

PU-2021-08-1381

***Synthèse sur la mise en végétation
en contexte de restauration
minière***

Pour :

**Direction de la restauration des sites miniers
Ministère des Ressources naturelles et des Forêts
400, boul. Lamaque, local 1.02
Val-d'Or (Québec) J9P 3L4**

Par :

**Marie Guittonny, Ph. D.
Cynthia Cadet, M.Sc.A.
Gwendoline Hotton, M.Sc.A.**



Unité de recherche et de service en technologie minérale

**445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda (Québec) J9X 5E4
Téléphone : 819-762-0971, poste 2558 | Télécopieur : 819-797-4727**

NOVEMBRE 2022

Rapport soumis à : Direction de la restauration des sites miniers, Ministère des Ressources naturelles et des Forêts

Par : Unité de recherche et de service en technologie minérale

Équipe de réalisation et de rédaction:

Chercheuse principale: Marie Guittonny, biol., Ph. D.

Chargées de projet : Cynthia Cadet, biol., M.Sc. A.
Gwendoline Hotton, géo., M.Sc.A.

Référence à citer :

Guittonny, M., Cadet, C., Hotton, G. (2022). Synthèse sur la mise en végétation en contexte de restauration minière. Rapport soumis à la Direction de la restauration des sites miniers du Ministère des Ressources naturelles et des Forêts par l'Unité de recherche et de service en technologie minérale de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 87 pages

Table des matières

	Page
Liste des figures	iii
Liste des tableaux.....	iv
Liste des abréviations	v
1. Introduction	6
1.1 Mise en contexte	6
1.2 Contexte réglementaire de la végétalisation minière	6
1.2.1 Mise en végétation et état satisfaisant	6
1.2.2 Gestion du mort-terrain	7
1.2.3 Suivi post-restauration et suivi agronomique	8
1.3 Informations nécessaires et besoins du MRNF	8
2. Plan de végétalisation	9
2.1 État des connaissances.....	9
2.2 Objectifs de végétalisation	15
2.2.1 Objectif général	15
2.2.2 Objectifs spécifiques	15
2.2.3 Cadre conceptuel des objectifs généraux de végétalisation.....	16
2.2.4 Compétences des ressources humaines pour réaliser le plan de végétalisation	20
2.3 Sites de référence	20
2.4 Approches de végétalisation.....	20
2.4.1 Remise en état ou restauration écologique	21
2.4.2 Réhabilitation ou remplacement	21
3. Patron de végétalisation	22
3.1 Épaisseur de sol	22
3.1.1 Sol végétal, réserve en nutriments et régénération à partir de la banque de graines	22
3.1.2 Épaisseur de sol à considérer pour le développement et l'ancrage racinaires, et l'alimentation en eau	24
3.2 Végétalisation sans sol et sans amendement	25
3.3 Choix des espèces.....	27
3.4 Limite nordique à la végétalisation.....	28
4. Évaluation du succès de la mise en végétation	30
4.1 État des connaissances.....	30
4.2 Indicateurs	32
4.2.1 Composition/Diversité	33
4.2.2 Structure de la végétation	36
4.2.3 Fonctions écologiques	39
4.2.4 Autres attributs.....	43
4.2.5 Conclusion sur les indicateurs	43

5. Végétation et systèmes de recouvrement.....	44
5.1 État des connaissances.....	44
5.2 Effet de la végétation sur le bilan hydrique	49
5.2.1 Effet sur les composantes du bilan hydrique	49
5.2.2. Modélisation de l'effet de la végétation sur le bilan hydrique.....	50
5.3 Effet de la végétation sur les propriétés des matériaux	52
5.3.1 Réactivité.....	52
5.3.2 Propriétés hydrogéotechniques.....	53
5.4 Végétation et intégrité des recouvrements à long terme.....	55
5.4.1 Succession végétale.....	55
5.4.2 Analogues naturels	60
5.4.3 Impact des changements climatiques	60
5.5 Approche de conception générale des ouvrages de restauration avec végétation	62
5.5.1 Pratiques de mise en végétation des systèmes de recouvrement	63
6. Conclusion	65
Références	68
Glossaire	85

Liste des figures

Figure 1 : Arbre décisionnel des 4R basé sur les cibles et les objectifs finaux visés pour l'atteinte d'un état satisfaisant sur les sites miniers (Tirée de Lima et al., 2016).....	19
Figure 2 : Gamme d'activités et d'interventions qui peuvent améliorer les conditions environnementales et inverser la dégradation écosystémique (Tirée de Gann et al., 2019).....	19
Figure 3 : Exemple d'utilisation de la Roue de rétablissement écologique avec système cinq étoiles pour visualiser l'évolution du rétablissement d'un site restauré (Tirée de Gann et al. 2019).	32
Figure 4 : Photos des 2 lysimètres in situ construits pour comparer le bilan hydrique de stériles recouvert d'une couche de sol avec a) des saules plantés et b) sans saule (Issues de Bussière et Guittonny, 2021b).....	50
Figure 5 : Effet de la végétation sur les composantes du bilan hydrique (Traduite de Bussière et Guittonny, 2021b).....	51
Figure 6 : Schéma conceptuel de l'effet de la végétation dans les modèles numériques d'écoulement d'eau non saturé. (Traduite de Bussière et Guittonny, 2021b).....	51
Figure 7 : Modèle schématique de la respiration racinaire en fonction de la concentration d'O ₂ de l'atmosphère du sol (Tirée de Proteau 2021).	52
Figure 8 : Représentation conceptuelle de la présence de racines dans le sol qui influence la porosité, la communauté d'organismes et la consommation d'oxygène pour les sols à grains grossiers (sable, à gauche) et les sols à grains fins (à droite) (Traduite de Bussière et Guittonny, 2021b)	55
Figure 9 : Approche généralisée de conception des modes de restauration des sites miniers (Issue de Bussière <i>et al.</i> , 2022)	62

Liste des tableaux

Tableau 1: Analyse comparative de quatre approches de végétalisation ou restauration écologique visant à faire ressortir les trois principales phases de Planification, de Conception, et d'Entretien et de suivi, et leurs étapes pertinentes	13
Tableau 2 : Catégories d'attributs écosystémiques (tiré de Cooke et Johnson, 2002)	15
Tableau 3 : Synthèse des caractéristiques des stratégies 4R : remédiation, remise en état, restauration et réhabilitation (Adapté de Lima et al., 2016). Il est à noter que selon les auteurs, la remise en état et la réhabilitation peuvent être interverties	18
Tableau 4 : Différentes approches de végétalisation	22
Tableau 5 : Indicateurs de diversité et de composition.....	35
Tableau 6 : Indicateurs de structure	37
Tableau 7 : Indicateurs de fonction	41
Tableau 8 : Indicateurs pour les autres attributs écosystémiques.....	43
Tableau 9 : Sommaire des principaux travaux incluant de la végétation présente sur les systèmes de recouvrement	45
Tableau 10 : Exemples de taux de consommation d'oxygène rapportés dans la littérature pour différentes espèces et groupes de végétation (adapté de Proteau 2021).....	53
Tableau 11 : Sommaire des principaux travaux traitant de la succession de la végétation sur des sites miniers, incluant les sites restaurés avec des systèmes de recouvrement.....	58
Tableau 12 : Effets de la végétation sur les différents types de recouvrement et pratiques de mise en végétation associées	64

Liste des abréviations

CC :	changements climatiques
CEBC :	couverture avec effets de barrière capillaire
CRH :	couche de rétention d'humidité
CTRI :	centre technologique des résidus industriels
DRSM :	direction de la restauration des sites miniers
EEE :	espèces exotiques envahissantes
ET :	évapotranspiration potentielle
LAI :	indice de surface foliaire
MELCC :	ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MELCCFP :	ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs
MERN :	ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles
MO :	matière organique
MRNF :	ministère des Ressources naturelles et des Forêts
RCP :	scénarios de trajectoire du forçage radiatif (pour <i>representative concentrations pathways</i>)
UQAT :	université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM :	unité de recherche et de services en technologie minérale

1. Introduction

1.1 Mise en contexte

Dans le cadre de la mise à jour du *Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec* (ci-après nommé *Guide de restauration* ; MERN, 2022) prévue par la Direction de la restauration des sites miniers (DRSM) du Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF), cette dernière a demandé à Marie Guittonny et à l'Unité de recherche et de services en technologie minérale (URSTM) de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) de faire des recommandations sur la mise à jour du volet sur la mise en végétation du *Guide de restauration*.

Le choix des techniques de réaménagement et de restauration des aires d'accumulation de résidus miniers ainsi que la conception des ouvrages, qui resteront sur place après la cessation des activités minières, doivent tenir compte de la végétation. Le *Guide de restauration*, rédigé par le MRNF en collaboration avec le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), présente notamment les exigences relatives à la mise en végétation dont les requérants doivent tenir compte lors de l'élaboration de leur plan de réaménagement et de restauration. Le MRNF souhaite mettre à jour la section du *Guide de restauration* dédiée à la mise en végétation en identifiant les bonnes pratiques et outiller les requérants pour qu'ils répondent adéquatement aux exigences. Ce rapport a donc pour objectif de synthétiser les informations connues à ce jour concernant la végétalisation des sites miniers. La version du *Guide de restauration* mentionnée dans ce rapport est celle publiée en 2022 (MERN, 2022).

1.2 Contexte réglementaire de la végétalisation minière

Les principales directives concernant la mise en végétation en contexte de restauration minière et la gestion des matériaux visant à être utilisés comme couche de support à la végétation sont indiquées dans le *Guide de restauration* (MERN, 2022) et la Directive 019 (MELCC, 2012).

1.2.1 Mise en végétation et état satisfaisant

Dans le *Guide de restauration*, la section 4.2 indique que la mise en végétation contribue à :

- Atteindre un état visuel acceptable ;
- Intégrer le site restauré dans le paysage ;
- Préparer l'usage futur ;
- Limiter l'érosion et la propagation de particules fines.

La mise en végétation est ainsi mise en relation avec l'état satisfaisant qui est atteint si :

- Les risques inacceptables pour la santé et la sécurité des personnes sont éliminés ;
- La production et la propagation de contaminants susceptibles de porter atteinte au milieu récepteur sont éliminées ;
- Le site est remis dans un état visuellement acceptable ;
- À long terme, toute forme d'entretien et de suivi est éliminée ;
- Le site des infrastructures (en excluant les aires d'accumulation) est remis dans un état compatible avec l'usage futur.

Toujours selon le *Guide de restauration*, tous les terrains affectés par l'activité minière doivent être mis en végétation « afin d'en contrôler l'érosion et de redonner au site un aspect naturel en harmonie avec le milieu environnant ». Toutes les superficies impactées par l'activité minière doivent ainsi être végétalisées, soit les :

- Haldes à stériles ;
- Parcs à résidus miniers ;
- Ouvrages de retenue (bassins) ;
- Routes et surfaces après retrait des infrastructures ;
- Secteurs industriels.

Si le site minier ne peut être mis en végétation (en raison de sa position géographique ou de la technologie de restauration mise en place), le requérant doit démontrer en quoi la mise en végétation est impossible ainsi que la façon dont l'état satisfaisant sera atteint sans cette mesure.

Il est également recommandé dans le *Guide de restauration* de choisir des plantes indigènes, herbacées ou des arbustes. Pour atteindre l'état satisfaisant, les végétaux doivent être robustes, viables à long terme et ne nécessiter aucun amendement ou entretien pour en assurer le maintien. Il est également indiqué de limiter l'introduction et la propagation d'espèces exotiques envahissantes (EEE).

Les travaux qui nécessitent le dépôt d'un plan de restauration selon le *Guide de restauration* sont :

Les travaux d'exploration suivants (MERN, 2022) :

- Déplacement de matériel (sur un même droit minier) pour un volume de 5 000 m³ et plus ou pour une superficie de 10 000 m² et plus ;
- Échantillonnage en surface pour plus de 500 tonnes métriques ;
- Aménagement d'aires d'accumulation (haldes et parcs à résidus) ;
- Tous les travaux souterrains (y compris le dénoyage) ;
- Tout travail sur des résidus miniers.

Et les travaux d'exploitation suivants (MERN, 2022) :

- Aménagement d'aires d'accumulation (haldes et parcs à résidus) ;
- Tous les travaux souterrains (y compris le dénoyage) ;
- Exploitation à ciel ouvert ;
- Traitement de minerais ou de résidus miniers ;
- Tout travail sur des résidus miniers ;
- Aménagement d'aires d'accumulation pour des activités de fonderie et des usines de bouletage.

1.2.2 Gestion du mort-terrain

Le *Guide de restauration* demande à la section 4.6.6 que le mort-terrain soit géré conformément à la *Directive 019*. Dans la *Directive 019*, les sections 2.6 et 3.2.4 donnent les indications suivantes sur la gestion du mort-terrain :

- Excaver et entreposer le mort-terrain non contaminé pour une utilisation future dans la restauration ;
- Ségréguer la terre végétale (la fraction avec matière organique) ;
- Préciser le volume de mort-terrain à déplacer et localiser les aires d'entreposage du sol minéral et du sol végétal ;
- Définir l'historique d'utilisation du terrain pour déterminer le risque de contamination. Si un risque est soulevé, une caractérisation est requise en suivant le Guide d'intervention — Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés du MELCCFP (Beaulieu, 2021) ;
- Prévenir l'érosion hydrique et éolienne du mort-terrain et les dommages environnementaux en général ;
- Préciser la future utilisation du mort-terrain.

1.2.3 Suivi post-restauration et suivi agronomique

La section 4.14 du *Guide de restauration* indique que le suivi post-restauration « doit comprendre le suivi environnemental et l'évaluation de l'efficacité des techniques de restauration mises en place, le suivi et l'entretien de l'intégrité des ouvrages présentant les risques associés et le suivi agronomique ».

La section 9.3 du *Guide de restauration* indique que « le programme de suivi agronomique doit notamment comprendre :

- L'objectif du suivi ;
- Le type du suivi (inspections visuelles, mesures, échantillonnage et analyses des sols et des tissus végétaux)
- L'application de fertilisants (type, fréquence, surface à fertiliser, etc.) ;
- Le cas échéant, les engrais de rappel, la plantation d'espèces herbacées ou arbustives (les types d'espèces, la surface à couvrir, etc.), la détection des espèces exotiques envahissantes et la lutte contre celles-ci, et les besoins en entretien ;
- Les coordonnées des personnes responsables du suivi agronomique et de l'entretien. »

La section 2.11 de la *Directive 019* donne quant à elle des indications sur le suivi environnemental en période post-restauration. Ce suivi concerne uniquement le suivi de la qualité des eaux (eaux usées minières et eaux souterraines). Les fréquences et durées minimales de contrôle sont indiquées en fonction de l'emplacement utilisé pour la gestion de résidus miniers et du type de résidus miniers (à faible risque, lixiviables, cyanurés, acidogènes, à risque élevé). L'échéance pour l'atteinte de l'état satisfaisant est également définie par la durée minimale requise du suivi post-restauration (5, 10 ou 20 ans).

1.3 Informations nécessaires et besoins du MRNF

Afin de mettre à jour la section du *Guide de restauration* dédiée à la mise en végétation et d'outiller les requérants pour qu'ils répondent adéquatement aux exigences, les besoins suivants ont été identifiés :

- Développer une démarche à suivre pour la conception de la végétalisation (plan de végétalisation) ;

- Préciser les contraintes associées au site, les cibles à atteindre, les exigences minimales, les critères sur lesquels se basent les choix de végétalisation ;
- Pour les sites plus difficiles à mettre en végétation avec succès, proposer des tests à différentes échelles pour valider le patron de végétalisation ;
- Définir les types d'entretien nécessaires à la suite de la mise en végétation et les suivis à long terme de l'évolution de la végétation ;
- Définir les indicateurs de suivi du succès de végétalisation et mieux définir le suivi agronomique (indicateurs à suivre, durée minimale de suivi, compétences pour faire le suivi) ;
- Indiquer ce qui est à proscrire en matière de végétation selon les différents types de recouvrement et formuler des indicateurs de suivi du risque sur la performance des recouvrements ;
- Discuter la pertinence de renaturaliser les sites avec recouvrement ou pas ;
- Documenter les effets de l'utilisation de plantes agricoles par rapport aux espèces indigènes vis-à-vis du risque de ralentir ou modifier la recolonisation naturelle, et de la compatibilité avec les recouvrements ;
- Définir les ressources humaines pertinentes pouvant soutenir le requérant concernant la végétalisation ;
- Ajouter un glossaire sur les termes liés à la végétalisation.

Pour répondre à ces objectifs, la synthèse réalisée se décline de la façon suivante.

- Le premier chapitre décrit les étapes importantes à suivre pour établir un plan de végétalisation. Les notions d'objectifs, de sites de référence ainsi que les approches de végétalisation y sont également développées.
- Le deuxième chapitre fait référence au patron de végétalisation, soit le plan de mise en œuvre des traitements de végétalisation dans l'espace et le temps. Quatre points y sont traités : l'épaisseur de la couche de sol à appliquer sur les surfaces à végétaliser, les possibilités de réaliser une végétalisation sans sol et sans amendement, le choix des espèces végétales ainsi que la végétalisation en milieu nordique.
- Le troisième chapitre met en lumière les indicateurs permettant d'évaluer le succès d'un projet de végétalisation. Ces indicateurs relèvent principalement de trois attributs écosystémiques (composition et diversité, structure de la végétation et fonctions écologiques).
- Le dernier chapitre fait finalement le lien entre la végétation et les systèmes de recouvrements.

2. Plan de végétalisation

2.1 État des connaissances

L'état des connaissances se base sur la comparaison entre quatre approches, dont trois sont développées pour le contexte minier et réalisées par des universitaires (Guittonny, 2021 ; Albright *et al.*, 2010 ; Cooke et Johnson, 2002), alors que la dernière est plus générale (Gann *et al.*, 2019). Cette dernière approche est plus détaillée, car elle est extraite d'un document énonçant des « principes et normes internationaux pour la pratique de la restauration écologique », destiné aux gestionnaires de

site. Il est à noter également que l'approche d'Albright *et al.* (2010) est spécifique au contexte de recouvrements de restauration minière végétalisés.

L'analyse comparative du Tableau 1 fait ressortir que les étapes d'un plan de végétalisation peuvent être regroupées en trois principales phases :

- Planification ;
- Conception et travaux ;
- Suivi et correction.

A) Phase de planification

Lors de la planification, les objectifs de végétalisation (général et spécifiques) sont formulés. Cette formulation s'appuie sur un modèle de référence (système végétalisé ou écosystème) bâti à partir de sites de référence qui permettent de visualiser et de caractériser l'état futur souhaité pour le site végétalisé. Le modèle de référence est décrit grâce à des attributs écosystémiques et des indicateurs mesurables et quantifiables. Il est important également de documenter les caractéristiques écologiques du site minier à végétaliser et de réaliser un état initial du site avant travaux pour s'assurer de l'adéquation entre l'état initial et l'état futur souhaité. En particulier, toute menace de dégradation sur le site doit être identifiée et des moyens de gestion envisagés (Gann *et al.*, 2019).

Un zonage du site est souvent utile pour séparer les zones à végétaliser qui présentent des contraintes différentes selon le type de rejets miniers, la méthode de restauration utilisée, la stabilité, la topographie, l'éloignement des sources de propagules, la rapidité souhaitée pour l'atteinte des objectifs de végétalisation, entre autres (Guitttony, 2021). Chaque zone pourra être associée à un objectif de végétalisation distinct selon ses contraintes et à une approche de végétalisation active ou passive dépendamment de la capacité du biote indigène à se rétablir sur la zone considérée.

Plus d'explications sur les objectifs de végétalisation (section 2.2), les sites et modèles de référence (section 2.3), les approches de végétalisation (section 2.4) et les indicateurs (section 4) sont données dans la suite de ce rapport.

Au Québec, des révisions du plan de restauration, incluant la mise en végétation, sont réalisées au maximum tous les cinq ans après l'obtention du permis d'exploitation du projet minier et l'approbation du premier plan de restauration. Ce plan révisé est présenté aux MRNF et MELCCFP, mais il n'est pas requis qu'il soit validé auparavant par les autres parties prenantes. Cependant, en accord avec l'article 101.0.3 de la Loi sur les Mines, un comité de suivi doit être mis en place durant l'opération de la mine. La Loi ne détermine pas le rôle du comité de suivi. Elle en fixe toutefois l'objectif qui est de favoriser l'implication de la communauté locale dans l'ensemble d'un projet d'exploitation minière, incluant la restauration. Il est recommandé que les différentes parties prenantes soient impliquées dès la phase de planification de la végétalisation pour intégrer leurs visions respectives dans la définition des objectifs de végétalisation. Gann *et al.* (2019) proposent notamment d'établir un programme de vérification du plan de végétalisation par les parties prenantes, accompagné d'un échéancier, pouvant mener à des révisions du plan. Il est essentiel également de tenir compte des exigences réglementaires dans la planification de la végétalisation, au niveau technique et environnemental (voir section 1.2), mais aussi foncier et d'aménagement du territoire.

B) Phase de conception et mise en œuvre des travaux

Cette phase comporte de nombreuses étapes plus ou moins détaillées selon les auteurs (voir Tableau 1). Premièrement, il apparaît nécessaire d'inventorier d'un point de vue logistique la disponibilité des matériaux (notamment des sols), les moyens et ressources requis pour la végétalisation, et de contrôler les risques et menaces sur le site. Il est important à ce moment de déterminer si du sol végétal naturel est disponible pour la végétalisation ou si des matériaux alternatifs de support à la végétation doivent être constitués, en particulier si la réinstallation de l'écosystème naturel est visée sur le site. La participation des parties prenantes est souhaitée à cette étape.

Deuxièmement, les traitements de végétalisation sont définis, en lien avec les matériaux de support à la végétation d'une part, et les plantes et le matériel végétal d'autre part. Tout d'abord, les sols sont caractérisés puis les techniques pour améliorer leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques sont déterminées. Ensuite, les espèces de plantes, le matériel végétal et les techniques de mise en végétation sont sélectionnés. Il est essentiel d'élaborer un plan de mise en œuvre des traitements de végétalisation dans l'espace et le temps (patron de végétalisation) pour chaque zone du site et d'identifier les ressources qui seront impliquées. Une revue de littérature sur des aspects ciblés du patron de végétalisation est réalisée à la section 3 de ce rapport.

Si les connaissances font défaut quant aux traitements à utiliser pour remédier aux contraintes à la végétalisation d'un site, des recherches peuvent aider à préciser les traitements efficaces ou une gestion adaptative peut être envisagée. Guittonny (2021) préconise d'ailleurs une validation expérimentale du patron de végétalisation avant application du patron final à l'échelle du site. En effet, la réalisation d'essais sur le terrain permet de tester l'influence de différents facteurs (richesse spécifique dans le mélange de semences et épaisseur de sol par exemple) sur le succès d'établissement de la végétation (Barr *et al.*, 2017; Gastauer *et al.*, 2018). Gann *et al.* (2019) et Cooke et Johnson (2002) recommandent aussi de considérer l'effet des processus naturels sur le site végétalisé connecté à son environnement dans les traitements, notamment la mise en place des cycles de matière et d'énergie et la recolonisation par le biote naturel. Gann *et al.* (2019) soulignent l'importance de vérifier la conformité réglementaire lors de la réalisation des travaux et de communiquer l'avancement aux parties prenantes.

C) Phase d'entretien, suivi et correction

Une fois les travaux de végétalisation réalisés, un entretien (ou gestion adaptative) peut être requis pour maintenir la végétation (fertilisation, regarni, irrigation, etc.), contrôler certaines espèces (EEE, plantes indésirables sur les recouvrements, etc.), ou des menaces (herbivores, véhicules, etc.) et perturbations (incendies, épidémies, etc.).

Une fois la végétalisation appliquée sur le site, un suivi devra être réalisé pour évaluer le succès de végétalisation et apporter des corrections si nécessaire. Il est important de valider avant toute chose que le plan de végétalisation a été respecté (Guittonny, 2021). Ensuite, les indicateurs (voir section 4) associés aux objectifs spécifiques (attributs du système végétalisé, voir section 2.2) de végétalisation seront mesurés régulièrement sur le site pour suivre la progression vers l'écosystème de référence (voir section 2.3). Albright *et al.* (2010) recommandent un suivi annuel sur les recouvrements végétalisés. Une autre approche consiste à comparer le résultat du suivi sur des portions végétalisées

et non végétalisées (témoin), en incluant un état initial avant végétalisation (design BACI : before-after-control-impact) (Gann *et al.*, 2019).

Dans tous les cas, il est important d'utiliser un plan d'échantillonnage et de mesures (aléatoire, stratifié, systématique) statistiquement robuste au moment du suivi pour s'assurer que l'échantillonnage représente bien l'ensemble du site (Albright *et al.*, 2010). Également, des compétences en analyse statistique des données sont requises pour une interprétation rigoureuse des mesures et leur comparaison avec les valeurs de l'écosystème de référence.

Lors du suivi, il est recommandé de constituer un registre des données collectées et de produire des comptes-rendus des résultats pour les parties prenantes. Ces dernières gagnent à être impliquées dans la réalisation du suivi pour favoriser l'apprentissage, l'appartenance et l'autonomisation (Gann *et al.*, 2019). Une fois les objectifs de végétalisation atteints, le site devrait continuer à être surveillé pour détecter toute dégradation et la corriger. Finalement, les nouvelles générations devraient être informées sur l'historique du site et les travaux de restauration menés (Gann *et al.*, 2019).

Tableau 1: Analyse comparative de quatre approches de végétalisation ou restauration écologique visant à faire ressortir les trois principales phases de Planification, de Conception, et d’Entretien et de suivi, et leurs étapes pertinentes

	Guitttonny 2021 : contexte de végétalisation minière	Albright et al. 2010 : contexte de systèmes de recouvrement de restauration végétalisés (renaturalisation)	Cooke et Johnson 2002 : contexte de restauration écologique/remise en état/réhabilitation minière	Gann et al. 2019 : contexte de restauration écologique
Planification	Définir les objectifs de végétalisation en considérant : la réglementation, le plan de restauration, les attentes des communautés vis-à-vis de l'usage futur du site, la valeur ajoutée ou la compensation	Définir l'objectif général de la végétalisation	Définir l'objectif général de végétalisation : possible et durable, en accord avec besoins locaux, coûts raisonnables	Engager les parties prenantes : produire un calendrier d'engagement pour la durée du projet et vérifier que les droits des parties prenantes sont respectés. Éléments à considérer : formation et renforcement des capacités des communautés locales, élaboration et diffusion d'une connaissance collaborative, planification participative, co-conception du plan de restauration. Évaluer le contexte d'aménagement du territoire où est inclus le site à restaurer : cartes du site dans le paysage, connectivité des habitats recréés, échanges entre site et écosystèmes environnants, alignement avec la gestion future du territoire Évaluer la sûreté du régime foncier du site et planifier l’entretien après-traitement : conservation du site à long-terme, accès pour suivi et gestion, plan de maintenance
	Utiliser comme modèle des zones de référence	Documenter les caractéristiques écologiques de base du site (climat, végétation, sol, topographie) avec ressources en ligne puis réaliser des mesures terrain sur des sites de référence ou des analogues à proximité du site		Réaliser un inventaire initial avant travaux : a) Espèces qui persistent sur le site (notamment indigènes ou non, EEE et espèces menacées), b) Conditions abiotiques (état physique et chimique des sols et des eaux), c) Causes et menaces de dégradation et moyens de les éliminer, de les atténuer ou de s’y adapter (inclure diversité génétique et CC), d) Capacité de rétablissement du biote indigène (identifier les zones spatialement distinctes en termes de stade de succession, rétablissement prioritaire ou traitements différents), e) Écosystème(s) de référence indigène(s) et modèles de référence (caractéristiques du substrat, principales espèces, attributs fonctionnels, mosaïques écologiques, écosystèmes intacts préexistants, besoins en matière d'habitat du biote ciblé
	Identifier les zones à végétaliser sur le site et leurs contraintes associées : type de rejets, méthode de restauration, stabilité, topographie, éloignement des sources de propagules, rapidité de l'atteinte des objectifs			
	Identifier l'approche de végétalisation à utiliser sur chaque zone: active, passive, améliorative, adaptative			
	Définir des indicateurs du succès de végétalisation mesurables et les valeurs ciblées pour que les objectifs soient atteints	Définir les objectifs spécifiques : 1) au niveau biologique (type de plantes, abondance, temps pour les obtenir et durée de persistance visée ; 2) au niveau physique (caractéristiques de la couche de support à la végétation souhaitée)	Définir les attributs ciblés pour l'écosystème Définir les critères de succès mesurables : lesquels et à quelle échéance ?	Énoncer la vision , les cibles , les buts et les objectifs . Les objectifs sont énoncés en termes d'indicateurs mesurables et quantifiables et incluent des actions spécifiques, des quantités et des délais.
				Établir un programme et un échéancier de vérification du projet (par les parties prenantes, les pairs, ou autre) et de révision du plan si nécessaire
Conception	Inventorier les matériaux (sols, amendements, fertilisants, matériel végétal, etc.) et les moyens (machinerie, ressources humaines, coûts, etc.) disponibles	Préparation du site : prévoir le transport des matériaux, un profil de pentes adapté à la végétalisation le plus tôt possible pour réduire les coûts		Analyser la logistique (ressources et risques) : financement, main d'œuvre, évaluation et stratégie de gestion des risques, échéancier de projet, moyens pour maintenir l'engagement, autorisations, permis, contraintes juridiques, etc.
		Manipulation et entreposage du sol	Sol végétal disponible : excavation, stockage, mise en place, reprofilage, contrôle de l'érosion	Protéger le site contre les dommages physiques, chimiques (contamination), et biologiques (EEE)
			Sans sol végétal : caractérisation physique, chimique, biologique des matériaux puis préparation des couches de support à la végétation	Engager les participants appropriés : vérification de la qualité et participation des parties prenantes

	Guittonny 2021 : contexte de végétalisation minière	Albright et al. 2010 : contexte de systèmes de recouvrement de restauration végétalisés (renaturalisation)	Cooke et Johnson 2002 : contexte de restauration écologique/remise en état/réhabilitation minière	Gann et al. 2019 : contexte de restauration écologique
Conception	Caractériser le matériau de support (qualité et quantité)	Caractérisation du sol : propriétés physiques, chimiques, matières organique et organismes		
	Sélectionner les techniques d'amélioration des propriétés physiques, chimiques et biologiques du matériau de support (scarification, amendement, paillis, inoculation, etc.)	Amélioration du sol : paillis et amendements		Prescrire des traitements pour chaque zone distincte (quel traitement, où et par qui, hiérarchisation des actions) : modification des conditions abiotiques, contrôle des espèces indésirables, sélection des espèces à réintroduire et stratégie, etc. Lorsque les connaissances ou l’expérience font défaut, une gestion adaptative ou des recherches ciblées éclairant les prescriptions appropriées seront nécessaires.
	Sélectionner les plantes (espèces, type de propagules, densité, espacement, combinaisons, etc.)	Sélection des espèces de plantes et du matériel végétal : disponibilité et propagation du matériel, valeur pour contribuer à la performance du recouvrement (transpiration), adaptabilité aux CC et événements extrêmes, adaptabilité aux conditions de sol existantes, durabilité, etc.	Mise en végétation : sélection et établissement des plantes	
	Sélectionner des organismes bénéfiques (symbiotes et plantes abri)	Préparation de la couche de support à la végétation		
	Choisir les techniques de végétalisation : hydroensemencement, fertilisation, amendement, irrigation, plantation, etc.	Méthodes de plantation : taux d'ensemencement et viabilité des graines, technique d'ensemencement ou de plantation		
	Valider expérimentalement le patron : tests à échelle croissante (conditions contrôlées, in situ, végétalisation progressive) et ajuster le patron final		Amélioration du site végétalisé : accumulation et cycles des nutriments grâce à l'apport de fertilisants, de légumineuses, de symbiotes Recolonisation par les espèces indigènes : active ou passive	Incorporer des processus naturels dans les traitements
Entretien Suivi, Correction	Planifier l'entretien du site	Entretien : irrigation, fertilisation, gestion des mauvaises herbes, gestion des brouteurs, etc.	Gestion adaptative : regarni, gestion du feu et des épidémies	Assurer la conformité : réglementation sur le travail, la santé-sécurité, le sol, l’air, l’eau, le patrimoine, les espèces et la conservation des écosystèmes
	Planifier le suivi du succès de végétalisation grâce à des indicateurs mesurables	Suivi annuel : utiliser des méthodes statistiques pour que l'échantillon soit représentatif de l'ensemble du site.	Définition du suivi : quels indicateurs et mesurés comment ?	Communiquer avec les parties prenantes (plan de communication) : information et implication des parties prenantes, rapports aux organismes de financement
	Corriger en revenant aux étapes précédentes si nécessaire	Correction en appliquant un entretien si les valeurs des indicateurs sont en-dessous des cibles	Validation de l'atteinte du succès : réalisation des mesures et rétroaction si requise	Répondre aux changements survenus sur le site : gestion adaptative guidée par les résultats du suivi, correction, travaux supplémentaires, etc.
				Conceptualiser le suivi : élaborer un plan de suivi au stade de la planification qui concerne aussi bien l'état initial que la mise en œuvre et l'après-traitement. Ce plan de suivi inclut les données collectées et leur archivage, les plans d’analyse de données, et les plans de communication des résultats. Définir les indicateurs, les valeurs de référence et les jalons, les méthodes de suivi, le plan d'échantillonnage, etc. Inclure les parties prenantes au suivi pour favoriser les possibilités d'apprentissage, l'appartenance et l'autonomisation. Tenir des registres : enregistrement des données, sécurisation, inclure des métadonnées, considérer le libre accès aux données.
Évaluer les résultats du suivi				
Fournir un compte rendu adapté aux parties intéressées : rapports de progression incluant le niveau et le détail du suivi réalisé Maintien après réalisation : gestion continue à prévoir dans les budgets dès la planification, surveiller toute dégradation et appliquer les actions requises, communiquer le projet aux nouvelles générations				

2.2 Objectifs de végétalisation

2.2.1 Objectif général

Le point de départ de tout projet de mise en végétation devrait consister à se poser les deux questions suivantes pour définir l'objectif général de végétalisation (Cooke et Johnson, 2002) : 1) Quel état final est visé ? 2) À quelle échéance cet état final doit-il être atteint ? Gann *et al.* (2019) parlent plutôt de vision et de portée que d'objectif général, et définissent la vision comme le « résumé général de la condition souhaitée que l'on essaie de réaliser à travers le travail du projet » de restauration écologique. La vision inclut la description de la communauté de plantes ou de l'écosystème visé. La portée concerne l'usage futur du site visé.

