedlings of *Fraxinus ornus* L. and *Spartium junceum* L. growing on slopes. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 137(1), 47-55.
- Chiatante, D., Scippa, G. S., Di Iorio, A., et Sarnataro, M. (2001). The stability of trees and shrubs growing on slope depends by a particular conformational structure imposed by mechanical stress in their root system. In *Proceedings of the International Conference: Forest Research: a challenge for an integrated european approach. Thessaloniki, Greece* (pp. 477-482).
- Cissé, M., K. (2015). *Quelles solutions pour la réhabilitation des mines à ciel ouvert*. Sarrebruck, Allemagne : Édition universitaire européenne.
- Cissé, M-K., Guittonny, M., et Bussiere, B. (2022). Natural analogue of a cover with capillary barrier effects to improve the long-term performance evaluation and the design of the cover, in AB Fourie, M Tibbett & G Boggs (eds), *Mine Closure 2022: 15th International Conference on Mine Closure*, Australian Centre for Geomechanics, Perth, pp. 949-960.
- Clark, A. L., & Clark, J. C. (1999). The new reality of mineral development: social and cultural issues in Asia and Pacific nations. *Resources Policy*, 25(3), 189-196.

- Closure Plan Subcommittee of Raglan Mine. (2021). 2020/2021 Bi-Annual Report. https://www.glencore.ca/.rest/api/v1/documents/e5150999867b60e66641a8dbdccb37ca/AR_closure_raglan_biannual_202021_VF.pdf
- Cloutier, V, Blanchette, D, Dallaire, PL, Nadeau, S, Rosa, E & Roy, M. (2015). Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue (partie 2), Rapport déposé au Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Québec (Project to acquire knowledge on groundwater in Abitibi-Témiscamingue [part 2], Report submitted to the Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques under the Quebec Groundwater Knowledge Program), research report.
- Coder, K.D. (2007). Soil compaction, stress and trees: symptoms, measures, treatments. *In Warnell School Outreach Monograph WSNR07-9*, pp. 6–17, University of Georgia Warnell School of Forestry & Natural Resources.
- Cohen, T. (2017). Bringing country back? Indigenous aspirations and ecological values in Australian mine-site rehabilitation. Dans: Jalbert, K., Willow, A., Casagrande, D., S. (Eds.), *Extraction: Impacts, Engagements, and Alternative Futures*. Taylor and Francis, Abingdon, Oxon, pp. 137–150.
- Collins, B. C. (2015). *Mine closure planning with First Nations communities: the Stk'emlupsemc te Secwepemc Nation and the New Afton Mine* (Doctoral dissertation, University of British Columbia).
- Colorado, P. (1988). Bridging native and western science. *Convergence*, 21(2), 49.
- Commission canadienne des affaires polaires [CCAP]. (2012). Rapport scientifique sur l'année polaire internationale : faits saillants Canadiens. Ottawa, Ontario: Commission canadienne des affaires polaires (CCAP). 44 p. Repéré à http://www.polarcom.gc.ca/uploads/IPY_Synthesis/ccap-api-rapport_scientifique-faits_saillants-web.pdf
- Coopman, R. E., Jara, J. C., Escobar, R., Corcuera, L. J., et Bravo, L. A. (2010). Genotypic variation in morphology and freezing resistance of Eucalyptus globulus seedlings subjected to drought hardening in nursery. *Electronic Journal of Biotechnology*, 13(1), 5-6.
- Corcoran, M. K., Gray, D. H., Biedenharn, D. S., Little, C. D., Leech, J. R., Pinkard, F., Bailey, P., et Lee, L. T. (2010). *Literature Review-Vegetation on Levees*. Technical report, DTIC Document. pages 1, 8.
- Costa, S. (2015). Social impacts of mine closure: engaging employees and host communities in planning for closure. (eds) Fourie, A.B., Tibbett, M., Sawatsky, L. and van Zyl, D. In:

Proceedings of the 10th International Conference on Mine Closure. Perth: Australian Centre for Geomechanics. pp. 797–804.

- Costigan, P. A., Bradshaw, A. D. et Gemmell, R. P. (1981). The reclamation of acidic colliery spoil. I. Acid production potential. *Journal of Applied Ecology*, 18, 865-78.
- Côté, S.D., Festa-Bianchet, M., Dussault, C., Tremblay, J.-P., Brodeur, V., Simard, M., Taillon, J., Hins, C., Le Corre, M. et Sharma, S. (2013). La dynamique des troupeaux de caribou : impacts des changements climatiques sur la récolte sportive et traditionnelle. Dans *Le Nunavik et le Nunatsiavut : De la science aux politiques publiques– Une étude intégrée d’impact régional des changements climatiques et de la modernisation* (p. 259–281). Québec : *ArcticNet Inc.*
- Coutts, M. P. (1989). Factors affecting the direction of growth of tree roots. In *Annales des sciences forestières* (Vol. 46, No. Supplement, pp. 277s-287s). EDP Sciences.
- Cowan, W. R., Mackasey, W. O., et Robertson, J. G. (2010). The policy framework in Canada for mine closure and management of long-term liabilities: a guidance document. *Document Prepared for the National Orphaned/Abandoned Mines Initiative. Cowan Minerals Ltd., Sudbury, Ontario*. Repéré à <http://www.abandoned-mines.org/pdfs/PolicyFrameworkCanforMinClosureandMgmtLiabilities.pdf>.
- Cox, R. (2010). *Environmental communication and the public sphere*. 2nd edition. Sage publications.
- Cree Nation. (2022). « The Eeyou of Eeyou Istchee » <https://www.cngov.ca/community-culture/communities/>
- Crow, P. (2005). *The Influence of Soils and Species on Tree Root Depth: Information Note*. Forestry Commission.
- CSBQ-Ouranos. (2013). Impacts et adaptation aux changements climatiques des écosystèmes et de la biodiversité. Dans *Atelier Ouranos - CSBQ : Bilan et perspectives du programme ÉcoBioCC d’Ouranos*. (p. 78). Montréal. Repéré à http://www.ouranos.ca/fr/programmation-scientifique/impacts-et-adaptation/documents/Workshop_booklet_FINAL.pdf
- Cubasch, U. et al., (2013). *Introduction*. In T. F. Stocker et al., eds. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, pp. 119–158.
- D’Orangeville, L., Côté, B., Houle, D. et Morin, H. (2013). The effects of throughfall exclusion on xylogenesis of balsam fir. *Tree Physiology*, 33(5), 516–526.

- Dagenais, A., Aubertin, M., Bussière, B., et Cyr, J. (2006). Performance of the Lorraine mine site cover to limit oxygen migration. *Transactions-Society for mining metallurgy and exploration incorporated*, 318, 190.
- Dale, A., & Armitage, D. (2011). Marine mammal co-management in Canada's Arctic: Knowledge co-production for learning and adaptive capacity. *Marine Policy*, 35(4), 440-449.
- Daly, C., L'Hommecourt, J., Arrobo, B., McCarthy, D., Donald, G., & Craig Gerlach, S. (2021). Toward a 'co-reclamation' framework in collaboration with Indigenous Peoples. Reperé à https://landformdesign.com/LDQ/LDQ_Fall2021.pdf
- Danard, D. (2010). *Respecting our ancestors, ensuring our future: Traditional knowledge primer for First Nations*. Chiefs of Ontario.
- Dance, A. (2015). Northern reclamation in Canada: contemporary policy and practice for new and legacy mines. *Northern Review*, (41), 41-80.
- Danjon F, Barker D, Drexhage M., & Stokes A. (2007a). Using 3D root architecture in models of shallow slope stability. *Annals of Botany*, In press.
- Danjon F., Drénou C., Dupuy L., & Lebourgeois F. (2007b). Racines, sol et mécanique de l'ancrage de l'arbre (Soil, roots and anchorage mechanics of the tree) - In Forêt, vent risques. Gip Ecofor / QUAE Editeur. In press.
- Danjon, F., et Reubens, B. (2008). Assessing and analyzing 3D architecture of woody root systems, a review of methods and applications in tree and soil stability, resource acquisition and allocation. *Plant and Soil*, 303(1-2), 1-34.
- Danjon, F., et Fourcaud, T. (2009a). L'arbre et son enracinement. *Innovations Agronomiques* (6), 17-37.
- Danjon, F., Drénou, C., Dupuy, L., et Lebourgeois, F. (2009b). Racines, sol, mécanique de l'ancrage de l'arbre et stabilité. *La forêt face aux tempêtes. Coll. Synthèses, Quae Editions Paris*, 155-176.
- Danjon, F., Fourcaud, T., et Bert, D. (2005). Root architecture and wind-firmness of mature *Pinus pinaster*. *New Phytologist*, 168(2), 387-400.
- De Paul, M. A. et M. Bailly, M. (2005). Effets de la compaction des sols forestiers. *Forêt Wallonne ASBL*, 76, p. 47-57.
- De Silva, H.N., Hall, A.J., Justin, D.S., et Gandar, P.W. (1999). Analysis of distribution of root length density of apple trees on different dwarfing rootstocks. *Annals of Botany*. 83:335-345.

- DeJong, J., Tibbett, M., et Fourie, A. (2015). Geotechnical systems that evolve with ecological processes. *Environmental earth sciences*, 73(3), 1067-1082.
- DeLucia, E.H., Hamilton, J.G., Naidu, S.L., Thomas, R.B., Andrews, J.A., Finzi, A., Lavine, M., Matamala, J.E., Mohan, G.R., Hendrey, G.R., et Schlesinger, W.H. (1999). Net Primary Production of a Forest Ecosystem with Experimental CO₂ Enrichment. *Science*, 284(5417), 1177–1179.
- Demers, I., Bussière, B., Rousselle, M., Aubertin, M., Pabst, T., et Lacroix, R. (2013). Laboratory evaluation of reclamation scenarios for the spillage areas of the abandoned Manitou mine site using Goldex tailings. Proc. 23rd World Mining Congress, Montreal, Qc, 12p.
- Demers, I., et Pabst, T. (2021). ‘Covers with Capillary Barrier Effects’, dans B, Bussière and M Guittonny (eds), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*. CRC press.
- Department for Communities and Local Government (DCLG). (2008). *Woodland Establishment on Landfill Sites, Ten Years of Research*. London, UK, Department of Communities and Local Government, 64 p.
- Descoste, F. C., et Friedland, H. (2009). Not So Naked after All: A Review Essay of Disrobing the Aboriginal Industry: The Deception behind Indigenous Cultural Preservation by Francis Widdowson & Albert Howard (Montreal & Kingston, McGill-Queens University Press, 2008 pp. 336). *Ottawa L. Rev.*, 41, 377.
- Descôteaux, D. (2015). *Les Cris et le développement des ressources naturelles*. Institut économique de Montréal.
- Desjarlais C, Allard M, Bélanger D, Blondlot A, Bouffard A, Bourque A, Chaumont D, Gosselin P, Houle D, Larrivée C, Lease N, Pham AT, Roy R, Savard JP, Turcotte R, Villeneuve, C. (2010) Savoir s’adapter aux changements climatiques. *Ouranos*, Montréal, QC, Canada, 128 pp.
- Dobson, M. C., et Moffat, A. J. (1995). A re-evaluation of objections to tree planting on containment landfills. *Waste Management & Research*, 13(5), 579-600.
- Doubleday, N. C. (1993). Finding common ground: natural law and collective wisdom. *Traditional ecological knowledge: Concepts and cases*, 41-53.
- Down, C.G., et Stocks, J. (1977). Environmental impact of mining. Environmental impact of mining. John Wiley & Sons Inc., New York.
- Downing, A. et Cuerrier, A. (2011). A synthesis of the impacts of climate change on the First Nations et Inuit of Canada. *Indian Journal of Traditional Knowledge*, 10(January), 57–70.

- Downing, T. E., Moles, J., McIntosh, I., & Garcia-Downing, C. (2002). Indigenous peoples and mining encounters: Strategies and tactics. IIED and WBCSD, Mining, Minerals and Sustainable Development, Report, 57, 41.
- Drake, B.G., González-Meler, M.A. et Long, S.P. (1997). More Efficient Plants: A Consequence of Rising Atmospheric CO₂? *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 48(1), 609–639.
- Drénou, C. (2006). *Les racines : face cachée des arbres*, Paris, Institut pour le développement forestier, 335 p.
- Drexhage, M., et Gruber, F. (1998). Architecture of the skeletal root system of 40-year-old *Picea abies* on strongly acidified soils in the Harz Mountains (Germany). *Canadian Journal of Forest Research*, 28(1), 13-22.
- Drouineau, S., Fourcaud, T., Houllier, F., Schutz, J. P., et Stokes, A., V. M. (2000). L'arbre dans le vent. *Les Dossiers de l'environnement de l'INRA*, (20) :163–169.
- Duchesne, L. et Houle, D. (2011). Modelling day-to-day stem diameter variation and annual growth of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) from daily climate. *Forest Ecology and Management*, 262(5), 863–872.
- Dudka, S. et Adriano, D.C. (1997). Environmental Impacts of Metal Ore Mining and Processing: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 26 (3), 590-602.
- Dufour-Tremblay, G., De Vriendt, L., Lévesque, E. et Boudreau, S. (2012). The importance of ecological constraints on the control of multi-species treeline dynamics in eastern Nunavik, Québec. *American Journal of Botany*, 99(10), 1638–1646.
- Dunne, T., Zhang, W., et Aubry, B. F. (1991). Effects of rainfall, vegetation, and microtopography on infiltration and runoff. *Water Resources Research*, 27(9), 2271-2285.
- Dupuy, L., Fourcaud, T., et Stokes, A. (2005). A numerical investigation into the influence of soil type and root architecture on tree anchorage. *Plant and Soil*, 278(1-2): 119-134.
- ÉEM impact. (2019). Mine Éléonore de Newmont Goldcorp: mise à jour de l'étude sociale de base. (Document technique). Québec, Québec: Goldcorp Éléonore.
- El Hachimi, M. L., El Founti, L., Bouabdli, A., Saidi, N., Fekhoui, M., et Tassé, N. (2007). Pb et As dans des eaux alcalines minières: contamination, comportement et risques (mine abandonnée de Zeïda, Maroc). *Revue des sciences de l'eau*, 20(1), 1-13.
- Environmental Law Alliance Worldwide [ELAW]. (2010). *Guide pour l'évaluation des Études d'Impacts Environnemental des projets miniers*. Eugene, OR: auteur.

- Environnement Canada. (1993). Normales climatiques au Canada : 1961-1990, Québec. *Environnement Canada*, Service de l'environnement atmosphérique, Ottawa.
- Environnement Canada. (2023). Normales et moyennes climatiques: Amos. *Environnement Canada*, Météo, climat et catastrophe naturelles. https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?searchType=stnProv&lstProvince=QC&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&stnID=6019&dispBack=0&month1=0&month2=12
- Estey, E., Smylie, J., et Macaulay, A. (2009). Aboriginal knowledge translation: Understanding and respecting the distinct needs of Aboriginal communities in research. *Canadian Institutes of Health Research (CIHR) IoAPH*, 2014, 5.
- Evangelou, V.P. (1995). Pyrite Oxidation and Its Control. CRC Press. 285p.
- Evans, H., et Goodjohn, M. (2008). Traditional knowledge - a resource for mining companies. *Canadian Mining Journal*, 24–26.
- Fan, Y., Miguez-Macho, G., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B., et Otero-Casal, C. (2017). Hydrologic regulation of plant rooting depth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(40), 10572-10577.
- Faulkner, M. E., et Malcolm, D. C. (1972). Soil physical factors affecting root morphology and stability of Scots pine on upland heaths. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 45(1), 23-36.
- Feary, S. (2005). Forestry for Indigenous peoples: learning from experiences with forest industries. Papers from Technical Session 130, XXII IUFRO World Congress 2005. Canberra: *Australian National University*.
- Feit, H. A. (1985). Legitimation and autonomy in James Bay Cree responses to hydro-electric development. Memorial University, Institute for Social and Economic Research.
- Ferguson, S.H., Asselin, N.C., Lloseto, L.L. et Higdon, J.W. (2012). Marine mammals. Dans D.G. Barbe, T. Tjaden, D. Lietch, L. Barber et W. Chan (dir.), *On the edge: from knowledge to action during the Fourth International Polar Year circumpolar flaw lead system study (2007-2008)* (p. 95–108).
- Fernandez, J. E. (2003). Design for change: Part 1: diversified lifetimes. *Architectural Research Quarterly*, 7(2), 169-182.
- Fidler, C. (2009). Increasing the sustainability of a resource development: Aboriginal engagement and negotiated agreements. *Environment, Development and Sustainability*, 12(2), 233–244.

- Fidler, C. (2009). Increasing the sustainability of a resource development: Aboriginal engagement and negotiated agreements. *Environment, Development and Sustainability*, 12(2), 233–244.
- Ford, J.D. et Beaumier, M. (2011). Feeding the family during times of stress: experience and determinants of food insecurity in an Inuit community. *The Geographical Journal*, 177(1), 44–61.
- Foussadier, R. (1998). *Initiation des successions végétales dans les lits endigués des cours d'eau alpins. Influence des paramètres abiotiques sur la régénération des salicacées* (Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble).
- Frow, P., Nenonen, S., Payne, A., & Storbacka, K. (2015). Managing co-creation design: A strategic approach to innovation. *British Journal of Management*, 26(3), 463–483.
- Furgal, C. et Seguin, J. (2006). Climate change, health, and vulnerability in Canadian northern Aboriginal communities. *Environmental health perspectives*, 1964–1970.
- Furgal, C., Gosselin, P. et Vézeau, N. (2008). Climate, Health and the Changing Canadian North. Dans V. Grovers (dir.), *Global Warming and Climate Change* (p. 807–846). Enfield, NH: Science Publishers.
- Gagnon, É. (2002). *Développement du système racinaire adventif chez des semis d'épinette noire (picea mariana (mill.) BSP) en plantation*. Université du Québec à Chicoutimi.
- Gagnon, É., Lord, D., Allaire, J., et Walsh, D. (1999). Importance du système racinaire adventif chez les semis d'épinette noire: rapport final pour la période 1998-99.
- Gagnon, É., Lord, D., Allaire, J., et Walsh, D. (2000). Importance du système racinaire adventif chez les semis d'épinette noire: rapport final pour la période 1999-2000.
- Gamache, I. et Payette, S. (2005). Latitudinal response of subarctic tree lines to recent climate change in eastern Canada. *Journal of Biogeography*, 32, 849–862.
- Garcia, D. H. (2008). Overview of international mine closure guidelines. In *Proceedings of the 2008 Meeting of the American Institute of Professional Geologists, Arizona Hydrological Society, and 3rd International Professional Geology Conference. Flagstaff, Arizona. September* (pp. 20–24).
- Garcia, D. H. (2010). New closure guidance published by ICMM: planning for integrated mine closure. *MINING. com Magazine, January 2010*, 27–28.
- Garibaldi, A. (2009). Moving from model to application: cultural keystone species and reclamation in Fort McKay, Alberta. *J. Ethnobiol.* 29 (2), 323–338.

- Garrigues, E., Doussan, C., & Pierret, A. (2006). Water uptake by plant roots: I–Formation and propagation of a water extraction front in mature root systems as evidenced by 2D light transmission imaging. *Plant and soil*, 283(1), 83-98.
- Gartner, B. L. (1994). Root biomechanics and whole-plant allocation patterns: responses of tomato plants to stem flexure. *Journal of Experimental Botany*, 45(11), 1647-1654.
- Gasson, P. E. et Cutler, D. F. (1990). « Tree Root Plate Morphology », *Arboricultural Journal*, 14(3), p. 193-264.
- Geisseler, D., & Miyao, G. (2016). Soil testing for P and K has value in nutrient management for annual crops. *California Agriculture*, 70(3), 152-159.
- Geisseler, D., et Miyao, G. (2016). Soil testing for P and K has value in nutrient management for annual crops. *California Agriculture*, 70(3), 152-159.
- Gerard, C. J., Sexton, P., et Shaw, G. (1982). Physical Factors Influencing Soil Strength and Root Growth 1. *Agronomy journal*, 74(5), 875-879.
- Getty, R., & Morrison-Saunders, A. (2019). Does the integration of environmental impact assessment and mine closure planning deliver effective mine closure plans in Western Australia? In: A. B. Fourie & M. Tibbett (Eds.), *Proceedings of the Thirteenth International Conference on Mine Closure* (pp. 817–832). Australian Centre for Geomechanics.
- Getty, R., et Morrison-Saunders, A. (2020). Evaluating the effectiveness of integrating the environmental impact assessment and mine closure planning processes. *Environmental impact assessment review*, 82, 106366.
- Ghestem, M., Veylon, G., Bernard, A., Vanel, Q., et Stokes, A. (2013). Influence of plant root system morphology and architectural traits on soil shear resistance. *Plant and Soil*, 377(1-2).
- Gibson, G., & Klinck, J. (2005). Canada's Resilient North: The Impact of Mining on Aboriginal Communities. *Pimatisiwin: A Journal of Aboriginal and Indigenous Community Health*, 3(1), 116–139.
- Gibson, G., et O'Faircheallaigh, C. (2015). *IBA community toolkit*. Walter and Duncan Gordon Foundation.
- Gielen, B. et Ceulemans, R. (2001). The likely impact of rising atmospheric CO₂ on natural and managed Populus: a literature review. *Environmental Pollution*, 115(3), 335–358.
- Gilman, E. F. (1990). Tree root growth and development. II. Response to culture, management and planting. *Journal of Environmental Horticulture*, 8(4), 220-227.

- Girardin, M.P., Ali, A. a., Carcaillet, C., Gauthier, S., Hély, C., Le Goff, H., Terrier, A. et Bergeron, Y. (2013). Fire in managed forests of eastern Canada: Risks and options. *Forest Ecology and Management*, 294, 238–249.
- Girardin, M.P., Bernier, P.Y., Raulier, F., Tardif, J.C., Conciatori, F. et Guo, X. J. (2011). Testing for a CO₂ fertilization effect on growth of Canadian boreal forests. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G1), G01012.
- Godlewski, D.W and Brown, M.J. (2010). Community Planning and Interaction – Pend Oreille Mine case study. In (eds) A. Fourie, M. Tibbett and J. Wiertz, *Mine Closure 2010 Proceedings of the 4th International Conference on Mine Closure*. Perth: Australian Centre for Geomechanics. Pp 181-185.
- GoldCorp. (2015). Entente de collaboration Opinagow. *GoldCorp*. Repéré à https://s24.q4cdn.com/382246808/files/doc_downloads/operations_projects/north_america/documents/goldcorp-opinagow-fr-web.pdf
- GoldCorp. (2018). Éléonore Operations, Quebec, Canada. Technical Report (NI 43-101) https://s24.q4cdn.com/382246808/files/document_library/Eleonore-Technical-Report-November-2018.pdf
- Golder et associés. (2009). Inventaire des micromammifères et échantillonnage des sols et de la végétation projet Éléonore des mines Opinaca ltée. (Rapport technique). 144p.
- Golder et associés. (2010). Étude d'Impacts Environnementaux et Sociaux (ÉIES) Projet Éléonore: développement d'un gisement aurifère, 676p.
- Gouvernement du Canada. (2020). Saison de croissance. <https://www.rncan.gc.ca/changements-climatiques/impacts-adaptation/changements-climatiques/indicateurs-des-changements-fore/saison-croissance/18471>
- Gouvernement du Canada. (2020). Visualisateur de données de Cartes ouvertes. Reperé à https://ouvert.canada.ca/data/fr/fgpv_vpgf/410457b9-ab46-4e5f-9e0b-242d6ea465fb
- Gouvernement du Québec et Nation crie. (2012). L'Entente sur la gouvernance dans le territoire d'Eeyou istchee Baie-James. [Document Web]. Adresse Web: [http://www.autochtones.gouv.qc.ca/relations_autochtones/ententes/cris/entente-20120724.pdf](http://www.autochtones.gouv.qc.ca/rerelations_autochtones/ententes/cris/entente-20120724.pdf)
- Gouvernement du Québec. (2019). Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec. Repéré à <https://mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/inventaire-zonescarte.jsp#pessiereLich>

- Government of Québec. (2017). Annexe I: Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains, LQE Chapitre Q2 r.37.publicationsduquebec. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%20r.%2037>
- Grabosky, J., et Bassuk, N. (1996). Testing of structural urban tree soil materials for use under pavement to increase street tree rooting volumes. *Journal of Arboriculture*, 22(6), 255-262.
- Granda, V., Cuesta, C., Álvarez, R., Ordás, R., Centeno, M. L., Rodríguez, A., ... et Feito, I. (2011). Rapid responses of C14 clone of *Eucalyptus globulus* to root drought stress: Time-course of hormonal and physiological signaling. *Journal of plant physiology*, 168(7), 661-670.
- Gray, N.F. (1997). Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. *Environmental geology*, 30(1-2), pp.62-71.
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [GIEC]. (2007). *Changements climatiques 2007 : rapport de synthèse, contribution des Groupes de travail I, II et III au Quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*, R.K. Pachauri et A. Reisinger (éd.), Genève, Suisse, 103 p.
- Guittonny, M., Bussière, B., Maqsoud, A., Proteau, A., Ben Khouya, T., et Botula, Y.-D. (2018). Colonisation racinaire dans les recouvrements miniers et impact sur leur fonctionnement. *Proceedings of Symposium of Mines and the Environment 2018*.
- Guittonny, M., Bussière, B., Maqsoud, A., Proteau, A., Ben Khouya, T., & Botula, YD. (2019). Colonisation racinaire dans les recouvrements miniers et impact sur leur fonctionnement'. Paper presented at the Symposium of Mines and the Environment, Rouyn-Noranda, 14 June.
- Guittonny-Larchevêque, M., & Lortie, S. (2017). Above- and Belowground Development of a Fast-Growing Willow Planted in Acid-Generating Mine Technosol. *J. Environ. Qual.*, 46:1462–1471.
- Guittonny-Larchevêque, M., Bussière, B., et Pednault, C. (2016a). Tree–substrate water relations and root development in tree plantations used for mine tailings reclamation. *Journal of environmental quality*, 45(3), 1036-1045.
- Guittonny-Larchevêque, M., et Pednault, C. (2016b). Substrate comparison for short-term success of a multispecies tree plantation in thickened tailings of a boreal gold mine. *New forests*, 47(5), 763-781.
- Guittonny-Larchevêque, M., Meddeb, Y., & Barrette, D. (2016c). Can graminoids used for mine tailings revegetation improve substrate structure?. *Botany*, 94(11), 1053-1061.