2.2.2 Objectifs spécifiques

Cet objectif général doit être décliné par la suite en objectifs spécifiques (Albright *et al.*, 2010) associés aux attributs ou caractéristiques spécifiques du système végétalisé visé (Cooke et Johnson, 2002). Cooke et Johnson (2002) proposent sept catégories d'attributs écosystémiques à considérer pour définir des objectifs spécifiques, présentées dans le Tableau 2. La formulation des objectifs spécifiques doit donc s'appuyer sur une connaissance détaillée des caractéristiques du système végétalisé visé (Cooke et Johnson, 2002 ; Albright *et al.* 2010) ou cible (Gann *et al.*, 2019). Si l'on parle de l'écosystème avant exploitation minière (contexte de restauration écologique), il sera nécessaire de connaître la composition, la structure et les fonctions associées à cet écosystème en se basant sur des connaissances scientifiques d'écologie pour pouvoir élaborer les objectifs spécifiques de végétalisation.

Gann *et al.* (2019) séparent ces objectifs spécifiques en buts (reliés à la condition souhaitée du système végétalisé à moyen et long termes) et en objectifs (reliés à des aboutissements intermédiaires pendant l'évolution du système vers la condition finale souhaitée). Il est important de définir ces objectifs spécifiques de manière réaliste et pratique. Les éléments à considérer sont notamment la vitesse à laquelle les objectifs spécifiques peuvent être atteints, une analyse coûts-bénéfices, le besoin d'entretien pour maintenir le système à long terme, et aussi leur pertinence sociale (Cooke et Johnson, 2002).

Tableau 2 : Catégories d'attributs écosystémiques (tiré de Cooke et Johnson, 2002)

Attribut	Définition
Composition	Espèces présentes et abondance relative
Structure	Arrangement vertical de la végétation et du sol
Patron	Arrangement horizontal des composantes du système
Hétérogénéité	Variable composée des 1 à 3 catégories précédentes
Fonctions	Performance des processus écosystémiques de base (capture d'énergie, rétention d'eau, cycles des nutriments)
Interactions des espèces	Compétition, facilitation, symbioses, prédation, herbivorie, pollinisation, dispersion des graines, etc.
Dynamique et résilience	Succession écologique, capacité à récupérer après une perturbation d'amplitude normale

2.2.3 Cadre conceptuel des objectifs généraux de végétalisation

La nomenclature des 4R est utile pour situer l'objectif général de végétalisation dans la gamme d'activités possibles pour atteindre l'état satisfaisant. Les 4R réfèrent à la remédiation (remediation), la restauration écologique (restoration), la remise en état (reclamation) et la réhabilitation (rehabilitation)

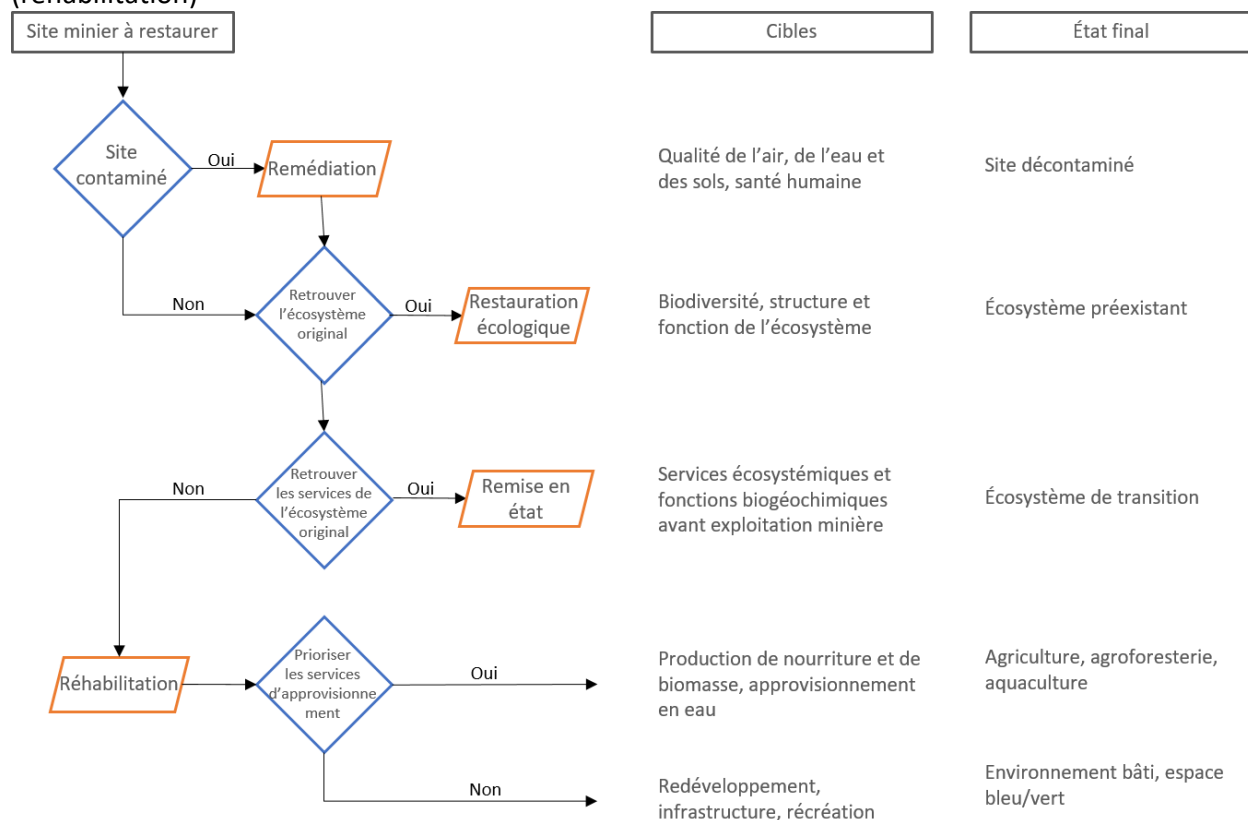


Figure 1 et Tableau 3; Lima *et al.*, 2016).

- **Remédiation** : La remédiation concerne les sites contaminés. Elle consiste à éviter l'exposition aux contaminants en décontaminant les sites, et est requise avant d'envisager tout usage futur du site contaminé.
- **Restauration écologique** : La restauration écologique vise à réinstaller l'écosystème initial (présent sur le site avant exploitation minière) complet sur le site. Une restauration complète de l'écosystème initial peut être difficilement atteignable sur des sites miniers en raison des changements hydrologiques, climatiques, de la fragmentation des habitats, de la présence de contaminants, mais aussi de limitations liées à des coûts trop élevés ou des considérations sociales (Lima *et al.*, 2016). De manière générale, la restauration écologique est difficilement envisageable si le sol végétal de l'écosystème initial (ou du sol végétal similaire) n'est pas disponible pour la végétalisation (Cooke et Johnson, 2002). Comme il est difficile d'évaluer si la restauration écologique est pleinement atteinte à cause de la complexité des processus impliqués et à cause de l'échelle de temps importante nécessaire au rétablissement de l'écosystème initial (dizaines à centaines d'années) (Albright *et al.*, 2010), des stratégies moins exigeantes et plus facilement atteignables à moyen terme sont aussi utilisées, notamment la remise en état et la réhabilitation.

- **Remise en état** : La remise en état vise le rétablissement d'une ou plusieurs fonctions ciblées de l'écosystème initial (Lima *et al.*, 2016), comme les cycles des nutriments, et peut résulter en la mise en place d'un écosystème de remplacement.
- **Réhabilitation** : La réhabilitation quant à elle vise à établir un écosystème qui permet le maintien d'une qualité d'environnement pour les populations locales ou fournissant des services d'approvisionnement, par exemple via l'agriculture, la foresterie, ou les jardins urbains (Lima *et al.*, 2016). Il est à noter que dans la littérature, la distinction entre réhabilitation et remise en état est parfois difficile à faire, car les définitions s'intervertissent et se chevauchent (Lima *et al.*, 2016). Par exemple, dans la Figure 2 tirée de Gann *et al.* (2019), la réhabilitation inclut la remise en état. Il est possible que l'atteinte de l'état satisfaisant sur un site minier implique une combinaison de plusieurs stratégies parmi les 4R.

Tableau 3 : Synthèse des caractéristiques des stratégies 4R : remédiation, remise en état, restauration et réhabilitation (Adapté de Lima et al., 2016). Il est à noter que selon les auteurs, la remise en état et la réhabilitation peuvent être interverties

	Stratégie			
	Remédiation	Remise en état	Restauration écologique	Réhabilitation (ou remplacement* ou écosystème nouveau/alternatif**)
Niveau d'intervention ciblé	Sol	Site/territoire	Écosystème	Site/territoire
Définition	Action visant à traiter ou enlever les contaminants ou la pollution	Stabilisation géotechnique et chimique du site visant <i>in fine</i> la réinstallation d'espèces de l'écosystème initial	Action visant à assister la réinstallation d'un écosystème et de ses attributs de composition, structure et fonction	Optimisation de la gestion locale du site intégré dans le territoire, qui considère les coûts versus les bénéfices du maintien d'un certain niveau de qualité environnementale
Objectif final	Site décontaminé	Contrôle de la contamination et ensuite réinstallation d'un écosystème naturel	Reconstruction de l'écosystème initial : réinstaller la flore et la faune, mais aussi la capacité à capturer et retenir les ressources essentielles (eau, énergie, nutriments)	Site fournissant des services aux communautés locales, possiblement maintenu dans un état anthropisé
Approche	Traitement ou remplacement du sol ou bioremédiation/phytore médiation pour diminuer la contamination	Confinement des matériaux contaminés, sélection de plantes compatibles avec la performance	Définir les attributs de l'écosystème cible grâce à un écosystème de référence puis façonner l'environnement physique, chimique et biologique du site et sa connexion au paysage environnant pour que les organismes cibles se réinstallent	Variable
Considérations		Cadre actuel du <i>Guide de restauration</i> au Québec visant en priorité l'atteinte de l'état satisfaisant en minimisant la propagation des contaminants et les risques sur la santé.	Les aspects de stabilité chimique et géotechnique sont parfois négligés.	

*Cooke et Johnson, 2002

**Hobbs et al., 2006

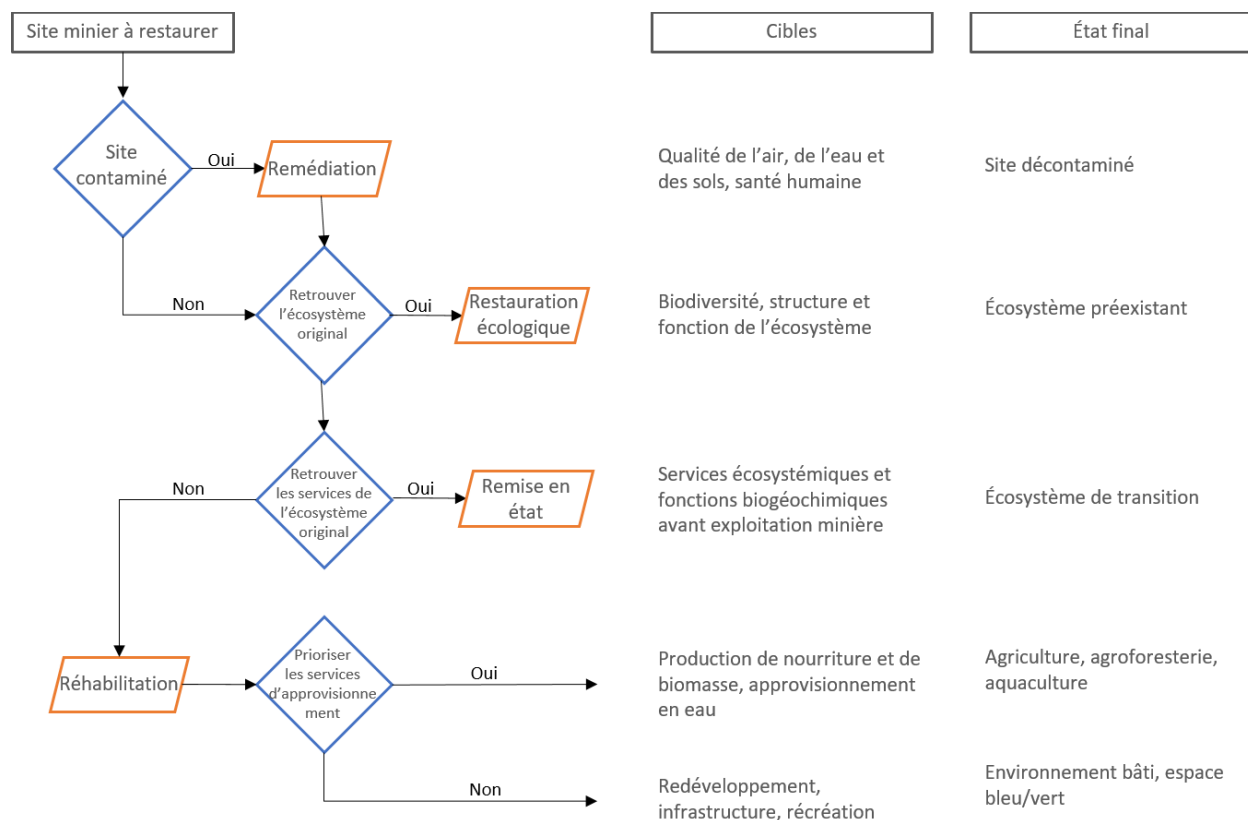


Figure 1 : Arbre décisionnel des 4R basé sur les cibles et les objectifs finaux visés pour l'atteinte d'un état satisfaisant sur les sites miniers (Traduite de Lima et al., 2016).

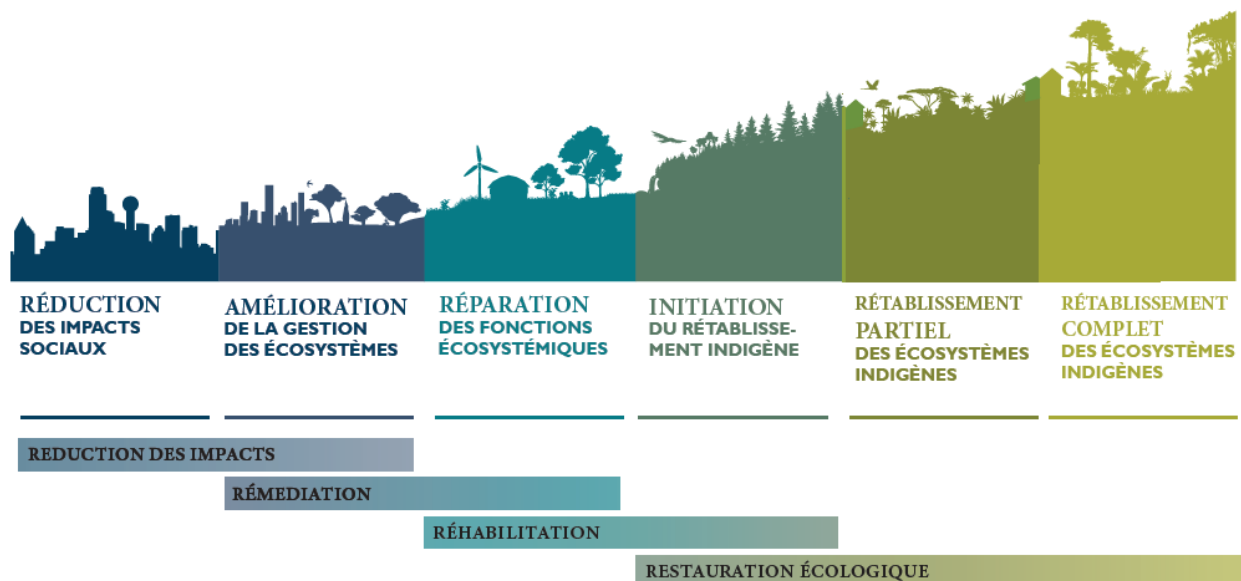


Figure 2 : Gamme d'activités et d'interventions qui peuvent améliorer les conditions environnementales et inverser la dégradation écosystémique (Tirée de Gann et al., 2019).

2.2.4 Compétences des ressources humaines pour réaliser le plan de végétalisation

Dans le cas de la restauration écologique et de la remise en état (réinstallation d'un écosystème naturel) des sites, des compétences en écologie sont recommandées. Comme les sites miniers à restaurer présentent souvent des conditions extrêmement limitantes au rétablissement de la végétation, il peut être nécessaire de produire de nouvelles connaissances scientifiques pour assurer la réussite d'un projet de restauration écologique si des données ne sont pas déjà disponibles sur l'efficacité des traitements envisagés (Gann *et al.*, 2019). Il est profitable également, en plus des connaissances scientifiques, d'intégrer les savoirs écologiques traditionnels et les savoirs locaux (Gann *et al.*, 2019). Viser une restauration ou une remise en état des sites permet d'envisager l'autosuffisance du système végétalisé et de limiter l'entretien, car le site s'intégrera dans le fonctionnement de l'écosystème environnant.

Pour la remédiation, ce sont des compétences en décontamination des sites qui sont nécessaires. Dans un contexte de réhabilitation, cela dépend de l'usage visé pour le site végétalisé ; des compétences en foresterie, agronomie, architecture paysagère, ou autres seront requises. Dans ce dernier cas, un entretien régulier est à prévoir pour maintenir le nouvel usage du site.

2.3 Sites de référence

D'après Albright *et al.* (2010), les sites de référence sont des sites relativement peu perturbés, localisés à proximité du site à restaurer et présentant des conditions de sol et de végétation proches de celles ciblées sur le site à restaurer. Selon Gann *et al.* (2019), on établit un modèle de référence qui représente le site s'il n'y avait pas eu d'exploitation minière en se basant sur les investigations menées dans des sites de référence et les meilleures informations théoriques disponibles. La caractérisation du site effectuée lors de l'étude d'impact sur l'environnement au stade du projet minier peut être utile pour établir le modèle de référence.

Gann *et al.* (2019) décrivent les bonnes pratiques pour développer des modèles de référence pour la restauration écologique. Notamment, il est important de considérer le stade de succession des écosystèmes de référence pour établir le modèle de référence. Ainsi, plusieurs modèles de référence, séquentiels (c'est-à-dire correspondant à différents stades de succession végétale dans le temps) ou non, peuvent être utiles pour un site à végétaliser, surtout s'il est hétérogène, parce que les écosystèmes évoluent au cours du temps et avec les changements globaux (Gann *et al.*, 2019). Également, ces modèles devraient inclure des indicateurs pour chaque niveau d'attributs écosystémiques (voir section 4.) et tenir compte des variations spatiotemporelles des écosystèmes à court et long terme.

Une caractérisation des sites de référence grâce à des indicateurs mesurables est utile pour définir des objectifs spécifiques atteignables (ou attributs) en termes de sol et plantes ciblés pour la végétalisation, et pour évaluer le succès de végétalisation (Albright *et al.*, 2010). Les valeurs cibles des indicateurs sur site végétalisé devraient être exprimées en proportion des valeurs mesurées pour les mêmes indicateurs sur les sites de référence (Albright *et al.*, 2010).

2.4 Approches de végétalisation

Il existe plusieurs approches de végétalisation qui peuvent être utilisées seules ou combinées selon les différentes zones du site (Guittonny, 2021; tableau 4).

2.4.1 Remise en état ou restauration écologique

Dans le cadre d'un objectif de remise en état ou de restauration écologique (Tableau 4), après avoir déterminé l'intensité des contraintes au rétablissement de la végétation naturelle sur le site (ou filtres écologiques sensu Keddy, 1992 ou barrières), on choisit une approche de végétalisation passive ou active (Guittonny, 2021). La végétalisation passive (ou régénération naturelle/spontanée) est appropriée lorsque le niveau de contraintes est relativement faible après arrêt des dégradations et que l'on dispose de temps pour atteindre l'écosystème cible. Elle est facilitée notamment lorsque le sol végétal a été conservé pour la végétalisation et que les espèces indigènes de l'écosystème environnant ont la capacité de recoloniser le site (connectivité et capacité de dispersion des propagules) (Gann *et al.*, 2019). Elle est généralement moins prévisible que la végétalisation active (Guittonny, 2021).

La végétalisation active quant à elle passe par des interventions au niveau du substrat et/ou des plantes et assiste la régénération ou la reconstruction de l'écosystème (Gann *et al.*, 2019). L'approche active améliorative consiste à améliorer la nature physique, chimique et/ou biologique du site à végétaliser (Guittonny, 2021), par exemple au niveau des propriétés physicochimiques du substrat, du relief, de la création d'habitats, du contrôle d'espèces exotiques envahissantes, ou de la réintroduction d'espèces (Gann *et al.*, 2019). Dans le cas d'une régénération assistée (ou accompagnée), les processus de recolonisation du site par le biote naturel sont en grande partie fonctionnels, alors que dans le cas d'une reconstruction (dans des conditions extrêmes de dégradation), il est nécessaire de réintroduire la majorité ou la totalité du biote cible (Gann *et al.*, 2019). L'approche améliorative permet souvent d'accélérer l'établissement et le développement de la végétation (Guittonny, 2021). La création d'îlots de végétation (ou nucléation appliquée) combine les approches passives et actives : les îlots installés activement servent de source de propagules ou de noyaux pour la régénération passive des zones environnantes (Gann *et al.*, 2019 ; Guittonny, 2021).

2.4.2 Réhabilitation ou remplacement

Dans le cas où l'objectif de végétalisation est la réhabilitation (Tableau 4), une approche de végétalisation active adaptative peut être envisagée si le niveau de contraintes du site vis-à-vis de l'établissement de la végétation reste élevé (par exemple si les sols restent contaminés). Des plantes adaptées au niveau de contraintes présentes sur le site seront alors sélectionnées et introduites (Tordoff *et al.*, 2000).

Il est important de bien connaître les besoins des plantes cibles pour s'établir sur le site et leur capacité à tolérer les contraintes présentes pour déterminer à quel point on peut compter sur la régénération spontanée et choisir l'approche de végétalisation appropriée. Si l'on manque de connaissances sur ces sujets, il est recommandé d'envisager d'ajuster la gestion en fonction de l'évolution de la végétation sur les zones où une approche de végétalisation passive est choisie (Gann *et al.*, 2019). La mise en œuvre d'une végétalisation progressive accompagnée d'un suivi peut aussi aider à documenter la capacité de régénération naturelle de l'écosystème cible.

Tableau 4 : Différentes approches de végétalisation

Contexte	Approche	Conditions d'application	Caractéristiques
Remise en état ou Restauration écologique	Végétalisation passive ou régénération naturelle/spontanée	Faible niveau de contraintes du site vis-à-vis de l'établissement de la végétation ; sol végétal conservé ; capacité élevée des espèces indigènes à recoloniser le site sans intervention	Nécessite du temps ; imprévisibilité ; coût faible ; diversité élevée
	Végétalisation active améliorative	Implique des interventions au niveau des substrats/plantes ; niveau de contraintes modéré à élevé	Accélère l'établissement et le développement de la végétation
Réhabilitation ou Remplacement (écosystème nouveau/alternatif)	Végétalisation active adaptative	Niveau de contraintes élevé : des plantes adaptées à ce niveau de contraintes sont introduites	Faible diversité ; disponibilité des cultivars parfois limitée

3. Patron de végétalisation

Une fois les approches de végétalisation déterminées, il convient de définir le patron de végétalisation à appliquer sur les zones à végétaliser (section 2.1). La présente section se concentre sur quatre aspects identifiés comme prioritaires par le MRNF, en lien avec le besoin de connaissances pour évaluer les propositions des requérants. Pour commencer, la question de l'épaisseur de la couche de sol à replacer sur les zones à végétaliser est discutée. L'alternative d'une végétalisation sans sol et sans amendement est ensuite abordée. La troisième sous-section traite du choix des espèces de plantes adéquates pour les travaux de végétalisation, incluant les mélanges agronomiques. Finalement, le dernier point concerne les enjeux associés à la végétalisation en contexte nordique.

3.1 Épaisseur de sol

3.1.1 Sol végétal, réserve en nutriments et régénération à partir de la banque de graines

L'installation d'une couche de sol végétal pour la végétalisation des sites miniers est une pratique courante (Cooke et Johnson, 2002). Le sol végétal (*topsoil*) est composé des couches superficielles organiques du sol (horizons organiques) et des horizons minéraux contenant de la matière organique (MO), l'ensemble étant généralement colonisé par les racines des plantes et les organismes du sol.

La présence de MO et d'organismes du sol améliore les propriétés abiotiques du sol (Borůvka *et al.*, 2012). La présence de MO et des organismes bonifie également la structure du sol et favorise l'infiltration de l'eau, réduisant ainsi l'érosion, si l'épaisseur de matériel installé est suffisante (Bowen *et al.*, 2005). Une épaisseur de sol végétale suffisante est également importante pour fournir une

réserve adéquate en matière organique, et donc en nutriments potentiellement disponibles, aux plantes.

D'un point de vue biotique, lors de l'excavation, le sol végétal de surface (0-10 cm selon Rokich *et al.*, 2001) concentre la banque de graines, des propagules et des micro-organismes dont la viabilité contribue au rétablissement d'espèces (Rivera *et al.*, 2014 ; Block *et al.*, 2020). Selon l'écosystème concerné, l'enfouissement des graines et propagules à plusieurs centimètres de la surface, dans le cas de l'étalement d'une couche de sol végétal épaisse, peut inhiber la régénération de semis (Rokich *et al.*, 2001).

Pour ce qui est de l'influence de différentes épaisseurs de sol végétal sur le rétablissement de la végétation dans le cadre d'activités de végétalisation minière, Holmes (2001) n'a fait ressortir aucune différence significative de la richesse spécifique entre des parcelles soumises à des épaisseurs de sol végétal différentes (entre 10 et 30 cm de sol entreposé sept jours), ensemencées et fertilisées. Par contre, d'autres travaux ont mis en évidence une richesse spécifique plus importante sur des parcelles ensemencées où la couche de sol végétal initiale était plus fine (inférieure à 20 cm) tant à court terme (Schladweiler *et al.*, 2005 ; sol entreposé pendant trois ans) qu'à long terme (Bowen *et al.*, 2005 ; sol réutilisé directement après décapage). L'explication fournie par les auteurs est que lorsque l'épaisseur de sol végétal est importante, certaines graines et propagules ont des difficultés à émerger en étant loin de la source de lumière, ce qui réduit ainsi le nombre d'espèces qui régénèrent à partir de la banque du sol (Bowen *et al.*, 2005 ; Schladweiler *et al.*, 2005). Néanmoins, plusieurs études soulignent qu'une couche épaisse (supérieure à 30 cm) de sol végétal entraîne de meilleures propriétés abiotiques (concentrations en azote, carbone organique, infiltration de l'eau, *etc.*) et une augmentation du taux de recouvrement par la végétation et de la production végétale (croissance, biomasse) (Holmes, 2001 ; Bowen *et al.*, 2005 ; Schladweiler *et al.*, 2005 ; Guitttonny-Larchevêque et Pednault, 2016).

À partir de ces résultats, certains auteurs préconisent de faire varier l'épaisseur de la couche de sol végétal selon les caractéristiques des zones à restaurer et les espèces cibles afin de créer une mosaïque d'habitats et de faire un usage optimal des matériaux disponibles (Bowen *et al.*, 2005 ; Schladweiler *et al.*, 2005 ; MacKenzie et Naeth, 2011). MacKenzie et Naeth (2011) rappellent également l'importance de se référer aux objectifs de la végétalisation pour proposer un plan en adéquation avec l'usage futur du site.

Le sol végétal est généralement séparé des autres couches de mort-terrain, considérées comme minérales (sans MO), pendant le processus d'excavation. Il est ensuite, soit directement épandu sur les emplacements en cours de restauration, soit empilé pour un usage futur. Lorsque le sol végétal est immédiatement remplacé après excavation, sans entreposage, les modifications de ses propriétés physiques, chimiques et biologiques sont minimisées (Koch *et al.*, 1996 ; Koch, 2007). En revanche, ces propriétés peuvent être fortement altérées si le sol est empilé sur des hauteurs importantes pendant de longues périodes (Guitttonny 2021). La viabilité de la banque de graines ainsi que la qualité du sol végétal entreposé pour la végétalisation diminuent alors avec le temps (Koch *et al.*, 1996 ; Ghose, 2001 ; Block *et al.*, 2020). La littérature scientifique recommande donc de réduire le plus possible le délai entre le décapage du sol végétal et sa remise en place (Koch *et al.*, 1996 ; Koch, 2007). Si l'entreposage est inévitable, le sol devrait être entreposé en petits tas, protégé de l'érosion (hydrique et éolienne), de la compaction et d'une possible contamination pour qu'il préserve sa capacité à soutenir la végétation (Ghose, 2001 ; Guitttonny, 2021). Ghose (2001) suggère même une

gestion active via un ensemencement et un contrôle des mauvaises herbes, voire un apport d'amendement supplémentaire pour en améliorer la qualité au moment de la réutilisation.

3.1.2 Épaisseur de sol à considérer pour le développement et l'ancrage racinaires, et l'alimentation en eau

Lors de la (re)mise en place d'un sol par-dessus des rejets miniers impropres à la colonisation racinaire ou par-dessus un système de recouvrement, l'épaisseur de la couche de sol est un facteur déterminant, car elle affecte la capacité de stockage en eau, le développement racinaire et le succès de végétalisation (Ghose, 2001). Une épaisseur suffisante de matériel apte à la colonisation racinaire est requise pour un ancrage et une alimentation en eau adéquats des plantes. Une épaisseur minimale de 25 cm de sol de bonne qualité pour soutenir la végétation est recommandée par plusieurs auteurs (Meredith Patrick, 1961 ; Tordoff *et al.*, 2000 ; Evanylo *et al.*, 2005). Le sol végétal peut être apporté en surface et combiné à du sol minéral plus en profondeur pour fournir une épaisseur suffisante. Par exemple, Babi *et al.* (article en préparation) et Boussiquet (2019) rapportent que l'ancrage racinaire, le taux de survie et la croissance aérienne de peupliers hybrides de 4 à 7 ans sont similaires sur 50 cm de sol végétal ou 10 cm de sol végétal combinés à 40 cm de sol minéral recouvrant des pentes de roches stériles en conditions boréales.

En contexte minier, connaître la profondeur maximale d'enracinement de la végétation ciblée est particulièrement important, car une colonisation racinaire trop profonde pourrait influencer l'intégrité des systèmes de recouvrement (Proteau *et al.*, 2020a). La profondeur d'enracinement dans le sol varie selon les espèces et les groupes fonctionnels : les arbres produisent généralement des racines plus profondes que les arbustes et les plantes herbacées (Canadell *et al.*, 1996). Stone et Kalisz (1991) suggèrent une capacité intrinsèque de nombreuses espèces à développer des racines profondes. Canadell *et al.* (1996) ont aussi déterminé que la profondeur maximale d'enracinement différerait selon l'écosystème. En forêt boréale par exemple, la profondeur maximale moyenne d'enracinement est d'environ deux mètres alors qu'elle atteint 15 mètres pour les prairies tropicales (Canadell *et al.*, 1996). L'établissement de racines atteignant des profondeurs supérieures à 1 mètre est donc possible. Le MELCCFP exige que les sols contaminés soient recouverts d'au moins un mètre de sol respectant le critère A du Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (Beaulieu, 2021) avant végétalisation. Un guide a été produit en 2017 listant les espèces d'arbres et d'arbustes à proscrire sur ces sols de confinement car selon une analyse de risque, les racines pourraient pénétrer à plus d'un mètre de profondeur et atteindre les sols contaminés sous-jacents (MELCC, 2017). Pour favoriser le succès du reboisement des mines de charbon dans les Appalaches, Burger *et al.* (2009) recommandent un minimum de 1,2 m d'épaisseur de sol présentant des propriétés propices à la colonisation racinaire.

Pour éviter les possibles effets négatifs de l'enracinement en profondeur sur la performance de la restauration et fournir une réserve en eau suffisante et un ancrage racinaire adéquat pour assurer le succès de végétalisation, les études conseillent d'installer une couche de sol épaisse au-dessus des couches qui contrôlent la performance des recouvrements et des rejets problématiques, pour garantir que les racines ne les atteindront pas. Au Canada, Lamoureux et collaborateurs (2012) proposent une épaisseur conservatrice de la couche de support à la végétation de 2,5 mètres pour les formations végétales basses et de 3 mètres pour les forêts. Cependant, compte tenu des superficies importantes à recouvrir, de la disponibilité parfois limitée en sol de bonne qualité, en matériaux de recouvrement, et de leur coût, de telles épaisseurs sont difficilement envisageables.

Il est à noter que les profondeurs maximales d'enracinement rapportées dans la littérature sont toutefois des profondeurs potentiellement atteintes en l'absence de contraintes dans le sol limitant le développement racinaire. Parmi les caractéristiques du sol pouvant justement influencer l'enracinement, on peut citer la texture, la compaction et la teneur en eau, en oxygène et en nutriments (Stone et Kalisz, 1991 ; Canadell *et al.*, 1996 ; MELCC, 2017). Une nappe phréatique proche de la surface ou un degré de saturation maintenu élevé dans le sol engendrent des conditions de vie hypoxiques voire anoxiques pour les racines, ce qui devrait limiter le développement racinaire en profondeur, à moins d'une adaptation particulière des plantes à ces conditions (par exemple pour les saules, Jackson & Attwood 1996). Ainsi, Lieffers & Rothwell (1987) ont montré que la profondeur maximale des racines et le niveau de la nappe phréatique étaient positivement corrélés pour deux espèces d'arbres dans une tourbière en milieu boréal. La densité apparente élevée de matériaux compactés (supérieure à 1,4-1,8 selon les auteurs, Guittonny 2021, MERN 2022) est censée limiter la colonisation racinaire. Finalement, d'après Jackson et collaborateurs (1996), plus de 80 % de la biomasse racinaire se trouve généralement dans les 30 premiers cm du sol en forêt boréale.

3.2 Végétalisation sans sol et sans amendement

Le sol végétal est souvent considéré comme le matériel optimal pour la végétalisation de sites perturbés (Dhar *et al.*, 2018). Cependant, cette ressource est souvent limitée pour la végétalisation à l'échelle d'un site minier. Tordoff et collaborateurs (2000) mentionnent la possibilité d'un établissement de la végétation directement sur les substrats miniers sous certaines conditions. Notamment, lorsque la teneur en éléments traces métalliques est faible, la croissance de plantes, indigènes ou exotiques, serait possible sans risque de phytotoxicité (Tordoff *et al.*, 2000 ; Cooke et Johnson, 2002). L'ensemencement direct sur les résidus serait alors une méthode économique (Tordoff *et al.*, 2000). Historiquement, l'industrie minière a utilisé des mélanges de semences agronomiques pour la capacité des espèces sélectionnées à s'établir rapidement en vue de réduire l'érosion et d'améliorer rapidement l'esthétique du site (Tordoff *et al.*, 2000). Ces mélanges sont néanmoins peu diversifiés et les espèces ensemencées tendent à dominer l'écosystème et à réduire la colonisation par d'autres espèces (Gastauer *et al.*, 2018).

Plus récemment, la volonté d'intégrer des espèces indigènes aux mélanges de semences lors de la restauration de sites perturbés s'est accrue (Bochet *et al.*, 2010 ; Ceccon *et al.*, 2015 ; Elzenga *et al.*, 2019 ; Figueiredo *et al.*, 2021). L'ensemencement direct à l'aide de semences indigènes permet l'ajout d'une plus grande diversité d'espèces par rapport à la plantation (Palma et Laurance, 2015). Les principaux avantages découlent de la facilité et de la rapidité d'application des semences par rapport à la plantation de plantules (Palma et Laurance, 2015). L'émergence et la survie des semis représentent alors une étape critique pour l'installation de la végétation. Certains essais ont obtenu des résultats satisfaisants pour ces deux paramètres sur des sites dégradés (Camargo *et al.*, 2002). Ces résultats dépendent cependant des conditions locales ainsi que des espèces utilisées (Camargo *et al.*, 2002 ; Stanturf *et al.*, 2014). Sur ce dernier point, des travaux ont établi que l'échec d'un ensemencement direct peut être associé à une mauvaise connaissance de la gestion des semences pour les espèces indigènes, ce qui peut conduire à des méthodes de collecte inappropriées, à de mauvais traitements pour la levée de dormance ou à de mauvaises pratiques d'entreposage (Merritt et Dixon, 2011 ; Ceccon *et al.*, 2015). La viabilité des semences s'en trouve réduite (Merritt et Dixon, 2011). De ce fait, des chercheurs recommandent d'employer l'ensemencement direct en

complément d'autres méthodes de végétalisation, pour des espèces dont la phénologie est bien connue et qui présentent de bons taux de germination et de survie en conditions difficiles (Ceccon *et al.*, 2015). Par exemple, les « grosses » semences possèdent des réserves qui assurent le développement de plantules plus vigoureuses par rapport aux petites semences (Camargo *et al.*, 2002). Elles ont ainsi une plus grande tolérance vis-à-vis de conditions stressantes (Camargo *et al.*, 2002 ; Ceccon *et al.*, 2015). Un document présentant des recommandations pour la production de plantes indigènes, incluant la collecte des graines, leur conservation, leur préparation, l'ensemencement, a été produit pour l'ouest du Canada (Alberta) (Pahl & Smreciu 1999).

Certaines techniques auraient le potentiel d'augmenter les chances de succès d'un ensemencement direct, notamment l'hydroensemencement et la protection physique des semences. L'hydroensemencement consiste à épandre des semences mélangées à de l'eau, du paillis et du fertilisant sur la surface à végétaliser (Brofas et Varelides, 2000). C'est une technique couramment employée pour la végétalisation des pentes ou des zones difficilement accessibles pour en contrôler l'érosion (Bochet *et al.*, 2010 ; Skousen et Zipper, 2010). Elle permettrait la création de microclimats favorables au développement de la végétation et l'augmentation de la teneur en nutriments du sol (Gonzalez-Alday *et al.*, 2008). Dans la littérature, les résultats d'études utilisant l'hydroensemencement sur des sites perturbés sont mitigés (Brofas et Varelides, 2000 ; Martinez-Ruiz *et al.*, 2007 ; Gonzalez-Alday *et al.*, 2008 ; Baethke *et al.*, 2020). Selon Martinez-Ruiz et collaborateurs (2007), les principaux facteurs influençant le succès de l'hydroensemencement relèvent de la technique en elle-même (période et taux d'application, composants du mélange, espèces) et des conditions locales (inclinaison et exposition de la pente, propriétés du substrat, etc.).

Une autre technique repose sur l'encapsulation des semences avant l'ensemencement afin de les protéger de la dessiccation, de l'érosion et de la prédation (Ceccon *et al.*, 2015 ; Madsen *et al.*, 2016). La composition de ces « boules de semences » est variable : argile, fertilisants, champignons mycorhiziens, régulateurs d'humidité, etc. (Madsen *et al.*, 2016 ; Gornish *et al.*, 2019). Ces capsules pourraient favoriser l'émergence des semis en atténuant certaines barrières locales à la germination et à la croissance des plantes (Turner *et al.*, 2006 ; Madsen *et al.*, 2016 ; Gornish *et al.*, 2019). Les études sont encore peu nombreuses sur l'usage de cette technique en contexte minier (Turner *et al.*, 2006). Des travaux futurs seront nécessaires pour préciser la composition optimale des boules de semences (espèces et autres composants) ainsi que les coûts associés à cette technique (Turner *et al.*, 2006 ; Palma et Laurance, 2015). Une technique similaire mais adaptée à la plantation plutôt qu'à l'ensemencement est l'utilisation de poches de plantation d'arbres sur des matériaux rocheux comme dans le cas de la végétalisation des carrières (Rowe *et al.* 2005). Ces poches sont remplies de matériaux tels du compost ou de l'hydrogel pour fournir un substrat facilitant le développement racinaire des plants via la rétention d'eau.

Pour améliorer le succès de l'ensemencement direct, l'inoculation des semences peut être considérée (Skousen et Zipper, 2010). Cette dernière peut être pertinente par exemple pour les espèces de légumineuses capables de former des symbioses avec des bactéries (genre *Rhizobium*) pour fixer l'azote atmosphérique (Skousen et Zipper, 2010). L'inoculation pourrait aussi améliorer le succès d'établissement de plants d'aulnes pour une plantation directe sur des résidus de sables bitumineux (Bissonnette *et al.* 2014). Dans tous les cas, les techniques de revégétalisation employées devront être adaptées aux caractéristiques environnementales de chaque site à restaurer.

3.3 Choix des espèces

De nombreux projets de végétalisation minière emploient une méthode économique pour la végétalisation, soit l'ensemencement à base de mélanges de faible diversité composés d'espèces agronomiques exotiques (Poacées - ou graminées - et Fabacées - ou légumineuses - pérennes). Les graminées ont une croissance rapide et produisent une couverture végétale complète en peu de temps, contribuant ainsi au contrôle de l'érosion (Baasch, *et al.*, 2012 ; Gastauer *et al.*, 2018). Les légumineuses, quant à elles, permettent un apport d'azote dans le sol potentiellement utilisable par les autres plantes (Bradshaw, 1997). La végétalisation des sites miniers crée alors de nouveaux écosystèmes dans lesquels les espèces exotiques non invasives peuvent remplir des fonctions clés telles que le contrôle des espèces exotiques envahissantes (D'Antonio et Mack, 2001 ; Ewel et Putz, 2004). En outre, des espèces telles que l'avoine (Guittonny-Larchevêque *et al.*, 2016a) ou le ray-grass annuel (Skousen et Zipper, 2009), exotiques au Québec, peuvent jouer un rôle d'espèces facilitatrices (concept de plante abri) pour des espèces cibles en atténuant les conditions difficiles pouvant exister sur des sites à végétaliser (Padilla et Pugnaire, 2006).

L'ensemencement/la plantation d'espèces agronomiques exotiques n'est cependant pas adapté à tous les contextes de végétalisation. Les mélanges graminées-légumineuses agronomiques nécessitent souvent l'apport de fertilisants et ne sont fonctionnels que lorsque les concentrations en éléments traces métalliques se trouvent sous les seuils de phytotoxicité dans le substrat (Tordoff *et al.*, 2000 ; Cooke et Johnson, 2002). Également, la création d'un couvert végétal dense par ces espèces peut inhiber le rétablissement spontané d'espèces indigènes. Des études ont démontré que l'usage d'espèces non indigènes et très compétitives mène à des écosystèmes homogènes et une succession végétale ralentie, même plusieurs décennies après la végétalisation (Cavender *et al.*, 2014). Les zones végétalisées sont alors caractérisées par une faible richesse spécifique et sont peu représentatives de la région (Brown et Rice, 2000).

Une alternative consiste à incorporer au mélange des semences d'espèces indigènes rustiques adaptées aux conditions climatiques locales et aux milieux ouverts dans les mélanges de semences utilisés pour la végétalisation (Tordoff *et al.*, 2000 ; Swab *et al.*, 2017). Cependant, l'ensemencement direct avec des espèces indigènes est freiné par la disponibilité encore limitée des semences pour satisfaire les besoins de projets de restauration à grande échelle (Merritt et Dixon, 2011 ; Elzenga *et al.*, 2019), et par leur coût élevé lorsque disponibles. Également, il est possible de sélectionner des espèces agronomiques moins compétitives dans le mélange et d'utiliser des taux d'ensemencement et de fertilisation moindres pour favoriser la compatibilité du traitement de végétalisation avec le reboisement (Burger *et al.* 2009). Finalement, l'utilisation d'un sol végétal de bonne qualité en surface du site à végétaliser favorise la recolonisation spontanée des espèces de plantes indigènes et permet généralement de s'affranchir de l'étape d'ensemencement (Burger *et al.* 2009).

Au-delà de la distribution géographique des espèces, les études convergent sur le fait que l'intégration d'une grande diversité taxonomique et fonctionnelle dans le mélange de semences ou de plantation produit de bons résultats pour la restauration écologique. En effet, une grande diversité influence positivement le fonctionnement d'un écosystème, sa productivité, sa résistance aux perturbations, diminue le risque d'échec de l'établissement de la végétation et permet la production de nombreux services écosystémiques tels que le contrôle de l'érosion (Cadotte *et al.*, 2011 ; Kirmer *et al.*, 2012 ; Barr *et al.*, 2017 ; Swab *et al.*, 2017 ; Carlucci *et al.*, 2020). Funk *et al.* (2008) suggèrent

notamment que la présence d'une grande diversité fonctionnelle diminue le risque d'invasion biologique en réduisant le nombre de niches écologiques vacantes.

Dans les mélanges, il est important de ne pas considérer chaque espèce de plante seule, mais d'envisager les interactions (positives ou négatives) avec les autres espèces au sein d'une communauté. En effet, les interactions biologiques peuvent influencer le succès d'établissement d'une espèce cible. Par exemple, certaines plantes libèrent des composés chimiques qui inhibent ou favorisent la croissance d'autres organismes (da Silva *et al.*, 2017). Prédire le succès d'établissement d'une espèce cible nécessite une bonne connaissance des règles d'assemblage de la communauté à laquelle cette espèce appartient. Ces règles d'assemblage sont reliées à un ensemble de filtres écologiques (filtres de dispersion, filtres abiotiques et filtres biotiques) que cette espèce devra dépasser pour réussir à s'installer sur un site (Mahy et Cristofoli, 2010).

3.4 Limite nordique à la végétalisation

À mesure que la demande en ressources minérales augmente, l'attractivité des régions arctiques et subarctiques s'accroît (Tolvanen *et al.*, 2019). En conséquence, le secteur minier compte parmi les principaux moteurs du développement économique dans ces régions (Ford *et al.*, 2010 ; Tolvanen *et al.*, 2019). La végétalisation des sites miniers nordiques pose néanmoins de nombreux défis liés aux conditions environnementales extrêmes (température, vent, *etc.*), à la non-fertilité des substrats miniers et à la contamination par des éléments traces métalliques (Tolvanen *et al.*, 2019). Ainsi, la végétalisation de ces sites implique l'amélioration des substrats miniers pour soutenir la végétation (Drozdowski *et al.*, 2012 ; Naeth et Wilkinson, 2014) et la sélection de plantes adaptées aux climats rigoureux (Adams et Lamoureux, 2005 ; Juge et Cossette, 2015). Ces deux points sont discutés ci-après.

D'une part, en milieu nordique, la disponibilité en matériaux pour la création d'un substrat propice à la végétation est limitée. En effet, la couche organique est peu profonde et présente une faible teneur en nutriments du fait de la lente décomposition et des cycles de nutriments ralentis par les faibles températures (Forbes *et al.*, 2001). La faible épaisseur de la couche de MO rend sa récupération et le maintien de ses propriétés difficiles après décapage (Dhar *et al.*, 2022). L'éloignement des sites complique aussi le transport de matériaux hors-site pouvant être utilisés pour la végétalisation (Miller et Naeth, 2017). Ainsi, des études se sont concentrées sur l'amélioration ou la reconstruction des sols à partir des matériaux sur site ou facilement accessibles. Par exemple, la valorisation des déchets issus des activités minières est encouragée même s'ils sont généralement pauvres en matière organique et nutriments et peuvent présenter des textures grossières peu favorables à la reprise de la végétation (Miller et Naeth, 2017). L'ajout de fertilisants et/ou d'amendements aux substrats miniers contribue alors à l'amélioration des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols (Drozdowski *et al.*, 2012 ; Naeth et Wilkinson, 2014 ; Boldt-Burisch et Naeth, 2017 ; Miller et Naeth, 2017 ; Rantala-Sykes et Campbell, 2018). Miller *et al.* (2021) ont mené des essais de végétalisation par ensemencement herbacé indigène dans la toundra arctique à la mine de diamant Diavik, territoires du Nord-ouest (latitude 64°30'). Le recouvrement global de la végétation quatre ans après ensemencement atteignait 20% sur les meilleurs traitements, le recouvrement étant accentué sur les substrats constitués de roches concassées (granite), dans les dépressions (création de buttons) amendées avec des boues d'épuration (jusqu'à 50% de recouvrement). Sur les roches concassées, les mousses et lichens se réinstallaient progressivement. Les résidus de kimberlite constituaient le matériau avec le plus faible taux de succès de végétalisation (Miller *et al.* 2021).

D'autre part, les conditions environnementales extrêmes associées aux régions nordiques sont initialement peu propices pour l'établissement et la croissance de la végétation. La productivité primaire est faible et la colonisation spontanée et la succession écologique sont des processus lents (Forbes et Jefferies, 1999 ; Forbes *et al.*, 2001). Cependant, même si la végétation est éparse, notamment en milieu arctique, elle fournit une source de nourriture essentielle à la faune. Cette dernière est particulièrement importante pour les communautés locales, notamment le caribou (Blais 2015). Les activités minières exacerbent des conditions déjà difficiles, ce qui rend la restauration des écosystèmes complexe (Tolvanen *et al.*, 2019). Pourtant, le rétablissement d'une couverture végétale est perçu comme essentiel pour contrôler l'érosion (Reid et Naeth, 2005 ; Miller *et al.*, 2021) et rétablir des services écologiques, notamment culturels.

Pour survivre en milieu nordique, les plantes doivent être adaptées aux faibles températures, aux gelées fréquentes ou encore à la faible disponibilité en nutriments (Forbes *et al.*, 2001). Les espèces de plantes indigènes sont localement adaptées aux conditions du milieu (Bret-Harte *et al.* 2013, Billings 1974) et leur utilisation est vue de manière plus favorable par les communautés autochtones (Blais 2015). Certains auteurs soulignent qu'il est important de ne pas introduire des espèces non indigènes dans des écosystèmes fragiles comme les milieux nordiques (Webber et Ives 1978). La présence de pergélisol limite également l'implantation d'espèces à racines profondes (Canadell *et al.*, 1996 ; Forbes *et al.*, 2001). Selon Canadell *et al.* (1996), le pergélisol restreint généralement la croissance des racines au-delà de 50 cm. Ces facteurs réduisent le choix d'espèces non indigènes appropriées pour la végétalisation.

Des essais ont porté sur la restauration d'un couvert végétal à l'aide de mélanges d'espèces agronomiques non indigènes par ensemencement direct couplé à des apports de fertilisants minéraux et/ou organiques sur résidus de mines de fer (Zone de Fermont, domaine bioclimatique de la taïga, latitude 52°50'N, Juge et Cossette, 2015 ; Juge *et al.*, 2021). Ces espèces sont sélectionnées pour leur adaptation aux conditions nordiques et leur capacité à croître rapidement (Juge et Cossette, 2015). Le couvert végétal s'établit et la succession végétale s'initie malgré l'utilisation initiale d'espèces agronomiques non indigènes. En effet, la contribution des plantes ensemencées au couvert végétal diminue avec le temps au bénéfice d'espèces indigènes colonisatrices et on observe la colonisation spontanée par des saules et des aulnes à partir de 5-10 ans après ensemencement (Juge *et al.*, 2021).

D'autres recherches ont préféré l'emploi d'espèces indigènes (Adams et Lamoureux, 2005). Dans les régions éloignées, les semences indigènes ne sont parfois pas disponibles sur place. Le matériel végétal provient donc souvent de l'extérieur et est moins adapté aux conditions locales (Rantala-Sykes et Campbell, 2019). Rantala-Sykes et Campbell (2019) proposent un outil pour évaluer l'effort nécessaire pour la collecte de semences indigènes in situ et prioriser les espèces à intégrer à des projets de végétalisation en régions éloignées. Finalement, certains auteurs évoquent l'importance de considérer les organismes cryptogames (bryophytes et lichens notamment) dans le processus de végétalisation en contexte nordique (Forbes *et al.*, 2001 ; Miller *et al.*, 2021).

De manière générale, les connaissances sur la restauration écologique de sites miniers nordiques sont encore restreintes et les études portent souvent sur le court terme (exemples : Naeth et Wilkinson, 2014 ; Miller *et al.*, 2021). De plus, l'adaptation des stratégies de végétalisation sera nécessaire en raison des changements climatiques (Pearce *et al.*, 2011). En effet, les prédictions s'accordent sur

une augmentation de la température et un changement du régime de précipitation entre autres (Ford *et al.*, 2010 ; Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2019) avec une possible migration au Canada des espèces de plantes du sud vers le nord de plusieurs centaines de kilomètres (McKenney *et al.*, 2007). Par exemple, selon le modèle climatique CAN Esm2 couplé au scénario de forçage radiatif le plus pessimiste (Scénario de trajectoire du forçage radiatif - RCP 8.5), l'épinette noire trouvera des conditions climatiques favorables pour son développement dans l'arctique canadien en 2100 (RNCAN 2022).

4. Évaluation du succès de la mise en végétation

4.1 État des connaissances

Après la mise en végétation, il est primordial de mesurer le succès d'établissement des plantes, d'évaluer l'autosuffisance du système végétalisé et d'apporter des corrections si nécessaire (Stanturf *et al.*, 2014). Il est important de commencer le suivi dès les premiers stades après végétalisation. Le développement des communautés végétales dépend notamment de la composition végétale initiale sur le site à végétaliser, de la capacité de dispersion des espèces des milieux environnants, des conditions abiotiques, mais également de processus stochastiques (Baasch *et al.*, 2012 ; Mudrák *et al.*, 2016). Ainsi, dans une vision de gestion adaptative sur un site où on vise une réinstallation de l'écosystème naturel, une évaluation précoce permettra de vérifier si la colonisation par des espèces indigènes est adéquate et de détecter les possibles conditions non favorables à cette colonisation (Gatica-Saavedra *et al.*, 2017). Les mesures sur le long terme sont également importantes, car les conditions présentes à court terme permettent d'identifier une trajectoire potentielle d'évolution de la communauté de plantes et de l'écosystème vers l'écosystème souhaité, mais l'évolution réelle de l'écosystème sur le long terme doit être validée (Gatica-Saavedra *et al.*, 2017). De plus, les processus naturels sur des sites fortement perturbés peuvent être longs à se rétablir (Jochimsen, 2001).

Dans sa version actuelle, le *Guide de restauration* précise peu les critères permettant l'évaluation du succès du point de vue de la mise en végétation. Dans la section sur le suivi agronomique, il est demandé de préciser le type de suivi (inspections visuelles, mesures, échantillonnage et analyses des sols et des tissus végétaux) et d'inclure la détection des espèces exotiques envahissantes. De manière générale, dans la littérature sur la restauration écologique, cette évaluation se limite souvent à une simple caractérisation descriptive des zones végétalisées avec une ou quelques vérifications à la suite des travaux (Suding, 2011). Il n'existe d'ailleurs pas de normes reconnues sur la manière de mesurer le succès de la restauration écologique (Blommerde et Raval, 2015). Pour l'état des connaissances et l'identification d'indicateurs pertinents pour le suivi du succès de végétalisation, la littérature associée au contexte de la restauration écologique a surtout été ciblée dans la suite de ce rapport.

La *Society for ecological restoration* propose des mesures de performance recommandées pour les activités de restauration écologique basées sur six attributs écosystémiques généraux. Ces attributs peuvent être utilisés pour évaluer l'état et le degré de rétablissement d'un écosystème (Gann *et al.*, 2019) :

- Élimination des menaces : Le site restauré ne présente aucune menace directe (contamination, espèces exotiques envahissantes...) pour l'écosystème.

- Présence de bonnes conditions environnementales : Les conditions physiques et chimiques permettent le maintien de l'écosystème.
- Présence d'espèces indigènes : Les espèces indigènes caractéristiques de l'écosystème de référence sont présentes alors que les espèces indésirables sont absentes.
- Présence d'une diversité structurelle : L'écosystème présente une bonne diversité structurelle (strates de végétation, niveaux trophiques, habitats...).
- Rétablissement des fonctions écosystémiques : Les fonctions écosystémiques (cycle des nutriments, interactions entre espèces, productivité, décomposition...) présentent des niveaux appropriés.
- Rétablissement des échanges externes : L'écosystème restauré est correctement intégré au paysage environnant.

Un 7^e attribut peut être ajouté à cette liste : autosuffisance (autorégulation) du système végétalisé, c'est-à-dire la persistance des attributs du système visé sans recours à des intrants (par ex. fertilisation, propagules) (Cooke et Johnson, 2002).

À ces attributs doivent être associés des indicateurs permettant d'évaluer si les travaux de restauration écologique répondent aux objectifs spécifiques préalablement fixés (Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Wortley *et al.*, 2013). Un indicateur est un paramètre qui peut être quantifié/qualifié ou une tâche dont on peut vérifier l'état d'avancement (Manero *et al.*, 2020). Dans la théorie, différents éléments caractérisent un bon indicateur (Bandyopadhyay et Maiti, 2019 ; Manero *et al.* 2020) :

- Il doit être adapté au contexte de végétalisation.
- Il doit permettre de détecter une réponse précoce à un stress environnemental. La cause de cette réponse doit être directement identifiable et la réponse facile à interpréter.
- Les effets sur un indicateur doivent être consolidants dans le temps, c'est-à-dire que les réponses à un facteur environnemental ne sont pas variables.
- Un indicateur doit permettre une évaluation continue sur une large gamme et intensité de stress.
- Il doit être rentable, c'est-à-dire que la mesure de l'indicateur ne doit pas être coûteuse en termes de financement, de ressources humaines et de temps.

Les indicateurs quantifiés/qualifiés seront mesurés/évalués dans l'écosystème des sites de référence (voir section 2.3) pour établir des valeurs cibles. Afin de déterminer l'état de l'écosystème, les mêmes indicateurs sont mesurés sur le site végétalisé et comparés aux mesures faites sur les sites de référence situés dans des zones non perturbées à proximité du site (Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Carabassa *et al.*, 2019 ; Bussière *et al.*, 2021). Des mesures en parallèle sur site végétalisé et sur sites de référence peuvent être utiles pour tenir compte de la variabilité interannuelle. Des valeurs cibles différentes devraient être utilisées pour la période juste après végétalisation et après un certain temps (Albright *et al.*, 2010). Chaque objectif spécifique de végétalisation (voir section 2.2) est associé à une liste d'indicateurs à mesurer, à une évolution quantifiée de ces indicateurs par rapport à des valeurs cibles, et au délai pour atteindre les valeurs souhaitées (Gann *et al.*, 2019). Il peut être utile d'inclure pour chaque indicateur des « seuils de déclenchement » d'actions correctives (Gann *et al.*, 2019).

En parallèle des mesures quantitatives, des outils qualitatifs peuvent être utilisés pour visualiser, suivre, et communiquer le niveau de rétablissement d'un site pour chaque attribut et objectif spécifique, par rapport à l'état initial et à un écosystème de référence. Par exemple, Gann *et al.* (2019) proposent le Système à 5 étoiles (cinq classes de niveau de rétablissement : *très modéré → *****objectifs pratiquement atteints) et la Roue de rétablissement écologique (voir Figure 3).

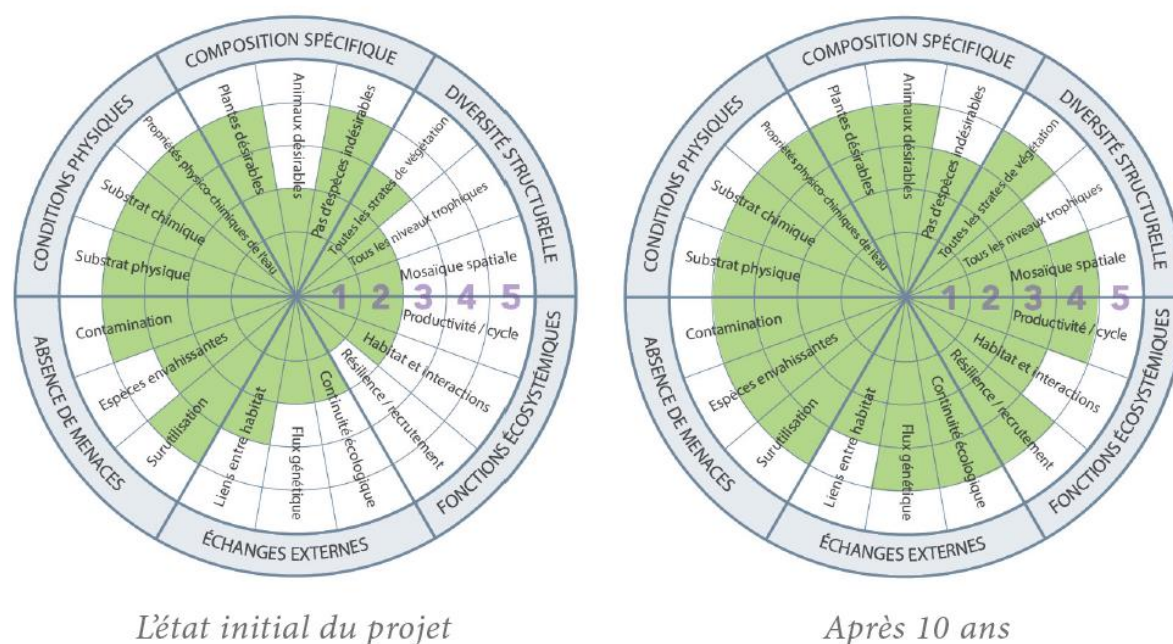


Figure 3 : Exemple d'utilisation de la Roue de rétablissement écologique avec système cinq étoiles pour visualiser l'évolution du rétablissement d'un site restauré (Tirée de Gann *et al.* 2019).

4.2 Indicateurs

Dans la pratique, les trois principaux attributs écosystémiques utilisés pour l'évaluation de la restauration écologique sont la composition/diversité, la structure de la végétation et dans une moindre mesure les fonctions écologiques (Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Wortley *et al.*, 2013 ; Gatica-Saavedra *et al.*, 2017 ; Taddeo et Dronova, 2018 ; Martins *et al.*, 2020). Les indicateurs retrouvés dans la littérature seront classés dans ce qui suit selon ces 3 catégories. Ruiz-Jaen et Aide (2005) conseillent de suivre au moins deux indicateurs de chacun de ces attributs écosystémiques pour l'évaluation post-végétalisation.

Le temps requis pour atteindre le niveau souhaité des indicateurs varie selon la catégorie d'attributs : l'établissement des plantes cibles peut se faire en quelques années sur le site et permettre d'atteindre les niveaux d'indicateurs désirés en termes de composition/diversité. Mais les plantes cibles sont alors jeunes et cela prend parfois des dizaines d'années (pour les plantes ligneuses par exemple) avant que les niveaux satisfaisants associés à une végétation mature soient atteints pour les indicateurs de structure. Finalement, les niveaux visés pour les indicateurs de fonction peuvent nécessiter des centaines d'années pour être atteints, car ils impliquent de recréer les échanges complexes d'énergie et de matière entre les différentes composantes de l'écosystème (sol, plantes, animaux, microorganismes) (Albright *et al.*, 2010). Il est cependant généralement considéré que si les

attributs de composition et de structure atteignent les niveaux visés sur les sites végétalisés, alors les attributs fonctionnels associés devraient également atteindre des niveaux satisfaisants à long terme (Cooke et Johnson, 2002).

En complément de la végétation, des indicateurs liés au sol seront également présentés, car les activités minières contribuent fortement à la dégradation des sols (Cooke et Johnson, 2002) et produisent des rejets qui constituent des sols dont l'évolution sera particulière (technosols, Feng *et al.*, 2019, ou anthroposols, Naeth *et al.* 2012). Par conséquent, la végétalisation des sites miniers passe nécessairement par la reconstruction de sols capables de soutenir la végétation (Di Carlo *et al.*, 2019).