- Haalboom, B. (2014). Confronting risk: A case study of Aboriginal peoples' participation in environmental governance of uranium mining, Saskatchewan. *The Canadian Geographer/Le Géographe canadien*, 58(3), 276-290.
- Haalboom, B. (2016). Pursuing openings and navigating closures for aboriginal knowledges in environmental governance of uranium mining, Saskatchewan, Canada. *The Extractive Industries and Society*, 3(4), 1010-1017.
- Hockley, D.E. & Coulter, G.A. (2010). Many Voices, one plan: eliciting and integrating stakeholder feedback In (eds) A. Fourie, M. Tibbett and J. Wiertz, *Mine Closure 2010 Proceedings of the 5th International Conference on Mine Closure*. Perth: Australian Centre for Geomechanics. Pp 167-180.
- Hakonson, T. E. (1986). *Evaluation of geologic materials to limit biological intrusion into low-level radioactive waste disposal sites* (No. LA--10286-MS). Los Alamos National Lab.
- Hamann, R. (2003). Mining companies' role in sustainable development: The 'why' and 'how' of corporate social responsibility from a business perspective. *Development Southern Africa*, 20(2), 237-254.
- Hamblin, A. P. (1986). The influence of soil structure on water movement, crop root growth, and water uptake. In *Advances in agronomy* (Vol. 38, pp. 95-158). Academic Press.
- Handel, S. N., Robinson, G. R., Parsons W. F. J. et Mattei, J. H. (1997). « Restoration of Woody Plants to Capped Landfills: Root Dynamics in an Engineered Soil », *Restoration Ecology*, 5(2), p. 178-186.
- Hartmann, H., Ziegler, W., et Trumbore, S. (2013). Lethal drought leads to reduction in nonstructural carbohydrates in Norway spruce tree roots but not in the canopy. *Functional Ecology*, 27(2), 413-427.
- Hauser, V.L. (2008). *Evapotranspiration Covers for Landfills and Waste Sites*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA
- Hawkins, E., et Sutton, R. (2009). The potential to narrow uncertainty in regional climate predictions. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 90(8), 1095-1108.
- Hawkins, E., et Sutton, R. (2011). The potential to narrow uncertainty in projections of regional precipitation change. *Climate Dynamics*, 37(1-2), 407-418.
- Heilman, P. (1981). Root penetration of Douglas-fir seedlings into compacted soil. *Forest Science*, 27(4), 660-666.
- Hightshoe, G. L. (1987). *Native trees shrubs, and vines for urban and rural America: a planting design manual for environmental designers*. John Wiley et Sons.

- Hockley, D.E et Coulter, G.A. (2010). Many Voices, one plan: eliciting and integrating stakeholder feedback In (eds) A. Fourie, M. Tibbett and J. Wiertz, *Mine Closure 2010 Proceedings of the 5th International Conference on Mine Closure*. Perth: Australian Centre for Geomechanics. Pp 167-180.
- Hodge, R. A., et Brehaut, H. (2023). Towards a positive legacy: key questions to assess the adequacy of mine closure and post-closure. *Mineral Economics*, 36(1), 181-186.
- Horowitz, L. S., Keeling, A., Lévesque, F., Rodon, T., Schott, S., et Thériault, S. (2018). Indigenous peoples' relationships to large-scale mining in post/colonial contexts: Toward multidisciplinary comparative perspectives. *The Extractive Industries and Society*, 5(3), 404-414.
- Hothorn, T., Bretz, F., et Westfall, P. (2008). Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal: Journal of Mathematical Methods in Biosciences*, 50(3), 346-363.
- Hotton, G. (2019). *Influence des changements climatiques sur la performance de couverture à effets de barrière capillaire: étude du cas Lorraine*. (Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal, Montréal, QC, Canada).
- Houle, D., Bouffard, A., Duchesne, L., Logan, T. et Harvey, R. (2012). Projections of Future Soil Temperature and Water Content for Three Southern Quebec Forested Sites. *Journal of Climate*, 25(21), 7690–7701.
- Hu, X., Li, X.-Y., Li, Z.-C., Gao, Z., Wu, X.-C., Wang, P., Lyu, Y.-L., & Liu, L.-Y. (2020). Linking 3-D soil macropores and root architecture to near saturated hydraulic conductivity of typical meadow soil types in the Qinghai Lake Watershed, northeastern Qinghai–Tibet Plateau. *Catena*. 185, 104287.
- Hu, Y. (2000). Effects of herbicide, glyphosate, application on growth of planted black spruce, *Picea mariana*, seedlings (Master's thesis). University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba.
- Huang, B. (2000). Role of root morphological and physiological characteristics in drought resistance of plants. In *Plant-environment interactions* (pp. 53-78). CRC Press.
- Hulan, R., et Eigenbrod, R. (2008). A layering of voices: Aboriginal oral traditions. *Aboriginal Oral Traditions: Theory, Practice, Ethics*. Halifax & Winnipeg: Fernwood Publishing.
- Humphries, M. (2003). *Mining of Federal Land. Congr. Res. Serv. Issue Brif Congr*. Washington, D, C : Res. Serv.

- Huntington, H. P. (2018). Traditional knowledge and resource development. In *Resources and Sustainable Development in the Arctic* C. Southcott, F. Abele, D. Natcher, & B. Parlee (Eds.) (pp. 42–64). Taylor & Francis. DOI: 10.4324/9781351019101
- Hutchings, T. R., Moffat, A. J., et Kemp, R. A. (2001). Effects of rooting and tree growth of selected woodland species on cap integrity in a mineral capped landfill site. *Waste management & research*, 19(3), 194-200.
- Ignace, R. E. (2008). *Our oral histories are our iron posts: Secwepemc stories and historical consciousness*. ProQuest.
- Ilboudo, S. P. (2012). *La réhabilitation des sites miniers comme une alternative de restauration de l'environnement : cas de la mine de d'or de Morila au Mali*. (Mémoire de master, Institut international d'ingénierie, de l'eau et de l'environnement, Ouagadougou, Burkina Faso). Repéré à http://documentation.2ie-edu.org/cdi2ie/opac_css/doc_num.php?explnum_id=1737
- Impact Assessment Agency of Canada [IAA]. (2020). Indigenous Knowledge under the Impact Assessment Act : Procedures for Working with Indigenous Communities. <https://www.canada.ca/en/impact-assessment-agency/services/policy-guidance/practitioners-guide-impact-assessment-act/indigenous-knowledge-under-the-impact-assessment-act.html>
- Indian and Northern Affairs Canada (INAC). (1997). *Gathering strength: Canada's Aboriginal action plan*. Ottawa: auteur.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535pp, doi.org/10.1017/CBO9781107415324
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2014a). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1132 pp, doi.org/10.1017/CBO9781107415379
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2014b). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate*

Change [Barros, V.R., C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 688 pp, doi.org/10.1017/CBO9781107415386

International Council of Mining and Metals [ICMM]. (2013). *Adapting to a changing climate: Implications for the mining and metals industry*. Repéré à www.icmm.com/document/5173

International Council on Mining and Metals [ICMM]. (2008). *Planning for Integrated Mine Closure : Toolkit*. Repéré <https://www.icmm.com/document/310>

Jackson, R. B., Canadell, J., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E., et Schulze, E. D. (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108(3), 389-411.

Jaffe, M. J. (1973). Thigmomorphogenesis: the response of plant growth and development to mechanical stimulation. *Planta*, 114(2), 143-157.

Jin, K., White, P. J., Whalley, W. R., Shen, J., et Shi, L. (2017). Shaping an optimal soil by root-soil interaction. *Trends in Plant Science*, 22(10), 823-829.

Jollivet, M., et Legay, J-E. (2005). Dossier interdisciplinarité : canevas pour une réflexion sur une interdisciplinarité entre sciences de la nature et sciences sociales (1ere édition). Paris, France. Edp Sciences.

Johnson, M. (1992). Research on traditional environmental knowledge: its development and its role. In *Lore: capturing traditional environmental knowledge*. IDRC, Ottawa, ON, CA.

Jones, C. A. (1983). Effect of soil texture on critical bulk densities for root growth 1. *Soil Science Society of America Journal*, 47(6), 1208-1211.

Joyce, S., et Thomson, I. (2000). Earning a social licence to operate: Social acceptability and resource development in Latin America. *CIM bulletin*, 93(1037), 49-53.

Kalra, Y. P., et Maynard, D. G. (1991). *Methods manual for forest soil and plant analysis* (Vol. 319). Forestry Canada, Northwest Region, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta. Information Report NOR-X-319E. 116 p.

Kashir, M. et Yanful, E. K. (2001). Hydraulic conductivity of bentonite permeated with acid mine drainage. *Canadian Geotechnical Journal*, 38(5): 1034-1048.

Kassambara, A. (2021). “Rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests”. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>

- Keats, B., & Evans, P. (2020). Traditional knowledge and resource management in the northwest territories, Canada: Definitions, disciplinary divides, and reasons for decisions. *The Extractive Industries and Society*, 7(4), 1309-1318.
- Keenan, J., et Holcombe, S. (2021). Mining as a temporary land use: A global stocktake of post-mining transitions and repurposing. *The Extractive Industries and Society*, 8(3), 100924.
- Khire, M.V., Benson, C.H. et Bosscher, P.J. (2000). Capillary barriers, design variables and water balance. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 126(8), 695-708.
- Khuder, H. (2007). *Effet d'une pente sur l'architecture et les propriétés mécaniques des systèmes racinaires de semis d'arbres* (Thèse de Doctorat, Bordeaux 1).
- Khuder, H., Danjon, F., Stokes, A., et Fourcaud, T. (2006). Growth response and root architecture of black locust seedlings growing on slopes and subjected to mechanical perturbation. In *Proc. 5th Plant Biomechanics Conference—Stockholm, August* (pp. 299-303).
- Kirby, C.S., Thomas, H.M., Southam, G., et Donald, R. (1999). Relative contributions of abiotic and biological factors in Fe (II) oxidation in time drainage. *Applied geochemistry*, 14: 511-530.
- Kirby, J. M., et Bengough, A. G. (2002). Influence of soil strength on root growth: experiments and analysis using a critical-state model. *European Journal of Soil Science*, 53(1), 119-127.
- Kirschbaum, M.U.F. (2000). Forest growth and species distribution in a changing climate. *Tree physiology*, 20, 309–322.
- Kleinmann, R.L.P., Crerar, D.A. et Pacellil, R.R. (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, 33(3), 300-304.
- Knidiri, J., Bussière, B., Hakkou, R., Bossé, B., Maqsoud, A., et Benzaazoua, M. (2017). Hydrogeological behaviour of an inclined store-and-release cover experimental cell made with phosphate mine wastes. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(1), pp.102-116.
- Koerner, R.M., et Daniel, D.E., (1998). Final covers for solid waste landfills and abandoned dumps. Thomas Telford, London, U.K.
- Kolk, A. (2010). Trajectories of sustainability reporting by MNCs. *Journal of World Business*, 45(4), 367-374.

- Krause, C., et Morin, H. (2005). Adventive-root development in mature black spruce and balsam fir in the boreal forests of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(11), 2642-2654.
- Kuokkanen, R. (2019). "At the Intersection of Arctic Indigenous Governance and Extractive Industries: A Survey of Three Cases." *The Extractive Industries and Society* 6 (1): 15–21. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2018.08.011>.
- Lamb, K., et Coakes, S. (2012). Effective social planning for mine closure. In *Proceedings of the Seventh International Conference on Mine Closure* (pp. 627-639). Australian Centre for Geomechanics.
- Lambers, H., Chapin III, F. S., et Pons, T. L. (2008). *Plant physiological ecology*. Springer Science et Business Media.
- Lambers, H., Chapin, F. S., & Pons, T. L. (2008). Ecological biochemistry: allelopathy and defense against herbivores. In *Plant physiological ecology* (pp. 445-477). Springer, New York, NY.
- Lamontagne, L., & Nolin, M. C. (1997). Cadre pédologique de référence pour la corrélation des sols. Équipe pédologique du Québec, Centre de recherches et de développement sur les sols et les grandes cultures, Agriculture et Agroalimentaire Canada (Sainte-Fey). https://sis.agr.gc.ca/siscan/publications/surveys/pq/pqb7/pqb7_report.pdf
- Lapointe, U. (2006). *Enjeux environnementaux associés aux mines aurifères : Le nord du Québec et du Canada*. Communication présentée au congrès de l'ACFAS-2006-Le développement aurifère du Nord québécois : Enjeux environnementaux, Montréal, Québec (p. 1-12). Repéré à http://www.ieim.uqam.ca/IMG/pdf/Lapointe_ACFAS2006_Final.pdf
- Larchevêque, M., Desrochers, A., Bussière, B., Cartier, H., et David, J. S. (2013). Revegetation of non-acid-generating, thickened tailings with boreal trees: a greenhouse study. *Journal of environmental quality*, 42(2), 351-360.
- Laurin, R. (2013). *Développement du système racinaire adventif de l'épinette noire en lien avec l'enfouissement de la tige*. Université du Québec à Chicoutimi.
- LeBarron, R. K. (1945). «Adjustment of Black Spruce Root Systems to Increasing Depth of Peat», *Ecological Society of America* 26.3 309–311.
- LeClerc, E., et Keeling, A. (2015). From cutlines to traplines: Post-industrial land use at the Pine Point mine. *The Extractive Industries and Society*, 2(1), 7-18.
- LeDevoir. (2015). La mine Éléonore voit le jour. <https://www.ledevoir.com/economie/446534/la-mine-eleonore-voit-le-jour>
- Leong, H. (2005). « Marine systems », chapitre 9 dans *Arctic Climate Impact Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni.

- Leung, A.K., Garg, A., & Ng., C.W.W. (2015). Effects of plant roots on soil-water retention and induced suction in vegetated soil. *Eng. Geol.*, 193, 183–197.
- Lewis, D., Castleden, H., Apostle, R., Francis, S., & Francis-Strickland, K. (2021). Linking land displacement and environmental dispossession to Mi'kmaw health and well-being: Culturally relevant place-based interpretive frameworks matter. *The Canadian Geographer/Le Géographe canadien*, 65(1), 66-81.
- Li, Y., & Ghodrati, M. (1994). Preferential Transport of Nitrate through Soil Columns Containing Root Channels. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 653–659.
- Liu, Y. Gates, W.P. et Bouazza, A. (2013). Acid induced degradation of the bentonite component used in geosynthetic clay liners. *Geotextiles and Geomembranes*, 36:71-80.
- Loi sur les mines*, RLRQ. 2017, M-13.1
- Lord, D. (1997). Importance du système racinaire adventif chez les semis d'épinette noire: rapport final pour la période 1995-97.
- Lord, D., Boucher, J. F., Walsh, D., Allaire, J., et Gagnon, D. (1992). Simulation de l'évolution du système racinaire de semis d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP) livrables cultivés en récipient au Centre sylvicole de Forestville Inc. Partie 1. Introduction et revue de littérature.
- Lord, M.T. Adams, M.H., & Shearman, T.J. (2015). Century Mine Closure. In (eds) A. Fourie, M. Tibbett, Sawatsky, L and Van Zyl, *Mine Closure 2015 Proceedings of the 10th International Conference on Mine Closure*. Perth: Australian Centre for Geomechanics. Pp 327-338.
- Lu, J., Zhang, Q., Werner, A. D., Li, Y., Jiang, S., & Tan, Z. (2020). Root-induced changes of soil hydraulic properties—A review. *Journal of Hydrology*, 589, 125203.
- Luo, Y., Su, B., Currie, W.S., Dukes, J.S., Finzi, A., Hartwig, U., Hungate, B. McMurtrie, R.E., Oren, R., Parton, W.J., Pataki, D.E., Shw, M.R., Zar, D.R. et Field, C.B. (2004). Progressive Nitrogen Limitation of Ecosystem Responses to Rising Atmospheric Carbon Dioxide. *BioScience*, 54(8), 731–739.
- Lupi, C., Morin, H., Deslauriers, A., Rossi, S. et Houle, D. (2012). Increasing nitrogen availability and soil temperature: effects on xylem phenology and anatomy of mature black spruce. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(7), 1277–1288.
- Lutz, H. J., Ely, J. B. et Little, S. (1937). *The Influence of Soil Profile Horizons on Root Distribution of White Pine (Pinus strobus L.)*, New Haven, Yale University.
- Mackie-Dawson, L.A., & Atkinson, D. (1991). Methodology for the study of roots in field experiments and the interpretation of results. Dans *Plant root growth: An ecological perspective*. D. Atkinson (éd.). Blackwell Scientific Publications, p.25-47.
- Mager, B. (2008). Service design. In M. Erlhoff & T. Marshall (Eds.), *Design dictionary: Perspectives on design terminology* (pp. 354-357). Basel: Birkhäuser.
- Mallarino, A. P., Wittry, D. J., Barbagelata, P. A., Opt, H., & Low, V. (2003). New soil test interpretation classes for potassium. *Better Crops*, 87(4), 12-14.

- Maqsoud, A., Bussière, B., & Mbonimpa, M. (2021). 'Low saturated hydraulic conductivity covers', in B Bussiere & M Guittonny (eds), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*, CRC Press, Boca Raton.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Plante, B., et Gelin, J.B. (2008). Column test investigation on the use of calcium carbonate by product as moisture-retaining layer to prevent acid mine drainage. *In Proceedings of GeoEdmonton'08, 61st Canadian Geotechnical and 9th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences*, Septembre 21-24, (2008), Edmonton, AB.
- Marcon, E. (2015). Mesures de la Biodiversité. *Agro parish Tech, section Accueil*. Repéré à <https://hal-agroparistech.archives-ouvertes.fr/cel-01205813/>
- Mariaux, A. (1967). Les cernes dans les bois tropicaux africains: nature et périodicité. Peuvent-ils révéler l'âge des arbres?
- Marin, A., Ely, A., & Van Zwanenberg, P. (2016). Co-design with aligned and non-aligned knowledge partners: implications for research and coproduction of sustainable food systems. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 20, 93-98.
- Mary, B. (2015). *Développement de l'imagerie des systèmes racinaires dans les ouvrages hydrauliques en remblai par tomographie électrique et acoustique* (Thèse de doctorat, Aix-Marseille).
- Mathias, J., Ayles, B., Blakney, S., Charles, T., Fast, H. et Irniq, P. (2008). Arctic change and coastal communities: Overview of the coastal zone Canada conference, Tuktoyaktuk, August 2006. *Arctic*, 61(Suppl. 1), iii–xi.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., & Bussiere, B. (2002). 'Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity', *Geotechnical & Geological Engineering*, vol. 20, no. 3, pp. 235–259.
- Mbonimpa, M., Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2020). Water, Gas, and Heat Movement in Cover Materials, in B, Bussière & M Guittonny (eds), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*. CRC press.
- McAllister, L.M., Fitzpatrick, P et Fonseca, A. (2014). Challenges for space and place for corporate 'citizens' and healthy mining communities: the case of Logan Lake BC and Highland Valley Copper. *The Extractive Industries and Society* (1): 312-320.
- McBeath, J., et Shepro, C. E. (2007). The effects of environmental change on an arctic native community evaluation using local cultural perceptions. *American Indian Quarterly*, 44-65.
- McCarthy, D. F. (1977). *Essentials of soil mechanics and foundations* (p. 505). Virginia: Reston Publishing Company.
- McClain, K. M. (1981). Growth, nutrition and root development of Ontario tubeling, plugs and 3+0 bare-root black spruce. *Proc. Canadian Containerized Tree Seedling Symp*, september 1981, Toronto: 331-342.

- McKenney, D.W., Pedlar, J.H., Lawrence, K., Campbell, K., et Hutchinson, M.F. (2007). Potential impacts of climate change on the distribution of North American trees, *BioScience*, vol. 57, no. 11, pp. 939–948.
- McManus, K.M., Morton, D.C., Masek, J.G., Wang, D., Sexton, J.O., Nagol, J.R., Ropars, P. et Boudreau, S. (2012). Satellite-based evidence for shrub and graminoid tundra expansion in northern Quebec from 1986 to 2010. *Global Change Biology*, 18(7), 2313–2323.
- Mcquade, S.J., et Needham, A.D. (1999). Geomembrane liner defects-causes, frequency and avoidance. *Geotechnical Engineering*, 137: 203-213.
- Melchior, S., Sokollek, V., Berger, K., Vielhaber, B., et Steinert, B. (2010). Results from 18 years of in situ performance testing of landfill cover systems in Germany. *Journal of environmental engineering*, 136(8), 815-823.
- MEND. (1996). Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings, Report 2.17.1.
- MEND. (1993). Preventing AMD by Disposing of Reactive Tailings in Permafrost. Report 6.1. Mine Environmental Neutral Drainage program, Natural Resources Canada. Repéré à <http://mend-nedem.org/mend-report/preventing-amd-by-disposing-reactive-tailings-in-permafrost/>
- Mériaux, P., et Royet, P. (2007). *Surveillance, maintenance and diagnosis of flood protection dikes: a practical handbook for owners and operators*. Editions Quae.
- Meunier Q., Bellefontaine R., et Boffa, J.M. (2006). Le drageonnage pour la régénération d'espèces médicinales en Afrique tropicale : cas du *Spathodea campanulata* en Ouganda. *VertigO*, 7(2).
- Meyer, W. S., Barrs, H. D., Smith, R. C. G., White, N. S., Heritage, A. D., et Short, D. L. (1985). Effect of irrigation on soil oxygen status and root and shoot growth of wheat in a clay soil. *Australian Journal of Agricultural Research*, 36(2), 171-185.
- Mining Association of British Columbia [MABC]. (2021). What is tailings storage facility. <https://www.mining.bc.ca/what-tailings-storage-facility-tsf>
- Ministère d'Environnement des Eaux et Forêts de la République de Guinée [MEEF] et ministère des Mines et de la Géologie de la Guinée. (2013). *Mines-la Guinée en progrès*. Repéré à http://www.disonslaveriteguinee.net/wp-content/uploads/2014/01/french_-_mines.pdf
- Ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec [MRNF]. (2018). Restauration des sites miniers abandonnés. *MRNF, section Les mines-Restauration minière*. Repéré à <https://mern.gouv.qc.ca/mines/restauration-mini%C3%A8re/restauration-des-sites-miniers-abandonnes/>
- Ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec [MRNF]. (1997). Guide et modalités de préparation du plan et exigences générales en matière de restauration des sites miniers au Québec. *MRNF, section Publications*. Repéré à <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/mines/restauration/restaurationguifmin.pdf>

- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec. (2017). Arbres et arbustes à utiliser pour la végétalisation des terrains réhabilités par analyse de risque. 34 pages. Repéré à [http://www.MELCCFP.gouv.qc.ca/sol/terrains/index\(...\).pdf](http://www.MELCCFP.gouv.qc.ca/sol/terrains/index(...).pdf)
- Moffat, A. J. (1995). « Minimum Soil Depths for the Establishment of Woodland on Disturbed Ground », *Arboricultural Journal*, 19(1), p. 19-27.
- Moisan, M. et Blanchard, F. (2012). *Utilisation de la cyanuration dans l'industrie aurifère en Guyane : impacts potentiels sur l'environnement et recommandations*. (Rapport final BRGM/RP-61968-fr). Repéré à <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-61968-FR.pdf>
- Molnár, P.K., Derocher, A.E., Thiemann, G.W. et Lewis, M.A. (2010). Predicting survival, reproduction and abundance of polar bears under climate change. *Biological Conservation*, 143(7), 1612–1622.
- Molson, J., Aubertin, A., et Bussière, B. (2012). Reactive transport modelling of acid mine drainage within discretely fractured porous media: Plume evolution from a surface source zone. *Environmental Modelling & Software*, 38: 259-270.
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2008). Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry*, 23(1): 1–24.
- Monosky, M., & Keeling, A. (2021). Planning for social and community-engaged closure: A comparison of mine closure plans from Canada's territorial and provincial North. *Journal of Environmental Management*, 277, 111324.
- Morrison-Saunders, A., McHenry, M. P., Rita Sequeira, A., Gorey, P., Mtegha, H., & Doepel, D. (2016). Integrating mine closure planning with environmental impact assessment: challenges and opportunities drawn from African and Australian practice. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 34(2), 117-128.
- Montagu, K. D., Conroy, J. P., et Atwell, B. J. (2001). The position of localized soil compaction determines root and subsequent shoot growth responses. *Journal of Experimental Botany*, 52(364), 2127-2133.
- Moody, R. (2005). *The Risk We Run :Mining, Communities and Political Risk Insurance*. London, Royaume-Uni : International Books.
- Morantz, T. E. (2002). White man's gonna getcha: The colonial challenge to the Crees in Quebec. McGill-Queen's Press-MQUP.
- Morel-Seytoux, HJ. (1992). L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches de sol aux propriétés fort contrastées. *hydrol. continent.*, 7(2) : 117–128.
- Morrison, I. K., Foster, N. W. et Hazlett, P. W. (1993). Carbon reserves, carbon cycling, and harvesting effects in three mature forest types in Canada. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 23(3), 402-412.
- Moser, S. C. (2016). Can science on transformation transform science? Lessons from co-design. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 20, 106-115.