4.2.1 Composition/Diversité

Les indicateurs de composition et de diversité se réfèrent à la nature et à l'abondance des espèces, des formes de vie (selon Raunkier) et des groupes fonctionnels présents dans une communauté (Taddeo et Dronova, 2018 ; Martins *et al.*, 2020). Les plantes sont les plus suivies en termes de diversité comparées à d'autres organismes vivants pour l'évaluation de la restauration écologique (Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Wortley *et al.*, 2013). Le Tableau 5 présente les principaux indicateurs déterminant la diversité des plantes. La richesse spécifique est l'un des indicateurs le plus commun (Ruiz-Jaen et Aide, 2005). Cette mesure est aussi connue sous le nom de diversité alpha. Elle s'évalue sur des zones homogènes en termes de conditions environnementales et de contraintes à l'établissement des plantes, comme définies dans la section 2.1A (Carabassa *et al.*, 2019). La diversité bêta, quant à elle, permet de mesurer la variation de la composition des espèces entre différentes unités d'échantillonnage. Le nombre d'espèces n'est cependant pas suffisant pour décrire une communauté. En effet, la richesse spécifique ne permet pas d'établir la dominance ou la rareté de certaines espèces par rapport à d'autres. L'équitabilité (répartition des individus par espèce) fournit des informations sur la structure d'une communauté, notamment sur la compétition interspécifique pour l'utilisation des ressources (Taddeo et Dronova, 2018).

Sur un site minier végétalisé, la composition de la communauté végétale donne une indication sur la valeur écologique du site. L'évaluation de la composition de la communauté végétale permet également de vérifier qu'aucune espèce exotique envahissante (EEE) ne s'est établie sur le site (Bussière *et al.*, 2021). Comme spécifié dans le *Guide de restauration*, si une EEE est détectée sur un site restauré, elle doit être éliminée (MERN, 2022). Ces mesures permettent également de déterminer la qualité d'une zone comme habitat, le stade de succession de la végétation, la capacité de dispersion des organismes des écosystèmes environnants ainsi que le rétablissement des processus écologiques (Wortley *et al.*, 2013).

La littérature fait état d'une variabilité importante des valeurs des indicateurs de composition et de diversité après la restauration écologique, ce qui démontre la sensibilité de ces indicateurs aux conditions locales et aux contextes variés de végétalisation (Taddeo et Dronova, 2018). De nombreux facteurs tels que les interactions entre les espèces, les fluctuations environnementales ou encore les activités de gestion locales sont à l'origine de cette variabilité. Si la période de suivi est trop courte, il peut alors être difficile pour les gestionnaires de faire la distinction entre les réponses spécifiques de la végétation aux travaux de restauration écologique et les variations naturelles de la composition spécifique. Ces résultats suggèrent l'importance d'un suivi à long terme (supérieur à 50 ans) pour une évaluation robuste du rétablissement des plantes et la compréhension de la dynamique et de la

trajectoire de l'écosystème post-restauration (Taddeo et Dronova, 2018). Un suivi annuel des indicateurs de composition est recommandé, au pic ou à la fin de la saison de croissance de la végétation (Albright *et al.*, 2010).

Tableau 5 : Indicateurs de diversité et de composition

Indicateurs de diversité et de composition	Définition	Méthodes de mesure	Compétences/Considérations	Références
Diversité alpha : Richesse spécifique	Il s'agit du nombre d'espèces observées sur une surface donnée. Il est possible de préciser le statut des espèces (protégées, menacées, rares, patrimoniales, mauvaises herbes, exotiques envahissantes), l'origine (espèces plantées/ensemencées versus colonisation naturelle), les types biologiques (selon la classification de Raunkier) et les différents groupes fonctionnels présents (espèces pionnières ou climaciques par exemple).	Inventaire floristique des espèces présentes sur le terrain. La technique de l'aire minimale peut-être appliquée afin de déterminer la surface de suivi appropriée à inventorier.	- Besoin de personnes capables d'identifier les espèces. - La précision et la représentativité de la mesure dépendent de la surface d'échantillonnage.	Cooke et Johnson, 2002 ; Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Wortley <i>et al.</i> , 2013 ; Gatica-Saavedra <i>et al.</i> , 2017 ; Taddeo et Dronova, 2018 ; Bandyopadhyay et Maiti, 2019 ; Carabassa <i>et al.</i> , 2019 ; Di Carlo <i>et al.</i> , 2019 ; Manero <i>et al.</i> , 2020 ; Bussière et Guittonny, 2021a
Indices de diversité (indice de Simpson, indice de Shannon-Weaver, etc.)	Les indices de diversité donnent une idée de la diversité des espèces tant en termes de richesse spécifique qu'en termes d'équitabilité (la répartition des individus au sein de ces espèces).	Identification des espèces présentes et détermination de l'abondance par espèce (densité ou recouvrement).		Gatica-Saavedra <i>et al.</i> , 2017 ; Taddeo et Dronova, 2018 ; Bussière et Guittonny, 2021a
Diversité bêta : Indices de similarité/dissimilarité (indice de similitude de Sørensen, indice de dissimilarité de Bray-Curtis, etc.)	Les indices de similarité/dissimilarité permettent d'évaluer la ressemblance entre deux sites en termes d'espèces. On peut ainsi comparer la diversité des espèces entre un site végétalisé et un site de référence.	Identification des espèces présentes sur le site végétalisé et le(s) site(s) de référence. Certains indices nécessitent l'abondance absolue ou relative des espèces.		Cooke et Johnson, 2002 ; Taddeo et Dronova, 2018

4.2.2 Structure de la végétation

La structure de la végétation caractérise la quantité (abondance) et la distribution verticale et horizontale de la biomasse végétale (aérienne et racinaire) dans l'espace et le temps (Albright *et al.*, 2010 ; Cooke et Johnson, 2002 ; Manero *et al.*, 2020). Une réponse structurale rapide de la végétation après végétalisation permet la création d'habitats, réduit la possibilité de colonisation par des espèces indésirables et limite l'érosion (Taddeo et Dronova, 2018 ; Carabassa *et al.*, 2019 ; Bussière *et al.*, 2021). Le Tableau 6 contient les indicateurs de structure souvent utilisés. Les indicateurs structuraux (recouvrement, densité, biomasse, litière, etc.) sont fréquemment retrouvés dans la littérature, car ils répondent assez rapidement aux travaux de restauration écologique et aux changements des conditions environnementales locales et sont faciles à mesurer (Wortley *et al.*, 2013). De plus, il est assumé que, si la structure de la végétation est en voie de rencontrer les cibles visées, alors le retour de la faune et le rétablissement des processus écologiques et des services écosystémiques seront favorisés (Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Gatica-Saavedra *et al.*, 2017 ; Zhang *et al.*, 2018 ; Prach *et al.*, 2019).

Malgré le vaste usage des mesures de structure de la végétation sur le terrain, certains auteurs se questionnent sur la quantité d'information pouvant être retirée de ces mesures pour évaluer le succès de la restauration écologique (Wortley *et al.*, 2013). Pour apporter davantage de précisions sur les attributs structurels d'un écosystème, les outils de télédétection se développent et peuvent compléter les mesures de terrain. En effet, lorsque les superficies à suivre sont importantes, les mesures de terrain peuvent être limitées pour évaluer la végétation du site dans son ensemble. Avec le développement de nouvelles technologies (lidar, drones, caméras multispectrales, etc.), la télédétection pourrait permettre l'acquisition de données en trois dimensions sur la structure d'un écosystème à grande échelle (Sankey *et al.*, 2017 ; Almeida *et al.*, 2019).

Cooke et Johnson (2002) soulignent que les indicateurs en lien avec les systèmes racinaires, la communauté d'organismes du sol, et la faune sont rarement mesurés dans les suivis. Pourtant, le suivi d'indicateurs de structure au niveau racinaire est important pour évaluer la productivité à long terme de la végétation, l'absorption potentielle de contaminants par les plantes si les racines atteignent des matériaux contaminés, et la création d'habitats pour la faune et la microflore du sol. Dans le cas de sites restaurés avec des systèmes de recouvrement, caractériser le développement du profil de sol et la colonisation racinaire des matériaux de recouvrement apparaît important pour évaluer l'effet sur la performance du recouvrement, en lien avec l'évolution des propriétés des matériaux et le prélèvement d'eau par les racines.

Tableau 6 : Indicateurs de structure

Indicateurs de structure	Définition	Méthodes de mesure	Considérations	Références
Recouvrement par la végétation	Il s’agit de la proportion de sol couverte par la végétation. Il est possible de distinguer les différentes strates de végétation (muscinale, herbacée, arbustive, arborée). Le recouvrement permet d’évaluer l’intensité de colonisation sur un site. Il est également relié à l’efficacité de la végétation à protéger le sol de l’érosion.	- Estimation visuelle par classes de pourcentage (ex. échelle de Braun-Blanquet) - Méthode des points contacts (quadrat ou transect) - Analyse d’images/Télédétection	– Besoin de personnes capables d’identifier les espèces. – Le temps nécessaire pour faire les relevés de terrain peut être important si la zone à évaluer est vaste. – L’analyse d’images et la télédétection nécessitent une bonne résolution pour une évaluation précise.	Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Gatica-Saavedra <i>et al.</i> , 2017 ; Taddeo et Dronova, 2018 ; Almeida <i>et al.</i> , 2019 ; Bandyopadhyay et Maiti, 2019 ; Manero <i>et al.</i> , 2020 ; Martins <i>et al.</i> , 2020 ; Bussière et Guittonny, 2021a
Densité (surtout pour les espèces arbustives et arborées dont les individus sont bien séparés)	C’est le nombre d’individus par espèce sur une surface donnée. La densité permet d’évaluer l’intensité de colonisation sur un site.	- Comptage du nombre d’individus dans une parcelle dont la superficie varie selon la taille des plantes considérées. - Télédétection	– Besoin de personnes capables d’identifier les espèces. – Selon la surface à évaluer et la quantité d’individus présents, les relevés de terrain peuvent être longs.	Cooke et Johnson, 2002; Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Almeida <i>et al.</i> , 2019 ; Bandyopadhyay et Maiti, 2019 ; Carabassa <i>et al.</i> , 2019 ; Martins <i>et al.</i> , 2020 ; Bussière et Guittonny, 2021a
Hauteur (surtout pour les espèces arbustives et arborées dont les individus sont bien séparés)	La hauteur des arbustes/arbres permet de mesurer la croissance des individus dans le temps.	Selon la taille des individus, il existe différentes méthodes pour mesurer la hauteur d’un arbre : - À l’aide d’une règle à partir du sol jusqu’au bourgeon vivant le plus haut. - À l’aide d’un dendromètre - À l’aide de la télédétection	Pour les arbres hauts, si la canopée est dense, la mesure de la hauteur peut être complexe.	Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Wortley <i>et al.</i> , 2013 ; Gatica-Saavedra <i>et al.</i> , 2017 ; Almeida <i>et al.</i> , 2019 ; Bandyopadhyay et Maiti, 2019 ; Martins <i>et al.</i> , 2020 ; Bussière et Guittonny, 2021
Diamètre (surtout pour les espèces arbustives et arborées dont les individus sont bien séparés)	Le diamètre des arbres/arbustes constitue une autre mesure de la croissance des individus dans le temps.	Selon la taille des individus, le diamètre d’un arbre se mesure à l’aide d’un pied à coulisse ou d’un ruban à mesurer soit : - Au niveau du collet - À hauteur de poitrine (environ 1,3 m)	Pour les arbustes à plusieurs tiges, la mesure du diamètre est plus difficile.	Gatica-Saavedra <i>et al.</i> , 2017 ; Martins <i>et al.</i> , 2020 ; Bussière et Guittonny, 2021a
Surface terrière (surtout pour les espèces arbustives et arborées dont les individus sont bien séparés)	Elle permet de déterminer la surface du sol occupé par des tiges d’arbres et donc la densité d’un peuplement.	Sur une surface donnée (exprimée par hectare en général), il est possible de calculer la surface terrière à partir des mesures de diamètre des arbres ou en utilisant un relascope.		Ruiz-Jaen et Aide, 2005, Worley <i>et al.</i> , 2013 ; Bandyopadhyay et Maiti, 2019
Indice de surface foliaire (LAI)	Il s’agit de la surface totale des feuilles (une face) par unité de surface. L’indice de surface foliaire varie selon la physiologie de la plante, le stade de développement, l’état sanitaire et la période de la saison de croissance. Le LAI peut être utilisé comme un proxy de l’activité photosynthétique, de la transpiration des plantes et de la biomasse aérienne.	Le LAI peut être mesuré directement en collectant les feuilles sur les plantes présentes sur une surface de sol donnée. La surface des feuilles est ensuite déterminée à l’aide d’un scanner de feuilles. Pour la végétation haute, des mesures indirectes basées sur l’optique/télédétection sont réalisées pour obtenir l’indice de surface foliaire.	Les méthodes indirectes sont moins chronophages et destructives, mais moins précises.	Taddeo et Dronova, 2018 ; Bandyopadhyay et Maiti, 2019 ; Manero <i>et al.</i> , 2020 ; Bussière et Guittonny, 2021a
Indice de canopée	L’indice de canopée correspond au rapport entre la superficie occupée par la couronne des arbres et la superficie totale de la zone à évaluer. Cette mesure permet d’évaluer l’évolution du couvert végétal arboré.	L’indice de canopée peut être mesuré grâce au diamètre de la couronne.		Wortley <i>et al.</i> , 2013 ; Gatica-Saavedra <i>et al.</i> , 2017 ; Bandyopadhyay et Maiti, 2019
Structure de la litière (épaisseur de couches, recouvrement, biomasse)	La litière correspond à l’ensemble de feuilles mortes et débris végétaux en décomposition qui recouvrent le sol. L’initialisation du cycle des nutriments dans les zones à végétaliser dépend de l’accumulation et de la décomposition de la litière. L’accumulation de la litière dépend de l’âge de la végétation, du type et de la densité de végétation, de la saison.	- Sur le terrain, détermination de l’épaisseur de la litière recouvrant le sol. - Recouvrement : Lors des mesures de recouvrement par la végétation, prise de note - Biomasse : Prélèvement de litière à l’aide de pièges à litière disposés sous la végétation. Séchage et détermination de la biomasse au laboratoire		Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Wortley <i>et al.</i> , 2013 ; Gatica-Saavedra <i>et al.</i> , 2017 ; Bandyopadhyay et Maiti, 2019 ; Manero <i>et al.</i> , 2020 ; Bussière et Guittonny, 2021a

Indicateurs de structure	Définition	Méthodes de mesure	Considérations	Références
Biomasse aérienne/racinaire	La biomasse correspond à la masse de matière vivante formant un organisme ou une structure. Cette mesure donne une indication sur la production végétale.	Récolte (destructif)	La biomasse aérienne peut être estimée pour les arbres à l’aide d’équations allométriques fonction de la hauteur et/ou du diamètre.	Cooke et Johnson, 2002 ; Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Wortley <i>et al.</i> , 2013 ; Taddeo et Dronova, 2018 ; Bussière et Guittonny <i>et al.</i> , 2021a
Profondeur d’enracinement/Occurrence et densité racinaire	Observations principalement sur les racines grossières. La profondeur d’enracinement évalue la profondeur maximale à laquelle les racines peuvent pénétrer. Dans le sol, les racines influencent la porosité, la vie du sol et son enrichissement en MO, et pompent de l’eau. Occurrence = nombre de cases de la grille où au moins une racine est présente / nombre total de cases de la grille. Densité = nombre de racines / surface	Tranchées (destructif) avec grille d’observation Minirhizotrons (non destructif)	Il est recommandé de répéter les mesures pour tenir compte de la variabilité spatiale des profils racinaires.	Manero <i>et al.</i> , 2020 ; Bussière et Guittonny, 2021a; Guittonny-Larchevêque & Lortie 2017
Traits racinaires	Paramètres morphologiques des racines qui caractérisent la colonisation racinaire (racines fines de diamètre inférieur à 2 mm en particulier) : diamètre, longueur, volume, biomasse, surface, topologie des racines. La densité de longueur de racines fines (RLD, soit la longueur totale de racines fines par volume de sol) est un indicateur important pour évaluer le prélèvement d’eau par les racines dans les matériaux colonisés.	- Carottage, extraction des racines et analyse d’image 2D - Carottage non perturbé et imagerie 3D - Minirhizotrons - Sacs de croissance racinaire		Proteau <i>et al.</i> , 2021 Guittonny-Larchevêque <i>et al.</i> 2016a
Patron de distribution spatiale	Uniforme, en touffes, en îlots, linéaire (par ex. le long de rhizomes)	Observation visuelle		Albright <i>et al.</i> , (2010)

4.2.3 Fonctions écologiques

Les fonctions écologiques sont définies comme les processus qui permettent le fonctionnement et le maintien des écosystèmes (Cooke et Johnson, 2002 ; Manero *et al.*, 2020). Un écosystème est dynamique. Il engendre des flux d'énergie et de matière reliés aux interactions entre les organismes vivants et avec leur environnement (Bennett *et al.*, 2009 ; Meyer *et al.*, 2015). L'évaluation des fonctions écologiques permet de rendre compte de ce caractère dynamique (Bennett *et al.*, 2009). En outre, elle fournit des informations sur la résilience des écosystèmes restaurés (Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Gatica-Saavedra *et al.* 2017) mais aussi sur la capacité de l'écosystème à fournir des services et biens écosystémiques (Carlucci *et al.*, 2020). Les fonctions écologiques mettent généralement plus de temps à se rétablir par rapport à la diversité et la structure de la végétation (Craft *et al.*, 2002) et peuvent constituer des facteurs limitant la restauration de l'écosystème si elles ne sont pas rétablies (Herrick *et al.*, 2006 ; Bennett *et al.*, 2009). Les indicateurs permettant de les mesurer sont relativement chers et les méthodes de suivi ne sont pas standardisées (Kollmann *et al.*, 2016 ; Gatica-Saavedra, 2017). De ce fait, il serait impensable de mesurer toutes les fonctions écologiques et il est recommandé d'identifier les processus sur lesquels la restauration écologique aura un effet certain (Kollmann *et al.*, 2016). Également, il est recommandé de cibler et mesurer les fonctions écologiques qui pourraient être en lien direct avec un service ou bien écologique associé à l'usage futur désiré sur le site végétalisé (Objectif général de végétalisation, voir section 2.2). Le Tableau 7 décline les indicateurs de fonction mentionnés dans la littérature et applicables au contexte minier.

Sur un site minier, la formation d'un sol fonctionnel est un véritable défi, car les activités minières détruisent partiellement, voire complètement les sols (Feng *et al.*, 2019). Suivre le développement du sol aux niveaux physique, chimique et biologique est donc important pour s'assurer d'avoir les conditions minimales requises à l'établissement de la végétation (Feng *et al.*, 2019). Lors de l'installation de la végétation, la production végétale peut ensuite être mesurée. Il s'agit de la production de MO vivante grâce à la photosynthèse (Bussière et Guittonny, 2021a). Elle dépend de la disponibilité en lumière, en eau et en nutriments (Meyer *et al.*, 2015). L'étude des sols fournit des indications sur les stocks des nutriments (azote, phosphate, potassium notamment) et l'eau pouvant être utilisés par les plantes (Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Meyer *et al.*, 2015 ; Feng *et al.*, 2019). Une fois morte, la MO s'accumule sur le sol et forme la litière. Le processus de décomposition contribue au transfert de MO et de nutriments vers le sol (Ruiz-Jaen et Aide, 2005; Bandyopadhyay et Maiti, 2019; Feng *et al.*, 2019). Les cycles des nutriments se mettent en place. L'évaluation de ces processus (formation du sol, cycles des nutriments, production végétale) permet de déterminer si les traitements employés pour la reconstruction du sol permettent leur rétablissement (Feng *et al.*, 2019). Également, cette évaluation permettra de suivre l'évolution des propriétés des matériaux et de faire le lien avec la performance des systèmes de recouvrement.

Pour être pérenne et s'autoentretenir, un écosystème doit également permettre la reproduction et l'interaction entre les organismes d'une même espèce et d'espèces différentes (Wortley *et al.*, 2013 ; Carabassa *et al.*, 2019 ; Manero *et al.*, 2020). Les plantes sont liées à un grand nombre de consommateurs à la fois par des interactions trophiques (herbivorie) et non trophiques (parasitisme, pollinisation et dispersion des graines par exemple). Le rétablissement de ces interactions est important pour le fonctionnement et l'évolution d'un écosystème (Ruiz-Jaen et Aide, 2005). Le processus d'évolution d'un écosystème à travers le temps se nomme la succession écologique. Étudier la succession écologique permet de suivre la trajectoire post-restauration de l'écosystème

(Frouz *et al.*, 2008 ; Onésimo *et al.*, 2021) et d'évaluer les changements en termes de biodiversité et de services écosystémiques au cours du temps (Prach et Walker, 2011).

La littérature sur l'évaluation de la restauration écologique des sites miniers se concentre principalement sur des indicateurs biologiques, chimiques et physiques. Les bénéfices sociaux et culturels post-restauration dont profite la population sont encore peu considérés. Cependant, l'un des objectifs de la restauration minière est de remettre le site dans un état compatible avec de futurs usages par les humains. La prise en compte des services écosystémiques contribue alors à l'intégration à la fois des enjeux écologiques et des enjeux sociaux associés à la restauration écologique (Gann *et al.*, 2019; Rosa *et al.*, 2020).

Le Tableau 7 présente les possibles liens entre les fonctions écologiques et les services écosystémiques (hors services culturels, car ils sont encore peu étudiés). Le contrôle de l'érosion est l'un des principaux services attendus après la remise en végétation d'un site minier (MERN, 2022). La végétation, tant à travers ses parties aériennes que racinaires permet de limiter l'érosion et de stabiliser le sol (Holl, 2002; Singh *et al.*, 2002). Le rétablissement des cycles de nutriments et du processus de décomposition participe à rendre le sol fertile (Kollmann *et al.*, 2016). La végétation et le sol contribuent au stockage du carbone (Kollmann *et al.*, 2016). Les interactions biologiques permettent d'estimer la qualité des habitats créés pour les autres organismes vivants que la végétation. Ces organismes pourront eux-mêmes fournir d'autres services écosystémiques (pollinisation des cultures, régulation des populations, etc.) (Kollmann *et al.*, 2016). Dans le cas des recouvrements, il est particulièrement important d'anticiper la création d'habitats pour les organismes fouisseurs qui peuvent affecter l'intégrité des recouvrements (Albright *et al.*, 2010). L'industrie minière gagnerait à tenir compte des services écosystémiques dès la phase de planification de la restauration pour valoriser les bénéfices sociaux qui pourront être délivrés (Gann *et al.*, 2019 ; Rosa *et al.*, 2020).

Tableau 7 : Indicateurs de fonction

Fonctions écologiques	Type d'indicateurs	Indicateurs de fonction	Méthodes de mesure	Considérations	Services écosystémiques associés / Effet sur la performance des recouvrements	Références	
Formation du sol	Physique	Distribution granulométrique	Prélèvement de sol sur le terrain et analyses au laboratoire	Puisqu'il faut du temps pour que les fonctions écologiques se rétablissent, il est nécessaire de prévoir un suivi à long terme. De manière générale, l'évaluation des fonctions écologiques implique de faire appel à des expertises multidisciplinaires (biologistes, écologues, pédologues, hydrogéologues et chimistes notamment). Il est important de vérifier que les plantes n'accumulent pas de contaminants dans leurs parties aériennes, qui pourraient être exportés vers la chaîne alimentaire (herbivores).	Contrôle de l'érosion ; Fertilité du sol ; Séquestration du carbone ; Création d'habitats ; Qualité/stockage de l'eau Modification des propriétés hydrogéotechniques des matériaux	Cooke et Johnson, 2002, Ruiz-Jaen et Aide, 2005; Wortley et al., 2013 ; Kollmann et al., 2016 ; Gatica-Saavedra et al., 2017 ; Lamb et al., 2018 Bandyopadhyay et Maiti, 2019 ; Carabssa et al., 2019 ; Di Carlo et al., 2019 ; Feng et al., 2019 ; Manero et al., 2020 ; Martins et al., 2020 ; Bussière et Guittonny, 2021	
		Densité apparente					
		Stabilité des agrégats					
		Profil de sol					
		Taux d'infiltration de l'eau					
		Conductivité hydraulique saturée					
		Courbe de rétention en eau					
	Chimique	pH					
		Conductivité électrique					
		Concentration totale/échangeable en nutriments					
		Ratio C/N					
		Concentration en carbone organique total					
		Concentration en matière organique					
		Capacité d'échange cationique					
	Biologique	Concentration en contaminants					
		Activité enzymatique					
		Diversité des organismes (microorganismes et faune du sol)					
		Colonisation racinaire (traits racinaires)					
		Réactivité (tests de consommation d'O ₂)					
Cycles biogéochimiques (carbone, nutriments, contaminants)	Chimique	Stock de nutriments et oligoéléments	Sacs de litière placés au sol sur le site pour être soumis à la décomposition in situ et analyse de la perte de masse au laboratoire.		Fertilité du sol ; Séquestration du carbone	Kollmann et al., 2016 ; Feng et al., 2019	
		Stock de carbone organique total					
		Concentrations foliaires en éléments traces métalliques					
Décomposition	Biologique	Biomasse microbienne				Fertilité du sol ; Habitat pour les organismes du sol ; Séquestration du carbone	Frouz et al., 2008 ; Helingerová et al., 2010 ; Bandyopadhyay et Maiti, 2019 ; Feng et al., 2019
		Activité enzymatique					
		Taux de décomposition de la litière					
Productivité primaire	Biologique	Biomasse végétale			Voir tableau 6	Contrôle de l'érosion ; Séquestration du carbone ; Création d'habitats ; Esthétique ; Production de biomasse Évapotranspiration, Variation du stockage en eau, Interception	Kollmann et al., 2016 ; Lamb et al., 2018 ; Bussière et Guittonny, 2021
		Recouvrement/Densité					
		Mesures de croissance (diamètre, hauteur)					
		Indice de surface foliaire					
		Indice de canopée					
		Taux de survie de plants			Sur le terrain, mesure du nombre d'individus plantés vivants.		

Fonctions écologiques	Type d'indicateurs	Indicateurs de fonction	Méthodes de mesure	Considérations	Services écosystémiques associés / Effet sur la performance des recouvrements	Références
Reproduction/Dispersion	Biologique	Banque de propagules dans le sol	Prélèvement de sol et quantification/identification des propagules présentes (graines, rhizomes, etc.).	Puisqu'il faut du temps pour que les fonctions écologiques se rétablissent, il est nécessaire de prévoir un suivi à long terme. De manière générale, l'évaluation des fonctions écologiques implique de faire appel à des expertises multidisciplinaires (biologistes, écologues, pédologues, hydrogéologues et chimistes notamment). Il est important de vérifier que les plantes n'accumulent pas de contaminants dans leurs parties aériennes, qui pourraient être exportés vers la chaîne alimentaire (herbivores).		Wortley <i>et al.</i> , 2013 ; Meyer <i>et al.</i> , 2015 ; Kollmann <i>et al.</i> , 2016 ; Carabassa <i>et al.</i> , 2019 ; Manero <i>et al.</i> , 2020
		Fructification/Dispersion des graines	- Sur le terrain, mesure du recouvrement par les fruits ou observation visuelle. - Mise en place de bacs contenant des graines et détermination du nombre de graines restantes à intervalle régulier. - Mise en place de piège à graines			
Interactions biologiques	Biologique	Pollinisation	Mise en place de pièges bol (bleu, jaune et blanc) sur le site. Identification et comptage des différentes espèces d'insectes pollinisateurs.		Création d'habitats ; Régulation de populations Attraction d'animaux fouisseurs	Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Wortley <i>et al.</i> , 2013, Gatica-Saavedra <i>et al.</i> , 2017 ; Carabassa <i>et al.</i> , 2019, Manero <i>et al.</i> , 2020
		Herbivorie	Invertébrés : Collecte de la végétation. Identification de dommages causés par des herbivores. Vertébrés : Clôture de parcelles pour empêcher le passage des herbivores. Mesure de la différence de biomasse entre des parcelles clôturées et des parcelles non clôturées.			
		Prédation	Sur le terrain, utilisation de proies artificielles et détermination du taux d'attaques. Mise en place de caméras.			
		Parasitisme	Collecte de la végétation et identification de traces d'infection.			
		Facilitation	Suivi et comparaison d'indicateurs de structure de la végétation avec ou sans plantes abri.			
		Symbiose	Prélèvement de sol. Analyse des racines pour déterminer la présence de mycorhizes, de nodules. Présence/Recouvrement par les lichens.			
Succession écologique	Biologique	Stades de succession	Sur le terrain, caractérisation des stades de succession : présence d'espèces pionnières, de milieu ou de fin de succession.		Création d'habitats, Production de biomasse Apparition d'espèces potentiellement indésirables (par ex. à enracinement plus profond)	Cooke et Johnson, 2002 ; Bandyopadhyay et Maiti, 2019 ; Manero <i>et al.</i> , 2020

4.2.4 Autres attributs

Dans la littérature, les autres attributs que ceux de composition, structure et fonctions sont encore peu mentionnés (Ruiz-Jaen et Aide, 2005 ; Wortley *et al.*, 2013 ; Gatica-Saavedra *et al.*, 2017 ; Taddeo et Dronova, 2018 ; Martins *et al.*, 2020). Certains articles font tout de même référence à des indicateurs pouvant être utilisés pour ces attributs. Le Tableau 8 les liste brièvement. Des indicateurs socioécologiques ou culturels associés au bien-être humain peuvent aussi être pertinents pour certains sites végétalisés, par exemple nombre de visites par des écoles ou nombre de bénévoles s'impliquant dans la gestion ou le suivi du site (Gann *et al.*, 2019).

Tableau 8 : Indicateurs pour les autres attributs écosystémiques

Attributs écosystémiques	Indicateurs	Références
Absence/Gestion des menaces	Pourcentage du site occupé par des espèces exotiques envahissantes	Baur, 2014; Carabassa <i>et al.</i> , 2019; Manero <i>et al.</i> , 2020
	Présence de traces de circulation non contrôlée	
	Présence de sources de contamination	
	Présence de constructions abandonnées	
	Pourcentage de sol nu	
Intégration au paysage	Connectivité	
	Fragmentation/Barrière écologique	
	Distance de l'écosystème naturel le plus proche	

4.2.5 Conclusion sur les indicateurs

La sélection d'un ensemble d'indicateurs appropriés au contexte de la végétalisation minière est une étape majeure. Ils doivent être reliés aux objectifs préalablement définis dans le plan de végétalisation pour permettre une évaluation concrète de la progression vers l'atteinte de ces objectifs. Selon Ruiz-Jaen et Aide (2005), un ensemble d'indicateurs approprié comprend des mesures de composition, de structure de la végétation et des fonctions écologiques. Il convient de considérer des organismes de différents niveaux trophiques, mais aussi différents niveaux d'organisation (des individus aux paysages). Les indicateurs doivent ainsi permettre la caractérisation des éléments et fonctions clés de l'écosystème à travers des variables considérant les organismes, les populations, les communautés, l'environnement physique, les principaux facteurs de stress et la réponse aux traitements de restauration écologique (Dey et Schweitzer, 2014).

Le suivi à court terme (durée inférieure à 5 ans) est essentiel, car il permet d'examiner les réponses précoces des écosystèmes aux travaux de restauration écologique et d'adopter au besoin une gestion adaptative. Il est cependant insuffisant pour évaluer le succès de la restauration écologique, car les conditions régnant sur un site à court terme ne sont souvent pas de bons prédicteurs des conditions

à long terme. Ainsi, un projet qui serait jugé comme un succès à court terme pourrait se révéler être un échec si un suivi à long terme n'est pas effectué (Herrick *et al.*, 2006 ; Stanturf *et al.*, 2014).

5. Végétation et systèmes de recouvrement

Pour maintenir la performance à long terme, les systèmes de recouvrement doivent être considérés comme des systèmes dynamiques qui comprennent les interactions avec la végétation (Piet *et al.* 2005), mais ces aspects sont encore peu étudiés (Section 5.1). Les systèmes de recouvrement peuvent être végétalisés pour répondre aux objectifs finaux d'utilisation du territoire ou peuvent être naturellement colonisés par la végétation, même lorsque l'environnement est inhospitalier (McLendon *et al.* 1997). Dès leur installation, les plantes en croissance modifient localement le bilan hydrique des systèmes de recouvrement (Section 5.2). Également, la colonisation racinaire des couches de recouvrement et l'enrichissement en matière organique qui y est associé peuvent modifier les propriétés des matériaux (Section 5.3) et affecter la performance. Avec le temps, via le processus de succession végétale (section 5.4.1) et sous l'effet des changements climatiques (CC, section 5.4.2), les communautés végétales vont évoluer, ainsi que leurs effets sur la performance. Les sections suivantes traitent davantage ces considérations.

5.1 État des connaissances

Les effets de la végétation sur les systèmes de recouvrement sont encore peu étudiés, notamment en contexte de restauration minière. Les principaux travaux retrouvés dans la littérature concernant cet aspect sont résumés dans le Tableau 9. Dans ce tableau, la plupart des études concernent des recouvrements visant à contrôler l'infiltration profonde de l'eau sous climat sec, recouvrements pour lesquels la présence de végétation est perçue comme potentiellement positive sur la performance. Les études portent surtout sur les effets de la végétation sur le bilan hydrique et se concentrent sur les composantes évapotranspiration et infiltration/percolation. Il y a encore peu d'études sous climat humide et sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène. Or la végétation est perçue comme une menace sur les recouvrements en sol de type barrière à l'oxygène car la colonisation racinaire pourrait désaturer les matériaux qui doivent garder un haut degré de saturation en eau pour diminuer les flux d'oxygène (Bussière et Guittonny, 2021b). Également, encore peu d'études concernent l'effet des plantes sur l'évolution des propriétés hydrogéotechniques des matériaux de recouvrement.

Tableau 9 : Sommaire des principaux travaux incluant de la végétation présente sur les systèmes de recouvrement

Type de rejets	Type de recouvrement	Type de végétation	Paramètres étudiés (paramètres liés à la végétation en vert)	Région - Climat	Étude quantitative des effets de la végétation sur la performance (oui/non – effet étudié)	Référence
Sites d'enfouissement	Recouvrement d'argiles visant à contrôler l'infiltration de l'eau	Graminées	- Bilan hydrique - Évapotranspiration potentielle	- Georgie (USA) - subtropicale - Iowa (USA) - humide - Sud-est de la Californie (USA) - aride	Non	Albright <i>et al.</i> , 2004
Sites d'enfouissement	Recouvrement visant à contrôler l'infiltration de l'eau	- Graminées - Arbustes et graminées - Arbres et graminées	- Bilan hydrique - Ruissellement - Évapotranspiration potentielle - Capacité de stockage - LAI - RLD	USA - aride à humide	Oui - Impact du type de végétation sur l'évapotranspiration - Impact de la canopée sur le ruissellement - Impact de la transpiration des plantes sur l'infiltration et la capacité de stockage	Apiwantragoon <i>et al.</i> , 2015
Rejets miniers	Recouvrement visant à maximiser l'évaporation du sol et la transpiration de la végétation	Arbustes	- Propriétés hydrauliques des sols - Évapotranspiration potentielle - Évaporation - Taux de recouvrement	Australie - semi-aride	Oui - Impact de la végétation sur l'évaporation et l'évapotranspiration (vapeur pressure deficit) - Impact du type de végétation et du taux de recouvrement sur l'évaporation et l'évapotranspiration	Arnold <i>et al.</i> , 2015
Rejets solides d'un site d'enfouissement municipal	Recouvrement visant à contrôler l'infiltration de l'eau	Herbacées	- Bilan hydrique - Propriétés hydrauliques des sols - Infiltration - Phénologie des plantes - Stress hydrique - LAI - RLD - Biomasse de surface	Montana (USA)- semi-aride, subhumide	Non	Benson et Bareither 2012
Sites d'enfouissement	Recouvrement visant à contrôler l'infiltration de l'eau	Graminées	- Bilan hydrique - Propriétés des sols - Infiltration - Macropores - Biomasse - Diversité d'espèce - Racines - LAI - Recouvrement végétal	Nouveau-Mexique (USA) – semi-aride	Oui - Impact de la biomasse végétale sur l'évapotranspiration et l'infiltration - Impact de la biointrusion sur l'infiltration	Breshears <i>et al.</i> , 2005
Rejets d'uranium	Recouvrement visant à contrôler l'infiltration de l'eau et le relargage de radon	- Herbacées - Plantes arborées	- Conductivité hydraulique saturée - Colonisation racinaire - Analogues naturels - Macropores	- Utah (USA) - aride, semi-aride - Nouveau-Mexique (USA) - aride, semi-aride - Pennsylvania (USA) - aride, semi-aride	Oui Impact de la colonisation racinaire sur les propriétés hydrogéologiques des sols	Waugh, 2004
Résidus miniers riches en sulfures	Recouvrement visant à contrôler l'infiltration de l'eau et de l'oxygène	- Graminées - Arbustes - Arbres	- Conductivité hydraulique saturée - Colonisation racinaire	- Environnement contrôlé en serre - Suède – subarctique - Suède – continental humide	Oui Colonisation racinaire dans les couches étanches des systèmes de recouvrement	Stoltz et Greger, 2006

Type de rejets	Type de recouvrement	Type de végétation	Paramètres étudiés (paramètres liés à la végétation en vert)	Région - Climat	Étude quantitative des effets de la végétation sur la performance (oui/non – effet étudié)	Référence
Stériles de mine de charbon	Recouvrement végétalisé visant à limiter l’infiltration et la percolation de l’eau	• Arbres • Herbacées	• Eddy Covariance • Bilan hydrique • Capacité de stockage • Précipitations • Radiation solaire • LAI	• Colombie-Britannique (Canada) - continental	Oui • Impact de la végétation sur l’évapotranspiration	Fraser, 2014
Résidus miniers	Recouvrement de type stockage-relargage	• Arbustes	• Bilan hydrique • Transpiration • Colonisation racinaire	• Ouest de l’Australie – semi-aride	Oui • Impact des relations plante-eau et de la transpiration des arbustes sur les changements d’humidité du sol • Transpiration du peuplement quantifiée et sa contribution par rapport au bilan hydrique	Gwenzi <i>et al.</i> , 2014
Résidus miniers	Recouvrement de type stockage-relargage	• GraminéesArbustes	• Teneur en eau • Température • Succion • Lysimètres • Infiltration • Conductivité hydraulique • Profondeur maximale d’enracinement • LAI	• Nouveau-Mexique (USA) – semi-aride	Oui • Impact de la végétation sur l’évapotranspiration et l’infiltration	Wels <i>et al.</i> , 2002
Site d’enfouissement	Recouvrement de type stockage-relargage	• Herbacées • Arbustes • Arbres	• Percolation • Lysimètres • Teneur en eau	• Ouest des USA - aride et semi-aride	Oui • Modélisation numérique afin d’évaluer l’impact de la végétation sur le bilan hydrique de recouvrement	Madalinski <i>et al.</i> , 2003
Shistes salins/sodiques	Recouvrement de type stockage-relargage	• Herbacées	• Capacité de stockage • Porosité • Conductivité hydraulique saturée • Succion • Évapotranspiration • Profondeur d’enracinement • Saison de croissance • Recouvrement végétal	• Alberta (Canada) - continental humide	Oui • Modélisation numérique afin d’évaluer l’impact de la végétation sur le mouvement de l’eau au sein du recouvrement	Shurniak et Barbour, 2012
Site d’enfouissement et déchets radioactifs	Recouvrement de type stockage-relargage	• Herbacées • Arbustes • Arbres	• Bilan hydrique • Irrigation • Évapotranspiration • Capacité de stockage • Précipitations • Drainage • Productivité végétale • Saison de croissance	• Texas et Nouveau-Mexique (USA) – aride et semi-aride	Oui • Impact de la productivité végétale sur la capacité de stockage des sols	Scanlon <i>et al.</i> , 2005

Type de rejets	Type de recouvrement	Type de végétation	Paramètres étudiés (paramètres liés à la végétation en vert)	Région - Climat	Étude quantitative des effets de la végétation sur la performance (oui/non – effet étudié)	Référence
Site d'enfouissement	Recouvrement de type stockage-relargage	Herbacées	- Percolation - Évapotranspiration - Conductivité hydraulique saturée - Épaisseur du recouvrement - Irrigation - Augmentation des précipitations - Teneur en eau - Profondeur et distribution des racines - Saison de croissance - Recouvrement végétal - Point de flétrissement - Potentiel racinaire minimum - Rapport maximum du potentiel à la transpiration réelle	Californie (USA) – aride et semi-aride	Oui Modélisation numérique afin d'évaluer l'impact de la profondeur d'enracinement sur la performance du recouvrement	Zornberg <i>et al.</i> , 2003
Résidus et stériles miniers acidogènes	Recouvrement de type stockage-relargage	- Herbacées - Arbres	- Précipitations - Cycles mouillage-séchage - Succion matricielle - Débit - Qualité d'eau - Recouvrement végétal	Nord du Queensland (Australie) – semi-aride et subtropical	Oui Impact du recouvrement végétal sur la teneur en eau volumique du recouvrement	Williams <i>et al.</i> , 2006
Site d'enfouissement	Recouvrement de type stockage-relargage	Herbacées	- Capacité de stockage - Maturité de la végétation	Nord-ouest de l'Ohio (USA) – continental humide	Oui Impact de la maturité de la végétation sur la percolation au travers du recouvrement	Barnswell et Dwyer, 2011
Site d'enfouissement	Recouvrement pour contrôler les gaz	Graminées	- Succion - Perméabilité des gaz - Observation des racines	Laboratoire	Oui Végétation et perméabilité des gaz	Ni & Ng, 2019
Site d'enfouissement	Recouvrements à faible conductivité hydraulique saturée incluant bris capillaire, géomembrane ou géocomposite bentonitique	- Herbacées - Herbacées et arbustes	- Précipitations - Ruissellement - Déviation latérale - Percolation - Stockage - Évapotranspiration - Conductivité hydraulique saturée	Allemagne - humide	Oui Végétation et évapotranspiration	Melchior <i>et al.</i> , 2010
Aire d'entreposage des sables (Athabasca Oil Sands region)	Recouvrement avec barrière capillaire	- Herbacées - Arbres	- Propriétés chimiques et physiques des sols - Teneur en eau - Évapotranspiration - Infiltration - Recouvrement végétal	Alberta (Canada) – continental humide	Oui - Impact du recouvrement sur la teneur en eau du sol, l'infiltration - Impact de la végétation haute vs basse - Impact du couvert végétal sur les effets de barrière capillaire	Naeth <i>et al.</i> , 2011

Type de rejets	Type de recouvrement	Type de végétation	Paramètres étudiés (paramètres liés à la végétation en vert)	Région - Climat	Étude quantitative des effets de la végétation sur la performance (oui/non – effet étudié)	Référence
Rejets miniers acidogènes	CEBC	• Arbres	• Bilan hydrique • Changements climatiques • Inventaire des espèces forestières • Évolution de la distribution spatiale des espèces d’arbres • LAI • Profondeur maximale d’enracinement	• Québec - humide	Oui • Modélisation de l’effet de la végétation à long terme avec et sans changements climatiques	Botula <i>et al.</i> , 2019; Botula <i>et al.</i> , en cours
Résidus miniers	CEBC	• Arbres • Arbustes • Herbacées	• Porosité • Coefficient de diffusion de l’oxygène • Coefficient de réactivité • Flux d’oxygène • Teneur en eau volumique • Traits racinaires	• Québec (Canada) - humide	Oui • Relation entre colonisation racinaire, consommation et flux d’oxygène, et performance de la CEBC	Proteau <i>et al.</i> , 2020b
Résidus miniers	CEBC	• Arbres • Arbustes • Herbacées	• Conductivité hydraulique saturée • Courbe de rétention en eau • Traits racinaires	• Québec (Canada) - humide	Oui • Relation entre colonisation racinaire, propriétés hydrogéologiques et performance de la CEBC	Proteau <i>et al.</i> 2021
Roches stériles	Recouvrement monocouche de sol visant à limiter l’infiltration profonde	• Arbustes	• Teneur en eau • Précipitations • Percolation • Évapotranspiration • Stockage • Cellules lysimètres • Croissance aérienne	• Québec (Canada) - humide	Oui Impact de la végétation sur l’évapotranspiration et la percolation	Chevé <i>et al.</i> , 2018 Guittonny <i>et al.</i> , 2019
Résidus miniers	Recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée	• Herbacées • Arbres	• Teneur en eau • Succion • Niveau phréatique • Qualité des eaux souterraines et interstitielles • Conductivité hydraulique saturée • Courbe de rétention en eau • Diversité de la végétation • Productivité de la végétation • LAI • Profondeur maximale d’enracinement • RLD	• Québec (Canada) - humide	En cours • Travaux de modélisation numérique permettant d’évaluer la performance du recouvrement incluant les paramètres de végétation et des scénarios de végétations à long terme • Travaux de caractérisation des propriétés hydrogéologiques du recouvrement monocouche avec racines en cours	URSTM, 2020a et 2020b; Barry, en cours; Diallo, en cours

5.2 Effet de la végétation sur le bilan hydrique

5.2.1 Effet sur les composantes du bilan hydrique

La végétation peut affecter le bilan hydrique des systèmes de recouvrement sur lesquels elle s'établit (Albright *et al.*, 2010). En effet, les plantes pompent l'eau pour leur transpiration. La transpiration représente la vapeur d'eau perdue par les plantes au niveau des feuilles qui est passivement pompée par les racines dans le sol (lorsque les valeurs de succion du sol ne sont pas limitantes) et transportée à travers les tiges (Lambers *et al.*, 2008) ; ce processus peut modifier le stockage de l'eau dans les matériaux. L'eau est pompée par les racines fines (diamètre <2 mm) (Lambers *et al.* 2008), et la longueur des racines fines par volume de sol (ou densité de longueur de racines, RLD) est utile pour estimer la consommation d'eau (Zhang *et al.*, 2009).

Un exemple peut être donné concernant la couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) installée sur le site Lorraine en Abitibi-Témiscamingue (Québec). Dix-sept ans après l'installation du recouvrement, la colonisation racinaire est observée dans les premiers 10 cm de la couche de rétention d'humidité (Bussière et Guittonny, 2021b; Guittonny *et al.*, 2018; Proteau *et al.*, 2020a et 2020b), et le degré de saturation à cette profondeur est corrélé négativement et linéairement avec la longueur des racines dans le volume du sol (i.e. RLD en cm. cm^{-3}).

La végétation peut également réduire la quantité, l'intensité et la vitesse du ruissellement (Bruce et Clark, 1969 ; Gutierrez et Hernandez, 1996 ; Le Bissonnais *et al.*, 2004 ; Zuazo et Pleguezuelo, 2008 ; Garcia-Estringana *et al.*, 2010) et donc diminuer l'érosion de surface. En effet, le couvert végétal intercepte les précipitations (i.e. les parties de la végétation qui sont au-dessus du sol arrêtent les précipitations et les empêchent d'atteindre le sol) (Gregory, 1984 ; Ayres et O'Kane, 2013), retarde le début de la saturation du sol via la transpiration (Gray et Leiser 1982), ce qui favorise l'infiltration (Link *et al.*, 1994). Cependant, les travaux d'Apiwantragoon *et al.* (2015) indiquent que le ruissellement est moins affecté par le couvert végétal que par d'autres facteurs tels que l'intensité des précipitations, les propriétés hydrauliques du sol, la fonte des neiges ou encore le sol gelé.

Les études de terrain portant sur le bilan hydrique des systèmes de recouvrement, avec végétation (voir Tableau 9), concluent que la présence de plantes sur les recouvrements augmente l'évapotranspiration (ET ; Wels *et al.*, 2002; Madalinski *et al.*, 2003) et réduit le volume d'eau stocké qui pourrait s'infiltrer dans les recouvrements de type stockage-relargage (Shurniak et Barbour, 2002; Madalinski *et al.*, 2003; Zornberg *et al.*, 2003 ; Scanlon *et al.*, 2005 ; Williams *et al.*, 2006 ; Barnswell et Dwyer, 2011). Par conséquent, la contribution de la végétation au bilan hydrique des recouvrements de type barrière à l'eau devrait améliorer leurs performances (Bussière et Guittonny, 2021b).

Une étude de cas réalisée en climat humide au nord-ouest du Québec a permis de comparer, à l'aide de lysimètres in situ, le bilan hydrique d'une monocouche de mort-terrain végétalisée ou non placée au-dessus de roches stériles (Figure 4; Chevé *et al.*, 2018). Les résultats à court terme illustrent l'augmentation globale de l'ET due à la présence de végétation. En effet, l'ET réelle est passée de 51 % à 81 % des précipitations totales au cours de la deuxième saison de croissance pour la couche de sol mise en place au-dessus des stériles où des saules ont été plantés par rapport à la couche de sol sans végétation (Guittonny *et al.*, 2019). Cette augmentation d'ET représente 110 mm de pluie pendant 90 jours (Guittonny *et al.* 2019).



Figure 4 : Photos des 2 lysimètres in situ construits pour comparer le bilan hydrique de stériles recouvert d'une couche de sol avec a) des saules plantés et b) sans saule (Issues de Bussière et Guitttonny, 2021b)

Cependant, des études ont également rapporté que la performance des recouvrements visant à limiter la percolation d'eau en profondeur diminue avec le temps en raison de processus biologiques et physiques, notamment la colonisation racinaire (Fourie et Tibbett, 2007 ; Traynham, 2010 ; Traynham *et al.*, 2012 ; DeJong *et al.*, 2015), qui modifient les propriétés des matériaux (voir section 5.3).

5.2.2. Modélisation de l'effet de la végétation sur le bilan hydrique

Des modèles numériques permettant de simuler l'écoulement d'eau non saturé sont utilisés pour concevoir des systèmes de recouvrements. Ils peuvent prendre en compte la perte d'eau liée à la présence de végétation via l'ET et la diminution associée du stockage d'eau dans les matériaux du recouvrement (Bussière et Guitttonny, 2021b). Les paramètres de végétation nécessaires comme paramètres d'entrée sont principalement la durée de la saison de croissance, le LAI, la profondeur maximale d'enracinement et la distribution de RLD avec la profondeur (Botula *et al.* 2019). Il est à noter que les principaux modèles numériques utilisés pour concevoir les recouvrements ne prennent pas en compte les effets de la végétation sur le ruissellement et l'interception.

Les effets anticipés de la végétation sur les différentes composantes du bilan hydrique et leur prise en compte dans les modèles numériques sont synthétisés conceptuellement dans les Figure 5 et Figure 6. Les composantes transpiration et interception sont généralement augmentées par la présence de végétation tandis que les composantes stockage, ruissellement, et évaporation sont diminuées. Les composantes infiltration et percolation peuvent être influencées dans les deux sens. Dans les modèles numériques, l'indice de surface foliaire (LAI) est utilisé pour calculer la transpiration en tant que puits. L'eau contenue dans ce puits est ensuite soustraite de la composante de stockage d'eau du sol jusqu'à la profondeur maximale des racines, étant répartie dans le sol en fonction de l'intensité de la colonisation racinaire dans le profil de sol (soit la densité de longueur des racines (RLD) selon la profondeur).

À l'échelle du site, l'évaluation de l'effet global d'une communauté végétale sur le bilan hydrique reste difficile en raison de la présence de plusieurs espèces et des variations au niveau de l'âge des plantes et de l'intensité de colonisation (Proteau *et al.* 2020a). Il est à noter que les codes numériques utilisés pour calculer le bilan hydrique et pour concevoir des systèmes de recouvrements ont été principalement développés pour des contextes agricoles, où les communautés végétales sont des monocultures d'âge homogène et de densité contrôlée. De nouvelles approches sont nécessaires pour tenir compte de la diversité des espèces, de l'âge et de l'intensité de la colonisation des

communautés végétales sur les recouvrements situés dans des environnements naturels, plutôt que de supposer une applicabilité directe à partir du contexte simplifié de l'agriculture (MEND Program, 2014).

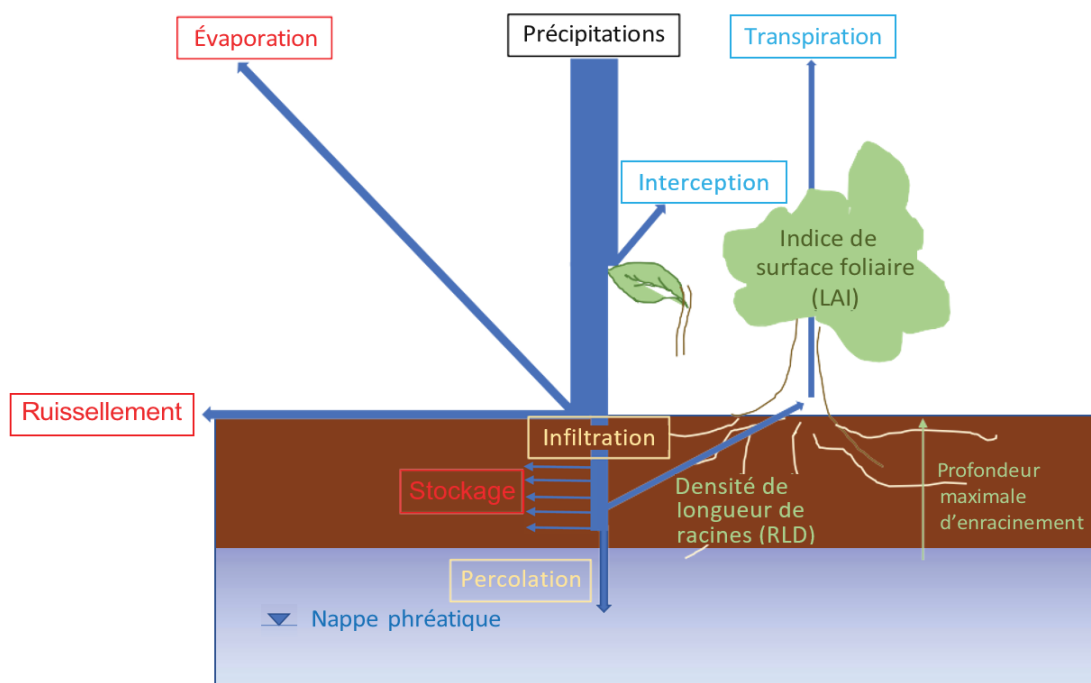


Figure 5 : Effet de la végétation sur les composantes du bilan hydrique (Traduite de Bussière et Guitt nny, 2021b)

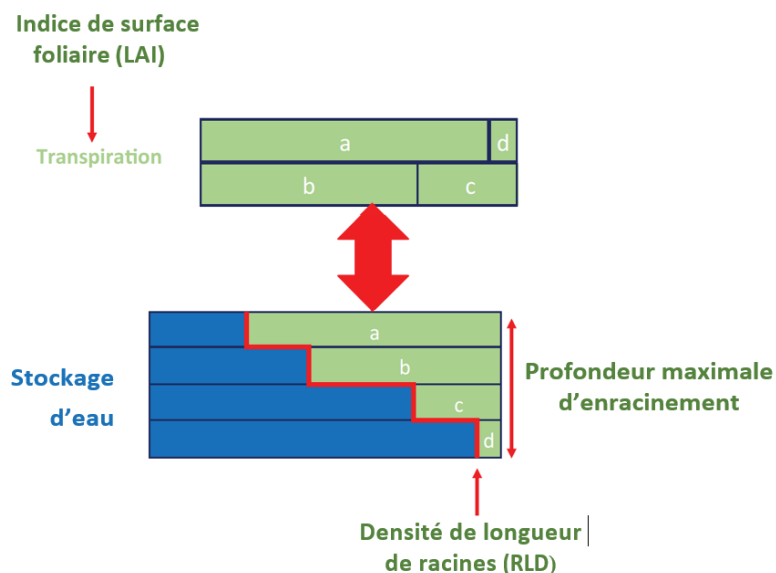


Figure 6 : Schéma conceptuel de l'effet de la végétation dans les modèles numériques d'écoulement d'eau non saturé (Traduite de Bussière et Guitt nny, 2021b).

5.3 Effet de la végétation sur les propriétés des matériaux

5.3.1 Réactivité

La colonisation des matériaux des systèmes de recouvrement par des organismes vivants implique une consommation d'oxygène par ces organismes via la respiration cellulaire (voir Figure 7 et Figure 8). La consommation d'oxygène est répartie entre la respiration autotrophe des racines et la respiration hétérotrophe des micro-organismes qui dégradent la matière organique (Bond-Lamberty *et al.*, 2004; Olsson *et al.*, 2005; Chen *et al.*, 2017). Cette consommation peut être considérée comme une réactivité biologique et pourrait contribuer à augmenter les performances des recouvrements de type barrière à l'oxygène. En milieu forestier, la contribution des racines à la consommation d'oxygène du sol est considérée comme supérieure à celle de la respiration hétérotrophe (Hanson *et al.*, 2000).

Le taux de respiration par gramme de racine est relativement constant (conditions aérobies) puis diminue si un seuil minimal de concentration d'oxygène dans l'atmosphère du sol est atteint (conditions hypoxiques) jusqu'à atteindre zéro (conditions anoxiques) (voir Figure 7). Le seuil d'hypoxie est généralement autour de 5% (Glinski et Lipiec, 2018; Morard et Silvestre 1996, Huang et Johnson, 1995) mais peut varier entre 2% et 6% d'O₂ selon l'espèce considérée (Morard et Silvestre, 1996). Ainsi, la respiration racinaire est réduite, mais pas nulle, lorsque le sol est presque saturé et que la concentration en oxygène gazeux est faible (Cook et Knight, 2003), comme les conditions visées dans la couche de rétention d'humidité d'une CEBC (Davidson *et al.*, 1998). La concentration en dioxyde de carbone dans le sol affecte aussi le taux de respiration des racines (Glinski et Lipiec, 2018; Morard et Silvestre, 1996).

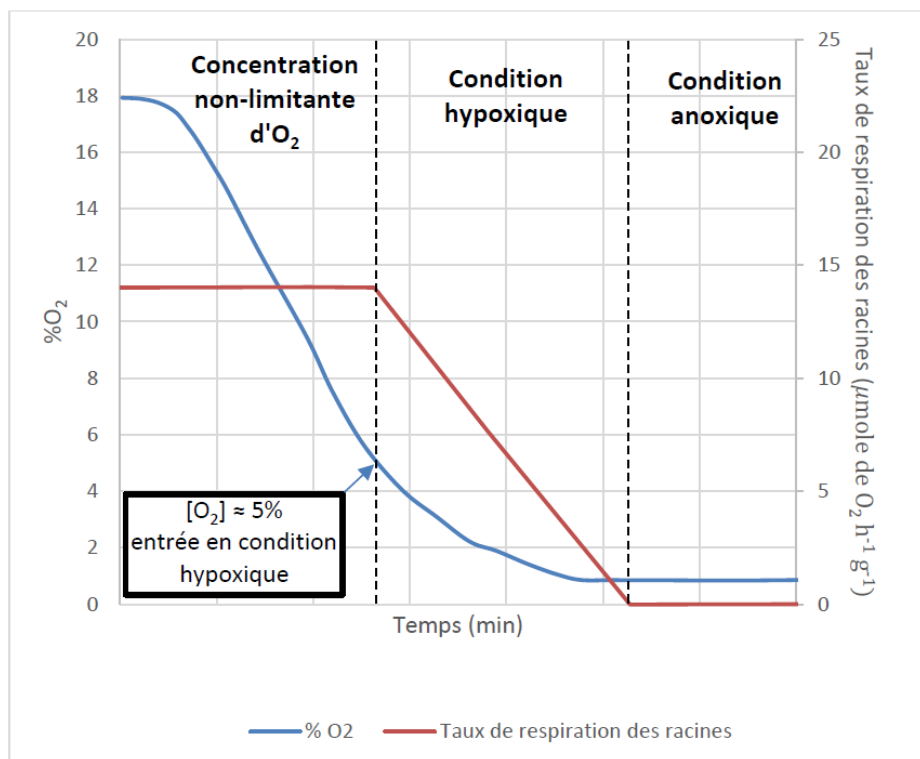


Figure 7 : Modèle schématique de la respiration racinaire en fonction de la concentration d'O₂ de l'atmosphère du sol (Tirée de Proteau 2021).

Sur le site Lorraine, la contribution des racines à la consommation d'oxygène a été quantifiée dans la couche de rétention d'humidité de la CEBC, 17 ans après son installation. Des tests in situ de consommation d'oxygène ont été réalisés et interprétés à l'aide de modélisation numérique (Proteau *et al.*, 2020b). La consommation d'oxygène par les racines a été quantifiée avec un coefficient de réactivité (K_r) correspondant à une réactivité équivalente de la pyrite. RLD et K_r sont apparus positivement et linéairement corrélés ($R^2 = 0,7$). Les flux d'oxygène ont été diminués de 0,5 à 76 g.m⁻².an⁻¹ grâce à la consommation des racines et les valeurs estimées de K_r ($1,2E^{-8}$ - $1,0E^{-5}$ s⁻¹) étaient du même ordre de grandeur que celles de résidus désulfurés (0,2-1 % pyrite) recyclés dans des recouvrements de type barrière à l'oxygène (Demers *et al.*, 2009; Ethier *et al.*, 2018).

Par rapport aux résidus désulfurés, la réactivité des racines ne devrait pas s'épuiser avec le temps, mais pourrait varier avec la température du sol (Rustad *et al.*, 2000), la variabilité saisonnière du métabolisme et de la phénologie des plantes (Davidson *et al.*, 1998), les espèces végétales (Reich *et al.*, 1998 ; Atkin *et al.*, 2000), l'apport en glucides issus de la photosynthèse (Morard et Silvestre 1996), ainsi que la profondeur dans le profil de sol et le diamètre des racines (Pregitzer *et al.*, 1998). Les racines fines (diamètre <2mm) sont en croissance et contribuent donc majoritairement à la consommation d'O₂ par rapport aux racines grossières (Lambers *et al.* 2008; Makita *et al.* 2009).

Plus généralement, les taux de respiration autotrophe rapportés dans la littérature pour des sols en conditions aérobies sont bien supérieurs (voir Tableau 10) aux taux de diffusion d'O₂ de 20-40 g m⁻² an⁻¹ visés à la base de certaines CEBC pour assurer leur performance (Nastev et Aubertin 2000).

Tableau 10 : Exemples de taux de consommation d'oxygène rapportés dans la littérature pour différentes espèces et groupes de végétation (adapté de Proteau 2021).

Articles	Type de végétation	Taux de consommation (g/m ² /an)
Kelting <i>et al.</i> , 1998	Forêt de chêne	2220
Lee <i>et al.</i> , 2003	Forêt tempérée froide (Japon)	1312 – 5046
Maier et Kress, 2000	Forêt de pin taeda (<i>Pinus taeda</i>)	2019 – 6056
Nakane <i>et al.</i> , 1996	Forêt tempérée	606 - 5141

5.3.2 Propriétés hydrogéotechniques

En plus du pompage de l'eau, la colonisation des racines peut modifier les propriétés des matériaux des recouvrements, affectant ainsi leur capacité à contrôler le mouvement des fluides et provoquant des variations dans le stockage et l'infiltration de l'eau, et la migration de l'oxygène (Beven et Germann, 1982 ; Breshears *et al.*, 2005 ; Melchior *et al.*, 2010).

La colonisation par les racines vivantes et mortes réorganise la distribution de la taille des pores des matériaux. D'un côté, les racines vivantes occupent les pores du sol lorsqu'elles grandissent (Figure 8). Cette occupation peut diminuer l'indice des vides du sol (Ng *et al.*, 2016; Ni *et al.*, 2019), le taux

de désorption (Proteau *et al.* 2021), la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}), la perméabilité aux gaz (Ni & Ng 2019), et augmenter la pression d'entrée d'air (*air entry value* - AEV; Jotisankasa et Sirirattanachai, 2018). D'un autre côté, alors que l'âge de la plante augmente (Ni & Ng 2019), la croissance des racines peut réorganiser les particules du sol en exerçant une pression avec les cellules en expansion de l'apex racinaire (Bengough *et al.*, 2011), par exemple de 0,3 à 1,3 MPa chez le pois (Clark *et al.*, 1999), et créer de nouveaux pores, notamment des macropores (pores de diamètre >30 μ m, Beven et Germann 1982) (Guittouny Larchevêque *et al.*, 2016c, Proteau *et al.* 2021).

Le diamètre des racines influence directement la formation de macropores et la conductivité hydraulique saturée du sol (Bodner *et al.*, 2014). Les macropores de plus de 0,3 mm de diamètre permettent un écoulement rapide de l'eau hors équilibre (non poreux) (Jarvis, 2007), induisent l'évolution de la courbe unimodale de rétention d'eau vers une courbe bimodale (Beven et Germann, 1982), et pourraient avoir un impact sur la relation entre la courbe de rétention d'eau et la k_{sat} (Connolly, 1998). L'ampleur et la direction des effets racinaires sur les propriétés hydrogéotechniques du sol sont influencées par la distribution granulométrique du sol et la densité sèche (Bodner *et al.*, 2014 ; Freschet *et al.*, 2017 ; Jotisankasa et Sirirattanachai, 2018 ; Lu *et al.* 2020). Dans un sol à grains grossiers, les racines occupent l'espace poreux et diminuent l'indice des vides du sol, tandis que dans le sol à grains fins, les racines poussent les particules du sol lorsqu'elles grandissent et réorganisent les particules d'argile le long de l'axe racinaire.