- Moss, R. H., Edmonds, J. A., Hibbard, K. A., Manning, M. R., Rose, S. K., Van Vuuren, D. P., ... et Meehl, G. A. (2010). The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463(7282), 747-756.
- Muller, M. J. (2002). Participatory design: The third space in HCI. In J. Jacko & A. Sears (Eds.), *The human-computer interaction handbook: Fundamentals, evolving technologies and emerging applications* (pp. 1051-1068). Mahwah, NJ: Lawrence Erlbaum Associates.
- Munshower, F., F. (1994). *Practical Handbook of Disturbed Land Revegetation*, Boca Raton, Floride, U.S.A., Lewis Publishers, 265 p.
- Myette, E., & Riva, M. (2021). Surveying the complex social-ecological pathways between resource extraction and Indigenous Peoples' health in Canada: A scoping review with a realist perspective. *The Extractive Industries and Society*, 8(2), 100901.
- Myhre, G., Stordal, F., Restad, K. et Isaksen, I. S. (1998). Estimation of the direct radiative forcing due to sulfate and soot aerosols. *Tellus B*, 50(5), 463-477.
- Mylona, E., Xenidis, A., et Paspaliaris, I. (2000). Inhibition of acid generation from sulphidic wastes by the addition of small amounts of limestone. *Minerals Engineering*, 13(10-11), 1161-1175.
- Nadeau, S., Rosa, E., Cloutier, V., Daigneault, R. A., & Veillette, J. (2015). A GIS-based approach for supporting groundwater protection in eskers: Application to sand and gravel extraction activities in Abitibi-Témiscamingue, Quebec, Canada. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4, 535-549.
- Nastev, M., & Aubertin, M. (2000). 'Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec', Proceedings of the 1st Joint IAH-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, American Society of Mining and Reclamation, Lexington.
- National Orphaned and Abandoned Mines Initiative [NOAMI]. (2003). Lessons Learned on Community Involvement in the Remediation of Orphaned and Abandoned Mines. NOAMI report.
- Needham, A. D., Smith, J. W. N., & Gallagher, E. M. G. (2006). The service life of polyethylene geomembrane barriers. *Engineering geology*, 85(1-2), 82-90.
- Nemani, R. R., Keeling, C. D., Hashimoto, H., Jolly, W. M., Piper, S. C., Tucker, C. J., Myneni, R.B. et Running, S. W. (2003). Climate-Driven Increases in Global Terrestrial Net Primary Production from 1982 to 1999. *Science*, 300 (5625), 1560–1563.
- Newmont (2020). Éleonore. *Newmont, section-Operations and projects. Sous-section-North America*. Répré à <https://www.newmont.com/operations-projects/northamerica/eleonore/>
- Nicholson, R.V. (1994). Laboratory studies of pyrrhotite oxidation kinetics. Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste. Jambor, J.L., & Blowes, D.W. (eds.).

- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., et Reardon, E.J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26, 1-8.
- Nicoll, B. C., Berthier, S., Achim, A., Gouskou, K., Danjon, F., et Van Beek, L. P. H. (2006). The architecture of *Picea sitchensis* structural root systems on horizontal and sloping terrain. *Trees*, 20(6), 701-712.
- Norby, R.J., DeLucia, E.H., Gielen, B., Calfapietra, C., Giardina, C.P., King, J.S., Ledford, J., McCarthy, H.R., Moore, D.J.P., Ceulemans, R., De Angelis, P., Finzi, A.C., Karnosky, D.F., Kubiske, M.E., Lukac, M., Pregitzer, K.S., Scarascia-Mugnozza, G.E., Schlesinger, W.H et Oren, R. (2005). Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(50), 18052–18056.
- Nordstrom, D.K. (2000). Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters. *International Geology Review*, 42 : 499-515.
- Nygaard, V. (2016). “Do Indigenous Interests Have a Say in Planning of New Mining Projects? Experiences from Finnmark, Norway.” *Extractive Industries and Society* 3 (1): 17–24. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2015.11.009>.
- Oburger, E., et Schmidt, H. (2016). New methods to unravel rhizosphere processes. *Trends in plant science*, 21(3), 243-255.
- Olivier, M.J. (2009). *Chimie de l'environnement* (6^e éd.). Montréal, Québec : productions Jacques Bernier.
- Oplatka, I. (2001). Building a typology of self-renewal: Reflection upon-life story research. *The qualitative report*, 6(4), 1-18.
- Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. (1996). Manuel de foresterie. Sainte-Foy, *Presses de l'Université Laval*. 1428 p.
- Organisation de coopération et de développement économiques [OCDE]. (2002). *Manuel de l'OCDE sur l'information, la consultation et la participation à la formulation des politiques publiques*. OCDE, Paris. 156 pages.
- Ouagrawa, M. (2007). Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement submergés. Thèse de Doctorat, Département CGM, École Polytechnique de Montréal, QC, Canada, 428p.
- O'Faircheallaigh, C., et Lawrence, R. (2019). Mine closure and the Aboriginal estate. *Australian Aboriginal Studies*, (1), 65-81.
- O'Faircheallaigh, C. (2010). Aboriginal-mining company contractual agreements in Australia and Canada: Implications for political autonomy and community development. *Canadian Journal of Development Studies/Revue canadienne d'études du développement*, 30(1-2), 69-86.

- Ouranos (2015). Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Partie 2 : Vulnérabilités, impacts et adaptation aux changements climatiques. Édition 2015. Montréal, Québec : Ouranos, 234 p.
- Ouranos. (2016). Synthèse des changements climatiques pour le secteur minier. Ouranos (Rapport technique).
- Owen, J. R., et Kemp, D. (2013). Social licence and mining: A critical perspective. *Resources policy*, 38(1), 29-35.
- Pabst, T. (2011a). Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. Thèse de Doctorat, Département CGM, École Polytechnique de Montréal, QC, Canada, 582p.
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M., et Bussière, B. (2011b). Physical and geochemical transport modelling of pre-oxidized acid-generating tailings with a monolayer cover. *Proc. Mine Closure 2011*, Lake Louise, AB, pp. 323–332.
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., et Molson, J. (2014). Column tests to characterize the hydrogeochemical response of pre-oxidized acid-generating tailings with a monolayer cover. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225 :1841.
- Pabst, T. (2021). Elevated water table with Monolayer Covers, dans B, Bussière and M Guittonny (eds), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*. CRC press.
- Palaniappan, V. M., Marrs, R. H. et Bradshaw, A. D. (1979). *The effect of Lupinus arboreus on the nitrogen status of china clay wastes*. *Journal of Applied Ecology*, 16, 825-31.
- Pallardy, S. G. (2010). *Physiology of woody plants*. 3rd. Academic Press.
- Papillon, M., & Rodon, T. (2017). Proponent- Indigenous agreements and the implementation of the right to free, prior, and informed consent in Canada. *Environmental Impact Assessment Review*, 62, 216–224.
- Papillon, M., & Rodon, T. (2020). “The Transformative Potential of Indigenous-Driven Approaches to Implementing Free, Prior and Informed Consent: Lessons from Two Canadian Cases.” *International Journal on Minority and Group Rights* 27 (2): 314–35. <https://doi.org/10.1163/15718115-02702009>.
- Parlee, B. (2012). Finding voice in a changing ecological and political landscape—Traditional knowledge and resource management in settled and unsettled claim areas of the northwest territories, Canada. *aboriginal policy studies*, 2(1).
- Patterson, B.M., Robertson, B.S., Woodbury, R.J., Talbot, B., et Davis, G.B. (2006). Long-term evaluation of a composite cover overlaying a sulfidic tailings facility. *Mine Water and the Environment*, 25: 137–145.
- Pearce, T., Ford, J. D., Prno, J. et Duerden, F. (2009). Climate change and Canadian mining: opportunities for adaptation. *Report prepared for the David Suzuki Foundation*, 1-50.

- Pearce, T.D., Ford, J.D., Prno, J., Duerden, F., Pittman, J., Beaumier, M. et Smit, B. (2010). Climate change and mining in Canada. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, v. 16, no. 3, 347-368.
- Pellerin, S., et Poulin, M. (2013). *Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable*. Québec: Centre de la Science de la Biodiversité du Québec (CSBQ).
- Peng, C., Ma, Z., Lei, X., Zhu, Q., Chen, H., Wang, W., Liu, S. Li, W., Fang, X et Zhou, X. (2011). A drought-induced pervasive increase in tree mortality across Canada's boreal forests. *Nature Climate Change*, 1(9), 467-471.
- Peppas, A., Komnitsas, K., et Halikin, I. (2000). Use of organic covers for acidmine drainage control. *Minerals Engineering*, 13(5), 563-574.
- Périé, C., de Blois, S., Lambert, M.C. et Casajus, N. (2014). Effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat des espèces arborescentes au Québec. Mémoire de recherche forestière no173. Québec: *Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière*. 46 p.
- Perry, D. A., Choquette, C., et Schroeder, P. (1987). Nitrogen dynamics in conifer-dominated forests with and without hardwoods. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(11), 1434-1441.
- Perry, T. O. (1989). Tree roots: facts and fallacies. *Arnoldia*, 49(4), 3-29.
- Persais, E. (2004). L'excellence durable: vers une intégration des parties prenantes. *La Revue des Sciences de Gestion: Direction et Gestion*, (205), 5.
- Persson, H. Å. (1983). The distribution and productivity of fine roots in boreal forests. *Plant and soil*, 71(1-3), 87-101.
- Peters, V. S., Macdonald, S. E., & Dale, M. R. (2002). NOTE Aging discrepancies of white spruce affect the interpretation of static age structure in boreal mixedwoods. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(8), 1496-1501.
- Peters, V.S., Macdonald, S.E., & Dale, M.R. (2002). NOTE Aging discrepancies of white spruce affect the interpretation of static age structure in boreal mixedwoods. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(8), 1496-1501.
- Plante, B., Benzaazoua, M., et Bussière, B. (2011a). Predicting geochemical behaviour of waste rock with low acid generating potential using laboratory kinetic tests. *Mine Water and the Environment*, 30, 2-21.
- Plante, B., Benzaazoua, M., et Bussière, B. (2011b). Kinetic testing and sorption studies by modified weathering cells to characterize the potential to generate contaminated neutral drainage. *Mine water and the environment*, 30, 22-37.
- Plante, P. M. (2012). Distribution racinaire de trois espèces d'arbres implantées en haies brise-vent selon deux types de sol contrastants. *Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, Canada*.

- Plante, B., Schudel, G., et Benzaazoua, M. (2021). Generation of Acid Mine Drainage, dans B, Bussière and M Guitttonny (eds), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*. CRC press.
- Plourde, A. (2007). Croissance, développement et architecture des structures aériennes et souterraines de pins gris (*Pinus banksiana* Lamb.) dans un peuplement naturel et une plantation. Doctoral thesis, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, 172p.
- Plummer, D. A., Caya, D., Frigon, A., Côté, H., Giguère, M., Paquin, D., ... et De Elia, R. (2006). Climate and climate change over North America as simulated by the Canadian RCM. *Journal of Climate*, 19(13), 3112-3132.
- Poirier, A., Pabst, T., Painchaud, J-F, & Sara, Y. (2021). Comportement hydrogéotechnique d'un parc à résidus filtrés exposé aux conditions climatiques. In Proc. Symposium 2021 on Mines and the Environment, Rouyn-Noranda (p. 23).
- Poirier, S., Brooke, L. (2000). Inuit perceptions of contaminants and environmental knowledge in Salluit, Nunavik. *Arctic anthropology*, 78-91.
- Poisson, F., Samson, J., Couillard, L., Dubruc, J.-P., Dia, A.O., Rapaic, M., de Élia, R., Tremblay, B. et Siron, R. (2012). Biodiversity Atlas Project for Northern Quebec. Affiche présenté dans la Conférence de l'Année polaire internationale (API-2012), Montréal, Québec.
- Popova, L., van Dusschoten, D., Nagel, K. A., Fiorani, F., et Mazzolai, B. (2016). Plant root tortuosity: an indicator of root path formation in soil with different composition and density. *Annals of botany*, 118(4), 685-698.
- Power, M., Dempson, B. J., Doidge, B., Michaud, W., Chavarie, L., Reist, J.D., Martin, F. Et Lewis, A.E. (2013). L'omble chevalier dans un climat en changement : prédire les répercussions possibles des changements climatiques sur une espèce nordique de valeur. Dans M. Allard et M. Lemay (dir.), *Le Nunavik et le Nunatsiavut : De la science aux politiques publiques – Une étude intégrée d'impact régional des changements climatiques et de la modernisation* (p. 205–229). Québec : *ArticNet Inc.*
- Prémont, K., et Boisvert, Y. (2003). *Les méthodes de consultations publiques: Analyse et description*. École nationale d'administration publique, Laboratoire d'éthique publique.
- Price, D.T, Alfaro, R.I, Brown, K.J, Flannigan, M.D, Fleming, R.A, Hogg, E.H, Girardin, M.P, Lakusta, T, Johnson, M, McKenney, D.M, Pedlar, J.H, Stratton, T, Sturrock, R.N, Thompson, I.D, Trofymow, J.A., et Venier, L.A. (2013). Anticipating the consequences of climate change for Canada's boreal forest ecosystems', *Environmental Reviews*, vol. 21, pp. 322–365.
- Price, D.T. et Scott, D. (2006). Large scale modelling of Canada's forest ecosystem responses to climate change, Final report to Government of Canada: Climate Change Impacts and Adaptations Program. 53 p.
- Prno, J., et Slocombe, D. S. (2012). Exploring the origins of 'social license to operate' in the mining sector: Perspectives from governance and sustainability theories. *Resources policy*, 37(3), 346-357.

- Prno, J., Pickard, M., et Kaiyogana, J. (2021). Effective Community Engagement during the Environmental Assessment of a Mining Project in the Canadian Arctic. *Environmental Management*, 67(5), 1000-1015.
- Proteau, A. (2021). *Influence de la végétation et des racines sur la performance d'une couverture à effets de barrière capillaire sur un site minier dix-sept ans après restauration*. (Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue), Québec, Canada.
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2020a). Oxygen migration through a cover with capillary barrier effects colonised by roots. *Canadian Geotechnical Journal*, 57(12), 1903-1914.
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2020b). Aboveground and belowground colonisation of vegetation on a 17-year-old cover with capillary barrier effect built on a boreal mine tailings storage facility. *Minerals*, 10(8), 704.
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2021). Impact of roots on hydrogeological parameters supporting the performance of a cover with capillary barrier effects. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. 147(8): 04021069.
- Prno, J., Bradshaw, B., & Lapierre, D. (2010). "Impact and Benefit Agreements: Are They Working." In Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum Annual Conference, Vancouver, British Columbia.
- Raffa, K.F., Aukema, B.H., Bentz, B.J., Carroll, A.L., Hicke, J.A., Turner, M.G. et Romme, W.H. (2008). Cross-scale Drivers of Natural Disturbances Prone to Anthropogenic Amplification: The Dynamics of Bark Beetle Eruptions. *BioScience*, 58(6), 501–517.
- Rarison, R. F. (2021). Évaluation des propriétés chimiques, mécaniques et hydrogéologiques de géomembranes utilisées comme matériaux de recouvrement pour restaurer des sites miniers en milieu froid et acide (Doctoral dissertation, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).
- Rarison, R. F. M., Mbonimpa, M., & Bussière, B. (2022). Effects of freeze–thaw cycles on the properties of polyethylene geomembranes. *Geosynthetics International*, 1-39.
- Ray, R.W., et Nyle, C.B. (2016) Soil phosphorus and potassium. In *The Nature and Properties of Soils*, pp. 643–689, Pearson Education.
- Reo, N. J. (2011). The Importance of Belief Systems in Traditional Ecological Knowledge Initiatives. *The International Indigenous Policy Journal*, 2(4).
- Richmond, C. A., & Big-Canoe, K. (2018). The geographies of Indigenous health. In *Routledge handbook of health geography* (pp. 179-188). Routledge.
- Rixen, A., et Blangy, S. (2016). Life after Meadowbank: Exploring gold mine closure scenarios with the residents of Qamini'tuaq (Baker Lake), Nunavut. *The Extractive Industries and Society*, 3(2), 297-312.
- Robertson, A. A. (2011). Top 10 things that can go wrong with plans for mine closure. Proc. Int. Conf. on Mine Closure, Lake Louise.

- Robinson, G. R., et Handel, S. N. (1995). Woody plant roots fail to penetrate a clay-lined landfill: Managment implications. *Environmental Management*, 19(1), 57-64.
- Rodon, T. (2014). From Nouveau-Québec to Nunavik and Eeyou Istchee: The Political Economy of Northern Quebec. *The Northern Review*, 38(2014), 93–112.
- Rodon, T. (2017). Institutional development and resource development: The case of Canada's Indigenous peoples. *Canadian Journal of Development Studies/Revue canadienne d'études du développement*, 39(1), 119-136.
- Rodon, T., et Lévesque, F. (2015). Understanding the social and economic impacts of mining development in Inuit communities: Experiences with past and present mines in Inuit Nunangat. *Northern Review*, (41), 13-39.
- Rodon, T., Lévesque, F., & Blakly, J. (2018a). "From Narrative to Evidence: Socio-Economic Impacts of Mining in Northern Canada." In *Resources and Sustainable Development in the Arctic*, 88–106.
- Rodon, T., Schott, S., & Lemus-Lauzon, I. (2018b). Impact and Benefit Agreement (IBA) Revenue Allocation Strategies for Indigenous Community Development. *The Northern Review*, 47, 9–29.
- Ropars, P. et Boudreau, S. (2012). Shrub expansion at the forest–tundra ecotone: spatial heterogeneity linked to local topography. *Environmental Research Letters*, 7, 015501.
- Roser, T., et Samson, A. (2009). *Co-creation: New paths to value*. London: Promise / LSE Enterprise.
- Ross, N. et Bond, B. (2008). Viability of Aboriginal Communities Beyond Mine Closure. In (eds) A. Fourie, M. Tibbett, I Weiersbye and P. Dye, *Mine Closure 2008 Proceedings of the 3rd International Conference on Mine Closure*. Perth: Australian Centre for Geomechanics. Pp 873-878.
- Rossi, S., Morin, H. et Deslauriers, A. (2011). Multi-scale Influence of Snowmelt on Xylogenesis of Black Spruce. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 43(3), 457–464.
- Rowe, J. S. (1972). Forest regions of Canada. *Forest regions of Canada.*, (1300).
- Rowe, R.K. (2012). Short- and long-term leakage through composite liners. The 7th Arthur Casagrande Lecture. *Canadian Geotechnical Journal*, 49(2): 141–169.
- Rowe, R.K., Quigley, R.M., Brachman, R.W.I., et Booker, J.R. (2004). Barrier systems for waste disposal facilities. Taylor and Francis, London, 587p.
- Roy, P. (2016). Synthèse des changements climatiques pour le secteur minier. Annexe 3 de l'Analyse de risque et de vulnérabilité liés aux changements climatiques pour le secteur minier québécois. *Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles, MRNF-URSTM, 2017*. Ouranos, Montréal, QC, Canada, 56p.
- Roy, P., Fournier, E. et Huard, D. (2017). *Guide de normalisation pour les données météorologiques, l'information climatique et les prévisions relatives aux changements climatiques*, Montréal, Ouranos, Montréal, QC, Canada, 52p.

- Roy, R. N., Finck, A., Blair, G. J., et Tandon, H. L. S. (2006). Plant nutrition for food security. *A guide for integrated nutrient management. FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin*, 16, 368.
- Royal Commission on Aboriginal Peoples. (1996). Looking forward, looking back, Vol. 1. Ottawa: auteur.
- Rustad, L., Campbell, J., Marion, G., Norby, R., Mitchell, M., Hartley, A.E., Cornelissen, J.H.C., Gurevitch, J. et GCTE- NEWS. (2001). A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia*, 126(4), 543–562.
- Rykaart, M., Hockley, D., Noel, M. et Paul, M. (2006). Findings of international review of soil cover design and construction practices for mine waste closure. In *Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, 1473-1482, March 26-30, 2006, St. Louis, MI.
- Sanders, E. B. N. (2002). From user-centred to participatory design approaches. In J. Frascara (Ed.), *Design and the social sciences: Making connections* (pp. 1-8). London: Taylor & Francis.
- Sanders, E. B. N., et Stappers, P. J. (2008). Co-creation and the new landscapes of design. *CoDesign*, 4(1), 5-18.
- Sandlos, J., et Keeling, A. (2016). Aboriginal communities, traditional knowledge, and the environmental legacies of extractive development in Canada. *The Extractive Industries and Society*, 3(2), 278-287.
- Saucier, J-P., Grondin, P., Robitaille, A., Gosselin, J., Morneau, C., PJH., Brisson, J., Sirois, L., Leduc, A., Morin, H., Thiffault, E., Gauthier, S., Lavoie, C., & Payette, S. (2009). Écologie forestière. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Manuel de foresterie, 2nd edn. Éditions MultiMondes, Québec, pp 165–316.
- Savioli, A., Viggiani, C., et Santamarina, J. C. (2014). Root-Soil Mechanical Interaction. In *Geo-Congress 2014: Geo-characterization and Modeling for Sustainability* (pp. 3977-3984).
- Scanlon, B. R., Reedy, R. C., Keese, K. E., & Dwyer, S. F. (2005). Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions of the Southwestern USA. *Vadose Zone Journal* 4: 55–71.
- Scanlon, B.R. (1999). Field study of spatial variability in unsaturated flow beneath and adjacent to playas. *Water Resour. Res.*, 33, 33–2239.
- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Keese, K.E., et Dwyer, S.F. (2005). Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the Southwestern USA. *Vadose Zone Journal*, 4(1), 55-71.
- Schell, L. M., et Tarbell, A. M. (1998). A partnership study of PCBs and the health of Mohawk youth: lessons from our past and guidelines for our future. *Environmental Health Perspectives*, 106(suppl 3), 833-840.

- Schenk, H. J. (2006). Root competition: beyond resource depletion. *Journal of Ecology*, 94(4), 725-739.
- Schenk, H. J., & Jackson, R. B. (2002). The global biogeography of roots. *Ecological monographs*, 72(3), 311-328.
- Schuler, D., et Namioka, A. (1993). *Participatory design: Principles and practices*. Hillsdale, NJ: Lawrence Erlbaum Associates.
- Schwartz, M. (1993). Modelling effects of habitat fragmentation on the ability of trees to respond to climatic warming. *Biodiversity & Conservation*, 2(1), 51-61.
- Scippa, G. S., Di Michele, M., Di Iorio, A., Costa, A., Lasserre, B., et Chiatante, D. (2006). The response of *Spartium junceum* roots to slope: anchorage and gene factors. *Annals of botany*, 97(5), 857-866.
- Secrétariat aux affaires autochtones du Québec. (2019). Carte des communautés autochtones du Québec. Secrétariat aux affaires autochtones du Québec, Section Relations avec les Autochtones, sous-section Profils des nations-Cris. http://www.autochtones.gouv.qc.ca/relations_autochtones/profils_nations/cris.htm
- Shackelford, C.D. (2014). The ISSMGE Kerry Rowe Lecture: The role of diffusion in environmental geotechnique. *Canadian Geotechnical Journal*, 51: 1219-1242.
- Sistili, B., Metatawabin, M., Iannucci, G., Tsuji, L. J. (2006). An Aboriginal perspective on the remediation of mid-Canada radar line sites in the Subarctic: A partnership evaluation. *Arctic*, 142-154.
- Sjoberg, B., Wilson, G.W. et Aubertin, M. (2001). Field and laboratory characterization of desulphurized tailings cover system. In *Proceedings of the 54th Canadian Geotechnical Conference*, September 16-19, (2001), Calgary, AB.
- Smirnova, E, Bussiere, B, Tremblay, F., et Bergeron, Y. (2011). 'Vegetation succession and impacts of biointrusion on covers used to limit acid mine drainage', *Journal of Environmental Quality*, vol. 40, no. 1, pp. 133-143.
- Smith, E. D. (1995). *Natural physical and biological processes compromise the long-term performance of compacted soil caps* (No. CONF-9508197-1). Oak Ridge National Lab., TN (United States).
- Smith, G. M., Waugh, W. J., et Kastens, M. K. (1997). Analog of the long-term performance of vegetated rocky slopes for landfill covers. In *Tailings and Mine Waste'97* (pp. 291-300).
- Smith, H.D. (2008). Using traditional ecological knowledge to develop closure criteria in Tropical Australia. Dans: Fourie, A., Tibbett, M., Weiersbye. I. and Dye, P. (Eds.), *Proceedings of the 3rd International Conference on Mine Closure*. Australian Centre for Geomechanics, Perth, pp. 47-56.
- Smith, O. P. et Levasseur, G. (2002). Impacts of climate change on transportation infrastructure in Alaska. *The Potential Impacts of Climate Change on Transportation*, 151-161.

- Sniderhan, A. E., et Baltzer, J. L. (2016). Growth dynamics of black spruce (*Picea mariana*) in a rapidly thawing discontinuous permafrost peatland. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(12), 2988-3000.
- SRK. (1991). Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. (une traduction de "Draft Acid Rock Drainage Technical Guide", 1989, BCAMD Task Force). Vol. I et II, Centre de Recherches Minérales, Québec.
- Statistique Canada. (2017). Profil du recensement : recensement de 2016. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=E>
- Steen, M., Manschot, M. et De Koning, N. (2011). Benefits of co-design in service design projects. *International Journal of Design*, 5(2).
- St-Laurent, G. P., et Le Billon, P. (2015). Staking claims and shaking hands: Impact and benefit agreements as a technology of government in the mining sector. *The extractive industries and society*, 2(3), 590-602.
- Stacey, J., Naude, A., Hermanus, M., et Frankel, P. (2010). The socio-economic aspects of mine closure and sustainable development: literature overview and lessons for the socio-economic aspects of closure-Report 1. *Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, 110(7), 379-394.
- Stirling, I. et Derocher, A. E. (2012). Effects of climate warming on polar bears: a review of the evidence. *Global Change Biology*, 18(9), 2694–2706.
- Stokes, A., Fitter, A. H., et Courts, M. P. (1995). Responses of young trees to wind and shading: effects on root architecture. *Journal of Experimental Botany*, 46(9), 1139-1146.
- Stoltz, E., et Greger, M. (2006). Root penetration through sealing layers at mine deposit sites, *Waste Management & Research*, vol. 24, pp. 552–559.
- Stone, E. L. et Kalisz, P. J. (1991). « On the Maximum Extent of Tree Roots », *Forest Ecology and Management*, 46(1-2), p. 59-102.
- Strong, W. L., et La Roi, G. H. (1983). Root-system morphology of common boreal forest trees in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 13(6), 1164-1173.
- Sudmeyer, R. A., Speijers, J., et Nicholas, B. D. (2004). Root distribution of *Pinus pinaster*, *P. radiata*, *Eucalyptus globulus* and *E. kochii* and associated soil chemistry in agricultural land adjacent to tree lines. *Tree physiology*, 24(12), 1333-1346.
- Sutton, R. F. (1991). *Soil Properties and Root Development in Forest Trees: A Review*, Sault Ste. Marie, Ontario. Forestry Canada, Information Report O-X-413, 42 p.
- Taiz, L., et Zeiger, E. (2006a). Waterbalance of plants. Pages 53-71 *Plant Physiology*. 4rd. Sinauer Associates, Inc.
- Taiz, L., et Zeiger, E. (2006b). Stress physiology. Pages 671-702 *Plant Physiology*. 4rd. Sinauer Associates, Inc.