Plus de 50 % de la biomasse racinaire meurt chaque année (Wick *et al.*, 2007), en particulier les racines fines (Steele *et al.*, 1997) (de 0,015 à 2 mm de diamètre ; Lambers *et al.*, 2008). La mort et la décomposition des racines créent des biopores (Figure 8) avec une connectivité élevée dans les matériaux (Grevers et De Jong, 1990 ; Bodner *et al.*, 2014). Les racines vivantes peuvent également provoquer des fissures de dessiccation dans les matériaux (Grevers et De Jang, 1990 ; Scanlon et Goldsmith, 1999 ; Wick *et al.*, 2007). La fissuration et les biopores peuvent augmenter la k_{sat} des matériaux du système de recouvrement jusqu'à 10^2 - 10^3 (Albright *et al.*, 2006 ; Melchior *et al.*, 2010). Les augmentations de k_{sat} , du coefficient de diffusion effectif (via la diminution de S_r par pompage racinaire) et les changements dans la courbe de rétention d'eau des matériaux dépendent de l'intensité de la colonisation des racines (Bodner *et al.*, 2014 ; Jotisankasa et Sirirattanachai, 2018), du diamètre des racines et du statut vivante/morte.

Les racines mortes apportent également de la MO aux matériaux des recouvrements, ce qui peut modifier leur porosité (via la création d'agrégats stables) et les propriétés hydrogéotechniques associées. Par exemple, l'ajout de MO (compost) aux résidus miniers peut augmenter la porosité totale du mélange, en particulier leur macroporosité (Larchevêque *et al.*, 2013 ; Guittouny-Larchevêque *et al.*, 2016b). La faune détritivore du sol se nourrit de cette MO et les plus gros organismes (par exemple, les vers de terre, certains termites et d'autres insectes) participent à la création de biopores dans le substrat. La décomposition des racines crée de nouveaux pores tubulaires, qui sont stabilisés par les liens restants entre les organismes du sol, leurs excréments et les particules d'argile.

Les racines vivantes libèrent également des molécules riches en carbone dans le sol adjacent, appelées exsudats (Figure 8), qui façonnent les communautés de micro-organismes (principalement les champignons et les bactéries) dans l'environnement des racines du sol (Shi *et al.*, 2011). Les tissus morts ou vivants des micro-organismes du sol, ainsi que leurs excréments, sont impliqués dans la

formation d'agrégats stables, influençant la porosité du substrat (Oades, 1984 ; Figure 8). Les racines et les micro-organismes consomment de l'O₂ pour leur respiration cellulaire.

Il est à noter que le développement des plantes et la colonisation racinaire peuvent être spécifiques aux matériaux requis pour construire les systèmes de recouvrement utilisés en restauration minière, à cause de la compaction, des effets de bris capillaire, de l'alternance de couches de matériaux aux propriétés différentes, et du recyclage de déchets miniers comme matériaux de construction (Bussière et Guitttonny, 2021b). Lorsque des rejets miniers non contaminés sont réutilisés dans des systèmes de recouvrement, les valeurs des paramètres d'entrée de la végétation dans les modèles hydrogéologiques peuvent être réduites par les contraintes physiques, chimiques et biologiques au développement des plantes associées aux déchets miniers (voir chapitre 12). Par exemple, le développement des racines profondes peut être retardé dans les matériaux miniers recyclés (Guitttonny-Larchevêque et Lortie, 2017), et la biomasse racinaire et la RLD peuvent diminuer (Guitttonny-Larchevêque *et al.*, 2016b ; Guitttonny *et al.*, 2018). Ainsi, obtenir des valeurs de référence des paramètres d'entrée de la végétation dans le contexte spécifique des systèmes de recouvrement de site minier est recommandé.

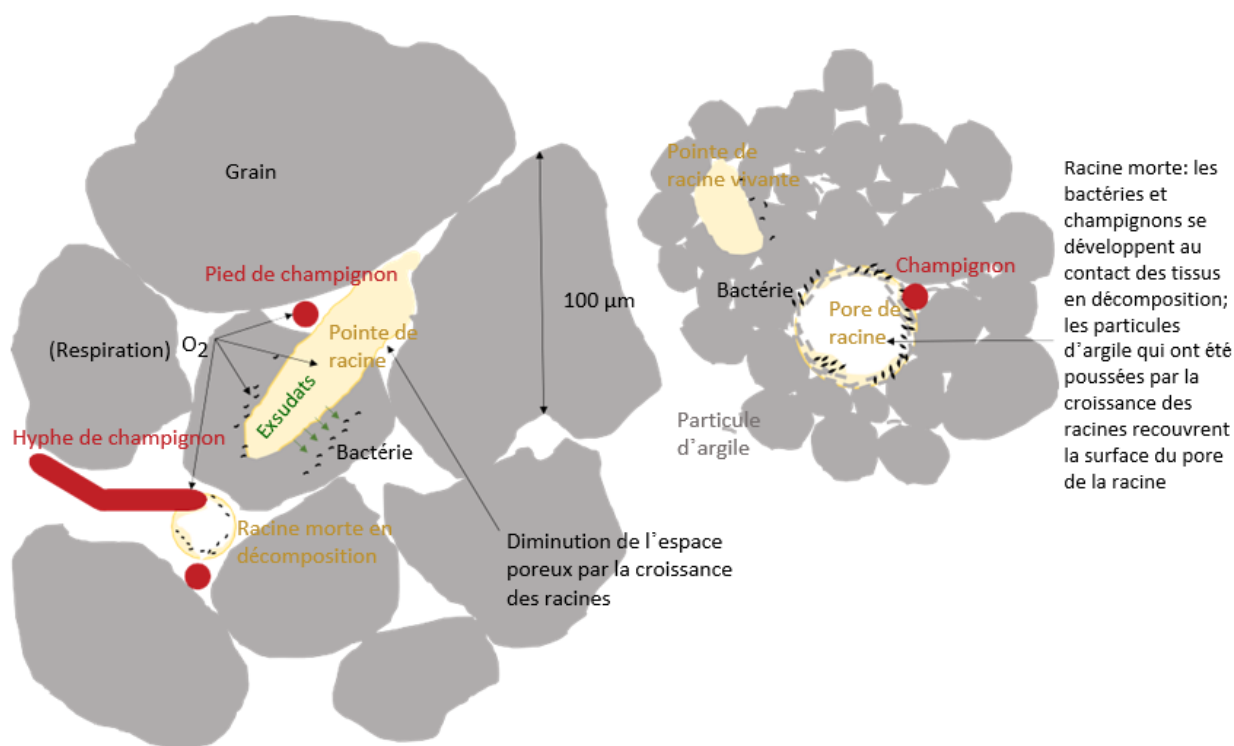


Figure 8 : Représentation conceptuelle de la présence de racines dans le sol qui influence la porosité, la communauté d'organismes et la consommation d'oxygène pour les sols à grains grossiers (sable, à gauche) et les sols à grains fins (  droite) (Traduite de Bussière et Guitttonny, 2021b)

5.4 Végétation et intégrité des recouvrements à long terme

5.4.1 Succession végétale

L'influence de la végétation sur le bilan hydrique des systèmes de recouvrement est complexe (Shurniak, 2003), en particulier dans les environnements multispécifiques où la végétation évolue

avec le temps (Fourie et Tibbett, 2007; MEND Program, 2014; DeJong *et al.*, 2015). Différentes espèces de plantes et des plantes d'âges différents sur les systèmes de recouvrement impliquent des variations au niveau des taux de croissance et de l'utilisation de l'eau au-dessus et au-dessous de la surface du sol (Lamoureux *et al.* 2016). Il est attendu que les arbres et arbustes aient un effet prépondérant sur le bilan hydrique des recouvrements car ils pompent des quantités importantes d'eau en raison de leur grande taille et peuvent avoir des racines profondes et épaisses par rapport aux autres plantes (Jackson *et al.*, 1996 ; Schenk et Jackson, 2002 ; Fourie et Tibbett, 2007 ; Freschet *et al.*, 2017). En particulier, les feuillus peuvent augmenter l'ET plus que les herbacées ou les conifères (550 mm .an⁻¹ contre 200-300 mm.an⁻¹, respectivement) (Liu *et al.*, 2003). Les feuillus ont aussi généralement des racines plus profondes que les conifères (épinettes (*Picea sp.*) < pins (*Pinus sp.*) < peupliers (*Populus sp.*) < chênes (*Quercus sp.*); Fan *et al.*, 2017). Les arbres et arbustes sont des plantes qui dominent les communautés de plantes en milieu et fin de succession végétale. Il est pertinent de se demander à partir de quand ils vont coloniser les sites miniers restaurés avec des recouvrements et potentiellement impacter leur performance.

La succession végétale décrit le processus écologique de colonisation, de croissance et de mort d'un groupe d'espèces sur un site, qui induit des changements dans l'espace et dans le temps de la composition de la communauté végétale (Clements, 1916). La succession primaire végétale se produit sur des substrats minéraux, comme après le retrait des glaciers (Reiners *et al.*, 1971) ou sur des dépôts d'argile (Bradshaw, 1983), soit « sur des surfaces nues où de sévères perturbations ont éliminé toute trace d'activité biologique » (Walker et Del Moral, 2003). Ces substrats sont dépourvus de tout organisme et MO associée. Les ressources nécessaires aux plantes et fournies par le substrat, tels que l'eau et les nutriments, sont limitées, ce qui façonne la colonisation et le développement des plantes ainsi que d'autres processus écosystémiques (Walker et del Moral, 2009).

La succession végétale est composée de plusieurs étapes jusqu'à atteindre un état stable sans perturbation. Chaque étape correspond à une communauté de plantes différente. Au fur et à mesure que les étapes se succèdent, le niveau de certaines ressources fournies par le substrat augmente avec l'enrichissement en MO, comme l'augmentation du stockage d'azote (Chapin *et al.*, 2011 ; Young *et al.*, 2013). Au début de la succession primaire, les limites en ressources filtrent l'établissement des végétaux sur les substrats minéraux, et uniquement les végétaux capables de s'affranchir de ces limites (également appelés filtres écologiques) peuvent s'établir avec succès (Keddy, 1992). Ce processus implique donc des communautés successives de plantes qui évoluent au cours des siècles à partir de petites mousses et lichens jusqu'à de grandes plantes comme les arbres d'une forêt.

D'après les études répertoriées dans le Tableau 11, la communauté ligneuse ou forestière environnante recolonise rapidement les sites, dès les premières années après construction ou cessation des activités, sur divers matériaux (rocheux, mort-terrain, résidus) (Smirnova *et al.*, 2011 ; Waugh 2004 ; Mudrak *et al.* 2016 ; Keammerer 2004 ; Juge *et al.* 2021). Cependant, le recouvrement et la taille des arbres et arbustes peuvent rester faibles à plus long terme (Guittonny-Larchevêque *et al.*, 2016a ; Proteau *et al.*, 2020a), même si le développement de la végétation ligneuse une fois présente apparaît variable selon les sites (Mudrak *et al.* 2016).

Une colonisation naturelle à partir de l'écosystème environnant peut également se produire lorsque les sites sont revégétalisés avec des espèces sélectionnées, faisant évoluer la communauté végétale. Par exemple, dix ans après végétalisation, des saules indigènes ont colonisé spontanément la

communauté végétale agronomique herbacée établie par ensemencement sur le recouvrement monocouche constitué de résidus désulfurés du site Manitou (Québec) et combiné à une nappe phréatique surélevée. Sur les résidus de mines de fer près de Fermont au Québec, un ensemencement agronomique a également été suivi par la colonisation de saules et d'aulnes indigènes 5-10 ans et 10-29 ans après végétalisation (Juge *et al.* 2021).

Il est souvent difficile de prédire la trajectoire et le rythme d'évolution de la communauté végétale sur les sites perturbés (Palmer *et al.*, 2006) comme les sites miniers restaurés. En effet, même si les processus déterministes qui sous-tendent la succession végétale sont bien compris, l'évolution des communautés végétales est également contrôlée par des événements stochastiques tels que des perturbations ou l'introduction d'organismes de l'écosystème environnant (Cooke et Johnson, 2002, Mudrak *et al.* 2016). De plus, la succession végétale repose sur la colonisation préférentielle de microsites favorables (Walker et del Moral, 2009). Cette colonisation préférentielle induit une hétérogénéité spatiale et temporelle sur un site. Par exemple, sur le site Lorraine, l'âge des arbres variait entre 1 an pour les nouveaux semis et 11-16 ans pour les quatre espèces dominantes, et la couverture végétale totale variait entre 26 % et 81 % (selon l'emplacement des mesures) seize ans après la construction du recouvrement (Proteau *et al.* 2020a).

Dans le cas de la végétalisation des systèmes de recouvrements de type stockage-relargage, Albright *et al.* (2010) proposent que les objectifs généraux de végétalisation visent la « renaturalisation » du site, en utilisant un matériau de support à la végétation similaire aux sols de référence non perturbés autour du site, ce qui favorisera l'établissement des communautés de plantes présentes dans l'écosystème environnant. Cet établissement devrait être rapide et durable. Des communautés adaptées aux conditions environnementales locales devraient conférer au site végétalisé une capacité de résilience aux perturbations et permettre une bonne intégration du site dans le territoire et les pratiques de gestion qui y sont associées. Cependant, dans le cas des végétations forestières ou à enracinement profond, une épaisseur de couche de protection suffisante devrait être prévue pour éviter les biointrusions dans les couches vulnérables des recouvrements (voir section 3.1).

Tableau 11 : Sommaire des principaux travaux traitant de la succession de la végétation sur des sites miniers, incluant les sites restaurés avec des systèmes de recouvrement

Type de recouvrement – Couche de support à la végétation - Localisation	Type de végétalisation	Échelle de temps requise pour la présence de la végétation arborée	Représentativité des arbres et arbustes au niveau de la structure de la végétation (valeur d'indicateur, moment de mesure après construction/végétalisation)	Référence
Couverture à faible perméabilité – Enrochement (30 cm) – USA, Nouveau-Mexique et Pennsylvanie	Colonisation naturelle	- Site Shiprock : apparition de tamarix (<i>Tamaris</i>) et bigelovie puante (<i>Ericameria nauseosa</i>) quelques années après la construction - Site Burrell : apparition de platane occidental (<i>Platanus occidentalis</i>), érable à Giguère (<i>Acer negundo</i>), robinier faux-acacia (<i>Robinia pseudoacacia</i>), ailante glanduleux (<i>Ailanthus altissima</i>) 3 ans après la construction	s.o.	Waugh, 2004
Couverture alternative de type store and release – Couche de graviers (20 cm) – USA, Utah	Ensemencement de graminées, herbacées et arbustes	Développement d'armoise tridentée (<i>Artemisia tridentata</i>) et bigelovie puante (<i>Ericameria nauseosa</i>) l'année suivant la végétalisation	1% de recouvrement des arbustes 3 ans après végétalisation - LAI entre 1 et 1.25 la première année - LAI autour de 0,75 la deuxième année	Waugh, 2004
Pas de recouvrement – Mort-terrain de mine de charbon composé d'argiles (kaolinite, montmorillonite et illite) – République Tchèque	Colonisation naturelle	- Sites 1, 2 et 3 : bouleau verruqueux (<i>Betula pendula</i>), tremble (<i>Populus tremula</i>), saule Marsault (<i>Salix caprea</i>), épinette de Norvège (<i>Picea abies</i>) et pin sylvestre (<i>Pinus sylvestris</i>) - Site 4 : saule Marsault (<i>Salix caprea</i>) - Site 5 : bouleau verruqueux (<i>Betula pendula</i>), peuplier tremble (<i>Populus tremula</i>), et saule Marsault (<i>Salix caprea</i>) Sur les 5 sites, les arbres et arbustes se sont établis peu de temps après l'arrêt de l'exploitation minière.	- Sites 1, 2 et 3 : entre 0, 8 et 60% du recouvrement des arbres 4, 12 et 17 ans respectivement après la fermeture des sites - Site 4 : 57 ± 27% du recouvrement des arbres 20 ans après la fermeture du site - Site 5 : 26 ± 17% du recouvrement des arbres 45 ans après la fermeture du site	Mudrák <i>et al.</i> , 2016
Pas de recouvrement - labour et amendement à la chaux des sols perturbés autour d'une fonderie de cuivre – USA, Montana	- Ensemencement d'un mélange composé principalement de graminées vivaces indigènes - Application d'engrais (12 % d'azote, 16 % de P₂O₅ et 30 % de K₂O)	- Apparition de pin flexible (<i>Pinus flexilis</i>), cerisier de Virginie (<i>Prunus virginiana</i>), ansérine laineuse (<i>Ceratoides lanata</i>), bigelovie puante (<i>Chrysothamnus nauseosus</i>), rosier de Woods (<i>Rosa woodsii</i>), symphorine blanche (<i>Symphoricarpos albus</i>) la première année - Apparition de douglas de Menzied (<i>Pseudotsuga menziesii</i>) la troisième année	Entre 0 et 1 % de recouvrement des arbustes 4 ans après le traitement	Keammerer, 2004
CEBC – matériau granulaire naturel sans matière organique – Canada, Québec, Abitibi-Témiscamingue	Recolonisation spontanée forestière	- Apparition d'aulne rugueux (<i>Alnus rugosa</i>), épinette noire (<i>Picea mariana</i>), mélèze laricin (<i>Larix laricina</i>), saule (<i>Salix sp.</i>), et pin rouge (<i>Pinus resinosa</i>) l'année de la construction - Présence de 11 espèces arborées 10 ans après construction : aulne rugueux (<i>Alnus rugosa</i>), saule (<i>Salix sp.</i>), sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>), bouleau blanc (<i>Betula papyrifera</i>), mélèze laricin (<i>Larix laricina</i>), épinette noire (<i>Picea mariana</i>), pin rouge (<i>Pinus resinosa</i>), pin gris (<i>Pinus banksiana</i>), peuplier baumier (<i>Populus balsamifera</i>), peuplier faux-tremble (<i>Populus tremuloides</i>), cerisier de Pennsylvanie (<i>Prunus pensylvanica</i>)	Densité moyenne (nombre de tiges /m ²) s'étalant de 1 à 75 selon les espèces pour la période de suivi de 10 ans	Smirnova <i>et al.</i> , 2011
CEBC – matériau granulaire naturel sans matière organique - Canada, Québec, Abitibi-Témiscamingue	Recolonisation spontanée forestière	Présence de saule (<i>Salix sp.</i>), sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>), mélèze laricin (<i>Larix laricina</i>), aulne rugueux (<i>Alnus rugosa</i>), peuplier baumier (<i>Populus balsamifera</i>), pin gris (<i>Pinus banksiana</i>), pin rouge (<i>Pinus resinosa</i>), peuplier faux-tremble (<i>Populus tremuloides</i>), bouleau blanc (<i>Betula papyrifera</i>), épinette noire (<i>Picea mariana</i>), cerisier de Virginie (<i>Prunus pensylvanica</i>), pin blanc (<i>Pinus strobus</i>), comptonie voyageuse (<i>Comptonia peregrina</i>), bleuet (<i>Vaccinium sp.</i>), <i>Kalmia sp.</i> 16 ans après construction	16 ans après construction : - Entre 16 et 31% du recouvrement d'arbres - Entre 35 et 47% du recouvrement d'arbustes	Proteau <i>et al.</i> 2020a

Type de recouvrement – Couche de support à la végétation - Localisation	Type de végétalisation	Échelle de temps requise pour la présence de la végétation arborée	Représentativité des arbres et arbustes au niveau de la structure de la végétation (valeur d'indicateur, moment de mesure après construction/végétalisation)	Référence
Pas de recouvrement – résidus de mines de fer – Canada, Québec, Fermont	Ensemencement herbacé agronomique direct avec fertilisation minérale/organique	- Apparition de saule (<i>Salix sp.</i>) entre 5 et 9 ans après végétalisation - Apparition d’aulne (<i>Alnus sp.</i>) entre 10 et 29 ans après végétalisation	Contribution respective au recouvrement total de la végétation d’environ 5% pour les saules et les aulnes plus de 10 ans après végétalisation	Juge <i>et al.</i> 2021
Recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée constitué de résidus miniers et recouvert d’une mince couche avec matière organique - Canada, Québec, Val d’Or	- Ensemencement d’un mélange composé de graminées et légumineuses dans la zone 1 - Colonisation naturelle dans la zone 2	- Zone 1 : apparition de saule (<i>Salix sp.</i>) et peuplier faux tremble (<i>Populus tremuloides</i>) moins de 10 ans après la végétalisation - Zone 2 : apparition de saule, peuplier faux tremble (<i>Populus tremuloides</i>), peuplier baumier (<i>Populus balsamifera</i>), bouleau blanc (<i>Betula papyrifera</i>) et mélèze laricin (<i>Larix laricina</i>) 2 ans après le dépôt de terre végétale	- Zone 1 : 0,02 arbre/m², 10 ans après végétalisation - Zone 2 : 1,08 arbre/m², 2 ans après végétalisation	URSTM, 2020b

5.4.2 Analogues naturels

Un (modèle) analogue est un système physique utilisé pour représenter un autre système qui est difficile à observer ou à analyser à cause de sa taille ou de la distance à laquelle il se trouve dans l'espace ou le temps (Sterett, 2017). L'étude d'analogues naturels aux recouvrements est importante pour identifier et évaluer l'impact des changements du fonctionnement des recouvrements après construction, une fois soumis aux processus écologiques, notamment pour les processus qui ne peuvent pas encore être appréhendés par des études terrain à court terme ou les modèles numériques existants (Albright *et al.*, 2010). Au Québec, les plus anciens sites miniers restaurés avec des systèmes de recouvrement ont une trentaine d'années. Or, les stades de fin de succession végétale (souvent forestiers) sur sites miniers prendront plusieurs dizaines voire centaines d'années pour s'installer. On dispose donc encore de peu de systèmes de recouvrement sur lesquels une végétation mature forestière est établie, et donc de peu de recul sur l'effet de cette végétation sur la performance à long terme des systèmes de recouvrement. L'utilisation d'analogues ayant des caractéristiques en commun (sensu Sterett, 2017) à celles d'un système de recouvrement peut aider à étudier comment la présence d'une végétation mature pourrait affecter la performance à long terme.

Pour trouver un bon analogue du système de recouvrement, les caractéristiques essentielles qui contrôlent la performance du recouvrement doivent être similaires dans l'analogue. Ainsi, comme pour les sites de référence (voir section 2.3), les analogues sont généralement des sites présentant des conditions de sol et de végétation proches de celles anticipées à long terme sur les recouvrements. Des analogues naturels des sols constituant les recouvrements et situés à proximité du site minier peuvent aider à identifier et caractériser une communauté végétale probable qui pourrait se développer sur le futur recouvrement (Albright *et al.*, 2010). Dans le cas des recouvrements multicouches, des analogues devraient présenter comme pour le recouvrement une alternance de couches de matériaux avec des propriétés hydrogéotechniques similaires, en surface et en profondeur, et un niveau de nappe phréatique semblable.

La caractérisation du sol et des plantes des analogues permet d'obtenir des scénarios réalistes de sol et végétation (ou modèles de référence) potentiellement présents à long terme sur les recouvrements. Ces modèles ou scénarios sont utiles pour anticiper l'évolution de la performance à long terme des recouvrements, par exemple en insérant dans les modèles les paramètres de végétation et les propriétés hydrogéologiques issues de la caractérisation du sol et des plantes sur les sites analogues. Dans ce cas, il est utile de mesurer des paramètres (indicateurs) clefs, c'est-à-dire directement reliés aux fonctions écologiques qui influencent la performance des recouvrements (par exemple l'indice de surface foliaire ou LAI pour la transpiration, la profondeur maximale des racines pour le stockage en eau), sur les sites analogues. Ainsi, les analogues naturels peuvent aider à améliorer la conception des recouvrements.

5.4.3 Impact des changements climatiques

Les changements climatiques (CC) ont le potentiel de modifier la répartition des espèces végétales sur le territoire, la fréquence des feux et des épidémies d'insectes, ainsi que les structures et les fonctions des écosystèmes (McKenney *et al.*, 2007 ; Price *et al.*, 2013 ; Boulanger *et al.*, 2017). Il est ainsi essentiel d'intégrer les effets de la végétation et des CC sur la performance des systèmes de recouvrements de manière concomitante.

Plus d'informations peuvent être retrouvés dans le *Guide de bonnes pratiques en restauration minière dans un contexte de changements climatiques* (Bussière et al., 2022), dans lequel les principales considérations qui doivent être étudiées afin de limiter les impacts et risques associés aux CC sont présentées en fonction des différentes infrastructures qui demeureront au-delà de la phase d'exploitation de la mine (ouvrages de restauration, infrastructures de gestion des eaux, etc.) ainsi que de l'évolution de la végétation installée sur les sites restaurés.

5.4.3.1 Évolution de la distribution des essences forestières liée aux changements climatiques

Tel qu'indiqué dans le *Guide de bonnes pratiques en restauration minière dans un contexte de changements climatiques* (Bussière et al., 2022), une migration de plusieurs centaines de kilomètres vers le nord des espèces d'arbres présentes actuellement plus au sud est attendue au Canada (Berteaux et al., 2014; Boisvert-Marsh et al., 2014; McKenney et al., 2011; Périé et al., 2014; Rogers et al., 2016; Botula et al., 2019), avec pour conséquence une diminution de la présence de conifères au profit des feuillus dans plusieurs régions (Price et al., 2013). Cependant, des incertitudes subsistent quant à la capacité des espèces végétales à se propager assez rapidement pour suivre les changements de zones climatiques (Loarie et al., 2009). Les effets des CC contribueront aussi à augmenter la fréquence des feux et celle des épidémies d'insectes dans la forêt canadienne, ce qui devrait rajeunir la forêt et favoriser les essences pionnières et adaptées au feu (ex. : peuplier faux-tremble, bouleau blanc, pin gris; Boulanger et al., 2017).

5.4.3.2 Effet des changements climatiques sur les communautés de plantes et la prédiction de la performance à long terme des recouvrements végétalisés

Il est également indiqué dans le *Guide de bonnes pratiques en restauration minière dans un contexte de changements climatiques* (Bussière et al., 2022) que les principaux effets des CC sur les communautés de plantes et, par le fait même, sur la performance à long terme des recouvrements, sont de quatre ordres :

- Influence directe sur la durée de la saison de croissance pour les plantes, ce qui aura pour effet de modifier le bilan hydrique des recouvrements.
- Influence indirecte sur la composition des essences forestières et, donc, les valeurs de paramètres de végétation (LAI, profondeur maximale d'enracinement et profil de RLD) à entrer dans les modèles numériques utilisés pour prédire la performance à long terme des recouvrements végétalisés. De manière générale, il est attendu qu'une augmentation de LAI dans le modèle numérique entraîne une augmentation des pertes d'eau potentielles du système via la transpiration, de même pour une augmentation de la profondeur d'enracinement.
- Influence (augmentation ou diminution) sur la productivité des arbres et donc les paramètres de végétation, selon le niveau de disponibilité de l'eau dans le sol du site considéré (drainage, pente, texture), selon l'intensité de l'augmentation de température projetée (relation entre la productivité et la température non linéaire), l'augmentation ou la diminution projetée des précipitations et l'espèce considérée (D'Orangeville et al., 2018).
- Potentielle augmentation du taux de mortalité des plantes dans le cas d'espèces peu adaptées aux futures conditions climatiques.

Dans le cas du site Lorraine, une augmentation des espèces d'arbres à feuilles caduques est attendue ainsi qu'un déclin des espèces d'arbres résineux (Botula et al. 2019). Il est attendu que les feuillus

transpirent plus d'eau pompée à de plus grandes profondeurs (Faurie et Tibbett, 2007). La fourchette des valeurs de LAI devrait évoluer de 0,4-9,9 à 0,4-8,1 et de 0,1-3,0 à 0,1-3,5 m pour les valeurs de profondeur maximale d'enracinement de 2015 à 2100 (Botula *et al.*, 2019). Ce changement d'espèces d'arbres dominantes influencé par les CC devrait avoir des impacts sur le bilan hydrique et la performance du recouvrement du site Lorraine (Botula *et al.*, 2019).

5.5 Approche de conception générale des ouvrages de restauration avec végétation

Tel que présente le *Guide de bonnes pratiques en restauration minière dans un contexte de changements climatiques* (Bussière *et al.*, 2022), différentes approches de conception pour les principaux modes de restauration peuvent être retrouvées dans la littérature (ex. : Yanful *et al.*, 1999; Aubertin *et al.*, 2002; Boulanger-Martel *et al.*, 2021a; Bussière et Wilson, 2021; Bussière et Guittonny, 2021b). La plupart de ces approches sont composées de six étapes (Figure 9 ; Bussière *et al.*, 2022).

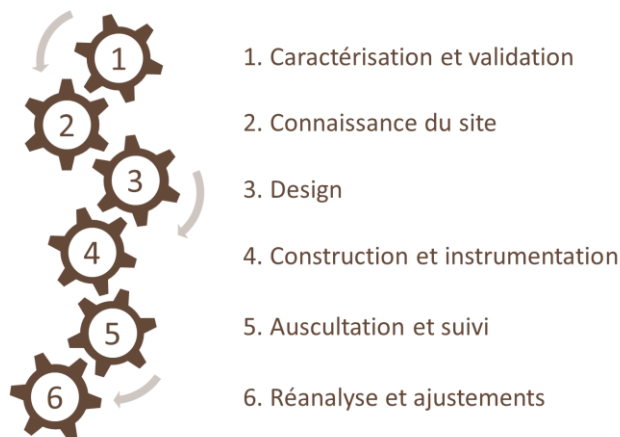


Figure 9 : Approche généralisée de conception des modes de restauration des sites miniers (Issue de Bussière *et al.*, 2022)

Les deux premières étapes consistent à caractériser les matériaux et à identifier les principales propriétés du site; ces informations sont essentielles pour effectuer une présélection des méthodes de restauration les plus appropriées et pour identifier les matériaux ayant les propriétés adéquates (étape 3). La végétation présente autour du site peut également être caractérisée au cours de ces deux étapes, notamment sur des analogues naturels des systèmes de recouvrement, afin d'établir le modèle de référence et permettre de définir les objectifs de végétalisation.

À l'étape 2, il est important d'obtenir des projections climatiques représentatives du site à l'étude, et ce, pour les principaux paramètres météorologiques d'intérêt. Un autre aspect important à cette étape est de déterminer le type de végétation qui s'installera sur le site à court, moyen et long termes, et d'évaluer sa potentielle évolution avec les CC.

L'étape 3 vise à valider les options de scénarios de restauration les plus prometteuses sur la base des résultats des étapes 1 et 2 par l'utilisation de modèles physiques tels que des essais en laboratoire (Aubertin *et al.*, 1995; Bussière *et al.*, 2003; Ouangrawa *et al.*, 2009; Pabst *et al.*, 2014) et/ou des cellules expérimentales sur le terrain (Molson *et al.*, 2008; Boulanger-Martel *et al.*, 2021b; Rey *et al.*,

2020). Il est recommandé d'intégrer la végétation aux essais au laboratoire et sur le terrain. Des simulations numériques sont également utilisées à cette étape; les modèles numériques sont alors calibrés et validés sur la base des résultats expérimentaux, puis extrapolés à l'échelle réelle. Dans ces modèles numériques, les conditions climatiques les plus représentatives possibles du site ainsi que les paramètres des végétaux dont la présence est la plus probable sont appliqués comme conditions frontières de surface. Les projections climatiques obtenues à l'étape 2 sont également utilisées à l'étape 3 comme conditions frontières de surface pour les simulations numériques. De plus, les paramètres de végétation correspondant aux espèces végétales dominantes probables sur le site, identifiées à l'étape 2, pourraient être utilisés pour des études paramétriques, afin d'évaluer si la performance du recouvrement est maintenue avec une végétation qui a évolué sous l'effet des CC. Il est important de calibrer et valider le modèle auparavant avec les essais au laboratoire et sur le terrain incluant la végétation.

À l'étape 4, la méthode de restauration est construite sur le site, avec ou sans végétalisation, avec la mise en place d'instruments pour suivre le comportement hydrogéologique, géotechnique et géochimique du système de recouvrement en place.