- Tardif, A., Rodrigue-Morin, M., Gagnon, V., Shipley, B., Roy, S., et Bellenger, J. P. (2019). The relative importance of abiotic conditions and subsequent land use on the boreal primary succession of acidogenic mine tailings. *Ecological engineering*, 127, 66-74.
- Tassé, N., Germain, D., Dufour, C., et Tremblay, R. (1996). Le recouvrement de résidus organiques au parc East Sullivan, au-delà de la barrière d'oxygène. In Colloque sur le Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier (NEDEM), Rouyn-Noranda, 1, 106-128.
- Taylor, H. M., Roberson, G. M., et Parker Jr, J. J. (1966). Soil strength-root penetration relations for medium-to coarse-textured soil materials. *Soil science*, 102(1), 18-22.
- Taylor, K. E., Stouffer, R. J., et Meehl, G. A. (2012). An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93(4), 485-498.
- Terrier, A., Girardin, M.P., Périe, C., Legendre, P. et Bergeron, Y. (2013). Potential changes in forest composition could reduce impacts of climate change on boreal wildfires. *Ecological Applications*, 23(1), 21–35.
- The Northern Review (2001). Uncertain Future: Deliberate Action. *Circumpolar Climate Change Summit Whitehorse*, Yukon.
- Thomas, S. (2012). *Méthodes de végétalisation dans la restauration écologique de sites miniers : comparaison entre le Québec et le Pérou* (Essai de maîtrise). Université de Sherbrooke, Québec, Canada.
- Traynham, B. (2010). Monitoring the long-term performance of engineered containment systems: The role of ecological processes. PhD diss., Vanderbilt University.
- Traynham, B., J. Clarke, J. Burger, & Waugh. J. (2012). Engineered containment systems: Identification of dominant ecological processes for long-term performance assessment and monitoring. *Remediation* 22, no. 3: 93–103.
- Trépanier, S. (2005). *Étude sur des barrières visant à limiter l'impact de l'infiltration des racines sur la performance des recouvrements multicouches* (Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal; Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).
- Tsosie, R. (2015). Indigenous peoples and the ethics of remediation: redressing the legacy of radioactive contamination for native peoples and native lands. *Santa Clara J. Int'l L.*, 13, 203.
- Tsuji, L. J. S. (1998). Mandatory use of non-toxic shotshell for harvesting of migratory game birds in Canada: cultural and economic concerns. *Canadian Journal of Native Studies*, 18, 19-36.
- Tsuji, L. J., & Ho, E. (2002). Traditional environmental knowledge and western science: in search of common ground. *Canadian Journal of Native Studies*, 22(2), 327-360.
- Tsuji, L. J., et Nieboer, E. (1999). Allowing first nation children to reach their full cognitive potential: questioning the use of lead shotshell for the harvesting of all game. *The Canadian Journal of Native studies*, 19(1), 37-50.

- Tsuji, L. J., Kataquapit, J., Katapatuk, B., et Lannucci, G. (2001). Remediation of Site 050 of the Mid-Canada Radar Line: Identifying potential sites of concern utilizing traditional environmental knowledge. *Canadian Journal of Native Studies*, 21, 149-160.
- Tsutsumi, D., Kosugi, K. I., et Mizuyama, T. (2004). Three-dimensional modeling of hydrotropism effects on plant root architecture along a hillslope. *Vadose Zone Journal*, 3(3), 1017-1030.
- Tuttle, C. L., Golden, M. S., et Meldahl, R. S. (1988). Soil compaction effects on *Pinus taeda* establishment from seed and early growth. *Canadian Journal of Forest Research*, 18(5), 628-632.
- Tyrrell, M. (2006). Making sense of contaminants: A case study of Arviat, Nunavut. *Arctic*, 59(4), 370–380. <https://doi.org/10.2307/40512841>
- Université du Québec à Chicoutimi [UQAC]. (2019). Racine formée sur d'autres organes que la racine principale. *UQAC, Anatomie végétale*. Repéré à <http://anatomievegetale.uqac.ca/menugendef/termes/racineadv.html>
- VanSpronsen, E. P., Tsuji, L. J., Manson, H., Shecapio-Blacksmith, J., & Rabbitskin, T. (2007). Using traditional environmental knowledge and a geographical information system to identify sites of potential environmental concern in the traditional territory of the Ouje-Bougoumou Cree. *The Canadian Journal of Native Studies*, 27(1), 189-205.
- Vennetier, M., Meriaux, P., Busset, F., Felix, H., and Lacombe, S. (2010). Apport de la teledetection lidar aeroporté haute definition pour la caracterisation de la vegetation des digues. *Revue Francaise de Photogrammetrie et Télédétection*, (191) : p–36. pages 9
- Vennetier M., Mériaux P., et Zanetti C. (2015a). Gestion de la végétation des ouvrages hydrauliques en remblai. *Cardère éditeur, Irstea Aix-en-Pce*, 232 p.
- Vennetier, M., Zanetti, C., Meriaux, P., & Mary, B. (2015b). Tree root architecture: new insights from a comprehensive study on dikes. *Plant and soil*, 387(1-2), 81-101.
- Vepraskas, M. J. (1988). Bulk density values diagnostic of restricted root growth in coarse-textured soils. *Soil Science Society of America Journal*, 52(4), 1117-1121.
- Vepraskas, M. J., & Hoyt, G. D. (1988). Comparison of the trench-profile and core methods for evaluating root distributions in tillage studies. *Agronomy Journal*, 80(2), 166-172.
- Verburg, P.S. (2005). Soil solution and extractable soil nitrogen response to climate change in two boreal forest ecosystems. *Biology and Fertility of Soils*, 41(4), 257–261.
- Viens, É. (2001). *Effets de l'éclaircie commerciale sur la croissance et la forme de la tige du pin gris (Pinus banksiana Lamb.) en Abitibi, Québec*. Université du Québec à Chicoutimi.
- Wagg, J. W. B. (1967). Origin and development of white spruce root-forms. Can. Dept. of For. and Rural Dev. Dep. Publ. 1192.
- Walker, L. R., et Del Moral, R. (2009). Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science*, 12(1), 55-67.

- Walker, L. R., Walker, J., et Del Moral, R. (2007). Forging a new alliance between succession and restoration. In *Linking restoration and ecological succession* (pp. 1-18). Springer, New York, NY.
- Walker, L.R., Zasada, J.C., et Chapin, F.S. III (1986). The role of life history processes in primary succession on an Alaskan floodplain. *Ecology* 67, 1243–1253.
- Wang, C. S., Walling, L. L., Eckard, K. J., et Lord, E. M. (1992). Patterns of protein accumulation in developing anthers of *Lilium longiflorum* correlate with histological events. *American journal of botany*, 79(2), 118-127.
- Watson, G. W., Hewitt, A. M., Cusic, M., et Lo, M. (2014). The Management of Tree Root Systems in Urban and Suburban Settings: A Review of Soil Influence on Root Growth. *Arboriculture & Urban Forestry*, 40(4).
- Waugh, W. J. (2001). Uranium mill tailings covers: Evaluating long-term performance. In *Paper 244, Proc., 2001 Int. Conf. and Remediation Technology Conf. and Exhibition, DOE/EM-0620, Paper* (Vol. 244).
- Waugh, W. J. (2004). *Design, performance, and sustainability of engineered covers for uranium mill tailings* (No. DOE/LM-Engineering-Covers). USDOE Office of Legacy Management (LM).
- Waugh, W. J., & Smith, G. M. (1997). *Effects of Root Intrusion at the Burrell, Pennsylvania, Uranium Mill Tailings Disposal Site* (No. GJO-97-5-TAR; GJO-LTSM-4).
- Waugh, W. J., Petersen, K. L., Link, S. O., Bjornstad, B. N., & Gee, G. W. (1994). Natural analogs of the long-term performance of engineered covers,. in G. Gee & N. Wing (Eds),. *In-situ remediation: scientific basis for current and future technologies*, Battelle Press, Columbus, Ohio, 379– 409.
- Waugh, W. J., Benson, C. H., et Albright, W. H. (2009). Sustainable covers for uranium mill tailings, USA: Alternative design, performance, and renovation. In *International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation* (Vol. 44083, pp. 639-648).
- Wemindji. (2019). Wemindji tourism. Wemindji, Section Accueil. <https://www.wemindji.ca/>
- Wolfe, B. B., Armitage, D., Wesche, S., Brock, B. E., Sokal, M. A., Clogg-Wright, K. P., ... & Edwards, T. W. (2007). From isotopes to TK interviews: towards interdisciplinary research in Fort Resolution and the Slave River Delta, Northwest Territories. *Arctic*, 75-87.
- Whitelaw, G. S., McCarthy, D. D., et Tsuji, L. J. (2009). The Victor Diamond Mine environmental assessment process: a critical First Nation perspective. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 27(3), 205-215.
- Whiteman, G. (2004). The impact of economic development in James Bay, Canada: the Cree tallymen speak out. *Organization & Environment*, 17(4), 425-448.
- Whitmore, A. P., et Whalley, W. R. (2009). Physical effects of soil drying on roots and crop growth. *Journal of experimental botany*, 60(10), 2845-2857.

- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D. A., François, R., ... & Yutani, H. (2019). Welcome to the Tidyverse. *Journal of open source software*, 4(43), 1686.
- Wiles, A., Mcewen, J., et Sadar, M. H. (1999). Use of traditional ecological knowledge in environmental assessment of uranium mining in the Athabasca Saskatchewan. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 18(2), 107–114.
- Williamson, M.A., et Rimstidt, J.D. (1994). The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58: 5443-5454.
- Williamson, T., Colombo, S., Duinker, P., Gray, P., Hennessey, R., Houle, D., Johnston, M., Ogden, A. et Spittlehouse, D. (2009). Les changements climatiques et les forêts du Canada : Des impacts à l'adaptation. Edmonton, Alberta: Réseau de gestion durable des forêts et Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord. 112 p.
- Wotton, B.M. et Flannigan, M.D. (1993). Length of the fire season in a changing climate. *The Forestry Chronicle*, 69(2), 187–192.
- Wouters, P. de. (1999). L'eau et les arbres. *Silva Belgica*, 106(5), fiche n° 2, 8 p.
- Xavier, A., Veiga, M. M., & Van Zyl, D. (2015). Introduction and assessment of a socio-economic mine closure framework. *J. Mgmt. & Sustainability*, 5, 38.
- Xavier, A., Veiga, M. M., et Van Zyl, D. (2015). Introduction and assessment of a socio-economic mine closure framework. *J. Mgmt. & Sustainability*, 5, 38.
- Yagouti, A., Boulet, G., Vincent, L., Vescovi, L., et Mekis, E. (2008). Observed changes in daily temperature and precipitation indices for southern Québec, 1960–2005. *Atmosphere-Ocean*, 46(2), 243-256.
- Yan, R.; & Zhang, G. (2015). Soil-water characteristics of compacted sandy and cemented soils with and without vegetation. *Can. Geotech. J*, 52, 1331–1344.
- Zahara, A., Keeling, A., et Bell, T. (2016). *Social Licence to Operate: Background and State of Knowledge Report*. Department of Geography, Memorial University.
- Zamenopoulos, T., Alexiou, K. (2018). *Co-design as collaborative research*. Bristol University/AHRC Connected Communities Programme.
- Zanetti, C., Vennetier, M., Mériaux, P., Royet, P., Dufour, S., et Provansal, M. (2008). L'enracinement des arbres dans les digues en remblai: étude des systèmes racinaires et impacts sur la sécurité des ouvrages. Ingénieries - E A T, IRSTEA, édition 2008.
- Zanetti, C. (2010a). *Caractérisation du développement des systèmes racinaires ligneux dans les digues*. (Thèse de Doctorat, Université de Provence).
- Zanetti, C. (2010b). *L'enracinement des arbres dans les digues en remblai : étude des systèmes racinaires et impacts sur la sécurité des ouvrages*.
- Zanetti, C., Vennetier, M., Meriaux, P., Royet, P., et Provansal, M. (2011a). Managing woody vegetation on earth dikes: Risks assessment and maintenance solutions. *Procedia Environmental Sciences*, 9(0) :196–200.

- Zanetti, C., Weller, A., Vennetier, M., & Meriaux, P. (2011b). Detection of buried tree root samples by using geoelectrical measurements: a laboratory experiment. *Plant and Soil*, 339(1):273–283.
- Zanetti, C., Vennetier, M., Mériaux, P., et Provansal, M. (2015). Plasticity of tree root system structure in contrasting soil materials and environmental conditions. *Plant and soil*, 387(1-2), 21-35.
- Zida, A. W., Bationo, B. A., Somé, A. N., et Bellefontaine, R. (2014). Architecture racinaire et aptitude au drageonnage de trois espèces forestières. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(3), 903-915.
- Zisa, R. P., Halverson, H. G., et Stout, B. B. (1980). *Establishment and early growth of conifers on compact soils in urban areas* (Vol. 451). Broomall, Pennsylvanie, U.S.A., Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station.

ANNEXE A MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE AVEC LA REVUE DE LITTÉRATURE

Tableau A.1 Liste des espèces pionnières pouvant coloniser les sites miniers restaurés au Québec (compilation d'après Bradshaw, 1983; Walker, Zasada et Chapin, 1986; Chapin, Walker, Fastie et Sharman, 1994; Ash, Gemmell et Bradshaw, 1994; Bradshaw, 1997; Cater et Chapin, 2000; Walker et Del Moral, 2009; Tardif, Rodrigue-Morin, Gagnon, Shipley, Roy et Bellenger, 2019)

Espèces pionnières	Substrat colonisé
Abies balsamea, Acer spicatum, Agrostis alba, Alnus rugosa, Amelanchier sp., Anaphalis margaritacea, Aralia nudicaulis, Asteraceae sp., Aster sp., Aster macrophyllus, Betula papyrifera, Bryophyte, Carex sp., Cornus stolonifera, Diervilla lonicera, Equisetum arvense, Equisetum palustre, Equisetum sylvaticum, Equisetum variegatum, Eriophorum sp., Euphrasia sp., Fragaria sp., Gallium sp., Hieracium sp., Hieracium aurantiacum, Hieracium florentinum, Hieracium pratense, Hieracium vulgatum, Kalmia angustifolia, Kalmia polifolia, Larix laricina, Lichens, Linnaea borealis, Lonicera canadensis, Maianthemum canadense, Melilotus alba, Parnassia parviflora, Picea glauca, Picea mariana, Poaceae, Populus balsamifera, Populus tremuloides, Pyrola asarifolia, Rhododendron groenlandicum, Ribes lacustre, Ribes triste, Rubus pubescens, Salix arbusculoides, Salix discolor, Salix lucida, Solidago canadensis, Streptopus lanceolatus, Taraxacum sp., Taxus canadensis, Trientalis borealis, Vaccinium myrtilloides, Viburnum cassinoides, Salix sp., Abies balsamea L. (Mill.), Larix laricina (Du Roi) K. Koch, Alnus rugosa (Du Roi) Spreng, Populus balsamifera L., Pinus banksiana Lamb., Pinus resinosa Aiton, Populus tremuloides Michx, Betula papyrifera Marshall, Picea mariana (Mill.) Britton, Prunus pensylvanica L. f., Pinus strobus L., Comptonia peregrina L. et Vaccinium sp., Kalmia sp	Résidus miniers acidogènes au Québec

Tableau A.1 Liste des espèces pionnières pouvant coloniser les sites miniers restaurés au Québec (compilation d'après Bradshaw, 1983; Walker, Zasada et Chapin, 1986; Chapin, Walker, Fastie et Sharman, 1994; Ash, Gemmell et Bradshaw, 1994; Bradshaw, 1997; Cater et Chapin, 2000; Walker et Del Moral, 2009; Tardif, Rodrigue-Morin, Gagnon, Shipley, Roy et Bellenger, 2019) (suite)

Espèces pionnières	Substrat colonisé
<i>Dryas drummondii</i> , <i>Alnus crispa</i> , <i>Equisetum Variegatum</i> , Lichens, <i>Epilobium latifolium</i> L., <i>Salix</i> spp., <i>Populus thricocarpa</i> Torr., <i>Picea excelsa</i> , <i>Salix alaxensis</i> , <i>Alnus tenuifolia</i> , <i>Populus balsamifera</i> , <i>Picea glauca</i> , <i>Alnus crispa</i> , <i>Trifolium repens</i> , <i>Trifolium pratense</i>	Glacier Bay en Alaska (après retrait glaciaire)
Quenouille (<i>Typha</i> spp.)	Bords de route au Canada
<i>Hesperis matronalis</i> L	Bords de route en Amérique du Nord
<i>Symphytotrichum ericoides</i> , <i>Senna hebecarpa</i> , <i>Fallopia japonica</i> , <i>Berteroa incana</i> (L.) DC. Reg. Veg. Syst. Nat., <i>Centaurea stoebe</i> , <i>Centaurea stoebe</i> , <i>Amaranthus albus</i> L., <i>Amaranthus deflexus</i> L., <i>Datura stramonium</i> L., <i>Amaranthus retroflexus</i> L., <i>Aster novi-belgii</i> L, <i>Conyza canadensis</i> (L.), Cronq., <i>Robinia pseudacacia</i> L., <i>Matricaria discoidea</i> DC, <i>Oenothera biennis</i> L., <i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers., <i>Phytolacca americana</i> L.L., <i>Epilobium brachycarpum</i> C.Presl, <i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	Bords de route au Québec et au Canada
<i>Myrica</i>	Sol dénudé par un volcan à Hawaii

A EFFETS DES CHANGEMENTS CLIMATIQUE SUR LE SECTEUR MINIER ET LE MILIEU BIOPHYSIQUE AU NORD DU QUÉBEC

A.1 Définition des concepts dans le domaine des CC

Tout d’abord, avant de discuter de l’influence des changements climatiques (CC) au Nord du Québec⁹, il est important de réaliser un aperçu général sur les CC. Les définitions des termes clés utilisés dans le domaine des « CC » sont présentées dans le Tableau A.2. Il faut souligner que toutes ces définitions sont extraites des études d’Ouranos (Charron, 2014 et 2016; Roy, Fournier et Huard, 2017) et sont en harmonie avec celles utilisées par le groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat (GIEC [IPPC], 2013, 2014a et 2014b) (Hotton, 2019).

⁹ Il s’agit des régions minières nordiques suivantes : Baie-James, Fosse du Labrador, Grand Nord, Matagami-Chibougamau et Côte Nord (Bussière et al., 2017).

Tableau A.2 Définition des concepts utilisés dans le domaine des changements climatiques (extrait de Bresson et Roy, 2018)

Concepts	Définition
Climat	Mesures statistiques à long terme des conditions météorologiques (telles que : température, précipitations, pression atmosphérique, vent, humidité) dans une région donnée et sur une période donnée.
Changements climatiques	Évolution continue à long terme, à la hausse ou à la baisse, par rapport aux conditions climatiques de référence.
Couche active	Couche du sol qui est soumise chaque année à la fonte et au gel dans les zones où la sous-couche est constituée de pergélisol.
Ensemble	Groupe de simulations effectuées à l'aide de modèles, utilisé pour établir les caractéristiques d'une prévision ou d'une projection climatique. Les différences touchant les conditions initiales et la formulation des modèles se traduisent par des écarts dans l'évolution des systèmes modélisés; ainsi on obtient des informations sur l'incertitude associée aux erreurs propres aux modèles et aux conditions initiales, dans le cas des prévisions climatiques, et sur l'incertitude associée aux erreurs propres aux modèles et à la variabilité du climat d'origine interne, dans le cas des projections climatiques.
Modèle climatique	Outil numérique fondé sur des équations mathématiques qui a pour but de représenter les processus du système climatique. Les équations utilisées sont basées sur les lois de la physique qui régissent la mécanique des fluides (p. ex. lois de conservation de la masse, de l'énergie et de l'impulsion). Les modèles décrivent comment l'atmosphère, la lithosphère, l'hydrosphère, la cryosphère et la biosphère se comportent et interagissent lorsqu'elles sont soumises à des forces extérieures (par exemple, rayonnement solaire, aérosols) et à des émissions de gaz à effet de serre (GES) d'origine naturelle ou anthropique.

Tableau A.2 Définition des concepts utilisés dans le domaine des changements climatiques (extrait de Bresson et Roy, 2018) (suite)

Concepts	Définition
Modèle climatique global	Modèle couvrant l'ensemble de la planète dont les grilles de calcul (domaines) ont généralement une résolution horizontale de 150 à 300 km. Les MCM sont divisés en trois catégories principales. Les MCM de la toute première génération ont été appelés <i>modèles de circulation générale de l'atmosphère</i> (MCGA), et comprenaient seulement la partie atmosphérique du système climatique et l'interaction avec la surface terrestre continentale. Les modèles de deuxième génération, dits <i>modèles de circulation générale à couplage atmosphère-océan</i> (MCGAO), combinaient l'atmosphère et la terre aux modèles physiques de l'océan. Quant aux modèles de dernière génération, appelés <i>modèles de système terrestre</i> (MST), ils tiennent maintenant compte des interactions et des cycles biogéochimiques ainsi que des changements de la couverture terrestre, comme les types de végétation. Jusqu'à présent, le cycle du carbone a été intégré à la plupart des MST, et des recherches sont en cours pour inclure d'autres cycles. (Charron, 2016)
Modèle régionale climatique	Modèle ne couvrant qu'une partie de la planète, avec lequel il est possible de résoudre les équations du modèle climatique sur une résolution horizontale plus fine (45 km ou moins) dans un laps de temps raisonnable. Afin de résoudre les MRC, les données des MCM doivent être intégrées à leurs frontières. Cela peut aussi être fait en utilisant une réanalyse, essentiellement une technique qui combine des données historiques provenant de diverses sources pour recréer le climat passé. (Charron, 2016).
Pergélisol	Sol (sol proprement dit ou roche, y compris la glace et les substances organiques) dont la température reste égale ou inférieure à 0 °C pendant au moins deux années consécutives.

Tableau A.2 Définition des concepts utilisés dans le domaine des changements climatiques (extrait de Bresson et Roy, 2018) (suite)

Concepts	Définition
Pergélisol de surface	Notion à laquelle se réfèrent souvent les applications des modèles climatiques et qui correspond à la couche du pergélisol proche de la surface du sol (généralement jusqu'à 3,5 m de profondeur). Dans les études de modélisation, la présence de pergélisol de surface est établie habituellement à partir de moyennes climatiques sur 20 ou 30 ans, ce qui diffère de la définition usuelle du pergélisol. En un lieu donné, le pergélisol peut disparaître en surface, mais persister longtemps en profondeur.
Projection climatique	Simulation de la réponse du système climatique à un scénario futur d'émissions ou de concentration de gaz à effet de serre et d'aérosols, obtenue généralement à l'aide de modèles climatiques. Les projections climatiques se distinguent des prévisions climatiques par le fait qu'elles sont fonction des scénarios d'émissions, de concentration ou de forçage radiatif utilisés, qui reposent sur des hypothèses concernant, par exemple, l'évolution socioéconomique et technologique à venir, ces hypothèses pouvant se réaliser ou non.

Tableau A.2 Définition des concepts utilisés dans le domaine des changements climatiques (extrait de Bresson et Roy, 2018) (suite)

Concepts	Définition
Scénario d'émissions	Représentation plausible des rejets futurs d'aérosols, de gaz à effet de serre et d'autres gaz d'origine anthropique dans l'atmosphère basée sur un ensemble cohérent et homogène d'hypothèses concernant les éléments moteurs (p. ex. progrès technologique, évolution démographique et socio- économique) et leurs interactions principales. (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [GIEC], 2007).
Variabilité naturelle	Variations naturelles de la situation climatique découlant d'interactions non linéaires entre différentes composantes du système climatique. On qualifie de naturelles les variations des variables climatiques attribuables à des forces d'origine non anthropique. La variabilité naturelle se décompose en deux catégories, selon que les variations sont extérieures ou intérieures au système climatique. Les changements dans l'activité solaire, les éruptions volcaniques et l'orbite de la Terre modifient les régimes climatiques sur de longues périodes, soit des siècles ou des millénaires. Quant aux processus internes, ils découlent en partie des interactions entre l'atmosphère et l'océan, notamment celles observées dans le Pacifique tropical pendant un événement El Niño. Ces changements se produisent sur de courtes périodes, allant des mois aux décennies. Au cours d'une année donnée, la variabilité naturelle peut faire fluctuer le climat au-delà des moyennes à long terme.

Il est important de préciser qu'il ne faut pas confondre le climat et la météo. D'après Charron (2014 et 2016), la météo fait allusion à la « variation journalière » des conditions climatiques (telles que les précipitations et la température) et le climat enregistre ces différentes variations (appelées variabilité naturelle du climat [Hotton, 2019]). Bien que certaines de ces variations sont liées aux phénomènes naturels (comme le cycle solaire, la circulation océanique, etc.), beaucoup d'entre elles sont imprévisibles (Hawkins et Sutton, 2009 et 2011). Or, les CC sont modulés par cette « variabilité naturelle ». C'est pourquoi, pour quantifier précisément le changement climatique, l'évaluation de la moyenne climatique doit être réalisée sur des longues périodes (Charron, 2016).

L'évaluation des CC s'effectue par comparaison à des conditions climatiques de base. Ces dernières sont appelées « normales climatiques ». Dans le monde, plusieurs centres de modélisation climatique existent dont chacun possède son propre modèle. Toutefois, en fonction de leur résolution, il existe deux (2) types de modèles climatiques; les modèles climatiques globaux (MCG) et les régionaux (MCR) (Charron, 2014, 2016) (voir Tableau A.2, pour plus de détails).

Les simulations climatiques utilisent des scénarios radiatifs appelés « Representative Concentration Pathways » (RCP) (Moss, Edmonds, Hibbard, Manning, Rose, Van Vuuren, ... et Meehl, 2010). Ces derniers représentent des chemins possibles en termes de forçages radiatifs et sont conditionnés par différentes évolutions socio-économiques durant les prochaines décennies (Charron, 2016). Dans le cadre de l'étude des CC, ces forçages radiatifs mesurent la capacité qu'un facteur (tel que les GES) peut avoir pour perturber l'équilibre énergétique de l'atmosphère (Myhre, Stordal, Restad et Isaksen, 1998; Mylona, Xenidis et Paspaliaris, 2000).

Actuellement, il existe quatre (4) scénarios d'émissions plausibles nommés en fonction de la valeur du forçage radiatif total (exprimé en W/m^2) qu'ils devraient atteindre en 2100. Ce sont :

- 1) le RCP 2.6. Ce scénario estime une baisse des concentrations en CO_2 dans l'atmosphère au 21^{ème} siècle, associée aux faibles changements de température (Charron, 2016). Ce scénario n'est pas considéré comme étant réaliste puisqu'il implique une réduction drastique des émissions de gaz à effet de serre (Bussière et al., 2017).
- 2) le RCP 8.5. Ce scénario estime une augmentation des concentrations en CO_2 menant aux fortes augmentations des températures d'ici 2100 (Charron, 2016). Il est considéré comme étant le scénario le plus pessimiste.
- 3) les RCP 6.0 et 4.5 prévoient une stabilisation des concentrations en CO_2 dans l'atmosphère (Charron, 2016).

Par ailleurs, pour obtenir un ensemble reflétant l'incertitude sur le parcours socio-économique futur de la planète, il est nécessaire d'utiliser plus d'un scénario RCP (Bussière et al., 2017). Cependant, lorsqu'un centre de modélisation ne peut faire que deux (2) scénarios RCP, il est recommandé d'utiliser les scénarios 4.5 et 8.5 (Bussière et al., 2017). Le Tableau A.3 et la Figure A.1 présentent respectivement le résumé des différents scénarios RCP et l'évolution temporelle du forçage radiatif pour chacun des scénarios.

Tableau A.3 Caractéristiques principales des RCP (adapté de Moss et al., 2010)

Nom	Forçage radiatif	Équivalent CO ₂ (ppm)	Anomalie température (°C)	Chemin
RCP8.5	>8.5 W/m ² en 2100	1370	4.9	Augmentation
RCP6.0	~6 W/m ² à stabilisation après 2100	850	3.0	Stabilisation sans plateau
RCP4.5	~4.5 W/m ² à stabilisation après 2100	650	2.4	Stabilisation avec plateau
RCP2.6 (RCP3PD)	~3 W/m ² avant 2100, déclin après	Pic à 490 avant 2100 et déclin	1.5	Pic et déclin

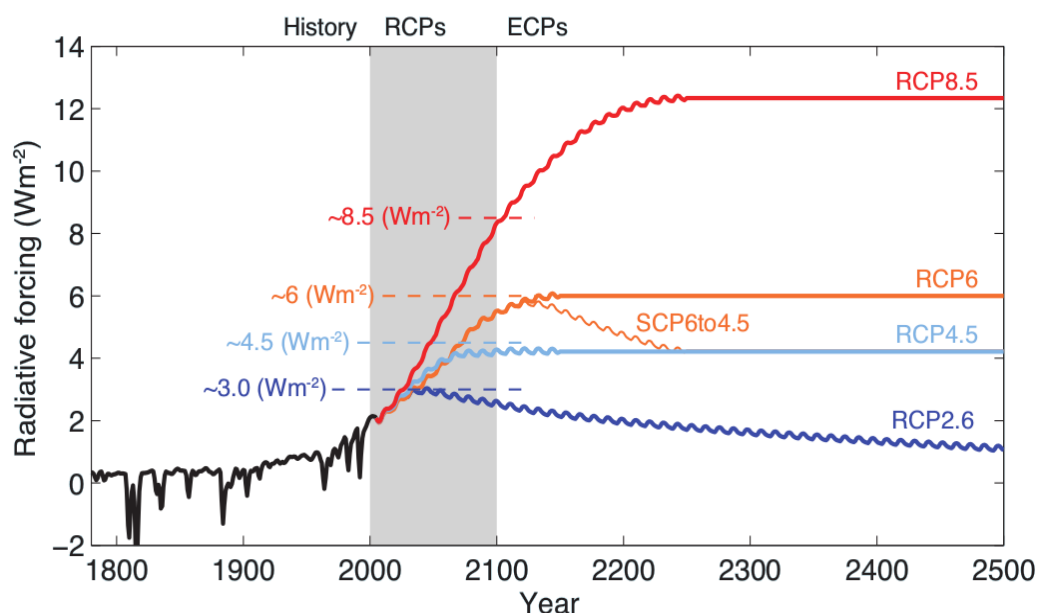


Figure A.1 Évolution temporelle du forçage radiatif selon les différents scénarios RCP (adaptée de Cubasch et al., 2013)

Étant donnée le nombre important de simulations climatiques dans le monde, un projet de couplage des données climatiques a été réalisé. Appelée « coupled model intercomparison project » (CMIP), le projet a pour objectif principal de réaliser des simulations climatiques de façon coordonnée entre les différents centres de modélisation du climat. Sa phase la plus récente (appelée CMIP5), regroupe 20 centres climatiques et près de 50 modèles climatiques (Taylor, Stouffer et Meehl, 2012). Ses résultats de recherches de simulations climatiques sont pris en compte dans l'évaluation de l'état des connaissances sur le climat par le groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC).

Les simulations climatiques sont exécutées tant pour le passé que pour le futur (appelées projections climatiques) (Charron, 2016). Ces dernières peuvent être affectées par trois (3) sources d'incertitudes. Ce sont: les imprécisions des modèles climatiques, la variabilité naturelle du climat et les émissions des GES (scénarios d'émissions) (Hawkins et Sutton, 2009, 2011; Charron, 2016). Il faut signaler que les modèles produisent un climat différent de celui de la réalité, puisque les fluctuations naturelles sont imprévisibles, il n'est donc pas possible de déterminer le scénario (parmi les quatre) qui se réalisera (Hotton, 2019).

A.2 CC au Nord du Québec

Dans la province de Québec, des CC ont été enregistrés dans le passé (1960-2005) (Yagouti, Boulet, Vincent, Vescovi et Mekis, 2008). Ils étaient associés principalement à une hausse des températures et un raccourcissement de la durée des saisons de gel (Yagouti et al., 2008). Les simulations issues des modèles de climats simulés au Nord comme au Sud du Québec projettent une augmentation des températures moyennes et des changements au régime des précipitations de façon plus marquée en hiver qu'en été (voir Tableau A.4) (Plummer, Caya, Frigon, Côté, Giguère, Paquin,... et De Elia, 2006; Desjarlais, Allard, Bélanger, Blondlot, Bouffard, Bourque,... et Villeneuve, 2010).

Tableau A.4 Évolution des conditions climatiques au Québec à l'horizon 2050 (adapté de Desjarlais et al., 2010)

		Température	Précipitations
Nord	Hiver	+ 4,5 à 6,5°C	+ 17 à 29 %
	Été	+1,6 à 2,8°C	+3 à 12 %
Sud	Hiver	+ 2,5 à 3,8°C	+ 9 à 18 %
	Été	+ 1,9 à 3,0°C	Peu de changements

L'augmentation des températures moyennes au Nord du Québec impliquera:

- une diminution des jours de gel;
- la fonte du pergélisol; et

- une augmentation des endroits actifs du pergélisol (Desjarlais et al., 2010; Bussière et al., 2017).

Quant aux changements au régime des précipitations, ils impliqueront :

- une augmentation des précipitations annuelles moyennes;
- une augmentation des événements extrêmes de précipitations (fréquence et intensité);
- un prolongement des temps de sécheresse (Desjarlais et al., 2010; Bussière et al., 2017).

En hiver, les températures dans le Nord du Québec seront en moyenne de -19°C comparativement au Sud où elles seront en moyenne de -4°C (Figure A.2) (Desjarlais et al., 2010). En été, elles varieront entre 5°C au Nord du Québec contre 23°C au Sud (Figure 2.12) (Desjarlais et al., 2010). Quant au régime des précipitations, le cumul projeté en hiver sera de 65 mm dans le Nord contre 380 mm au Sud. En été, il sera de 150 mm dans le Nord contre 450 mm dans le Sud (Figure 2.12) (Desjarlais et al., 2010).

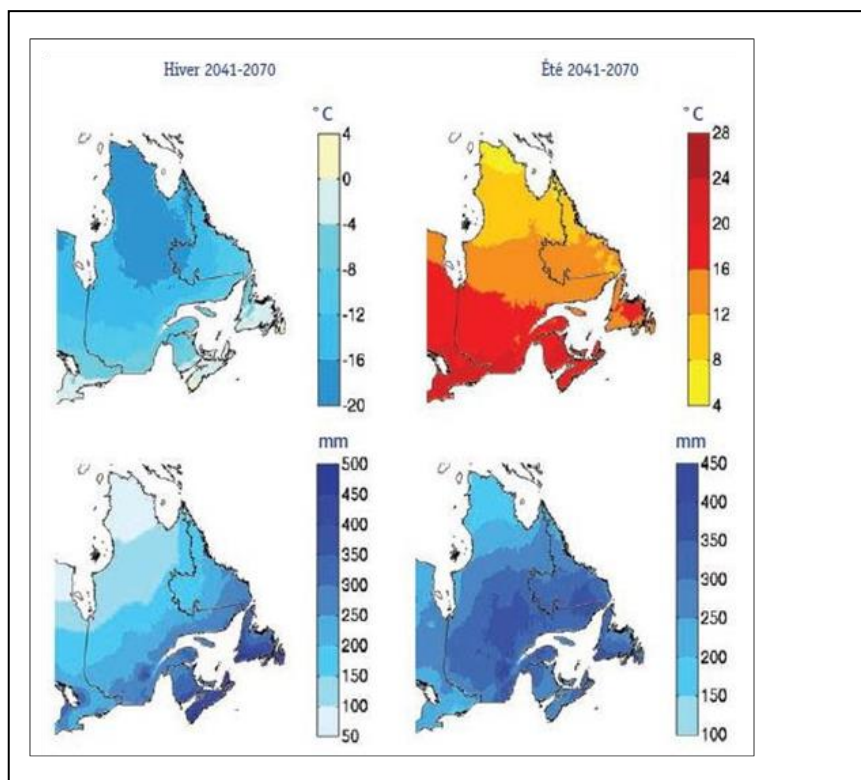
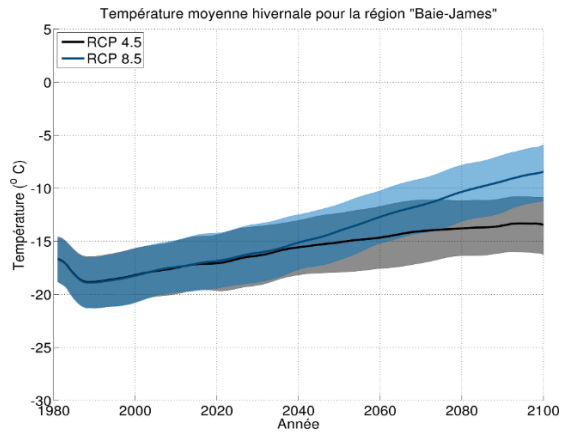
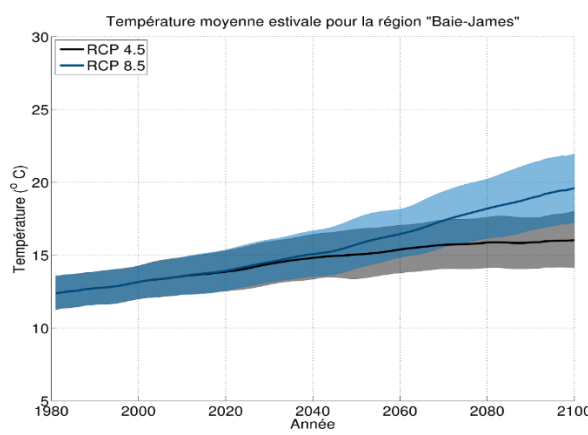


Figure A.2 Scénarios des températures et des précipitations en hiver et en été pour la période 2041-2070 au Québec (tirée de Desjarlais et al., 2010)

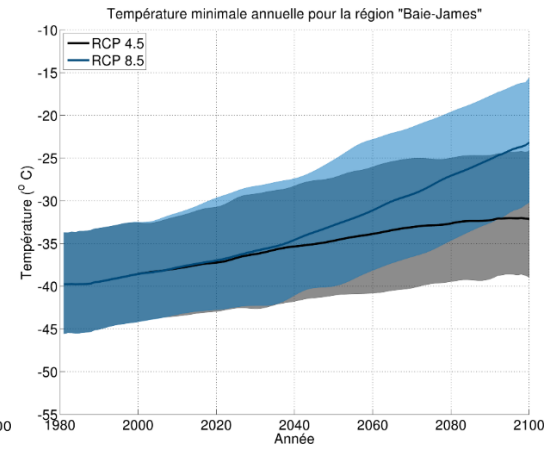
Des simulations climatiques (RCP 4.5 et 8.5) ont été effectuées, par le consortium « Ouranos », pour certaines régions minières du Québec dont la Baie-James (Roy, 2016; Bussière et al., 2017). Cette région se situe au Nord du Québec et constitue la zone d'étude de notre projet de recherche. Quelques résultats de leurs études sur la Baie-James sont présentés sur la Figure A.3 et dans le Tableau A.5. Ces simulations indiquent clairement qu'une augmentation, entre autres, de la température minimale annuelle, des précipitations annuelles et du nombre de jours sans gel est prévue au Nord du Québec en comparaison avec la climatologie étudiée entre 1981 et 2010 (Bussière et al., 2017). Or, ce phénomène qui constitue les CC peut entraîner des conséquences sur les écosystèmes environnementaux ainsi que sur le secteur minier au Nord du Québec. Cette problématique sera discutée dans les paragraphes suivants.



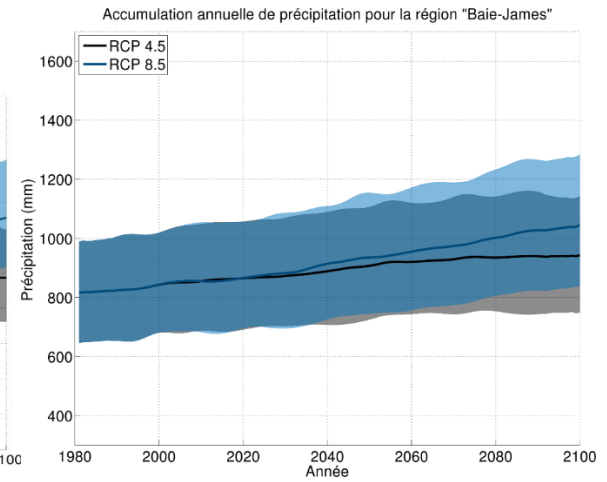
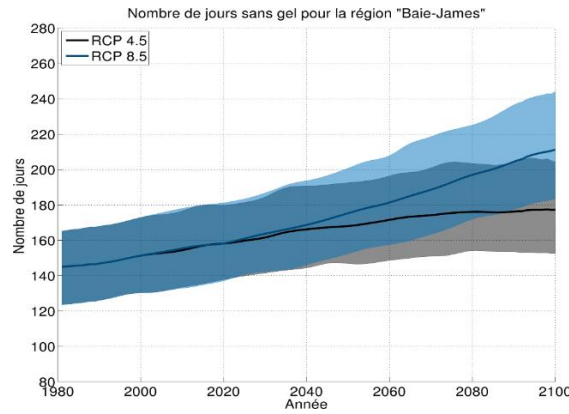
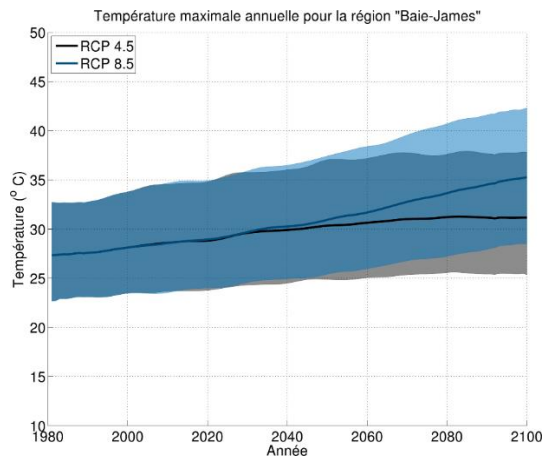
(a)



(b)



(c)



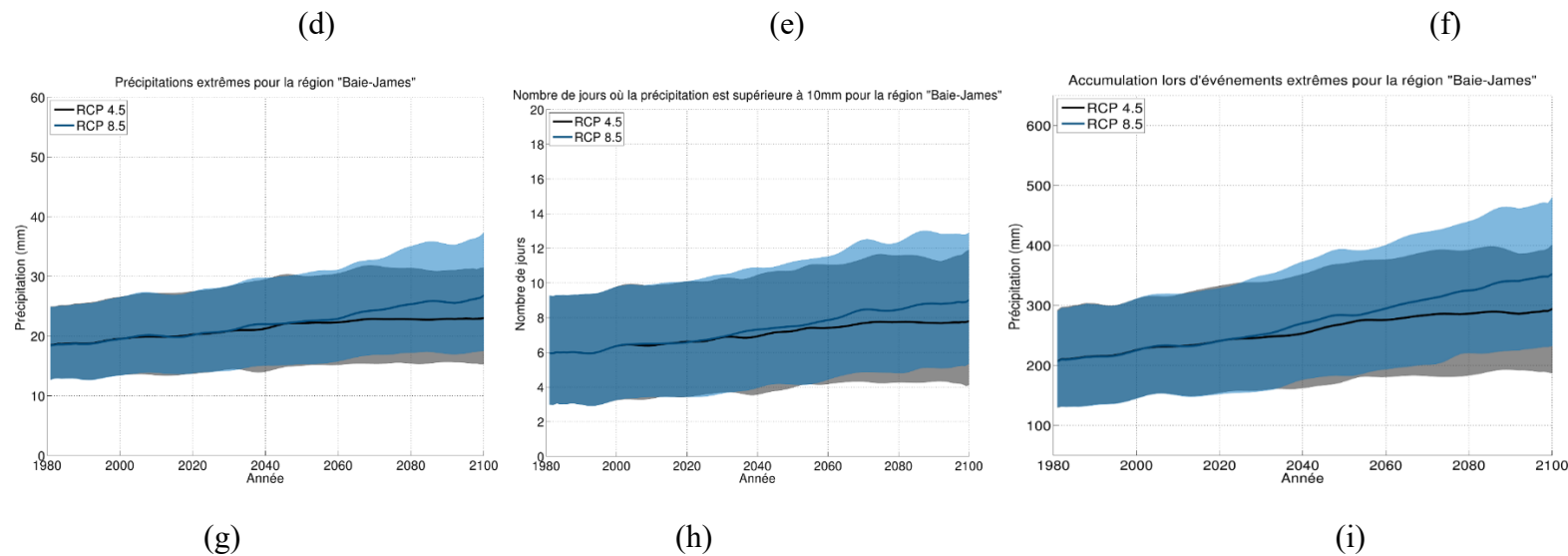


Figure A.3 Quelques résultats des simulations climatiques sur la Baie-James (extrait de Bussière et al., 2017)

Légende :

- a) Évolution temporelle de la température moyenne hivernale (décembre, janvier et février). Les lignes pleines représentent la moyenne des simulations pour chacun des scénarios radiatifs. L'enveloppe représente l'incertitude (définie par le 10^e et 90^e centile) autour de cette moyenne.
- b) Évolution temporelle de la température moyenne estivale (juin, juillet et août). Les lignes pleines représentent la moyenne des simulations pour chacun des scénarios radiatifs. L'enveloppe représente l'incertitude (définie par le 10^e et 90^e centile) autour de cette moyenne.

- c) Évolution temporelle de la température minimale annuelle. Les lignes pleines représentent la moyenne des simulations pour chacun des scénarios radiatifs. L'enveloppe représente l'incertitude (définie par le 10^e et 90^e centile) autour de cette moyenne.
- d) Évolution temporelle de la température maximale annuelle. Les lignes pleines représentent la moyenne des simulations pour chacun des scénarios radiatifs. L'enveloppe représente l'incertitude (définie par le 10^e et 90^e centile) autour de cette moyenne.
- e) Évolution temporelle du nombre de jours sans gel ($T_{min} > 0$ Celsius). Les lignes pleines représentent la moyenne des simulations pour chacun des scénarios radiatifs. L'enveloppe représente l'incertitude (définie par le 10^e et 90^e centile) autour de cette moyenne.
- f) Évolution temporelle de l'accumulation annuelle de précipitation. Les lignes pleines représentent la moyenne des simulations pour chacun des scénarios radiatifs. L'enveloppe représente l'incertitude (définie par le 10^e et 90^e centile) autour de cette moyenne.
- g) Évolution temporelle du 99^e centile de précipitation annuelle. Les lignes pleines représentent la moyenne des simulations pour chacun des scénarios radiatifs. L'enveloppe représente l'incertitude (définie par le 10^e et 90^e centile) autour de cette moyenne.
- h) Évolution temporelle du nombre de jours avec une précipitation supérieure à 10 mm. Les lignes pleines représentent la moyenne des simulations pour chacun des scénarios radiatifs. L'enveloppe représente l'incertitude (définie par le 10^e et 90^e centile) autour de cette moyenne.

- i) Évolution temporelle de l'accumulation lors d'événements de précipitation extrêmes (définie par le 90e centile saisonnier).
Les lignes pleines représentent la moyenne des simulations pour chacun des scénarios radiatifs. L'enveloppe représente l'incertitude (définie par le 10e et 90e centile) autour de cette moyenne.

Tableau A.5 Augmentation relative des indicateurs climatiques pour les trois horizons temporels et pour les deux scénarios RCP pour la région de la Baie James (extrait de Bussière et al., 2017)

JJATemp (Celsius)	2020	2050	2080
RCP 4.5	1.21	2.31	2.92
RCP 8.5	1.34	3.19	5.66

AnnPrec (%)	2020	2050	2080
RCP 4.5	4.51	9.58	12.64
RCP 8.5	4.97	13.26	21.43

DJFTemp (Celsius)	2020	2050	2080
RCP 4.5	1.9	3.65	4.82
RCP 8.5	2.07	5.15	8.65

P99 (%)	2020	2050	2080
RCP 4.5	6.52	16.13	18.88
RCP 8.5	7.84	19.15	32.9

AnnTasmin (Celsius)	2020	2050	2080
RCP 4.5	2.34	4.75	6.53
RCP 8.5	2.63	7.1	12.96

AccPrecExt (%)	2020	2050	2080
RCP 4.5	10.38	23.54	30.74
RCP 8.5	12.11	31.76	51.09

AnnTasmax (Celsius)	2020	2050	2080
RCP 4.5	1.36	2.59	3.25
RCP 8.5	1.51	3.5	6.27

NbDaysFr10mm (Celsius)	2020	2050	2080
RCP 4.5	0.55	1.19	1.58
RCP 8.5	0.61	1.57	2.49

FFD (Days)	2020	2050	2080
RCP 4.5	11.37	20.9	26.98
RCP 8.5	12.01	29.22	51.61

Les indicateurs climatiques ont été calculés à l'aide d'un ensemble de simulations provenant du

projet « Coupled Models Intercomparison Phase 5 » (CMIP5).

Légende :

- JJATemp : Température moyenne estivale pour juin, juillet et août
- DJFTemp : Température moyenne hivernale pour décembre, janvier et février
- AnnTasmin : Température minimale annuelle
- AnnTasmax : Température maximale annuelle
- FFD : « Frost-free days ». Le nombre de jours par année où la température minimale est supérieure à 0 Celsius
- AnnPrec : Accumulation de la précipitation durant l'année
- P99 : Le 99^e centile de la précipitation annuelle (précipitation intense)
- NbDaysFr10mm : Nombre de jours durant l'année où la précipitation est supérieure à 10 mm
- AccPrecExt : Pourcentage de l'accumulation lors d'événement extrême. Sommation des accumulations supérieure au 95^e centile historique (1981-2010). Voir l'indice R95pTOT.
- Ce tableau montre les augmentations projetées par rapport à la climatologie 1981-2010 pour tous les horizons temporels et tous les indicateurs climatiques.

A.3 Effets des CC sur le milieu biophysique au Nord du Québec

Au Québec, les connaissances dans le domaine des effets des CC sur les écosystèmes environnementaux en général sont récentes. Récemment, le Plan d'action sur les CC 2006-2012 du gouvernement du Québec et sa mesure 26 « PACC26-Ouranos » (Ouranos, 2015) ont permis de mobiliser les acteurs gouvernementaux, institutionnels, communautaires et scientifiques pour faire face à la problématique liée aux CC. Cela a donné comme résultat la réalisation des travaux pionniers du projet « CC-Bio » (Berteaux, De Blois, Angers, Bonin, Casajus, Darveau, ...et Vescovi, 2010 ; Berteaux, Casajus et De Blois, 2014). Ce projet a permis d'apporter de nouvelles connaissances sur :

- les impacts des CC sur les espèces végétales et animales au Québec;
- la vulnérabilité de certains écosystèmes environnementaux face aux CC au Québec;

- des outils d'évaluation des risques liés aux CC ainsi que ceux d'aide à la décision (CSBQ-Ouranos, 2013).

Toutefois, l'étendue des territoires du Nord du Québec (qui couvre plus d'un million de km²), le manque de données sur ses écosystèmes environnementaux ainsi que sa biodiversité et la rapidité particulière des CC dans la région posent de nombreux défis à la recherche (Ouranos, 2015). Cela peut, sans doute, être l'une des raisons qui font que l'effet des CC sur les écosystèmes environnementaux au Nord du Québec est peu étudié. C'est seulement en 2012 que le projet « *Atlas de la biodiversité du Québec nordique* » piloté par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs de l'époque, en collaboration avec « Ouranos », a contribué à relever ce défi (Poisson, Samson, Couillard, Dubruc, Dia, Rapaic, ...et Siron, 2012). D'ailleurs, plusieurs informations des paragraphes suivants sont issues des résultats de la recherche pilotée par le consortium « Ouranos ».