À l'étape 5, les résultats du suivi, incluant l'inventaire des espèces de plantes présentes et la mesure des paramètres de végétation associés, sont comparés à ceux prédits au stade de la conception (en respectant au minimum les exigences de la *Directive 019*). En cas de divergence, il est important de comprendre l'origine de ces différences et d'apporter les corrections nécessaires (étape 6).

À l'étape 6, il est important d'utiliser les résultats du suivi in situ pour valider le modèle numérique initial. Si de nouvelles informations sur la végétation et les projections climatiques sont disponibles, les conditions frontières de surface du modèle numérique peuvent être modifiées. Ces ajustements permettent de réduire l'incertitude liée à la performance à long terme. S'il est estimé que la performance visée ne peut être atteinte à long terme, des modifications devront être apportées au système de recouvrement.

5.5.1 Pratiques de mise en végétation des systèmes de recouvrement

En fonction du site et du type de recouvrement, la végétation peut avoir des effets positifs ou négatifs (section 5.2). En tenant compte des connaissances actuelles, le Tableau 12 tente de résumer les bonnes pratiques de mises en végétation et celles à éviter en fonction des différents systèmes de recouvrement utilisés en restauration minière.

Tableau 12 : Effets de la végétation sur les différents types de recouvrement et pratiques de mise en végétation associées

Type de recouvrement	Effets positifs de la végétation	Effets négatifs de la végétation	Bonnes pratiques de mise en végétation	Pratiques de mise en végétation à éviter
Recouvrement de type barrière à l’eau	- Intercepte les précipitations (Gregory, 1984) - Retarde le début de la saturation du sol et du ruissellement par transpiration (Gray et Leiser, 1982). - Évite les accumulations d’eau	Réduit l’étanchéité de surface (Link <i>et al.</i>, 1994)	- Prendre en compte la végétation dans les pentes lors de la conception du recouvrement pour analyser le ruissellement et le bilan hydrique - Estimer l’évapotranspiration en sélectionnant la végétation se rapprochant au maximum des communautés de plantes ciblées - Considérer une végétation capable d’extraire l’eau du sol jusqu’au stockage minimum prévu du recouvrement et à une profondeur adéquate de sorte que le stockage minimum puisse être atteint tout au long de la durée de vie du recouvrement (Apiwantragoon <i>et al.</i>, 2015) - Planter des espèces consommant beaucoup d’eau associées à un fort taux de recouvrement (Arnold <i>et al.</i>, 2015)	Tenir compte uniquement des arbres comme végétation, ce qui pourrait surestimer l’évapotranspiration (Apiwantragoon <i>et al.</i>, 2015)
Recouvrement de type barrière à l’eau et à l’oxygène	- Empêche l’érosion - La colonisation racinaire peut diminuer la conductivité hydraulique saturée, mais cet effet est souvent temporaire (végétation peu âgée, racines fines vivantes, matériaux grossiers)	Les macropores créés par les racines vivantes et mortes peuvent augmenter la conductivité hydraulique saturée et diminuer la pression d’entrée d’air sur la courbe de rétention en eau, augmentant potentiellement la diffusion d’oxygène et l’infiltration d’eau et diminuant la performance des recouvrements (Apiwantragoon <i>et al.</i>, 2015 ; Proteau <i>et al.</i>, 2021)	- Couvrir les pentes de végétation - Planter une végétation pérenne - Inclure dans les modélisations des propriétés des matériaux modifiées qui tiennent compte de l’effet de la colonisation racinaire et de l’enrichissement en MO - Augmenter l’épaisseur du recouvrement pour contrôler la présence de racines en profondeur	Considérer que les propriétés des matériaux du recouvrement n’évolueront pas avec la présence de végétation
Recouvrement de type barrière à l’oxygène	Consommation d’oxygène		Favoriser l’implantation d’espèces à racines peu profondes et au taux de transpiration faible	Considérer une contribution excessive à la performance via la consommation en oxygène
Recouvrement isolant	Diminue l’érosion	- Modifie l’épaisseur de neige - Modifie les propriétés des matériaux	Prendre en compte l’influence possible du développement d’une végétation significative à long terme (déplacement des espèces du sud vers le nord) sur l’épaisseur de la couche de neige et sur les propriétés (due à la présence de racines) des couches dégelées	

6. Conclusion

Le présent rapport constitue un outil pour les concepteurs de plan de réaménagement et de restauration ainsi que pour les analystes du MRNF. Le rapport met l'accent sur les critères importants et les bonnes pratiques dans l'approche de conception de la mise en végétation.

Les approches méthodologiques pour la végétalisation minière décrites dans la littérature incluent une phase de planification. Il est nécessaire d'ajouter cette phase de planification, incluant la définition des objectifs de végétalisation, dans la section mise en végétation des plans de restauration.

Il est à noter qu'une restauration complète de l'écosystème initial peut être difficilement atteignable sur les sites miniers à l'échelle temporelle des suivis pour valider l'atteinte de l'état satisfaisant (5 à 20 ans). Ainsi, il semble plus réaliste de parler de remise en état, qui aboutit à un écosystème de transition vers l'écosystème initial, plutôt que de restauration écologique, qui vise à réinstaller l'écosystème initial complet. La section mise en végétation du *Guide de restauration* telle que présentement formulée (*i.e.* redonner au site un aspect naturel en harmonie avec le milieu environnant) s'inscrit d'ailleurs dans le cadre de la remise en état d'un écosystème naturel sur les sites végétalisés. Ce cadre permet d'envisager l'autosuffisance du système végétalisé et de limiter l'entretien du site à long terme une fois que le site est connecté à l'écosystème environnant. Également, cela devrait conférer au site végétalisé de la résilience vis-à-vis des perturbations naturelles (par ex. épidémies d'insectes, incendies, etc.).

Pour les zones avec recouvrements, viser la réinstallation d'un écosystème naturel facilite l'identification de la végétation qui sera vraisemblablement présente à long terme sur les recouvrements. En milieu forestier, les quelques études disponibles montrent que les arbres et arbustes recolonisent naturellement les sites restaurés dès les premières années après les travaux ou après une dizaine d'années dans le cas de végétalisation avec des plantes herbacées agronomiques. Les communautés de plantes devraient continuer d'évoluer jusqu'à la forêt mature sur plusieurs dizaines voire centaines d'années via la succession végétale. Il serait donc recommandé de suivre l'évolution potentielle de la performance du recouvrement et des propriétés des matériaux en parallèle de celle de la végétation. Ceci devrait vraisemblablement impliquer des suivis réguliers sur des durées supérieures à 20 ans.

La présence de végétation sur les systèmes de recouvrement utilisés en restauration minière influence leur bilan hydrique, la consommation d'oxygène, les propriétés hydrogéologiques des matériaux (intégrité), et donc leur performance à contrôler la migration des fluides. Il est recommandé d'intégrer les effets potentiels de la végétation dans la conception et l'évaluation de la performance à long terme des recouvrements. Les modèles hydrogéologiques non saturés utilisés pour la conception des recouvrements peuvent d'ores et déjà inclure des paramètres de végétation. Le présent rapport présente à cet effet une approche méthodologique de conception intégrant la végétation et identifie des bonnes pratiques de mise en végétation en lien avec chaque type de recouvrement.

Cependant, on manque encore de valeurs de référence pour les paramètres de végétation à long terme (>30 ans) qui seraient à insérer dans les modèles, de données d'évolution des propriétés hydrogéologiques des matériaux et de leur réactivité biologique après colonisation racinaire propre

au contexte particulier des recouvrements. Il serait recommandé d'identifier et de caractériser des analogues naturels de systèmes de recouvrements. Ils permettraient d'obtenir des propriétés de végétation et de sol représentatives à long terme des contextes particuliers (matériaux miniers recyclés, compaction, saturation en eau, multicouches, etc.) de relations sol-plantes associés aux recouvrements. Également, les suivis à long terme de la végétation et de ses effets sur la performance apparaissent essentiels car même si les modèles peuvent intégrer l'effet de la végétation sur le bilan hydrique des recouvrements, cette intégration se fait encore de manière simplifiée par rapport à la complexité réelle des processus faisant intervenir la végétation (environnement multispécifique, hétérogénéité spatio-temporelle, évolution via la succession végétale, contrôle environnemental du développement des plantes, contexte de développement végétal peu documenté sur les matériaux particuliers des recouvrements, effets des changements climatiques sur l'évolution de la végétation, etc.).

Concernant le patron de mise en végétation, le sol végétal apparaît comme un matériau stratégique pour la remise en état. Il peut en effet permettre, sous certaines conditions, d'éviter l'ensemencement car il favorise la régénération spontanée de la végétation initiale. Cependant, il peut perdre sa qualité selon les conditions et la durée de son entreposage. Il serait donc approprié de demander de préciser les conditions d'entreposage prévues pour le sol végétal sur les sites miniers jusqu'aux travaux de végétalisation, ainsi que les mesures d'atténuation qui seront prises pour limiter les effets négatifs de l'entreposage. Également, il serait recommandé d'inclure la caractérisation du sol avant/après entreposage et de prévoir des mesures correctives si sa qualité a décliné pendant l'entreposage.

Il est difficile, en se basant sur la littérature, de recommander une épaisseur de sol pour la mise en végétation. Dans un contexte forestier boréal, elle devrait être au minimum de 30 cm de matériau permettant le développement racinaire. On peut cependant s'attendre à avoir des racines présentes jusqu'à 3 m de profondeur, mais des contraintes comme la compaction ou l'hypoxie du sol peuvent réduire le développement racinaire en profondeur. Pour des patrons de mise en végétation impliquant des sols peu épais, ou sur des recouvrements, il serait recommandé de faire un suivi du profil de colonisation racinaire après quelques années. Ce suivi servirait à vérifier la profondeur réelle atteinte par les racines et ainsi à valider que l'épaisseur de sol prévue lors de la conception initiale est suffisante ou sinon à faire les ajustements requis au besoin.

Dans un contexte de remise en état d'un écosystème naturel, l'utilisation de mélanges d'espèces agronomiques exotiques devrait être employé avec précaution. Il est important de bien identifier les besoins des plantes cibles de l'écosystème que l'on souhaite voir se réinstaller spontanément et leurs potentielles interactions (positives ou négatives) avec les espèces des mélanges de végétalisation. La démonstration devrait être faite que les espèces agronomiques utilisées, souvent compétitives, facilitent la régénération spontanée des espèces de l'écosystème naturel et la succession végétale, plutôt que de bloquer ces processus. L'utilisation d'espèces indigènes dans les mélanges de végétalisation reste encore à développer. Son succès est souvent mitigé à cause de conditions de récolte, conservation, préparation et semis des espèces encore méconnues. Dans tous les cas, il est recommandé d'utiliser des mélanges d'ensemencement et de plantation diversifiés.

Il y a peu d'études de mise en végétation dans des conditions nordiques. Ces études démontrent qu'il est possible de végétaliser avec succès mais la croissance des plantes et la succession végétale sont

naturellement plus lentes qu'au sud. La mise en végétation est importante pour contrôler l'érosion éolienne et fournir une source de nourriture pour la faune (services culturels). L'utilisation de plantes indigènes adaptées aux conditions rigoureuses serait à favoriser dans ces milieux fragiles, en particulier car elles sont mieux acceptées par les communautés. Il serait intéressant de considérer l'utilisation de cryptogames (mousses et lichens) pour cette végétalisation. Finalement, il apparaît essentiel d'anticiper l'effet des changements climatiques sur l'évolution de la végétation des régions nordiques et d'adapter les pratiques de mise en végétation.

Selon la littérature, les trois principaux attributs écosystémiques retenus pour évaluer le succès de la mise en végétation sont la composition et la structure de la végétation ainsi que les fonctions écologiques. Les indicateurs de composition et de structure sont les plus utilisés et les plus pertinents à mesurer à court-moyen terme (années à dizaines d'années). En effet, il est généralement considéré que si ces deux attributs atteignent les niveaux visés sur les sites végétalisés, alors les attributs fonctionnels associés devraient également atteindre des niveaux satisfaisants à long terme. Il apparaît également important de suivre le développement du sol au niveau physique, chimique et biologique pour s'assurer d'avoir les conditions minimales requises à l'établissement de la végétation. En accord avec certains auteurs, il serait conseillé de suivre au moins deux indicateurs de chacun des attributs pour l'évaluation post-végétalisation. Dans le cas de sites restaurés avec des systèmes de recouvrement, caractériser le développement du profil de sol et la colonisation racinaire des matériaux de recouvrement apparaît essentiel pour évaluer l'effet sur la performance du recouvrement.

Dans un contexte de remise en état d'un écosystème naturel, des compétences en écologie seraient appropriées pour suivre la mise en place de l'écosystème ciblé. Il est suggéré d'identifier dans le *Guide de restauration* certaines compétences et ressources professionnelles utiles pour concevoir un plan de végétalisation et réaliser un suivi. Par exemple, des compétences en conception de plan d'échantillonnage et en statistiques seraient utiles pour mettre en place un suivi rigoureux de la mise en végétation et pour l'analyse et l'interprétation des données de suivi.

Finalement, plusieurs thèmes non pas pu être traités dans ce rapport et mériteraient d'être pris en compte lors d'un projet de mise en végétation, notamment :

- L'influence de la végétation sur la stabilité physique des ouvrages;
- La valeur ajoutée liée à la mise en végétation;
- Les plantes exotiques envahissantes;
- Les réglementations retrouvées ailleurs au Canada ou à l'international;
- Les autres indicateurs permettant de mesurer le succès de la mise en végétation tels que des attributs écosystémiques liés à l'absence et à la gestion des menaces, à l'intégration au paysage ou encore des indicateurs socioécologiques ou culturels associés au bien-être humain.

Références

- Adams, P. W., & Lamoureux, S. (2005). *A literature review of the use of native northern plants for the re-vegetation of Arctic mine tailings and mine waste*. Repéré à https://www.enr.gov.nt.ca/sites/enr/files/wkss_northern_plants_re-vegetation-2005.pdf
- Albright, W. H., Benson, C. H., Gee, G. W., Abichou, T., Tyler, S. W., & Rock, S. A. (2006). Field performance of three compacted clay landfill covers. *Vadose Zone Journal*, 5(4), 1157-1171.
- Albright, W. H., Benson, C. H., Gee, G. W., Abichou, T., McDonald, E. V., Tyler, S. W., & 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., & Waugh, W. J. (2010). *Water balance covers for waste containment: Principles and practice*. Reston, VA: ASCE Press.
- Almeida, D. R. A., Broadbent, E. N., Zambrano, A. M. A., Wilkinson, B. E., Ferreira, M. E., Chazdon, R., Meli, P., Gorgens, E. B., Silva, C. A., Stark, S. C., Valbuena, R., Papa, D. A., & Brancalion, P. H. S. (2019). Monitoring the structure of forest restoration plantations with a drone-lidar system. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 79, 192-198.
- Apiwantragoon, P., Benson, C. H., & Albright, W. H. (2015). Field hydrology of water balance covers for waste containment. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 141(2), 04014101.
- Arnold, S., Schneider, A., Doley, D., & Baumgartl, T. (2015). The limited impact of vegetation on the water balance of mine waste cover systems in semi-arid Australia. *Ecohydrology*, 8(3), 355-367.
- Atkin, O. K., Edwards, E. J., & Loveys, B. R. (2000). Response of root respiration to changes in temperature and its relevance to global warming. *The New Phytologist*, 147(1), 141-154.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussiere, B., Ricard, J.F., and Tremblay, L. (1995). *Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers*. École Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Project 2.22.2a, Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.
- Aubertin, M., B. Bussière, and L. Bernier (2002). Environnement et gestion des rejets miniers. *Manuel sur CD-ROM*, Presses Internationales Polytechniques.
- Ayres, B. and O’Kane, M. (2013). Mine waste cover systems: An international perspective and applications for mine closure in New Zealand. Paper presented at the *AusIMM New Zealand Branch Annual Conference, Nelson, New Zealand*.
- Baasch, A., Kirmer, A., & Tischew, S. (2012). Nine years of vegetation development in a postmining site : Effects of spontaneous and assisted site recovery. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 251-260.
- Babi, K., Guittonny, M., Bussière, B., Larocque, G. R. (en préparation). Effect of soil quality and planting material on the root architecture and the root anchorage of young hybrid poplar plantations on waste rock slopes.

- Baethke, K. A., Ploughe, L. W., Gardner, W. C., & Fraser, L. H. (2020). Native seedling colonization on stockpiled mine soils is constrained by site conditions and competition with exotic species. *Minerals*, 10(4), 361.
- Bandyopadhyay, S., & Maiti, S. K. (2019). Evaluation of ecological restoration success in mining-degraded lands. *Environmental Quality Management*, 29(1), 89-100.
- Barnswell, K. D., & Dwyer, D. F. (2011). Assessing the performance of evapotranspiration covers for municipal solid waste landfills in Northwestern Ohio. *Journal of Environmental Engineering*, 137(4), 301-305.
- Barr, S., Jonas, J. L., & Paschke, M. W. (2017). Optimizing seed mixture diversity and seeding rates for grassland restoration. *Restoration Ecology*, 25(3), 396-404.
- Baur, B. (2014). Dispersal-limited species – A challenge for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*, 15(7), 559-564.
- Beaulieu, M. (2021). Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques, Québec, mai 2021, 326 p.
- Bengough, A. G., McKenzie, B. M., Hallett, P. D., & Valentine, T. A. (2011). Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *Journal of experimental botany*, 62(1), 59-68.
- Bennett, A. F., Haslem, A., Cheal, D. C., Clarke, M. F., Jones, R. N., Koehn, J. D., ... & Yen, A. L. (2009). Ecological processes: a key element in strategies for nature conservation. *Ecological Management & Restoration*, 10(3), 192-199.
- Benson, C. H., and C. A. Bareither. (2012). Designing water balance covers for sustainable waste containment: Transitioning state-of-the-art to state-of-the-practice. In K. Rollins & D. Zekkos (eds.), *Geotechnical engineering state of the art and practice: Keynote lectures from GeoCongress 2012* (p. 1–33). Reston, VA: American Society of Civil Engineers.
- Berteaux, D., Casajus, N., et De Blois, S. (2014). Changements climatiques et biodiversité du Québec: Vers un nouveau patrimoine naturel. Les Presses de l'Université du Québec, Québec.
- Beven, K., & Germann, P. (1982). Macropores and water flow in soils. *Water resources research*, 18(5), 1311-1325.
- Billings, W. D. (1974). Arctic and alpine vegetation: plant adaptations to cold summer climates. *Arctic and alpine environments*, 403, 443.
- Bissonnette, C., Fahlman, B., Peru, K. M., Khasa, D. P., Greer, C. W., Headley, J. V., & Roy, S. (2014). Symbiosis with *Frankia* sp. Benefits the establishment of *Alnus viridis* ssp. *Crispa* and *Alnus incana* ssp. *Rugosa* in tailings sand from the Canadian oil sands industry. *Ecological Engineering*, 68, 167-175.
- Blais, J. (2015). *Les impacts sociaux de la mine Raglan auprès des communautés inuit de Salluit de Kangiqsujaq* (Mémoire de maîtrise). Université Laval, Québec, Québec.
- Block, P. R., Gasch, C. K., & Limb, R. F. (2020). Biological integrity of mixed-grass prairie topsoils subjected to long-term stockpiling. *Applied Soil Ecology*, 145, 103347.
- Blommerde, M., Taplin, R., & Raval, S. (2015). Assessment of rehabilitation completion criteria for mine closure evaluation. In *Proceedings of the 7th International Conference on Sustainable*

- Development in the Minerals Industry, Sustainable Development Indicators in the Minerals Industry (SDIMI)* (Vol. 2015, pp. 13-15).
- Bochet, E., Tormo, J., & García-Fayos, P. (2010). Native species for roadslope revegetation : Selection, validation, and cost effectiveness. *Restoration Ecology*, 18(5), 656-663.
- Bodner, G., Leitner, D., & Kaul, H. P. (2014). Coarse and fine root plants affect pore size distributions differently. *Plant and Soil*, 380(1), 133-151.
- Boisvert-Marsh, L., Périé, C., & de Blois, S. (2014). Shifting with climate? Evidence for recent changes in tree species distribution at high latitudes. *Ecosphere*, 5(7), 1-33.
- Boldt-Burisch, K., & Naeth, M. A. (2017). Early colonization of root associated fungal communities on reclamation substrates at a diamond mine in the Canadian Sub-Arctic. *Applied Soil Ecology*, 110, 118-126.
- Bond-Lamberty, B., Wang, C. and Gower, S.T. (2004). A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration. *Global Change Biology* 10, no. 10: 1756–1766.
- Borůvka, L., Kozák, J., Mühlhanslová, M., Donátová, H., Nikodem, A., Němeček, K., & Drábek, O. (2012). Effect of covering with natural topsoil as a reclamation measure on brown-coal mining dumpsites. *Journal of Geochemical Exploration*, 113, 118-123.
- Botula, Y. D., Guittonny, M., Bussière, B., & Bresson, E. (2019). Will tree colonisation increase the risks of serious performance loss of engineered covers under climate change in Québec, Canada? In *Mine Closure 2019: Proceedings of the 13th International Conference on Mine Closure* (pp. 607-620). Australian Centre for Geomechanics.
- Boulanger, Y., Taylor, A. R., Price, D. T., Cyr, D., McGarrigle, E., Rammer, W., ... & Mansuy, N. (2017). Climate change impacts on forest landscapes along the Canadian southern boreal forest transition zone. *Landscape Ecology*, 32(7), 1415-1431.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Côté, J. (2021a). Insulation covers. In: B. Bussière and M. Guittonny (Eds.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*, Chapter 9, p. 203–224. CRC Press. doi:10.1201/9781315166698/-9
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Côté, J. (2021b). Insulation covers with capillary barrier effects to control sulfide oxidation in the Arctic. *Canadian Geotechnical Journal*, 58(4), 583-594.
- Boussiquet, S. (2019). Effet de différents agencements de plantation et de substrat sur la croissance et la survie des arbres sur pentes de roches stériles (Mémoire de maîtrise, Université de Tours).
- Bowen, C. K., Schuman, G. E., Olson, R. A., & Ingram, J. (2005). Influence of topsoil depth on plant and soil attributes of 24-year old reclaimed mined lands. *Arid Land Research and Management*, 19(3), 267-284.
- Bradshaw, A. (1997). Restoration of mined lands—Using natural processes. *Ecological Engineering*, 8(4), 255-269.
- Breshears, D. D., Nyhan, J. W., & Davenport, D. W. (2005). Ecohydrology monitoring and excavation of semiarid landfill covers a decade after installation. *Vadose Zone Journal*, 4(3), 798-810.

- Bret-Harte, M. S., Mack, M. C., Shaver, G. R., Huebner, D. C., Johnston, M., Mojica, C. A., Pizano, C., & Reiskind, J. A. (2013). The response of Arctic vegetation and soils following an unusually severe tundra fire. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1624), 20120490.
- Brofas, G., & Varelides, C. (2000). Hydro-seeding and mulching for establishing vegetation on mining spoils in Greece. *Land Degradation & Development*, 11(4), 375-382.
- Brown, C. S., & Rice, K. J. (2000). The mark of zorro : Effects of the exotic annual grass *vulpia myuros* on california native perennial grasses. *Restoration Ecology*, 8(1), 10-17.
- Bruce, J. P., & Clark, R. H. (1969). *Introduction to hydrometeorology*. New York, NY: Pergamon Press.
- Burger, J., Davis, V., Franklin, J., Zipper, C. E., Skousen, J., Barton, C., & Angel, P. (2009). Tree-compatible groundcovers for reforestation and erosion control. Forest Reclamation Advisory No. 6 July 2009
- Bussière B., Aubertin, M., et Chapuis, R. P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 512–535. doi:10.1139/t03-001
- Bussière, B., & Guittonny, M. (2021a). *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*. CRC Press.
- Bussière, B., & Guittonny, M. (2021b). Long-term evolution of reclamation performance. In B. Bussière & M. Guittonny (eds.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 351–378). CRC Press.
- Bussière, B., Pabst, T., Bresson, É., Guittonny, M., Demers, I., Hotton, G. (2022). *Guide de bonnes pratiques en restauration minière dans un contexte de changements climatiques*. Rapport soumis au MELCC, Québec, 100 p.
- Bussière, B. and Wilson, G.W. (2021). Store-and-release covers. In: B. Bussière and M. Guittonny (Eds.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*, Chapter 5, p. 115–134. CRC Press. doi:10.1201/9781315166698/-5
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotchnick, N. (2011). Beyond species : Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079-1087.
- Camargo, J. L. C., Ferraz, I. D. K., & Imakawa, A. M. (2002). Rehabilitation of Degraded Areas of Central Amazonia Using Direct Sowing of Forest Tree Seeds. *Restoration Ecology*, 10(4), 636-644.
- 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.
- Carabassa, V., Ortiz, O., & Alcañiz, J. M. (2019). RESTOQUARRY : Indicators for self-evaluation of ecological restoration in open-pit mines. *Ecological Indicators*, 102, 437-445.
- Carlucci, M. B., Brancalion, P. H. S., Rodrigues, R. R., Loyola, R., & Cianciaruso, M. V. (2020). Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28(6), 1372-1383.
- Cavender, N., Byrd, S., Bechtoldt, C. L., & Bauman, J. M. (2014). Vegetation communities of a coal reclamation site in Southeastern Ohio. *Northeastern Naturalist*, 21(1), 31-46.

- Ceccon, E., González, E. J., & Martorell, C. (2016). Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. *Land Degradation & Development*, 27(3), 511-520.
- Chapin III, F. S., Matson, P. A., and Vitousek, P. (2011). Principles of terrestrial ecosystem ecology (Second edition). Springer. doi:10.1007/978-1-4419-9504-9
- Chen, Z., Xu, Y., Fan, J., Yu, H. and Ding, W. (2017). Soil autotrophic and heterotrophic respiration in response to different N fertilization and environmental conditions from a cropland in Northeast China. *Soil Biology and Biochemistry* 110: 103–115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.011>.
- Chevé, N., Guittonny, M. and Bussière, B. (2018). Water budget of field experimental cells with vegetated and non-vegetated soil layers placed on waste rock. In Proceedings of the 12th International Conference on Mine Closure, Leipzig, Germany, September 2018.
- Clements, F. E. (1916). *Plant succession: an analysis of the development of vegetation* (No. 242). Carnegie Institution of Washington.
- Connolly, R. D. (1998). Modelling effects of soil structure on the water balance of soil–crop systems: A review. *Soil and Tillage Research* 48: 1–19.
- Cook, F. J., & Knight, J. H. (2003). Oxygen transport to plant roots: Modeling for physical understanding of soil aeration. *Soil Science Society of America Journal*, 67(1), 20-31.
- Cooke, J. A., & Johnson, M. S. (2002). Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals : A review of theory and practice. *Environmental Reviews*, 10(1), 41-71.
- Craft, C., Broome, S., & Campbell, C. (2002). Fifteen years of vegetation and soil development after brackish-water marsh creation. *Restoration Ecology*, 10(2), 248-258.
- D'Antonio, C. M., & Mack, M. (2001). Exotic grasses potentially slow invasion of an N-fixing tree into a Hawaiian woodland. *Biological invasions*, 3(1), 69-73.
- da Silva, E. R., Overbeck, G. E., & Soares, G. L. G. (2017). Something old, something new in allelopathy review : What grassland ecosystems tell us. *Chemoecology*, 27(6), 217-231.
- Davidson, E. A., Belk, E. and Boone, R.D (1998). Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology* 4, no. 2: 217–227.
- DeJong, J., Tibbett, M., & Fourie, A. (2015). Geotechnical systems that evolve with ecological processes. *Environmental earth sciences*, 73(3), 1067-1082.
- Demers, I., Bussiere, B., Mbonimpa, M., & Benzaazoua, M. (2009). Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal*, 46(4), 454-469.
- Dey, D. C., & Schweitzer, C. J. (2014). Restoration for the Future : Endpoints, Targets, and Indicators of Progress and Success. *Journal of Sustainable Forestry*, 33(sup1), S43-S65.
- Dhar, A., Comeau, P. G., Karst, J., Pinno, B. D., Chang, S. X., Naeth, A. M., Vassov, R., & Bampfylde, C. (2018). Plant community development following reclamation of oil sands mine sites in the boreal forest : A review. *Environmental Reviews*, 26(3), 286-298.

- Dhar, A., Miller, V. S., Wilkinson, S. R., & Naeth, M. A. (2022). Substrate and topsoil impact on soil water and soil temperature in arctic diamond mine reclamation. *Soil Systems*, 6(1), 12.
- Di Carlo, E., Chen, C. R., Haynes, R. J., Phillips, I. R., & Courtney, R. (2019). Soil quality and vegetation performance indicators for sustainable rehabilitation of bauxite residue disposal areas: a review. *Soil Research*, 57(5), 419-446.
- D'Orangeville, L., Houle, D., Duchesne, L., Phillips, R.P., Bergeron, Y. and Kneeshaw, D. (2018). Beneficial effects of climate warming on boreal tree growth may be transitory. *Nature communications*, 9(1), 1-10.
- Drozdowski, B. L., Anne Naeth, M., & Wilkinson, S. R. (2012). Evaluation of substrate and amendment materials for soil reclamation at a diamond mine in the Northwest Territories, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 92(1), 77-88.
- Elzenga, J. T. M., Bekker, R. M., & Pritchard, H. W. (2019). Maximising the use of native seeds in restoration projects. *Plant Biology*, 21(3), 377-379.
- Éthier, M.-P., Bussière, B., Broda, S., and Aubertin, M. (2018). Three-dimensional hydrogeological modelling to assess the elevated water table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site. *Hydrogeology Journal*, 26(4), 1201– 1219. doi:10.1007/s10040-017-1713-y
- Evanylo, G. K., Abaye, A. O., Dundas, C., Zipper, C. E., Lemus, R., Sukkariyah, B., & Rockett, J. (2005). Herbaceous vegetation productivity, persistence, and metals uptake on a biosolids-amended mine soil. *Journal of Environmental Quality*, 34(5), 1811-1819.
- Ewel, J. J., & Putz, F. E. (2004). A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(7), 354-360.
- Fan, Y., Migeuz-Macho G., Jobbagy, E. G., Jackson, R. B., and Otero-Casal, C. (2017). Hydrologic regulation of plant rooting depth. *PNAS* 114, no. 40: 10572–10577.
- Feng, Y., Wang, J., Bai, Z., & Reading, L. (2019). Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties : A review. *Earth-Science Reviews*, 191, 12-25.
- Figueiredo, M. A., Messias, M. C. T. B., Leite, M. G. P., & Kozovits, A. R. (2021). Direct seeding in the restoration of post-mined campo rupestre : Germination and establishment of 14 native species. *Flora*, 276-277, 151772.
- Forbes, B. C., Ebersole, J. J., & Strandberg, B. (2001). Anthropogenic disturbance and patch dynamics in circumpolar Arctic ecosystems. *Conservation Biology*, 15(4), 954-969.
- Forbes, B. C., & Jefferies, R. L. (1999). Revegetation of disturbed arctic sites : Constraints and applications. *Biological Conservation*, 88(1), 15-24.
- Ford, J. D., Pearce, T., Prno, J., Duerden, F., Berrang Ford, L., Beaumier, M., & Smith, T. (2010). Perceptions of climate change risks in primary resource use industries : A survey of the Canadian mining sector. *Regional Environmental Change*, 10(1), 65-81.
- Fourie, A. B. and Tibbett, M. (2007). Post-mining landforms—Engineering a biological system. In: A. Fourie, M. Tibbett, & J. Wiertz, Proceedings of the Second International Conference on Mine Closure (pp. 3–12). Australian Centre for Geomechanics.
- Fraser, S. (2014). *Evaluating the influence of vegetation on evapotranspiration from waste rock surfaces in the Elk Valley* (MSc thesis). McMaster University, Hamilton, Ontario.