Les CC dans le Nord du Québec causent des augmentations de température et des concentrations atmosphériques de CO₂ ainsi que les changements dans le régime des précipitations. Ce déséquilibre environnemental influence le développement des écosystèmes forestiers (Ouranos, 2015). En effet, les simulations climatiques de la période 2041-2070 par rapport à la période de référence 1971-2000 projettent des augmentations de 300 ± 175 degrés-jours¹⁰ dans le domaine de la pessière (au Nord du Québec) (Ouranos, 2015). Soit des augmentations de degrés-jours d'environ 35 % à 45 %, par rapport à la période de référence. Ces augmentations de degrés-jours agiraient sur la physiologie et le métabolisme des arbres en augmentant ainsi la productivité primaire des forêts boréales (Kirschbaum, 2000; Price et Scott, 2006). Quelques indicateurs quantitatifs des CC et leurs effets sur le milieu biophysique sont consignés dans le Tableau A.6.

¹⁰ « La quantité de degrés-jours est un indice de la somme d'énergie disponible pour la croissance des végétaux » (Ouranos, 2015).

Tableau A.6 Effets des CC sur le milieu biophysique (compilation d'après Boutin et Robitaille, 1995; Ainsworth et Long, 2005; Norby, De Lucia, Gielen, Calfapietra, Giardina, King,... et Oren, 2005; Verburg, 2005; Williamson, Colombo, Duinker, Gray, Hennessey, Houle,... et Spittlehouse, 2009; Ouranos, 2015)

Indicateurs quantitatifs	Effets sur le milieu biophysique	
Augmentation des températures	Augmente la température du sol  Accélère la décomposition de la matière organique	-Allonge la saison de croissance  Favorise la croissance des arbres
Augmentation des concentrations atmosphériques de CO ₂	-Augmente le rendement photosynthétique et l'efficacité des arbres à utiliser l'eau;  Augmente la production primaire des forêts	Augmente la concentration de CO ₂ dans les arbres
Changement de régime des précipitations	-Augmente la précipitation annuelle en hiver et la diminue en été ; -Augmente la température en été (sol sec et chaud) et cause la sécheresse  Augmente l'évapotranspiration  Diminue la quantité d'eau dans le sol  Freine le développement racinaire et provoque la mort des arbres	
Augmentation des événements extrêmes	-Modifie la dynamique des communautés d'arbres; -Déséquilibre le processus de l'écosystème forestier	
Déséquilibre de la dynamique de gel du sol forestier	Freine le développement racinaire des arbres	
Apparition des épidémies d'insectes et augmentation des feux de forêt	Migration des espèces animales et végétales vers le Nord du Québec	

L'augmentation des températures, causée par les CC, engendrera des conséquences sur le milieu biophysique. Premièrement, elle augmentera la température des sols (Houle, Bouffard, Duchesne, Logan et Harvey, 2012). En conséquence, elle accélérerait la décomposition de la matière organique du sol, ce qui pourrait contribuer au développement racinaire des plantes (Rustad, Campbell, Marion, Norby, Mitchell, Hartley, ... et GCTE- NEWS, 2001; Verburg, 2005).

Deuxièmement, elle causera un accroissement considérable de la saison de croissance¹¹ (Ouranos, 2015). Cette dernière est habituellement très courte au Nord du Québec comparativement au Sud de la province. Selon les simulations climatiques, elle s'allongera de 25 à 30 jours pour la période 2041-2070, par rapport à la période 1971-2000 (Ouranos, 2015). Ce phénomène d'allongement de la saison de croissance pourra sans doute accélérer la croissance des arbres. Cependant, plusieurs études (Duchesne et Houle, 2011; Rossi, Morin et Deslauriers, 2011; Lupi, Morin, Deslauriers, Rossi et Houle, 2012; D'Orangeville, Côté, Houle et Morin, 2013) ont montré qu'en général, cette croissance, qui commence à la suite de la disparition plus hâtive de la neige, ne sera pas nécessairement plus élevée à la fin de la saison.

Quant à l'augmentation de la concentration du CO₂ dans l'atmosphère, causée par les CC, elle aura un effet fertilisant sur les forêts boréales (Ouranos, 2015). Effectivement, elle augmentera le rendement photosynthétique des plantes ainsi que leur efficacité d'utilisation de l'eau (Drake, González-Meler et Long, 1997; Ainsworth et Long, 2005; Norby et al., 2005). Cela entraînera ainsi une augmentation de la productivité primaire nette (Ainsworth et Long, 2005; Drake et al., 1997; Norby et al., 2005). Toutefois, hormis, l'étude de Girardin, Bernier, Raulier, Tardif, Conciatori et Guo (2011), ce phénomène est peu documenté sur les espèces végétales au Québec (Ouranos, 2015). Ces auteurs ont conclu qu'effectivement les espèces boréales (sauf le pin gris) pourraient, à la suite d'accumulation de CO₂, avoir des gains de croissance à court terme (Girardin et al., 2011). Cependant, ceux-ci pourraient être annulés, à long terme, par l'acclimatation des arbres aux nouvelles concentrations de CO₂ (DeLucia, Hamilton, Naidu, Thomas, Andrews, Finzi, Lavine, ... et Schlesinger, 1999) ou encore limités par le manque d'éléments nutritifs dans le sol, dont principalement l'azote (Luo, Su, Currie, Dukes, Finzi, Hartwig, ... et Field, 2004).

Par ailleurs, bien que l'effet du CO₂ et de la hausse des dépôts atmosphériques d'azote puissent être problématiques pour les arbres, le contexte climatique de 2050 pourrait être plus favorable à la forêt boréale (Ouranos, 2015). Cela se justifie par les différents changements projetés dans la zone (voir paragraphes précédents). De plus, une grande productivité, dans les dernières décennies, est déjà montrée par certaines études (Gielen et Ceulemans, 2001; Nemani, Keeling, Hashimoto,

¹¹ Nombre maximal de jours consécutifs sans gel (Ouranos, 2015).

Jolly, Piper, Tucker et Running, 2003; Boisvenue et Running, 2006). Or, cette productivité est principalement due à l'augmentation des températures dans la zone (Ouranos, 2015). Cependant, lorsqu'on s'intéresse d'une manière détaillée et profonde aux changements prédits au niveau des précipitations, les effets des CC sur la productivité au Nord du Québec paraissent négatifs (Ouranos, 2015).

Les simulations climatiques au Nord du Québec projettent l'augmentation des précipitations annuelles; plus marquée en hiver qu'en été, or, l'été (juin, juillet et août, plus précisément) est la saison de croissance des espèces boréales. Mais, sous l'effet des CC les précipitations seront à peu près identiques et les températures plus élevées, en été (Ouranos, 2015). Ainsi, les sols seront plus secs et plus chauds et les épisodes de sécheresses seront aussi plus fréquents (Ouranos, 2015).

Ce phénomène augmenterait l'évapotranspiration et causerait donc une diminution de la quantité d'eau dans les sols (de 20 à 40 % en été, et ce, entre 2041 et 2070) et une augmentation de la température des sols de 3 à 4 °C (Houle et al., 2012). Ce stress hydrique, affectera les racines fines (<2 mm) des plantes, ce qui provoquera l'arrêt du développement racinaire et la mort des racines (Huang, 2000), si l'intensité du stress est élevée. Selon Peng, Ma, Lei, Zhu, Chen, Wang et Zhou (2011) le stress hydrique causé par les CC pourrait être le principal facteur ayant déjà causé la mort des racines et contribué donc à des taux de mortalité plus élevés des espèces végétales en contexte boréal.

Toutefois, il faut souligner que les espèces boréales ne réagissent pas de la même manière face aux épisodes de sécheresse ainsi qu'à une exclusion des précipitations. À titre illustratif, le sapin baumier est plus sensible à ces dernières que l'épinette noire (Duchesne et Houle, 2011; Belien, Rossi, Morin et Deslauriers, 2012). Cela se justifie par le fait que la résistance d'une plante à la sécheresse dépend de ses capacités à capter ou à utiliser plus efficacement les ressources en eau (Taiz et Zeiger, 2006a).

L'augmentation des événements extrêmes, causée par les CC, perturberait l'équilibre du milieu biophysique au Nord du Québec (Ouranos, 2015). Bien que peu d'études aient été réalisées sur ce sujet au Québec, tout reste à croire que l'augmentation des événements extrêmes modifierait la dynamique des communautés d'arbres au Nord du Québec (Ouranos, 2015), ce qui provoquerait un déséquilibre des forêts de la région (Williamson et al., 2009).

Le déséquilibre de la dynamique de gel du sol forestier constitue également un autre effet des CC au Nord du Québec (Ouranos, 2015). Ce phénomène engendrerait, la fonte de la couche de neige au sol ou la diminution de son épaisseur exposant ainsi le sol au gel (Ouranos, 2015). Cela causerait des dommages importants aux développements racinaires des arbres freinant la croissance de ces derniers (Boutin et Robitaille, 1995). Par ailleurs, il est important de préciser que ce phénomène ainsi que l'impact des CC sur le développement racinaire des espèces en contexte boréal, en général, est peu documenté. Il constitue ainsi une voie de recherche prometteuse au Québec.

A.4 Effets des CC sur les modifications du régime de perturbations naturelles forestières au Nord du Québec

Les CC auraient des effets sur la distribution de plusieurs espèces végétales au Nord du Québec. En effet, le climat peut affecter indirectement les arbres, et ce, à travers son influence sur le régime des perturbations naturelles (Ouranos, 2015). Premièrement, les insectes, par exemple, sont sensibles aux variations de température, celles-ci déséquilibrent leur métabolisme et leur mode de vie (Bale, Masters, Hodkinson, Awmack, Bezemer, Brown,...et Whittaker, 2002; Raffa, Aukema, Bentz, Carroll, Hicke, Turner et Romme, 2008). Ainsi, les CC pourraient provoquer l'invasion de certaines espèces exotiques d'insectes au Nord du Québec affectant ainsi les espèces boréales (Ouranos, 2015).

Deuxièmement, la fréquence ou le régime des feux de forêt pourrait être augmentée par les CC au Nord du Québec. Wotton et Flannigan (1993) affirment que cela serait dû à l'allongement de la saison de croissance et à l'augmentation de l'occurrence de la foudre dans la région. Des études plus récentes sur ce sujet sont pessimistes. À titre d'exemple, Girardin et al. (2013); Boulanger, Gauthier et Burton (2014) projettent une augmentation de la fréquence des feux de forêt, sous l'effet des CC, de 50 à 100 % pour toute la province de Québec.

A.5 Changement dans la composition spécifique de la forêt boréale au Nord du Québec par les CC

L'une des stratégies d'adaptation des forêts face aux CC au Québec est la migration des espèces et des arbres feuillus vers le Nord modifiant ainsi la composition spécifique de la forêt boréale (Terrier, Girardin, Périé, Legendre et Bergeron, 2013; Boisvert-Marsh, Périé et De Blois, 2014). En effet, si la teneur du CO₂ atmosphérique doublait, sous l'effet des CC, des migrations d'aires

géographiques sont projetées vers le Nord du Québec (Ouranos, 2015). Cela favoriserait la croissance des plantes, et l'augmentation de la superficie des forêts nordiques (Gamache et Payette, 2005; Ropars et Boudreau, 2012; Boisvert-Marsh et al., 2014; Ouranos, 2015).

En 2012, McManus, Morton, Masek, Wang, Sexton, Nagol,... et Boudreau observa que la surface foliaire de la végétation dans le Nord du Québec a déjà augmenté de 20 à 60 % entre 1986 et 2010. Également, en 2014, Périé, De Blois, Lambert et Casajus ont projeté pour la période 2071-2100 les déplacements potentiels de plusieurs dizaines d'espèces végétales vers le Nord du Québec; les zones climatiques propices au développement des conifères boréaux pourraient disparaître du Sud du Québec d'ici 2100 (Price, Alfaro, Brown, Flannigan, Fleming, Hogg,... et Venier, 2013). À la même année, Berteaux et al. (2014) affirmèrent que les niches climatiques (le climat qui leur est favorable) de plusieurs espèces de plantes et d'animaux devraient se déplacer de 500 à 800 km vers le Nord du Québec en plus d'un siècle environ.

Néanmoins, il faut souligner que d'autres facteurs peuvent influencer ces projections. Ce mouvement des espèces risque d'être ralenti ou limité par entre autres la fragmentation des écosystèmes forestiers, les conditions des sols, etc. (Schwartz, 1993). À titre illustratif, les érablières ont plus besoin d'éléments nutritifs que les pessières (Ouranos, 2015). Cela signifie que le manque de disponibilité d'éléments nutritifs dont l'espèce a besoin pourrait limiter sa migration vers le Nord du Québec. L'épinette noire pourrait aussi être freinée dans sa progression vers le Nord. Puisque certains arbustes nordiques (comme ceux présents dans la toundra) génèrent des composés allélopathiques qui empêchent le développement de l'épinette (Dufour-Tremblay, De Vriendt, Lévesque et Boudreau, 2012).

Le changement dans la composition spécifique de la forêt boréale, associé aux autres effets des CC, correspondent à la modification des habitats fauniques, ce qui aura sans doute un effet sur la faune de la région nordique. En effet, les experts estiment déjà que la modification des habitats fauniques dans le Nord du Québec constitue l'une des principales causes de la réduction de 30 % des populations de vertébrés nordiques depuis les années 1990 (Commission canadienne des affaires polaires [CCAP], 2012). Le cas du caribou migrateur en est une illustration. Un printemps et un hiver précoces, causés par les CC, influenceraient les déplacements des caribous (dates de départ et d'arrivée au printemps et à l'automne) (Côté, Festa-Bianchet, Dussault, Tremblay,

Brodeur, Simard, ... et Sharma, 2013).

Il est important de signaler que malgré les efforts sur les études climatiques et leurs conséquences sur le milieu biophysiques québécois, « [...] il est encore très difficile, dans l'état actuel des connaissances, de décrire avec précision à quoi ressembleront les écosystèmes nordiques dans les prochaines décennies [...] » (Ouranos, 2015). Parce que chaque espèce végétale répond de manière spécifique aux CC (Ouranos, 2015). De plus, les nouvelles interactions écologiques qui s'établiront entre différentes espèces pourraient créer des déséquilibres écologiques qui sont pour le moment impossibles à prédire (Ouranos, 2015).

A.6 Effets des CC sur les autochtones au Nord du Québec

Les CC auront des effets sur la santé publique et le mode de vie de la communauté autochtone au Nord du Québec. En effet, la grande sensibilité aux CC des espèces terrestres, lacustres et marines est montrée par plusieurs études (Molnár et al., 2010; Stirling et Derocher, 2012; Ferguson, Asselin, Lloseto, et Higdon, 2012; Bélanger, Huard, Gratton, Jeong, St-Hilaire, Auclair et Laurion, 2013; Power, Dempson, Doidge, Michaud, Chavarie, Reist, et Lewis, 2013; Côté et al., 2013; Anctil, Franke et Bêty, 2014). Or, la plupart de ces espèces occupent une grande place dans l'alimentation et la culture des communautés autochtones (Ouranos, 2015). Ainsi, leur disparition entraînerait des déséquilibres dans la structure de l'écosystème de la région et affecterait, par conséquent, le mode de vie (chasse, pêche, cueillette, etc.) des populations nordiques. Parce que la survie de ces dernières dépend des ressources naturelles vivantes et des services écologiques qu'elles en bénéficient (Arctic Climate Impact Assessment [ACIA], 2004; Mathias, Ayles, Blakney, Charles, Fast et Irniq, 2008; Downing et Cuerrier, 2011; CCAP, 2012; Allard, Lemay, Barrett, Sheldon et Brown, 2012; Côté et al., 2013). Ce bouleversement des écosystèmes environnementaux de la région causerait chez les autochtones :

- l'apparition de certaines zoonoses et de diverses maladies infectieuses d'origine alimentaire ou hydrique (Furgal et Seguin, 2006; Furgal, Gosselin et Vézeau, 2008b; Ford et Beaumier, 2011);
- l'augmentation des malades de diabète et d'obésité suite à la perte des activités traditionnelles liées à l'alimentation (Furgal et al., 2006, 2008b; Ford et Beaumier, 2011);

- l'augmentation du stress lié à l'environnement et à l'insécurité alimentaire (Furgal et al., 2006, 2008b; Ford et al., 2011);
- l'augmentation du nombre d'accidents et de blessure à cause du dégel du pergélisol, des routes de glace, etc. (Ouranos, 2015).

ANNEXE B MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE AVEC LA DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE

Guide d'entretien B.1 Interview Questions with the tallyman of VC-29

« Quelle est la perception du maître de trappe du VC-29 d'un parc à résidus miniers et comment il aimerait voir le parc à résidus miniers de la mine Éléonore végétalisé ? »

- 1) First, could you introduce yourself and your territory to us, please?
- 2) Could you tell us about the plants that are culturally important for you on your territory and why? (Traditional names, stories, connections with other important species).
- 3) Could you describe your involvement in the rehabilitation process at Eleonore?
- 4) What are the opportunities and challenges associated to your involvement in the rehabilitation process?
- 5) What do you think about taking your traditional knowledge into account in the Eleonore mine revegetation process?
- 6) What is your opinion and perception of tailing storage facilities?
- 7) What is your view of contaminated tailing storage facilities?
- 8) What do you know about the reclamation plan of the tailing storage facilities of Eleonore?
- 9) Do you know why Eleonore mine is using engineered covers to restore his tailing storage facilities?
- 10) How would you like to see the reclaimed tailing storage facilities of Eleonore mine? Do you think there is anything that Eleonore mine could do to help that?
- 11) What kind of plants do you want to have on the reclaimed tailing storage facilities?
- 12) Can you tell me why you want to have these plants on the reclaimed tailing storage facilities?
- 13) Which plants do you not want to be present on the reclaimed tailing storage facilities?
- 14) Since the reclaimed tailing storage facilities will be sloping, which of these plants would be suitable to avoid windthrow and deep rooting?

15) Are there any other locations outside the mine site where these types of plants occur?

16) Can you please show me these areas?

Guide d'entretien B.2 Guide d'entretiens adressé à la mine Éléonore

« Quelle est votre perception des plantes choisies par le maître de trappe du VC-29 pour le scénario de végétalisation du parc à résidus miniers de la mine Éléonore? »

- 1) Comment en êtes-vous venus à la décision de travailler avec le maître de trappe du VC-29?
- 2) Quel est le rôle du maître de trappe du VC-29 et de la communauté Crie dans l'ensemble du processus de réhabilitation ?
- 3) Quel est votre avis sur l'utilisation des connaissances autochtones dans le processus de végétalisation des sites miniers?
- 4) Selon vous, quelle est l'importance de l'implication du maître de trappe du VC-29 au processus de restauration des sites miniers?
- 5) Quel scénario de végétalisation prévoyez-vous sur le parc à résidus miniers restauré?
- 6) Que pensez-vous des plantes choisies par le maître de trappe du VC-29 pour le scénario de végétalisation du parc à résidus miniers?
- 7) Quel est votre point de vue sur la faisabilité du scénario de végétalisation avec des plantes choisies par le maître de trappe du VC-29? Auriez-vous d'autres scénarios alternatifs à développer avec le maître de trappe du VC-29?
- 8) Quels sont les opportunités et les défis associés à l'inclusion du savoir traditionnel Cri dans le processus de réhabilitation/végétalisation ?

Guide d'entretien B.3 Guide d'entretiens adressé aux répondants ou répondantes du CNG

« Quelle est votre perception des plantes choisies par le maître de trappe du VC-29 pour le scénario de végétalisation du parc à résidus miniers de la mine Éléonore? »

- 1) Pourriez-vous décrire votre implication dans le processus de réhabilitation du parc à résidus miniers de la mine Éléonore ?
- 2) Quels opportunités et défis sont associés à votre collaboration avec la mine Éléonore?
- 3) Que pensez-vous de l'utilisation des connaissances autochtones dans le processus de restauration/végétalisation des sites miniers à Éléonore?
- 4) Que pensez-vous d'un parc à résidus miniers? Parc à résidus miniers restauré? Parc à résidus miniers contaminé?
- 5) Que pensez-vous des plantes choisies par le maître de trappe du VC-29 pour le scénario de végétalisation du parc à résidus miniers?
- 6) Quel est votre point de vue sur la faisabilité du scénario de végétalisation avec des plantes choisies par le maître de trappe du VC-29? Auriez-vous d'autres scénarios alternatifs à proposer? Lesquels? Quelle est la faisabilité de ces derniers?

Guide d'entretien B.4 Guide d'entretiens adressé aux répondants ou répondantes du côté des ministères en charge de la restauration de sites miniers au Québec

« Quelle est votre perception des plantes choisies par le maître de trappe du VC-29 pour le scénario de végétalisation du parc à résidus miniers de la mine Éléonore? »

- 1) Que pensez-vous d'un processus de restauration des sites miniers? Quels sont les éléments, selon vous, qui doivent nécessairement être pris en compte par le promoteur minier?
- 2) Quelle est votre opinion sur l'implication des communautés autochtones et l'utilisation de leurs connaissances dans le processus de restauration des sites miniers?
- 3) Quelle est votre opinion sur la restauration du parc à résidus miniers de la mine Éléonore?
- 4) Quel est votre avis sur le scénario de végétalisation du parc à résidus miniers restauré de la mine Éléonore? Quelle est votre opinion sur l'implication du maître de trappe du VC-29 à ce processus?
- 5) Que pensez-vous des plantes choisies par le maître de trappe du VC-29 pour le scénario de végétalisation du parc à résidus miniers?
- 6) Quel est votre point de vue sur la faisabilité du scénario de végétalisation avec des plantes choisies par le maître de trappe du VC-29? Auriez-vous d'autres scénarios alternatifs à proposer? Lesquels? Quelle est la faisabilité de ces derniers?

ANNEXE C ARTICLE DE CONFÉRENCE: NATURAL ANALOG OF A COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS (CCBE) TO IMPROVE THE LONG-TERM PERFORMANCE EVALUATION AND THE DESIGN OF THE COVER

Mohamed Kadiatou Cissé ^{a*}, Marie Guittonny ^a, Bruno Bussière ^a

Published in Australian Centre for Geomechanics, Mine Closure 2022 (October, 13, 2022), in AB Fourie, M Tibbett & G Boggs (eds): pp. 949-960.

https://doi.org/10.36487/ACG_repo/2215_69

J'ai contribué à la structuration de l'article, l'élaboration de la méthodologie de recherche, la réalisation des travaux de terrain, le traitement et l'analyse des données, la recherche bibliographique et la rédaction de l'article.

^a Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Canada

* Corresponding author

C.1 Abstract

To manage acid mine drainage, some mine sites in Québec, Canada, have been reclaimed using a cover with capillary barrier effects (CCBE). The performance of this oxygen barrier cover system relies on maintaining a fine-grained material layer with a high degree of water saturation. However, after mine closure, CCBEs can be colonised by the surrounding ecosystem (plants, animals, and microorganisms) that can influence its hydraulic properties. Plant roots, for instance, can pump water and decrease the degree of saturation in fine-grained materials. Since CCBEs are expected to perform for hundreds of years, their designs must anticipate long-term environmental changes. Projections of how a changing environment could influence CCBE performance are crucial. Current numerical models to predict water balance can integrate vegetation effects but long-term environmental changes, such as climate change, soil development, and ecological succession, are usually not considered. Model input data associated with future environmental scenarios at reclaimed sites are required. Natural analogs are natural ecosystems that provide clues for more

effective cover designs or indicate long-term changes in cover environment. A natural analog (NA) of a CCBE can help to obtain data representative of long-term environmental changes that may influence the CCBE performance. In this paper, the methodology used to obtain an NA of a CCBE, including the influence of mature vegetation, is presented. The criteria developed to check the analogy between a constructed CCBE, and a natural equivalent are explained (for example, the water table level, hydrogeological properties of materials, and the required contrast between these properties). An example of vegetation data obtained from the natural CCBE analog is described. Finally, the benefits of using NAs information for the design of engineered cover systems are discussed.

Keywords: mine reclamation, cover with capillary barrier effects, natural analog, mature jack pine, boreal ecosystem, root development, cover performance.

C.2 Introduction

One of the most common issues associated with solid mine wastes, such as tailings, is the generation of acid mine drainage (AMD), which occurs when oxygen and water react with iron sulphide minerals in the wastes. However, these reactions can be limited by introducing engineered cover systems such as covers with capillary barrier effects (CCBEs). CCBEs are comprised of three to five layers of materials with contrasting hydrogeological properties (Aubertin et al., 2002, 2016; Morel-Seytoux, 1992; Nicholson et al., 1989). In humid regions, where the water budget is net positive (e.g., much of southern Québec), the main goal of a CCBE is to significantly reduce oxygen fluxes reaching the underlying tailings (Demers and Pabst, 2021). The effectiveness of a CCBE as an oxygen barrier is based on its capacity to maintain a (fine-grained) moisture-retaining layer (MRL) at a high degree of saturation by using a phenomenon called the capillary barrier effect (Demers and Pabst, 2021). The CCBE significantly reduces the oxygen diffusion coefficient through the cover because oxygen migrates 10^3 to 10^4 times more slowly in water than in air (Chapuis and Aubertin, 2003). Capillary barrier effects are observed when a fine-grained material is placed over a coarser layer in unsaturated conditions (Aubertin et al., 2016; Mbonimpa et al., 2020). The particular hydrogeological contrast between coarse- and fine-grained soils is thus used in the CCBE to create the oxygen barrier. In a CCBE, a second layer of coarse-grained material is

placed above the MRL to limit water loss due to evaporation and transpiration (Morel-Seytoux, 1992; Bussière et al., 2007). Four- or five-layer CCBE designs confer additional functions through the addition of a protection layer and/or surface layer; however, these extra layers do not play an active role in maintaining capillary barrier effects (Demers and Pabst, 2021). Instead, they are used to protect the three core layers from erosion and bio-intrusion or to promote the establishment and growth of vegetation.

Prior work has demonstrated that efficient and effective CCBEs must remain permanently highly saturated ($S_r \geq 85\%$) in the MRL (Aubertin et al., 1998, 2016; Bussière et al., 2007; Demers and Pabst, 2021). However, after mine closure, plants, animals, and microorganisms from the surrounding ecosystem (Smirnova et al., 2011; Proteau et al., 2020b) may colonise the CCBE and alter its hydraulic properties. For example, plant roots can pump water towards the surface and decrease the S_r (degree of saturation) of the MRL (Guitttonny et al., 2019; Proteau et al., 2020a). Root colonisation can also modify the materials' in situ hydrogeological properties, such as the saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) and water retention curve (WRC), that control cover performance (Bussière and Guitttonny, 2021; Proteau et al., 2020a).

Few prior studies of cover performance have documented the evolution of their hydrogeological properties with respect to ecological processes (Benson et al., 2002; DeJong et al., 2015). However, the ability to predict how ecological changes to the environment could affect a CCBE's performance is crucial given that cover systems are expected to be effective over hundreds of years. Although current numerical models used to predict the unsaturated hydrogeology of covers can integrate vegetation effects, long-term environmental changes like climate change, soil development and ecological succession are usually not considered. The development and improvement of these models requires input data associated with future ecological scenarios at reclaimed sites; however, these data can be difficult to acquire by conventional methods (e.g., long-term monitoring studies).

The use of natural analogs (NAs) may present a suitable, practical alternative for gathering these data. Natural analogs (NAs) are natural ecosystems that provide clues for more effective cover

systems designs or are indicative of long-term changes in cover systems environments (Albright et al., 2010). These cover systems are one of the reclamation options used for the decommissioning of mine waste storage facilities to control AMD production (Aubertin et al., 2016). Thus, studying NAs of a cover system can help to obtain valuable data on the long-term ecological changes that might occur in cover systems. These data could be used to understand how long-term ecological change influences the hydrogeological properties and effectiveness of CCBEs and could be used in predictive models. The objective of this paper is, first, to develop criteria for natural analogs of CCBEs, second, to present the methodology used to identify potential NA sites and third, to describe an example of substrate characterisation and vegetation data obtained from a natural CCBE analog. Finally, the benefits of using NA information for the design of engineered cover systems are discussed.

C.3 Presentation of CCBE cover systems and criteria developed to check the analogy between a constructed CCBE and a natural equivalent

This section briefly presents the generic configuration of CCBE cover systems, and then discusses criteria developed to check the analogy between a constructed CCBE and a natural equivalent. These criteria are the water table level and hydrogeological properties of materials and the required contrast between them.

C.3.1 Configuration of CCBEs

A schematic illustration of a five-layer CCBE placed on acid generating tailings is presented in Figure C.1. Each layer has a specific function in the cover system. The core of the CCBE is composed of three layers (upper capillary barrier layer, moisture-retaining layer, and bottom capillary barrier layer) (Bussière and Guittonny, 2021). The MRL is a fine-grained material placed between two layers of coarse-grained material (used as the upper and bottom capillary barrier layers) to maintain a high (e.g. >85%) degree of saturation (S_r) in the MRL and create an oxygen diffusion barrier (Bussière et al., 2003; Proteau et al., 2020a). CCBEs are recommended to reclaim sites that are exposed to positive water budget that allows for periodic water recharge of the MRL, as well as sites with water table levels naturally several metres below the surface of the reactive

mine wastes to be reclaimed. CCBEs have previously been discussed in detail by several authors. The interested reader can refer to the work of Demers and Pabst (2020) in particular for a discussion of CCBE design and the factors that influence cover performance.

a) Surface layer

The surface layer is a protective layer. It is not directly involved in the reduction of oxygen flux but protects the cover against water and wind erosion (Demers and Pabst, 2021). It separates the lower layers from the surrounding ecosystem, reduces the influence of ecosystem natural processes and integrates the surface of the site to the local landscape (Aubertin et al., 2002). It is usually made of soils containing organic matter (15-20 cm) that facilitates the establishment of vegetation (Aubertin et al., 2015; Demers and Pabst, 2021).

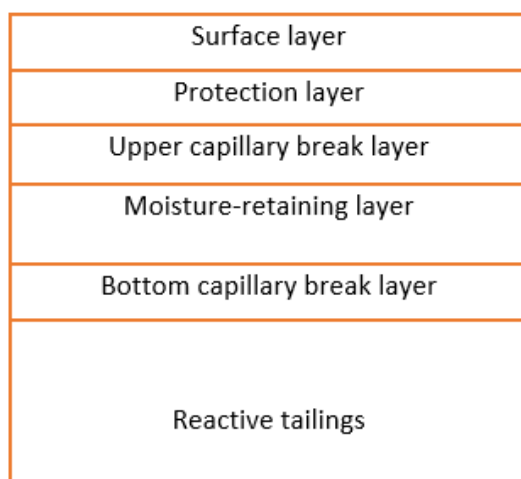


Figure C.8.1 Schematic representation of a CCBE with five layers (adapted from Demers and Pabst, 2021)

b) Protection layer

The protection layer aims to protect the core of the cover system against climatic conditions, animals, plant roots and temporarily retain or store infiltration water (Aubertin et al., 2002, 2015).

It is made of coarse-grained materials (such as sand and gravel with cobbles) (Demers and Pabst, 2021). The thickness of this layer is variable and can sometimes be 1 m thick.

c) Upper capillary break layer (CBL)

The upper capillary break layer is the first essential functional component of the CCBE and plays a fundamental role in CCBE performance. It is a vertical and lateral drainage layer of granular (sand and gravel or crushed inert waste rock) material that controls water inflow (Demers and Pabst, 2021) because this layer has a high saturated hydraulic conductivity ($K_{\text{sat}} > 10^{-3}$ cm/s) (Aubertin et al., 2015). This coarse-grained layer also acts as a capillary break that prevents moisture loss by evaporation from the Moisture-Retaining Layer (MRL). Its thickness is generally between 30 and 50 cm.

d) Moisture-retaining layer (MRL)

The MRL is the actual oxygen barrier layer of the CCBE. The material for this layer should have hydraulic properties that allow keeping a high degree of saturation, like low k_{sat} (e.g. 10^{-5} - 10^{-6} cm/s for the Lorraine site CCBE, Nastev and Aubertin, 2000) and thus reducing oxygen fluxes. It is made of compacted natural materials such as silt and clay, as well as fined-grained materials that have similar hydrogeological properties like tailings. Its thickness varies from 50 to 100 cm. Compared to the Capillary Barrier Layers, the MRL material should have a lower saturated hydraulic conductivity (K_{sat}) (i.e., k_{sat} two–three orders of magnitude lower than the CBL materials), an air entry value (AEV) higher than the water entry value (WEV) of the CBL, and a significant moisture-retaining capacity (Demers and Pabst, 2021) (Figure C.2).

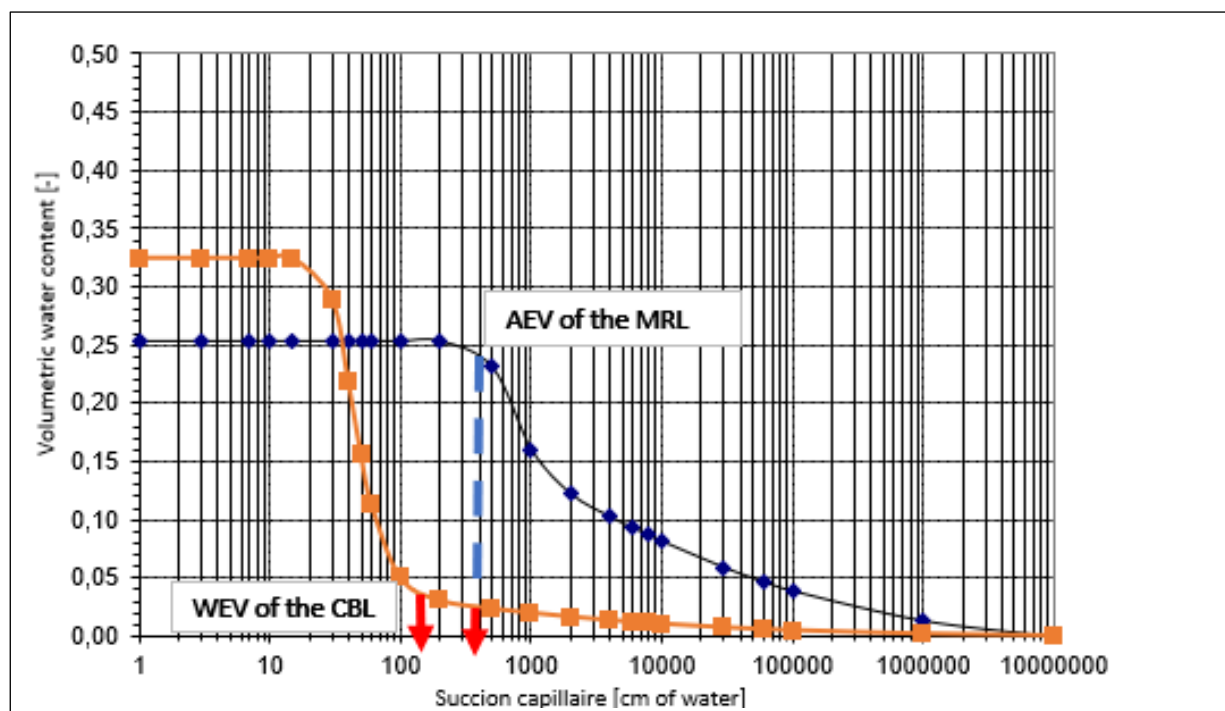


Figure C.8.2 Schematic hydraulic functions for the MRL and the CBL (AEV of the MRL > WEV of the CBL) (adapted from Mbonimpa et al., 2020)

e) Bottom capillary break layer

The bottom CBL is the CCBE support layer placed on the tailings. This layer is made of a coarse material (such as sand and/or gravel) to provide the required contrast to create a capillary barrier effect and prevent desaturation of the moisture-retaining layer (Bussière et al., 2003; Demers and Pabst, 2021). Also, it prevents the rise, by capillarity, of contaminated water from the tailings present underneath. Its saturated hydraulic conductivity should be relatively high ($K_{\text{sat}} \geq 10^{-3}$ cm/s, like that of CBL) (Aubertin et al., 2015; Demers and Pabst, 2021). A thickness of 30–50 cm is often suggested to favor drainage.

C.4 Criteria developed to check the analogy between a constructed CCBE and a natural equivalent

To the authors' knowledge, criteria for identifying NAs of CCBEs have not been previously established. Thus, the first goal of this study was to develop and propose a set of criteria for defining NAs. Based largely on the essential properties of a CCBE, several parameters were identified as key criteria. These criteria are summarised in Table C.1.

Tableau C.8.1 Criteria developed to check the analogy between a constructed CCBE, and a natural analog

Characteristics	NA water table level	Hydrogeological properties of analog materials			
		Typical materials	Typical K_{sat}	Typical thickness	Required contrast between materials
Criteria	Water table level below -3 m from the surface	Sand (UCBL)	$k_{sat} \geq 10^{-3}$ cm/s	≥ 0.3 m	$\Psi_r \text{ Sand} < \Psi_a \text{ Silt}$
		Silt (MRL)	k_{sat} two–three orders of magnitude lower than k_{sat} of the sand	0.5-1 m	$\Psi_a \text{ Silt} > \Psi_r \text{ Sand}$
		Sand (BCBL)	$k_{sat} \geq 10^{-3}$ cm/s	≥ 0.3 m	$\Psi_r \text{ Sand} < \Psi_a \text{ Silt}$

The first criterion is the water table level. NA water table level was targeted below -3 m from the surface in early summer because the CCBE method is usually chosen to reclaim unsaturated tailings, that is, on a site where the water table is at least below -2 m from the surface for tailings, depending on their air entry value (Demers and Pabst, 2021). In a boreal climate, the water table tends to reach the lowest level during summer when precipitation is low, and evaporation is high.

The second criterion concerns hydrogeological properties of NA materials. First, the NA should have multilayered configuration with coarse-grained materials (like sand) below and above fine-grained material (like silt). The thickness of the silt layer should be between 0.5 and 1 m, while the thickness of the sand layers can be more variable, with a minimum required value of 0.3 m. Indeed,

an upper CBL layer thicker than 0.3 m would be representative of CCBE configurations including sandy protection layers. The functions of the bottom sand layer, i.e., to act as a capillary barrier and isolate the MRL from the water of the deeper layer, are expected to be maintained if the thickness of this layer is greater than 0.3 m. Secondly, the required contrast between hydrogeological properties of NA materials to create capillary barrier effects and prevent desaturation of the moisture-retaining layer (MRL), should be provided. Therefore, NA fine-grained material (silt) should have a greater air entry value (AEV or Ψ_a) than the water entry value (WEV or Ψ_r) of the coarse-grained materials (sand) below and above the silt and a contrast between k_{sat} of 2-3 orders of magnitude (Aubertin et al., 2016). Numerous publications on this phenomenon can be found in the literature (e.g., Bussière et al., 2003; Bussière and Guitttonny, 2021; Molson et al., 2008; Morel-Seytoux, 1992; Nicholson et al., 1989).

C.5 Method used to obtain a NA of a CCBE

C.5.1 Potential site selection

Preliminary investigations of potential NA sites were carried out based on regional geological data (Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada) available for mapping underground water resources (Cloutier et al., 2015). One site showing an ideal alternating sequence of sand and silt layers was identified at the border of esker formations in St-Mathieu d'Harricana, Amos, Québec (48° 27' 28.21 " N, 78° 12' 56.06" W; Figure C.3). The regional climate is cold and humid (Environment Canada 1993), with a mean annual precipitation of approximately 889 mm and mean summer temperature of about 17 °C (Bussière et al., 2017).



Figure C.8.3 The site selected to obtain the NA of a CCBE (St-Mathieu d'Harricana in Abitibi-Temiscamingue region, Québec, Canada)

The substrate profile of the site is composed of sand layers (coarse-grained materials) placed above and below a silt layer (fine-grained material) (Figure C.4a), like the targeted configuration of CCBE cover systems. This site covers a total area of 41 ha, and is colonised by mature jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) (i.e., over 60 years old jack pine [Campagna, 1996; Morrison et al., 1993]) (Figure C.4b). Mature jack pine were selected because the species usually develops a deep tap root (De Silva et al., 1999) up to 3 m (Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec, 2017), which could pump water and decrease the degree of saturation in the MRL, and therefore influence CCBE performance.



Figure C.8.4 (a) The substrate profile of the selected site for the NA of a CCBE, composed of sand layers above and below a silt layer; (b) The selected site for the NA of a CCBE is colonised by mature jack pine vegetation

C.5.2 Potential site selection

The substrate profile, the water table depth, the substrate geotechnical properties and plant material (age, aboveground size, rooting depth) were characterised in several plots on the selected site. The latter was done to characterise potential plant root colonisation in a CCBE that may influence its performance in the long-term.

a) Soil coring to check the layered profile and water table depth

In May 2021, one dozen candidate plots were dispersed along a transect perpendicular to the esker. These plots were each validated according to the criteria developed to identify NAs of CCBEs. Thirty cores were dug with a soil auger (3 ¼ Regular auger Bock-1 AMS400.06) across the candidate plots to determine the depth of the water table, as well as the thickness of the sand and silt layers (to a maximum depth of 3 m). Three candidate plots met the two first selection criteria (water table level below -3 m from the surface and coarse-grained materials layers below and above fine-grained material with appropriate thicknesses) and were selected for further study (Figures

C.5 and C.6), while the remaining nine plots were discarded. Then, nine mature jack pine specimens were selected, in a random way, from the three plots (i.e., three per plot) to study their root development in the NA profile, as well as check the required hydrogeological properties of materials according to the defined criteria.



Figure C.8.5 The three experimental plots which met the developed criteria to check the analogy between a constructed CCBE, and a natural equivalent, in St-Mathieu d'Harricana ($48^{\circ}27'28.62''\text{N}$, $78^{\circ}12'56.20''\text{W}$)

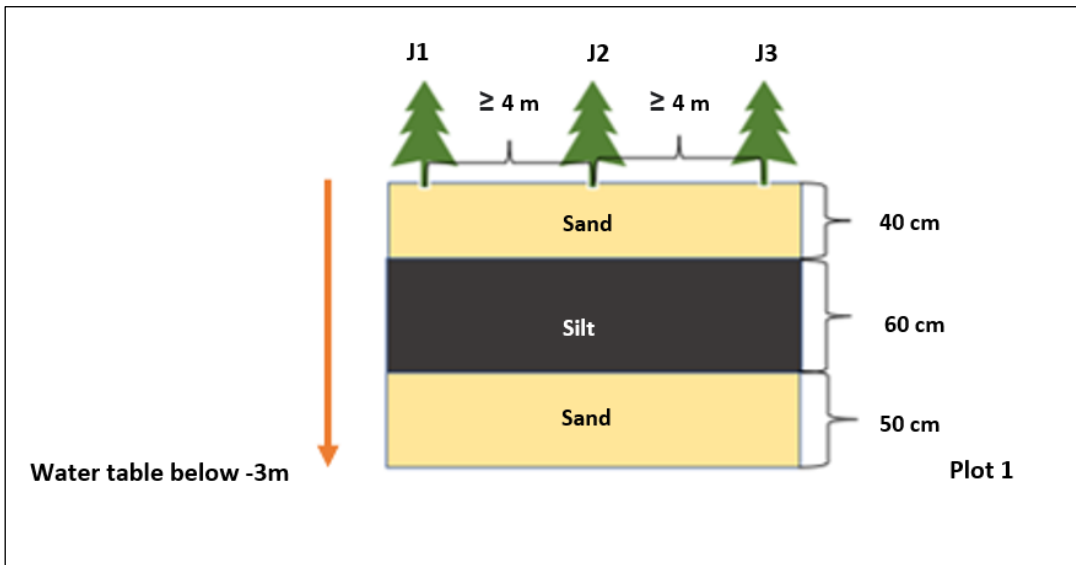


Figure C.8.6 Example of experimental plot, with the developed criteria to check the analogy between a constructed CCBE and a natural equivalent (water table level, sand below and above silt and materials thicknesses), and targeted plant material (mature jack pine [J])

b) Geotechnical characterisation of each layer material

Firstly, to analyse the particle size distribution, vertical trenches were dug with a mechanical shovel at 50 cm from each jack pine. A total of 18 trenches were dug (six per plot and two per jack pine, perpendicular to each other). Then, material samples were taken on each trench using a core drill. A total of 162 material samples (18 per plot and six per tree) were taken. Three samples were taken per trench (in the sand above the silt, at least at 30 cm from the surface, in the silt, at least at 70 cm from the surface, and in the sand below the silt, at least at 100 cm from the surface). These samples were then dried in the oven at 60 ° C (for 72 hours, in a laboratory) and then deagglomerated and homogenized. The particle size distribution of each sample was then obtained by using sieves and a Laser Diffraction Particle Size Analyser (Malvern Mastersizer) (Malvern Panalytical Ltd. United Kingdom).

Secondly, undisturbed samples of the sand and the silt were collected in situ with the ring method (CAN/BNQ 2501-058) (known volume) in each of the plots. Then, these samples were dried in an

oven at 60°C for 72 h to determine the dry weight and calculate bulk density. Samples were then deagglomerated and homogenised to determine the relative density (specific gravity [Gs]), using a helium pycnometer (ASTM D5550) (Automatic vacuum pycnometer, Qualtech Products Industry, USA). From these results, void ratio (e) and porosity (n) were calculated using well-known mass-volume relationships (Mbonimpa et al., 2021).

Then, the saturated hydraulic conductivity (ksat) was predicted using the modified Kozeny-Carman formula (Mbonimpa et al., 2002) (Equation 4.1):

$$k_{sat} \left(\frac{cm}{s} \right) = C_G \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{3+x}}{1+e} C_u^{1/3} D_{10}^2 \quad |(C.1)$$

Where:

- $C_G \approx 0,1$.
- γ_w =Water weight at 20°C $\approx 10 \text{ kN/m}^3$.
- μ_w =Water dynamic viscosity at 20°C $\approx 10^{-3} \text{ Pa.s}$.
- D_{10} = in cm.
- $X \approx 2$.

The water retention curve (WRC) was also predicted using the modified Kovacs (MK) model (Aubertin et al. 2003) (Equation 4.2), expressed as the volumetric water content as a function of capillary suction:

$$S_r = \frac{\theta}{n} = 1 - \langle 1 - S_a \rangle (1 - S_c) \quad |(C.2)$$

Where:

$\langle y \rangle = 0.5(y + |y|) \text{ (Macaulay brackets)}$

$$S_c = 1 - [(h_{co}/\Psi)^2 + 1]^m \exp \left[-m \left(\frac{h_{co}}{\Psi} \right) \right] \quad |(C.3)$$

$$S_a = a_c \left(1 - \frac{\ln \left(1 + \frac{\Psi}{\Psi_r} \right)}{\ln \left(1 + \frac{\Psi}{\Psi_r} \right)} \right) \frac{(h_{co}/\Psi_n)^{2/3}}{e^{1/3} (\Psi/\Psi_n)^{1/6}} \quad |(C.4)$$

$$\Psi_r = 0,86 h_{co,G}^{1,2} \quad |(C.5)$$

$$h_{co,G} = \frac{b}{e D_{10}} \quad |(C.6)$$

$$b = \frac{0,75}{1+1,17 \log (C_u)} \quad |(C.7)$$

h_{co} = equivalent capillary height (cm).

m = pore size distribution parameter ($1/C_u$).

a_c = adhesion coefficient (-) ($ac = 0.010$ when ψ is expressed in cm of water).

Ψ_n = normalisation parameter introduced for unit consistencies ($\psi n = 1$ cm when ψ is given in cm).

Ψ_o = suction (cm) corresponding approximately to complete dryness ($\theta = 0$ at $\psi = \psi_0 = 10^7$ cm of water)

Ψ_r = suction at residual water content (cm).

Finally, the predicted hydraulic properties of the materials were used to validate the contrast between the NA materials for each trench and the presented criteria to check the analogy between a constructed CCBE and a natural equivalent.

c) Root colonisation at each plot and data analyses

The sampled jack pine trunks were cut at the base, their heights measured, and their ages determined by counting tree rings (Mariaux, 1967; Peters et al., 2002). Root profiles were then studied. 4 x 4 m large and 2 m deep observation trenches were dug with a mechanical shovel at 50 cm from the trunk of each cut tree. Two trenches, perpendicular to each other, were dug by tree. A 90 × 60 cm grid with 5 × 5 cm mesh squares was laid against the vertical trench to study the root distribution along the substrate profile (Guittonny-Larchevêque and Lortie, 2017). The root occurrence (number of squares where a root was present/total number of squares × 100) and root density (sum of the number of roots in each grid square/sum of squares' surface in dm⁻²) were noted in each trench and were compiled by substrate depth (Guittonny-Larchevêque and Lortie, 2017). The maximum depth of root occurrence (cm) from the surface was noted in each trench (Guittonny-Larchevêque and Lortie, 2017).

C.6 Results: example of substrate characterisation and vegetation data obtained from a natural CCBE analog

Example of characterisation results obtained from one NA (plot 1) is summarized in Table C.2.

Table C.8.2 Results obtained from plot 1 material characterisation

Plot	Water table level	Materials	Material thickness	Porosity (without unit)	Void ratio (ratio of void volume to solid volume)	K_{sat} (cm/s)	D10 (μm)	D60 (μm)	Ψ_a (cm)	Ψ_r (cm)	Ψ_a silt > Ψ_r sand, contrast between K_{sat} of 2-3 orders of magnitude?
Plot 1	Below 3 m from the surface	Sand	40 cm	0.424	0.737	1.87E-01	263	466	200	10	Yes
		Silt	60 cm	0.258	0.349	4.37E-07	1.25	8.75	6.00E+03	1.00E+06	Yes
		Sand	50 cm	0.424	0.737	1.19E-01	208	385	200	10	Yes

Plot 1 substrate characterisation (table 4.2) clearly shows that the selected NA meets the developed criteria to obtain a CCBE equivalent. Indeed, the plot water table level is below -3 m from the surface. There is sand below and above the silt and the hydrological properties of materials meet the required contrast between materials (Ψ_a of the silt > Ψ_r of the sand and there is a contrast between k_{sat} of 2-3 orders of magnitude).

Data of jack pine root development on the NA of a CCBE (root density, root occurrence, and the maximum depth of root occurrence) were obtained. In plot 1, a 77-year-old jack pine with a height of 16 m developed roots up to 1 m deep (in the silt) from the surface (Figure C.7a), although most of the roots were concentrated in the first 20 cm in the first sand layer (Figure C.7b).