- Freschet, G. T., Valverde-Barrantes, O. J., Tucker, C. M., Craine, J. M., McCormack, M. L., Violle, C., ... & Roumet, C. (2017). Climate, soil and plant functional types as drivers of global fine-root trait variation. *Journal of Ecology*, 105(5), 1182-1196.
- Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., Materna, J., Balík, V., Kalčík, J., & Řehouňková, K. (2008). Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology*, 44(1), 109-121.
- Funk, J. L., Cleland, E. E., Suding, K. N., & Zavaleta, E. S. (2008). Restoration through reassembly : Plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(12), 695-703.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., ... & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1-S46.
- García-Estringana, P., Alonso-Blázquez, N., Marques, M. J., Bienes, R., & Alegre, J. (2010). Direct and indirect effects of Mediterranean vegetation on runoff and soil loss. *European Journal of Soil Science*, 61(2), 174-185.
- Gastauer, M., Silva, J. R., Caldeira Junior, C. F., Ramos, S. J., Souza Filho, P. W. M., Furtini Neto, A. E., & Siqueira, J. O. (2018). Mine land rehabilitation : Modern ecological approaches for more sustainable mining. *Journal of Cleaner Production*, 172, 1409-1422.
- Gatica-Saavedra, P., Echeverría, C., & Nelson, C. R. (2017). Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration : A world review. *Restoration Ecology*, 25(6), 850-857.
- Ghose, M. (2001). Management of topsoil for geo-environmental reclamation of coal mining areas. *Environmental Geology*, 40(11), 1405-1410.
- Gliński, J., & Lipiec, J. (2018). *Soil physical conditions and plant roots*. CRC press.
- González-Alday, J., Marrs, R. H., & Martínez-Ruiz, C. (2008). The influence of aspect on the early growth dynamics of hydroseeded species in coal reclamation areas. *Applied Vegetation Science*, 11(3), 405-412.
- Gornish, E., Arnold, H., & Fehmi, J. (2019). Review of seed pelletizing strategies for arid land restoration. *Restoration Ecology*, 27(6), 1206-1211.
- Gray, D. H. & Leiser, A. T. (1982). *Biotechnical slope protection and erosion control*. New York, NY: Van Nostrand Reinhold.
- Gregory, J. M. (1984). Prediction of soil erosion by water and wind for various fractions of cover. *Transactions of the ASAE*, 27(5), 1345-1350.
- Grevers, M. C. J., & Jong, E. D. (1990). The characterization of soil macroporosity of a clay soil under ten grasses using image analysis. *Canadian Journal of Soil Science*, 70(1), 93-103.
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. (2019). Summary for Policymakers. Repéré à https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/05/SR15_SPM_version_report_LR.pdf

- Guitttonny, M., Bussière, B., Maqsoud, A., Proteau, A., Ben Khouya, T. and Botula, Y. D. (2018). Root colonization of mine covers and impact on their functioning. In Proceedings of the 6th Symposium on Mines and the environment, Rouyn-Noranda, Canada, June 2018.
- Guitttonny, M., Bussiere, B., Chevé, N., Mangane, B. and Duclos, M. (2019). Effects of revegetation and its supporting layers on the water budget of waste rocks. In Proceedings of Geo-Environmental Engineering 2019, Concordia University, Montreal, Canada, May 30–31.
- Guitttonny-Larchevêque, M., & Lortie, S. (2017). Above- and belowground development of a fast-growing willow planted in acid-generating mine technosol. *Journal of Environmental Quality*, 46(6), 1462-1471.
- Guitttonny-Larchevêque, M., & Pednault, C. (2016). 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.
- Guitttonny-Larcheveque, M., A. Beaulieu, A. Proteau, B. Bussiere, and A. Maqsoud (2016a). Vegetation management on tailings impoundments reclaimed with covers with capillary barrier effects. In Proceedings of the 5th I2SM Conference, Montreal, Canada, July 10–13.
- Guitttonny-Larcheveque, M., B. Bussiere, and C. Pednault (2016b). Tree-substrate water relations and root development in tree plantations used for mine tailings reclamation. *Journal of Environmental Quality* 45, no. 3: 1036–1045.
- Guitttonny-Larcheveque, M., Y. Meddeb, and D. Barrette (2016c). Can graminoids used for mine tailings revegetation improve substrate structure? *Botany* 94, no. 11: 1053–1061.
- Guitttonny, M. (2021). Végétalisation des sites miniers : de la théorie à la pratique - Partie 4. Cours GNM2011, Automne 2021, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
- Gutierrez, J., & Hernandez, I. I. (1996). Runoff and interrill erosion as affected by grass cover in a semi-arid rangeland of northern Mexico. *Journal of Arid Environments*, 34(3), 287-295.
- Gwenzi, W., Hinz, C., Bleby, T. M., & Veneklaas, E. J. (2014). Transpiration and water relations of evergreen shrub species on an artificial landform for mine waste storage versus an adjacent natural site in semi-arid Western Australia. *Ecohydrology*, 7(3), 965-981.
- Hanson, P. J., Edwards, N. T., Garten, C. T., & Andrews, J. A. (2000). Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. *Biogeochemistry*, 48(1), 115-146.
- Helingerová, M., Frouz, J., & Šantrůčková, H. (2010). Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering*, 36(6), 768-776.
- Herrick, J. E., Schuman, G. E., & Rango, A. (2006). Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation*, 14(3-4), 161-171.
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., Epstein, P. R., Ewel, J. J., Klink, C. A., Lugo, A. E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D. M., Sanderson, E. W., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R., & Zobel, M. (2006). Novel ecosystems : Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), 1-7.
- Holl, K. D. (2002). Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA : Vegetation on reclaimed mines. *Journal of Applied Ecology*, 39(6), 960-970.

- Holmes, P. M. (2001). Shrubland restoration following woody alien invasion and mining : Effects of topsoil depth, seed source, and fertilizer addition. *Restoration Ecology*, 9(1), 71-84.
- Huang, B., & Johnson, J. W. (1995). Root respiration and carbohydrate status of two wheat genotypes in response to hypoxia. *Annals of Botany*, 75(4), 427-432.
- Jackson, M. B., & Attwood, P. A. (1996). Roots of willow (*Salix viminalis* L.) show marked tolerance to oxygen shortage in flooded soils and in solution culture. *Plant and Soil*, 187(1), 37-45.
- Jackson, R. B., Canadell, J., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E., & Schulze, E. D. (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108(3), 389-411.
- Jarvis, N. J. (2007). A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: Principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science*, 58(3), 523-546.
- Jochimsen, M. E. (2001). Vegetation development and species assemblages in a long-term reclamation project on mine spoil. *Ecological Engineering*, 17(2), 187-198.
- Jotisankasa, A., and Sirirattanachai, T. (2018). Effects of grass roots on soil-water retention curve and permeability function. *Canadian Geotechnical Journal* 54: 1612–1622.
- Juge, C., & Cossette, N. (2015). Sustainable revegetation of iron mine tailings of north-eastern Québec and Labrador: Choice of plant species, creation of a living soil and root microbial symbioses. *Canadian Reclamation*, 2(15), 28-33.
- Juge, C., Cossette, N., Jeanne, T., & Hogue, R. (2021). Long-term revegetation on iron mine tailings in northern Québec and Labrador and its effect on arbuscular mycorrhizal fungi. *Applied Soil Ecology*, 168, 104145.
- Keammerer, W.R. (2004). Vegetation establishment on copper smelter altered soils near Anaconda Montana. In *Proceedings High Altitude Revegetation Workshop No. 16 March 2004 Edited by Keddy, P. A.* (1992). Assembly and response rules: Two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3(2), 157-164.
- Kirmer, A., Baasch, A., & Tischew, S. (2012). Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration of surface mined-land. *Applied Vegetation Science*, 15(2), 198-207.
- Koch, J. M. (2007). Alcoa's mining and restoration process in south Western Australia. *Restoration Ecology*, 15(s4), S11-S16.
- Koch, J. M., Ward, S. C., Grant, C. D., & Ainsworth, G. L. (1996). Effects of bauxite mine restoration operations on topsoil seed reserves in the jarrah forest of Western Australia. *Restoration Ecology*, 4(4), 368-376.
- Kollmann, J., Meyer, S. T., Bateman, R., Conradi, T., Gossner, M. M., de Souza Mendonça, M., Fernandes, G. W., Hermann, J.-M., Koch, C., Müller, S. C., Oki, Y., Overbeck, G. E., Paterno, G. B., Rosenfield, M. F., Toma, T. S. P., & Weisser, W. W. (2016). Integrating ecosystem functions into restoration ecology-recent advances and future directions: Ecosystem functions in restoration ecology. *Restoration Ecology*, 24(6), 722-730.
- Lamb, D. (2018). Undertaking large-scale forest restoration to generate ecosystem services : Landscape restoration and ecosystem services. *Restoration Ecology*, 26(4), 657-666.

- Lambers, H., Chapin, F. S., & Pons, T. L. (2008). *Plant physiological ecology* (Vol. 2). New York, NY: Springer.
- Lamoureux, S., Straker, J., Barbour, L., & O’Kane, M. (2012). Enhancing the understanding for the influence of vegetation on cover system performance in a Canadian mining context. In *Proceedings of the 9th International Conference on Acid Rock Drainage, Ottawa* (pp. 20-26).
- Lamoureux, S. C., Veneklaas, E. J., Poot, P., & O’kane, M. (2016). The effect of cover system depth on native plant water relations in semi-arid Western Australia. In *Mine Closure 2016: Proceedings of the 11th International Conference on Mine Closure* (pp. 567-578). Australian Centre for Geomechanics.
- Larchevêque, M., Desrochers, A., Bussière, B., Cartier, H., & 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.
- Le Bissonnais, Y., Lecomte, V., & Cerdan, O. (2004). Grass strip effects on runoff and soil loss. *Agronomie*, 24(3), 129-136.
- Lieffers, V. J., & Rothwell, R. L. (1987). Rooting of peatland black spruce and tamarack in relation to depth of water table. *Canadian Journal of Botany*, 65(5), 817-821.
- Lima, A. T., Mitchell, K., O’Connell, D. W., Verhoeven, J., & Van Cappellen, P. (2016). The legacy of surface mining : Remediation, restoration, reclamation and rehabilitation. *Environmental Science & Policy*, 66, 227-233.
- Link, S., Waugh, W., and Downs, J. (1994). The role of plants in isolation barrier systems. In G. Gee & N. Wing (eds.), *In-situ remediation: Scientific basis for current and future technologies*. Richland, WA: Battelle Press.
- Liu, J., J. M. Chen, and J. Cihlar. 2003. Mapping evapotranspiration based on remote sensing: An application to Canada’s landmass. *Water Resources Research* 39, no. 7. <https://doi.org/10.1029/2002WR001680>.
- Loarie, S. R., Duffy, P. B., Hamilton, H., Asner, G. P., Field, C. B., & Ackerly, D. D. (2009). The velocity of climate change. *Nature*, 462(7276), 1052-1055.
- 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.
- MacKenzie, D. D., & Naeth, M. A. (2011, September). Surface soil handling on mines in the boreal forest—from textbook to operations. In *Mine Closure 2011: Proceedings of the Sixth International Conference on Mine Closure* (pp. 171-179). Australian Centre for Geomechanics.
- Madalinski, K. L., Gratton, D. N., & Weisman, R. J. (2003). Evapotranspiration covers: An innovative approach to remediate and close contaminated sites. *Remediation Journal: The Journal of Environmental Cleanup Costs, Technologies & Techniques*, 14(1), 55-67.
- Madsen, M. D., Davies, K. W., Boyd, C. S., Kerby, J. D., & Svejcar, T. J. (2016). Emerging seed enhancement technologies for overcoming barriers to restoration : Emerging seed enhancement technologies. *Restoration Ecology*, 24, S77-S84.

- Mahy, G., & Cristofoli, S. (2010). Restauration écologique : contexte, contraintes et indicateurs de suivi. *BASE*, 14(1).
- Makita, N., Hirano, Y., Dannoura, M., Kominami, Y., Mizoguchi, T., Ishii, H., & Kanazawa, Y. (2009). Fine root morphological traits determine variation in root respiration of *Quercus serrata*. *Tree physiology*, 29(4), 579-585.
- Manero, A., Kragt, M., Standish, R., Miller, B., Jasper, D., Boggs, G., & Young, R. (2020). A framework for developing completion criteria for mine closure and rehabilitation. *Journal of Environmental Management*, 273, 111078.
- Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B., Putwain, P. D., & Fernández-Gómez, M. J. (2007). Natural and man-induced revegetation on mining wastes : Changes in the floristic composition during early succession. *Ecological Engineering*, 30(3), 286-294.
- Martins, W. B. R., Lima, M. D. R., Junior, U. D. O. B., Amorim, L. S. V. B., de Assis Oliveira, F., & Schwartz, G. (2020). Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. *Ecological Engineering*, 145, 105707.
- McKenney, D. W., Pedlar, J. H., Lawrence, K., Campbell, K., & Hutchinson, M. F. (2007). Potential Impacts of Climate Change on the Distribution of North American Trees. *BioScience*, 57(11), 939-948.
- McLendon, T., Coleman, J., Shepherd, T. A., & Nelson, R. E. (1997). The inclusion of biointrusion considerations in the design of the reclamation cover for the DMC tailings impoundments. In *Proceedings of the Tailings and Mine Wastes Conference, Fort Collins, CO, USA, January 1, 1997*, 267–281. Brookfield, VT: A. A. Balkema.
- Melchior, S., V. Sokollek, K. Berger, B. Vielhaber, and B. Steinert (2010). Results from 18 years of in situ performance testing of landfill cover systems in Germany. *Journal of Environmental Engineering* 136, no. 8: 815–823. Mine Environment Neutral
- Meredith, H.L., & Patrick, W.H. (1961). Effects of soil compaction on subsoil root penetration and physical properties of three soils in Louisiana. *Agronomy Journal*, 53, 163–167.
- Merritt, D. J., & Dixon, K. W. (2011). Restoration Seed Banks—A Matter of Scale. *Science*, 332(6028), 424-425.
- Meyer, S. T., Koch, C., & Weisser, W. W. (2015). Towards a standardized rapid ecosystem function assessment (refa). *Trends in Ecology & Evolution*, 30(7), 390-397.
- Miller, V. S., & Naeth, M. A. (2017). Amendments and substrates to develop anthroposols for northern mine reclamation. *Canadian Journal of Soil Science*, 97(2), 266-277.
- Miller, V. S., Naeth, M. A., & Wilkinson, S. R. (2021). Micro topography, organic amendments and an erosion control product for reclamation of waste materials at an arctic diamond mine. *Ecological Engineering*, 172, 106399.
- Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program (2014). *Modelling the critical interactions between cover systems and vegetation*. MEND Report 2.21.6. Repéré à <http://mend-nedem.org/wp-content/uploads/2.21.6.pdf>.
- Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (MERN) (2022). *Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec*. Repéré à

- https://mern.gouv.qc.ca/mines/restauration/documents/Guide-restauration-sites-miniers_VF.pdf
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MELCC) (2012). *Directive 019 sur l'industrie minière*. Repéré à https://environnement.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MELCC) (2017). *Arbres et arbustes à utiliser pour la végétalisation des terrains réhabilités par analyse de risque*. Repéré à <https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-plantation.pdf>
- Molson, J., M. Aubertin, B. Bussière, and M. Benzaazoua (2008). Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry* 23, no. 1: 1–24.
- Morard, P., & Silvestre, J. (1996). Plant injury due to oxygen deficiency in the root environment of soilless culture: a review. *Plant and soil*, 184(2), 243-254.
- Mudrák, O., Doležal, J., & Frouz, J. (2016). Initial species composition predicts the progress in the spontaneous succession on post-mining sites. *Ecological Engineering*, 95, 665-670.
- Naeth, M. A., Chanasyk, D. S., & Burgers, T. D. (2011). Vegetation and soil water interactions on a tailings sand storage facility in the Athabasca oil sands region of Alberta Canada. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(1-4), 19-30.
- Naeth, A. M., Archibald, H. A., Nemirsky, C. L., Leskiw, L. A., Anthony Brierley, J., Bock, M. D., VandenBygaart, A. J., & Chanasyk, D. S. (2012). Proposed classification for human modified soils in Canada : Anthroposolic order. *Canadian Journal of Soil Science*, 92(1), 7-18.
- Naeth, A. M., & Wilkinson, S. R. (2014). Establishment of restoration trajectories for upland tundra communities on diamond mine wastes in the Canadian Arctic : Tundra restoration on diamond mine wastes. *Restoration Ecology*, 22(4), 534-543.
- Nastev, M., & Aubertin, M. (2000). Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec. In *Proc. 1st Joint IAH-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, Montréal* (pp. 311-318).
- Ng, C. W. W., J. J. Ni, A. K. Leung, and Z. J. Wang (2016). A new and simple water retention model for rootpermeated soils. *Géotechnique Letters* 6: 1–6.
- Ni, J. J., & Ng, C. W. W. (2019). Long-term effects of grass roots on gas permeability in unsaturated simulated landfill covers. *Science of the Total Environment*, 666, 680-684.
- Ni, J. J., A. K. Leung, and C. W. W. Ng (2019). Modelling effects of root growth and decay on soil water retention and permeability. *Canadian Geotechnical Journal* 56, no. 7: 1049–1055.
- Oades, J. M. (1984). Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and soil*, 76(1), 319-337.
- Olsson, P. A., & Johnson, N. C. (2005). Tracking carbon from the atmosphere to the rhizosphere. *Ecology Letters*, 8(12), 1264-1270.

- Onésimo, C. M., Dias, D. D., Vale Beirao, M., Kozovits, A. R., & Messias, M. C. T. (2021). Ecological succession in areas degraded by bauxite mining indicates successful use of topsoil. *Restoration Ecology*, 29(1), e13303.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Zagury, G. J. (2009). Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Applied Geochemistry*, 24(7), 1312-1323.
- Padilla, F. M., & Pugnaire, F. I. (2006). The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(4), 196-202.
- Pahl, M.D. and Smreciu, E.A. (1999). Growing Native Plants of Western Canada: Common Grasses and Wildflowers. Alberta Agriculture, Food and Rural Development, and Alberta Research Council. ISBN 0-7732-6138-9. 118 pages.
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B. and Molson J. (2014). Column tests to characterize the hydrogeochemical response of pre-oxidized acid-generating tailings with a monolayer cover. *Water, Air, and Soil Pollution*, 225, Article 1841. doi:10.1007/s11270-013-1841-5 - 26 –
- Palma, A. C., & Laurance, S. G. W. (2015). A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration : What do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science*, 18(4), 561-568.
- Palmer, M. A., J. B. Zedler, and D. A. Falk, eds. (2006). *Foundations of restoration ecology*. Washington, DC: Island Press.
- Pearce, T. D., Ford, J. D., Prno, J., Duerden, F., Pittman, J., Beaumier, M., Berrang-Ford, L., & Smit, B. (2011). Climate change and mining in Canada. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 16(3), 347-368.
- Périé, C., de Blois, S., Lambert, M. C., & Casajus, N. (2014). *Effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat des espèces arborescentes au Québec* (p. 46). Ministère des Ressources naturelles du Québec.
- Piet, S. J., Breckenridge, R. P., Jacobson, J. J., White, G. J., & Inyang, H. I. (2005). Design principles and concepts for enhancing long-term cap performance and confidence. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 9(4), 210-222.
- Prach, K., Durigan, G., Fennessy, S., Overbeck, G. E., Torezan, J. M., & Murphy, S. D. (2019). A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restoration Ecology*, 27(5), 917-923.
- Prach, K., & Walker, L. R. (2011). Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(3), 119-123.
- Pregitzer, K. S., Laskowski, M. J., Burton, A. J., Lessard, V. C., & Zak, D. R. (1998). Variation in sugar maple root respiration with root diameter and soil depth. *Tree physiology*, 18(10), 665-670.
- Price, D. T., Alfaro, R. I., Brown, K. J., Flannigan, M. D., Fleming, R. A., Hogg, E. H., ... & Venier, L. A. (2013). Anticipating the consequences of climate change for Canada's boreal forest ecosystems. *Environmental Reviews*, 21(4), 322-365.

- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2020a). Aboveground and belowground colonization 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. (2020b). Oxygen migration through a cover with capillary barrier effects colonized by roots. *Canadian Geotechnical Journal*, 57(12), 1903-1914.
- 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, Rouyn-Noranda, Québec.
- Rantala-Sykes, B., & Campbell, D. (2018). Can fertilizers increase the seed yield of two native herb species in the subarctic? Implications for wild seed collection. *Ecological Restoration*, 36(3), 169-171.
- Rantala-Sykes, B., & Campbell, D. (2019). Should I pick that? A scoring tool to prioritize and value native wild seed for restoration. *Restoration Ecology*, 27(1), 9-14.
- Reich, P. B., Walters, M. B., Tjoelker, D., Vanderklein, and C. Buschena (1998). Photosynthesis and respiration rates depend on leaf and root morphology and nitrogen concentration in nine boreal tree species differing in relative growth rate. *Functional Ecology* 12, no. 3: 395–405.
- Reid, N. B., & Naeth, M. A. (2005). Establishment of a vegetation cover on tundra kimberlite mine tailings : 2. A field study. *Restoration Ecology*, 13(4), 602-608.
- Reiners, W. A., Worley, I. A., & Lawrence, D. B. (1971). Plant diversity in a chronosequence at Glacier Bay, Alaska. *Ecology*, 52(1), 55-69.
- Ressources naturelles Canada. (2022). *Plant hardiness of Canada*. Repéré à <http://www.planthardiness.gc.ca/>
- Rey, N.J., Demers, I., Bussière, B. and Mbonimpa, M. (2020). Laboratory and field study of oxygen flux and hydrogeological behaviour of monolayer covers made of low-sulfide tailings combined with an elevated water table placed over acid-generating mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 57(12), 1998–2009. doi:10.1139/cgj-2018-0875.
- Rivera, D., Mejías, V., Jáuregui, B. M., Costa-Tenorio, M., López-Archilla, A. I., & Peco, B. (2014). Spreading topsoil encourages ecological restoration on embankments : Soil fertility, microbial activity and vegetation cover. *PLOS ONE*, 9(7), e101413.
- Rogers, B. M., Jantz, P., & Goetz, S. J. (2017). Vulnerability of eastern US tree species to climate change. *Global Change Biology*, 23(8), 3302-3320.
- Rokich, D. P., Dixon, K. W., Sivasithamparam, K., & Meney, K. A. (2000). Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in Western Australia. *Restoration Ecology*, 8(2), 196-208.
- Rosa, J. C. S., Morrison-Saunders, A., Hughes, M., & Sánchez, L. E. (2020). Planning mine restoration through ecosystem services to enhance community engagement and deliver social benefits. *Restoration Ecology*, 28(4), 937-946.
- Rowe, E. C., Williamson, J. C., Jones, D. L., Holliman, P., & Healey, J. R. (2005). Initial tree establishment on blocky quarry waste ameliorated with hydrogel or slate processing fines. *Journal of Environmental Quality*, 34(3), 994-1003.

- Ruiz-Jaen, M. C., & Mitchell Aide, T. (2005). Restoration success : How is it being measured? *Restoration Ecology*, 13(3), 569-577.
- Rustad, L. E., Huntington, T. G., & Boone, R. D. (2000). Controls on soil respiration: implications for climate change. *Biogeochemistry*, 1-6.
- Sankey, T., Donager, J., McVay, J., & Sankey, J. B. (2017). UAV lidar and hyperspectral fusion for forest monitoring in the southwestern USA. *Remote Sensing of Environment*, 195, 30-43.
- Scanlon, B. R., and Goldsmith, R.S. (1999). Field study of spatial variability in unsaturated flow beneath and adjacent to playas. *Water Resources Research* 33, no. 10: 2239–2252.
- 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 in the southwestern USA. *Vadose Zone Journal*, 4(1), 55-71.
- Schenk, H. J., & Jackson, R. B. (2002). Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology*, 480-494.
- Schladweiler, B. K., Vance, G. F., Legg, D. E., Munn, L. C., & Haroian, R. (2005). Topsoil depth effects on reclaimed coal mine and native area vegetation in Northeastern Wyoming. *Rangeland Ecology & Management*, 58(2), 167-176.
- Shi, S., Richardson, A. E., O'Callaghan, M., DeAngelis, K. M., Jones, E. E., Stewart, A., ... & Condrón, L. M. (2011). Effects of selected root exudate components on soil bacterial communities. *FEMS microbiology ecology*, 77(3), 600-610.
- Shurniak, R. E. (2003). *Predictive modeling of moisture movement within soil cover systems for saline/sodic overburden piles* (MSc thesis). University of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan.
- Shurniak, R. E., & Barbour, S. L. (2002). Modeling of water movement within reclamation covers on oilsands mining overburden piles. In *Proceedings of the National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation (ASMR)*. ASMR, Lexington, Ky (pp. 622-644).
- Singh, A. N., Raghubanshi, A. S., & Singh, J. S. (2002). Plantations as a tool for mine spoil restoration. *Current Science*, 82(12), 7.
- Skousen, J. G., & Zipper, C. E. (2010). *Revegetation species and practices*. Repéré à <https://vtechworks.lib.vt.edu/bitstream/handle/10919/55041/460-122.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Smirnova, E., Bussière, B., Tremblay, F., & Bergeron, Y. (2011). Vegetation succession and impacts of biointrusion on covers used to limit acid mine drainage. *Journal of environmental quality*, 40(1), 133-143.
- Stanturf, J. A., Palik, B. J., & Dumroese, R. K. (2014). Contemporary forest restoration : A review emphasizing function. *Forest Ecology and Management*, 331, 292-323.
- Steele, S. J., Gower, S. T., Vogel, J. G., & Norman, J. M. (1997). Root mass, net primary production and turnover in aspen, jack pine and black spruce forests in Saskatchewan and Manitoba, Canada. *Tree physiology*, 17(8-9), 577-587.

- Sterrett, S. G. (2017). Experimentation on Analogue Models. In L. Magnani and T. Bertolotti (eds.), *Springer Handbook of Model-Based Science* (p. 857-878). Switzerland: Springer.
- Stoltz, E., & Greger, M. (2006). Influences of wetland plants on weathered acidic mine tailings. *Environmental Pollution*, 144(2), 689-694.
- Stone, E. L., & Kalisz, P. J. (1991). On the maximum extent of tree roots. *Forest Ecology and Management*, 46(1), 59-102.
- Suding, K. N. (2011). Toward an era of restoration in ecology : Successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42(1), 465-487.
- Swab, R. M., Lorenz, N., Byrd, S., & Dick, R. (2017). Native vegetation in reclamation : Improving habitat and ecosystem function through using prairie species in mine land reclamation. *Ecological Engineering*, 108, 525-536.
- Taddeo, S., & Dronova, I. (2018). Indicators of vegetation development in restored wetlands. *Ecological Indicators*, 94, 454-467.
- Tolvanen, A., Eilu, P., Juutinen, A., Kangas, K., Kivinen, M., Markovaara-Koivisto, M., Naskali, A., Salokannel, V., Tuulentie, S., & Similä, J. (2019). Mining in the Arctic environment – A review from ecological, socioeconomic and legal perspectives. *Journal of Environmental Management*, 233, 832-844.
- Tordoff, G. M., Baker, A. J. M., & Willis, A. J. (2000). Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, 41(1), 219-228.
- Traynham, B. (2010). *Monitoring the long-term performance of engineered containment systems: The role of ecological processes* (PhD thesis). Vanderbilt University, Nashville, TN.
- Traynham, B., Clarke, J., Burger, J., & Waugh, J. (2012). Engineered containment systems: Identification of dominant ecological processes for long-term performance assessment and monitoring. *Remediation Journal*, 22(3), 93-103.
- Turner, S. R., Pearce, B., Rokich, D. P., Dunn, R. R., Merritt, D. J., Majer, J. D., & Dixon, K. W. (2006). Influence of polymer seed coatings, soil raking, and time of sowing on seedling performance in post-mining restoration. *Restoration Ecology*, 14(2), 267-277.
- URSTM (2020a). Comportement hydrogéologique et qualité géochimique de l'eau du site Manitou. Présentation effectuée au comité Manitou le 3 décembre 2020. Projets PU-2020-04-1328 et PU-2020-04-1327.
- URSTM (2020b). Suivi de la végétation du parc 2 du site Manitou. Présentation effectuée au comité Manitou le 3 décembre 2020. Projet PU-2020-05-1331.
- Walker, L. R., & Del Moral, R. (2003). *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press.
- Walker, L. R., & del Moral, R. (2009). Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science*, 12(1), 55-67.
- Waugh, W. J. (2004, March). Designing Sustainable Covers for Uranium Mill Tailings. In *Proceedings High Altitude Revegetation Workshop No. 16 March 2004 Edited by*.

- Webber, P. J., & Ives, J. D. (1978). Damage and Recovery of Tundra Vegetation. *Environmental Conservation*, 5(3), 171-182.
- Wels, C., Fortin, S., & Loudon, S. (2002). Assessment of store-and-release cover for Questa tailings facility, New Mexico. In *Proceedings of Tailings and Mine Waste* (Vol. 2, pp. 459-468).
- Williams, D. J., Stolberg, D. J., & Currey, N. A. (2006). Long-term monitoring of Kidston's "Store/Release" cover system over potentially acid forming waste rock piles. *Proceedings of the 7th ICARD, St Louis, Mo., USA*, 26-30.
- Wortley, L., Hero, J.-M., & Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success : A review of the literature. *Restoration Ecology*, 21(5), 537-543.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., & Payant, S. C. (1999). Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. *Water, Air, and Soil Pollution*, 114(3), 347-375.
- Young, I. W., Naguit, C., Halwas, S. J., Renault, S., & Markham, J. H. (2013). Natural revegetation of a boreal gold mine tailings pond. *Restoration Ecology*, 21(4), 498-505.
- Zhang, X., Chen, S., Sun, H., Wang, Y., & Shao, L. (2009). Root size, distribution and soil water depletion as affected by cultivars and environmental factors. *Field Crops Research*, 114(1), 75-83.
- Zhang, Q., Zhang, T., & Liu, X. (2018). Index system to evaluate the quarries ecological restoration. *Sustainability*, 10(3), 619.
- Zornberg, J. G., LaFountain, L., & Caldwell, J. A. (2003). Analysis and design of evapotranspirative cover for hazardous waste landfill. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 129(5), 427-438.
- Zuazo, V. H. D., & Pleguezuelo, C. R. R. (2009). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers: a review. *Sustainable agriculture*, 785-811.



Marie Guittonny, Ph.D.



Jovette Godbout, Ph.D.

Glossaire

Attributs écosystémiques : Grandes catégories de caractéristiques des écosystèmes élaborées afin d'aider les praticiens à évaluer le degré auquel les propriétés et fonctions biotiques et abiotiques d'un écosystème se rétablissent.

Biote : Ensemble des organismes vivants (plantes, micro-organismes, animaux...) qui constitue un biotope (région ou secteur donné)

Groupe fonctionnel : Ensemble d'espèces ou d'organismes qui partagent les mêmes caractéristiques et rôles dans le fonctionnement de l'écosystème au sein d'une communauté (ex : arbres, arbustes, herbacées, etc.)

Modèle de référence : Système végétalisé ou écosystème bâti à partir de sites de référence qui permettent de visualiser et de caractériser l'état futur souhaité pour le site végétalisé

Mort-terrain : Dans l'exploitation d'une mine, sol non consolidé recouvrant la formation géologique exploitable ou le roc.

Propagule : matériel qui est disséminé par un organisme et lui permet de se propager au stade suivant de son cycle de vie (par ex. graines, spores) (sens anglais).

Réhabilitation : Dans le *Guide de restauration*, le terme réhabilitation a le même sens que dans la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés du MELCCFP. Il désigne le mode d'intervention permettant de gérer les impacts et les risques qui sont associés à un terrain contaminé.

Remédiation : Activité de gestion, comme le déblaiement ou la détoxification, qui visent à éliminer les sources de contamination pour un usage futur.

Remise en état (ou réhabilitation selon les auteurs) : Processus consistant à rendre des terres dégradées (par exemple, d'anciens sites miniers ou des friches) à nouveau aptes à l'installation et au développement de l'écosystème naturel (remise en état) ou d'un écosystème de remplacement (réhabilitation).

Résilience écologique : Capacité d'un système vivant (écosystème, biome, population, biosphère) à retrouver les structures et les fonctions de son état de référence après une perturbation.

Restauration écologique : Action visant réinstaller l'écosystème initial (présent sur le site avant exploitation minière) et ses attributs de composition, structure et fonction sur un site.

Sites de référence : Site intact existant qui sert à définir le modèle de référence pour l'état futur souhaité du site végétalisé. Idéalement, le modèle de référence comprendrait des informations provenant de plusieurs sites de référence.

Sol végétal : Partie superficielle vivante du sol, colonisée par les organismes et contenant de la matière organique et des propagules.

Succession écologique : Processus de développement d'un écosystème sur un site perturbé qui décrit les différentes communautés qui colonisent successivement le site dans le temps.

Substrat : Le sol, le sable, la roche, les débris ou tout autre milieu qui sert de support au développement des organismes et des écosystèmes.

Végétalisation active : Technique de végétalisation qui passe par des interventions au niveau du substrat et/ou des plantes et qui assiste la régénération ou la reconstruction de l'écosystème.

Végétalisation passive (ou régénération naturelle/spontanée) : Technique de végétalisation qui utilise la capacité naturelle de l'écosystème environnant à recoloniser le site à végétaliser. Elle est appropriée lorsque le niveau de contraintes est relativement faible après arrêt des dégradations et lorsqu'on dispose de temps pour atteindre l'écosystème cible.