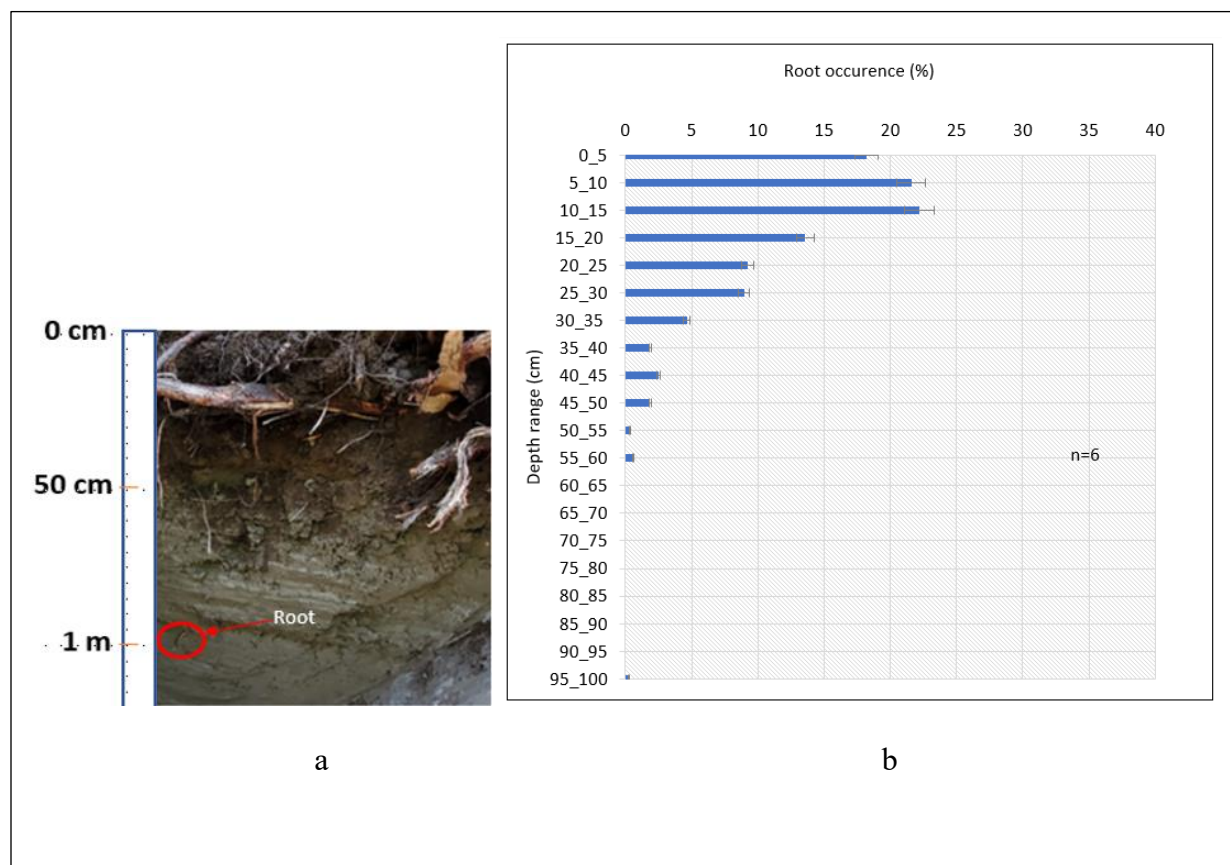


Figure C.8.7 (a) Example of roots (developed by a 77-year-old jack pine) at 1 m depth in the silt of plot 1, (b) example of mean root occurrence in plot 1 (n=6 observation trenches around a tree)

The diameter of roots reaching the silt layer ranged from 0.1 to 2 mm. These initial observations showed that, while the deepest roots fell significantly short of previously reported values from the literature (up to 3 m), they could still reach the silt layer of a CCBE analog. This could have significant impacts on its hydrogeotechnical properties and ability to control oxygen migration.

C.7 Conclusion: benefits of using NA information for the design of engineered cover systems

In a boreal forest ecosystem, it can take several decades to hundreds of years before natural plant succession establishes mature forests on newly constructed engineered cover systems. However, mine site reclamation is a relatively new practice, with modern reclamation technologies only having begun to be applied over the past 30 years (Bussière and Guittonny, 2020). The absence of multidecadal monitoring studies is, therefore, a challenge to understanding the effects of mature forest vegetation on the performance of engineered cover systems. However, the initial results presented in this study suggest that natural analogs of covers with capillary barrier effects do exist in undisturbed ecosystems and can provide data that can help to inform the design of engineered cover systems for long-term resilience. This study proposed the methodology to find a natural analog of a CCBE. A site at St-Mathieu d'Harricana in Abitibi-Témiscamingue, Québec (Canada) was selected for investigation. The site was primarily forested with mature jack pine, which can develop deep roots capable of pumping groundwater and decreasing the degree of saturation in the MRL of a CCBE. It was hypothesized that this would likely have a negative effect on the long-term performance of a CCBE. Initial data from the site showed that the substrate was comprised of layers of sand and silt that were configured similarly to a CCBE and had the hydrogeological properties necessary to form a capillary break. Observation trenches revealed deep roots (maximum 1 m) that penetrated the silty material. This suggests that NA sites such as this could be useful in studying the impacts of mature ecosystems on the performance of CCBEs.

Future work will include investigations of root development in mature jack pines at additional NA sites to obtain more representative root parameters, as well as the application of these data as inputs in numerical models to predict the long-term performance of CCBEs. Based on a literature review

of previous studies (e.g., Albright et al., 2010; Waugh et al., 1994) it was shown that using NA information for the design of engineered cover systems can help to:

- Define future environmental scenarios at reclaimed sites for inputs to numerical models and field tests.
- Provide insights into the possible evolution of covers as a basis for monitoring leading indicators of change.
- Improve our understanding of long-term environmental changes on engineered cover systems.

Provide complementary and real-world alternatives for stakeholders to visualise the long-term evolution of covers rather than relying solely on the predictions of numerical models.

ANNEXE D MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE SOUMIS POUR PUBLICATION AVEC L'ARTICLE# 2

Table D.1 Chemical characteristics of the substrate

Chemical characteristics	Units	Mean in P1 (n=3)	Mean in P2 (n=3)	Mean in P3 (n=3)	Legal threshold
Conductivity	uS/cm	58.26	160.16	134.06	-
Organic carbon	%	2.12	9.24	5.60	
Nitrogen	%	0.06	0.23	0.16	-
pH	-	4.04	3.63	3.73	-
Aluminium	ug/g	3785	3993	1862	
Arsenic	ug/g	< 1.53	< 1.54	< 1.50	30
Boron	ug/g		< 0.50	< 0.50	
Barium	ug/g	13.71	43.45	23.95	
Beryllium	ug/g	< 0.20	< 0.20	< 0.20	
Calcium	ug/g	326.16	718.63	509	-
Cadmium	ug/g	< 0.20	< 0.30	0.7	5
Cobalt	ug/g	1.48	2	0.8	50
Chromium	ug/g	15.92	25.76	10.8	250
Copper	ug/g	3.88	6.09	3.35	100
Iron	ug/g	4783	6660	2748	
Potassium	ug/g	406	672	268	-
Magnesium	ug/g	1149	1668	516.3	-
Manganese	ug/g	42.31	58.51	31.55	1000
Molybdenum	ug/g	< 5.0	< 5.0	< 5.0	10
Sodium	ug/g	< 37	70.43	34	-
Nickel	ug/g	5	8.08	34	100
Phosphorus	ug/g	243	328	178	-
Lead	ug/g	4.78	12.42	6.013	500
Sulfur	ug/g	68	167.06	108.43	-
Selenium	ug/g	< 2.0	< 2.0	< 2.0	3
Silicon	ug/g	< 5.0	< 5.0	< 5.0	
Strontium	ug/g	2.2	6.3	5.66	-
Titanium	ug/g	355	507	205	

Table D.1 Chemical characteristics of the substrate (suite)

Thallium	ug/g	< 5.0	< 5.0	< 5.0	
Vanadium	ug/g	11.85	17.42	7.07	
Zinc	ug/g	9.29	19.55	9.71	500
Total Organic Carbon	%	1.69	8.44	5.61	-

Note: It is the total elements that are presented in this table.

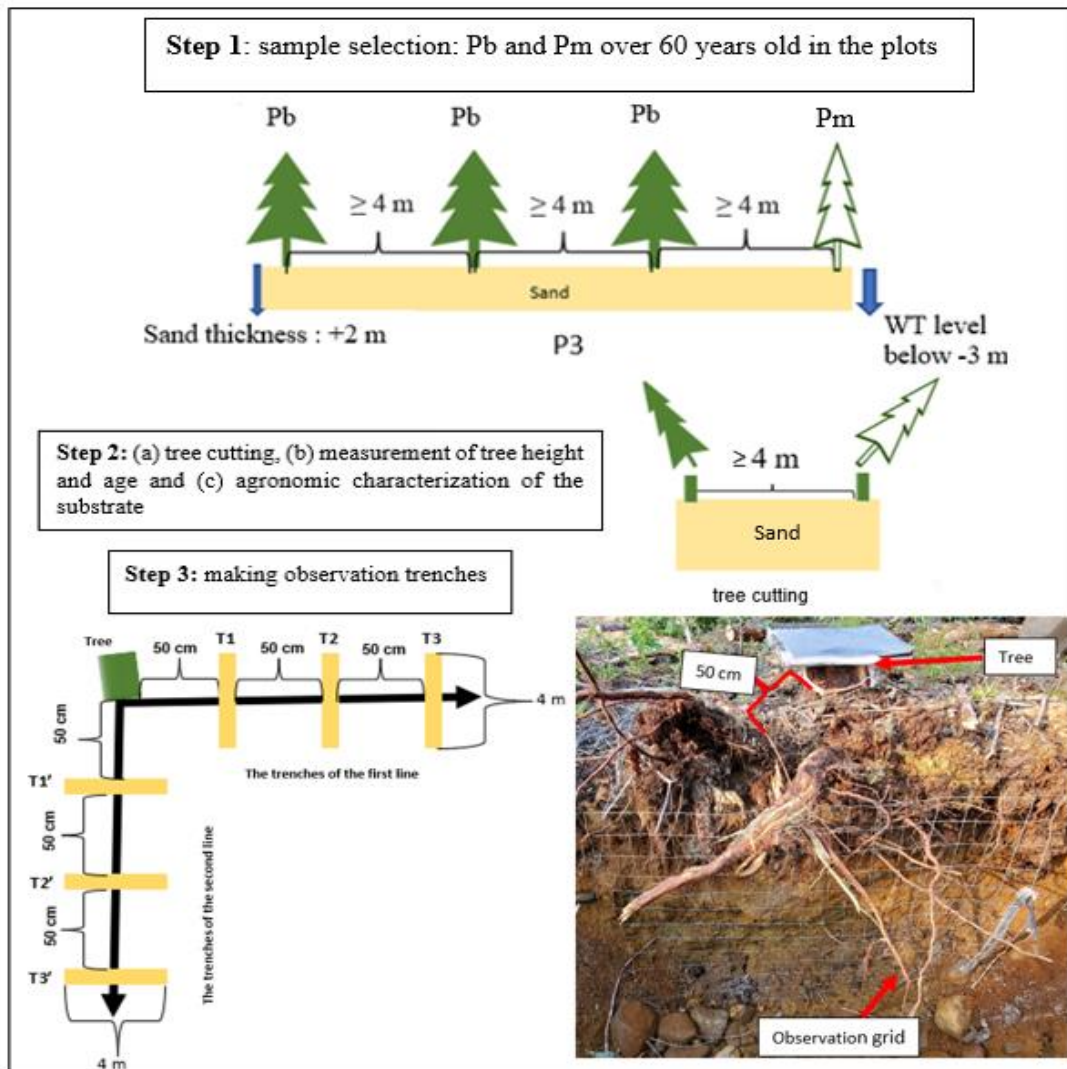


Figure D.1 Different stages of the study and the location of the trenches around each measured tree

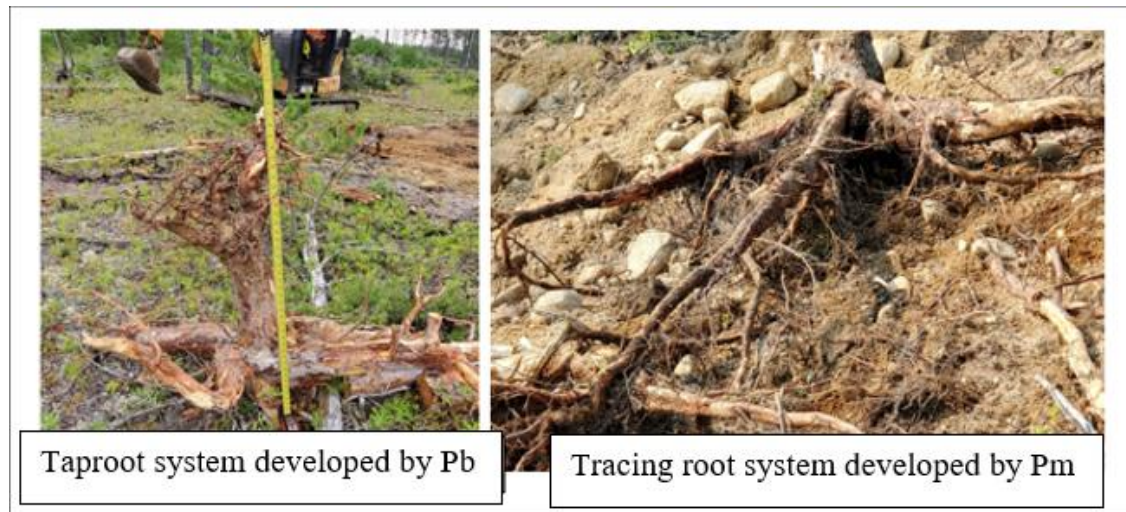


Figure D.2 Photographs of the types of root system developed by the species

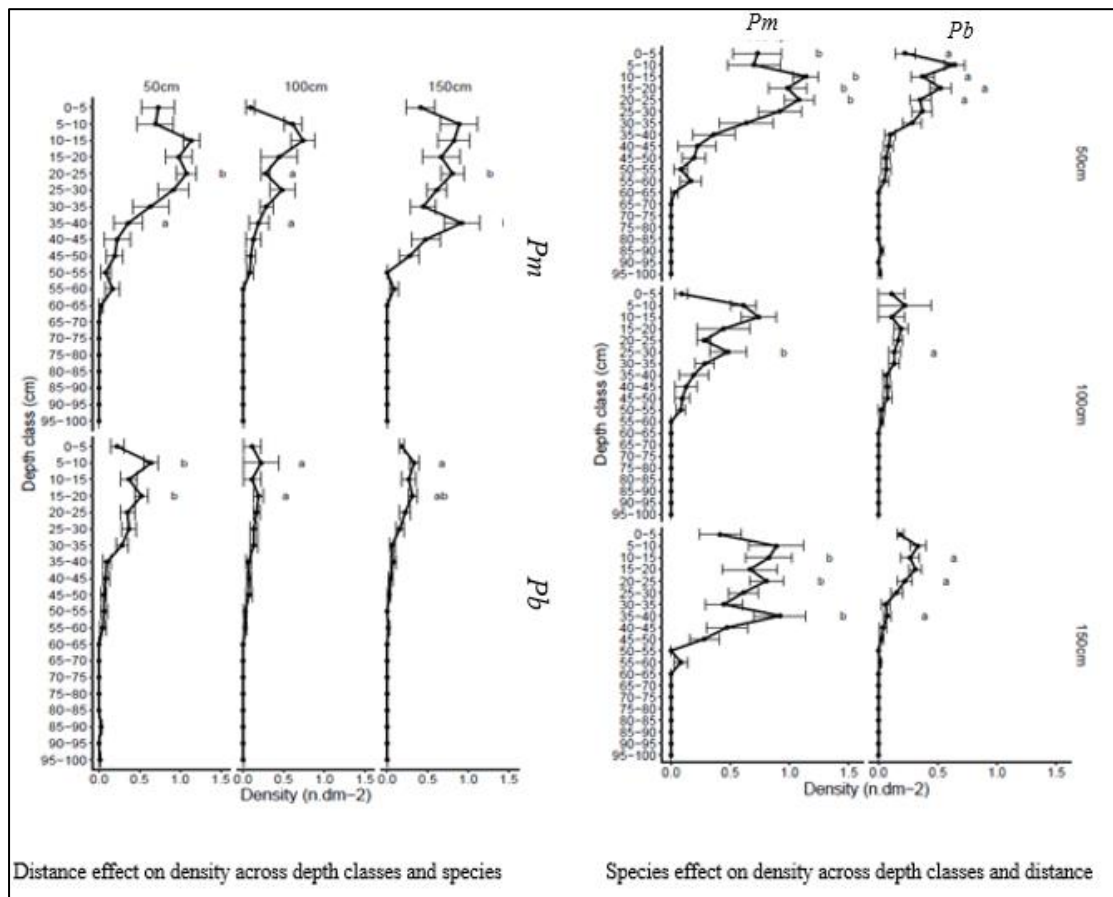


Figure D.3 Distance from the tree and species effects on root density across depth classes ($n = 18$ for *Pb* and $n = 8$ for *Pm*)

**ANNEXE E MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE SOUMIS POUR
PUBLICATION AVEC L'ARTICLE# 3**



Figure E.1 The substrate profile of the selected site for the NA of a CCBE (composed of a sand layer above a silt layer) colonised by mature *Pb* vegetation (adapted from Cissé et al., 2022)

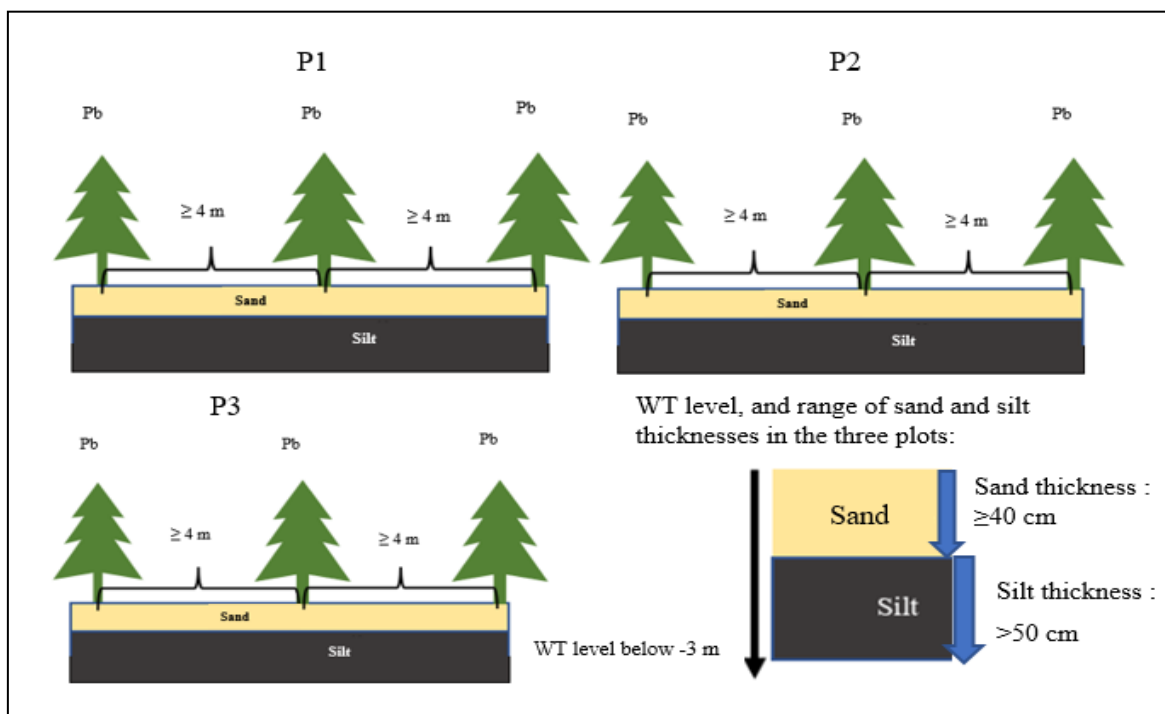


Figure E.2 Schematic representation of the experimental design. P: plot WT: water table. Pb: *Pinus banksiana*

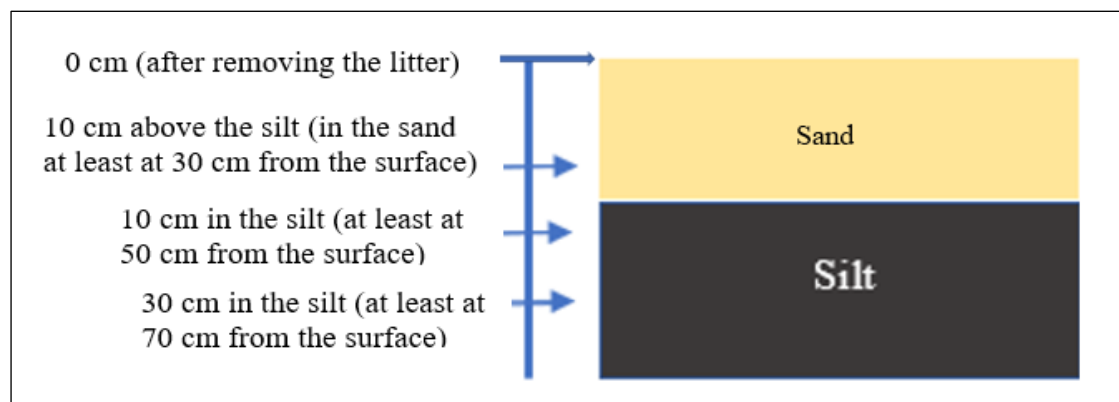


Figure E.3 Sampling locations of samples used for particle size analysis in the NA profile

Table E.1 Chemical characteristics of the substrate

Chemical characteristics	Units	Mean in P1 (n=3)	Mean in P2 (n=3)	Mean in P3 (n=3)	Legal threshold
Conductivity	uS/cm	204.2	243	210	-
Organic carbon	%	9.03	16.35	7.05	
Nitrogen	%	0.34	0.52	0.19	-
pH	-	3.82	3.70	3.88	-
Aluminium	ug/g	5305	4172	5980	
Arsenic	ug/g	3.82	4.04	2.38	30
Boron	ug/g	< 0.50	< 0.50	< 0.50	
Barium	ug/g	68.58	66	42	
Beryllium	ug/g	< 0.20	< 0.20	< 0.20	
Calcium	ug/g	1665	2328	1266	-
Cadmium	ug/g	0.68	1.34	0.43	5
Cobalt	ug/g	2.03	2.16	3.12	50
Chromium	ug/g	10.59	8.85	14.93	250
Copper	ug/g	13.29	19.99	14.40	100
Iron	ug/g	7125	5151	7898	
Potassium	ug/g	384	571	390	-
Magnesium	ug/g	1314	1340	2088	-
Manganese	ug/g	227	156	108	1000
Molybdenum	ug/g	< 5.0	< 5.0	< 5.0	10
Sodium	ug/g	82.2	115	60.16	-
Nickel	ug/g	6.72	10.28	10.48	100
Phosphorus	ug/g	363	453	405	-
Lead	ug/g	18	33.41	13.66	500
Sulfur	ug/g	378	594	319	-
Selenium	ug/g	< 2.0	< 2.0	< 2.0	3
Silicon	ug/g	14	17.4	< 5.0	
Strontium	ug/g	9	12	7.4	-
Titanium	ug/g	472	275	335	
Thallium	ug/g	< 5.0	< 5.0	< 5.0	
Vanadium	ug/g	16	10	14.46	
Zinc	ug/g	26.23	34.03	24.30	500
Total Organic Carbon	%	7.61	15.49	6.66	-

Note: It is the total elements that are presented in this table.

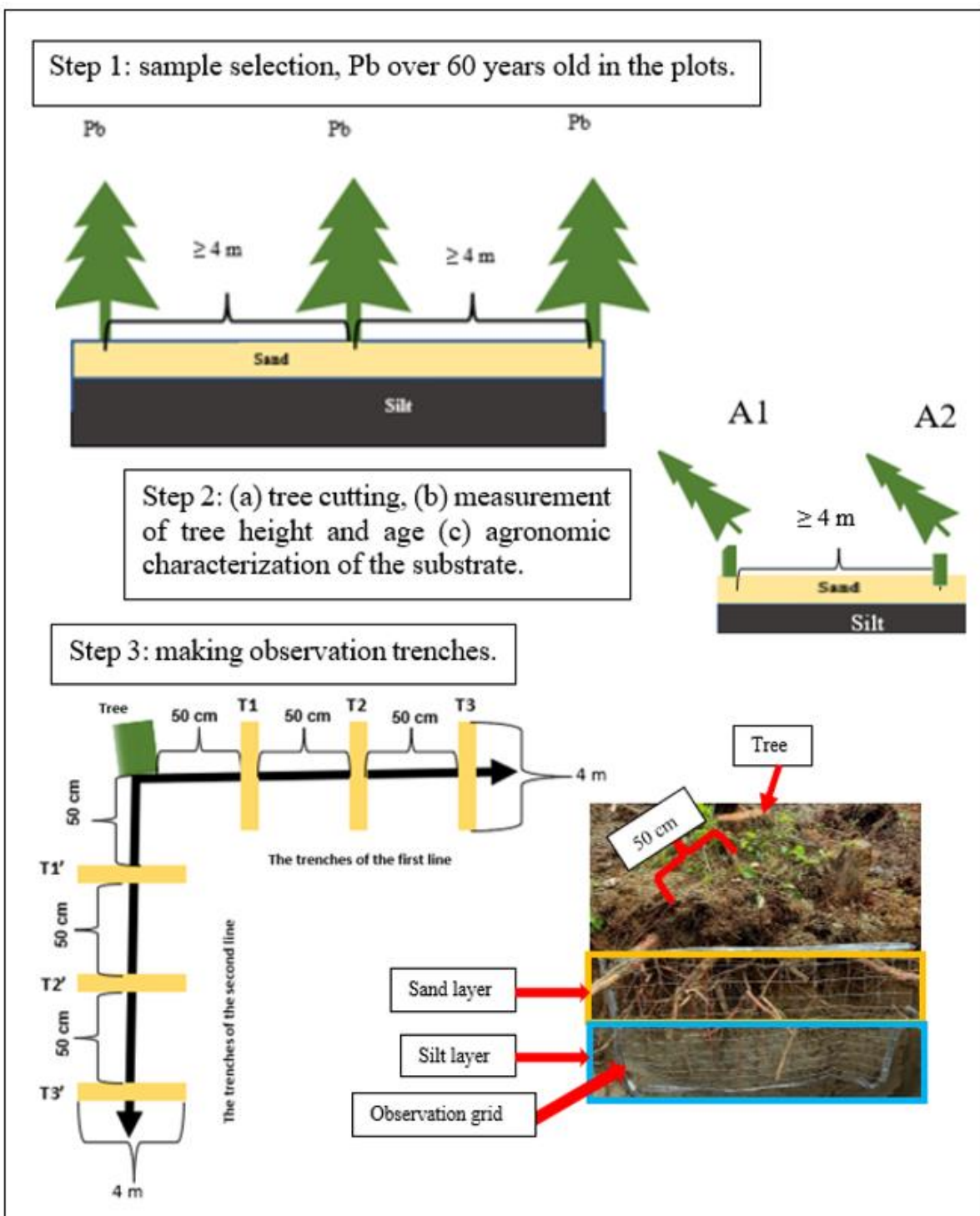


Figure E.4 Different stages of the root study and the trenches' location around each measured tree