

SANDRINE HOGUE-HUGRON

**LA RECOLONISATION SPONTANÉE DES BANCS
D'EMPRUNT ET ESSAIS DE RESTAURATION À
L'AIDE DE BRYOPHYTES ET DE LICHENS**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval
dans le cadre du programme de maîtrise en biologie végétale
pour l'obtention du grade de maître ès science (M. Sc.)

DÉPARTEMENT DE PHYTOLOGIE
FACULTÉ DES SCIENCES DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2010

Résumé

La présence des bancs d'emprunts, utilisés comme sablières et gravières lors de la construction de routes dans la forêt boréale, est problématique. Les facteurs influençant la colonisation naturelle des plantes dans ces milieux ont d'abord été étudiés. Les résultats indiquent que la physicochimie et l'humidité du sol ont la plus grande influence. De plus, les bryophytes et les lichens sont les principaux colonisateurs primaires des bancs d'emprunt. Nous avons donc émis l'hypothèse que l'introduction de ces plantes invasives pourrait accélérer la végétalisation des bancs d'emprunt. Trois expériences de restauration à l'aide de bryophytes et de lichens ont été mises en place. Les résultats de ces expériences montrent que l'établissement des bryophytes et des lichens à partir de fragments est possible en une saison de croissance. L'ajout d'un paillis de paille a eu un effet négatif sur leur établissement.

Abstract

The presence of borrow pits, used as gravel and sand extraction sites for road construction in the boreal forest, is problematic. I first studied the factors influencing the processes of natural succession in those sites. The results show that soil physicochemistry and humidity influence the most plant colonisation. Moreover, bryophytes and lichens are the major primary colonisers of borrow pits. Thus, we hypothesised that the introduction of non vascular plants could accelerate the vegetalisation process of borrow pits. Three restoration trials with introduction of bryophytes and lichens were set up. The results of these experiments show that the establishment of bryophytes and lichens from fragments is possible within one growing season. The presence of a straw mulch had a detrimental effect on their establishment.

Avant-Propos

Les deux principaux chapitres de ce mémoire ont été rédigés sous forme d'article. Le premier article, présenté au Chapitre 2, est intitulé « *Spontaneous plant colonisation of borrow pits in boreal forest highlands of eastern Canada* ». Pour ce chapitre, j'ai récolté les données sur le terrain, j'ai effectué les analyses statistiques et l'analyse des résultats et j'ai rédigé le manuscrit. Par conséquent je suis la principale auteure de cet article. Monique Poulin (directrice) et Line Rochefort (co-directrice) ont mis en place le protocole d'échantillonnage que j'ai par la suite ajusté lors des campagnes de terrain. Roxane Andersen (stagiaire post-doctorale dans le laboratoire de Monique Poulin) et Monique Poulin m'ont conseillées pour la réalisation des analyses statistiques multivariées. Toutes trois sont co-auteurs de l'article et ont participé à l'interprétation des résultats et à la révision du manuscrit.

Je suis aussi l'auteure principale du second article (Chap. 3) qui s'intitule « *Short term results of borrow pit restoration trials with bryophytes and lichens in boreal forest highlands* ». Pour cet article, j'ai élaboré et mis en place le dispositif expérimental, j'ai récolté les données, j'ai effectué les analyses statistiques et l'analyse des résultats et j'ai rédigé le manuscrit. Les deux co-auteurs, Monique Poulin et Line Rochefort, ont contribué à l'élaboration du dispositif expérimental et à la révision de du manuscrit.

Les deux articles ont été rédigés en anglais. Ils n'ont pas encore été soumis pour publication. Il est probable qu'ils soient modifiés après le dépôt du mémoire pour fin de publication.

Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier chaleureusement ma directrice de recherche Monique Poulin. Mille fois merci pour ton support, tes conseils et ta disponibilité tout au long de ma maîtrise. Je voudrais ensuite remercier Roxane Andersen, stagiaire post-doctorale en remplacement de Monique lors de son congé de maternité. Je tiens à te remercier pour tes conseils, ton énergie et ton support qui m'ont permis de survivre aux « imprévisibles » analyses multivariées. Finalement je voudrais exprimer ma reconnaissance à Line Rochefort pour son soutien et ses précieux conseils. Un gros merci pour toutes les opportunités que tu m'as données d'explorer dans le monde de la recherche.

Je remercie ensuite Claire Boismenu et Stéphanie Boudreau pour leur support et leur disponibilité. Un gros merci à tous ceux qui m'ont aidé sur le terrain ou au laboratoire : Caitlin Smith, Vanessa Dufresne, Virginie Laberge, Phan Cat Tuong Le, Anne-Marie Wagner, Aurée Morin, Julie Faure-Lacroix, Marie-Ève Tangay et Hélène Picard. Je voudrais aussi remercier tous les étudiants du GRET pour les bons moments que nous avons passés ensemble. Je voudrais remercier spécialement Marianne Bachand pour son ouverture envers les autres, son amitié. Je tiens aussi à remercier particulièrement ma chère complice de travail, Hélène Picard, pour son amitié. J'ai beaucoup apprécié tous les moments que nous avons passés ensemble. Ton écoute et support, tant au niveau personnel et professionnel m'a permis de ne pas lâcher, même dans les moments un peu plus gris.

Finalement je tiens à remercier ma famille pour leur soutien inconditionnel. Grâce à vos enseignements, vous m'avez donné le goût de foncer dans la vie et de me dépasser! Mille fois merci de me soutenir et de m'encourager dans tous mes choix. Je voudrais finalement remercier tout spécialement mon amoureux, Alain Doyen. Tu as « vécu » ce mémoire au quotidien et tu m'as toujours soutenue dans les bons comme dans les moins bons moments. Si aujourd'hui je peux déposer ce mémoire, c'est en grande partie grâce à toi. Merci pour tout!

Je voudrais finalement remercier Monique Poulin, le CRSNG, l'Institut EDS et le département de phytologie d'avoir rendu ce projet possible grâce à leur soutien financier.

Table des matières

Résumé	i
Abstract	ii
Avant-Propos	iii
Remerciements.....	iv
Table des matières	v
Liste des tableaux.....	viii
Liste des figures	ix

Chapitre 1 Introduction : Le cadre conceptuel de la restauration écologique en milieu nordique

1.1 Le cadre conceptuel de la restauration écologique	2
1.1.1 Définition de la restauration écologique	2
1.1.2 L'utilisation des règles d'assemblages et de la théorie des filtres en restauration	2
1.1.3 Les étapes de la restauration	5
1.1.3.1 La comparaison de l'écosystème de référence et de l'écosystème dégradé ...	5
1.1.3.2 La définition des buts et des objectifs de la restauration	8
1.1.3.3 La planification de la restauration	10
1.1.3.4 La restauration	11
1.1.3.5 Le suivi de la restauration	11
1.2 Étude de cas : La restauration des bancs d'emprunt de la région du Parc national des Grands Jardins.....	12
1.2.1 Description de la problématique	13
1.2.2 Le cadre législatif.....	13
1.2.3 Facteurs spécifiques au site d'étude.....	14
1.2.4 Hypothèse de recherche	15
1.2.5 Les étapes de la restauration	17
1.2.5.1 La comparaison de l'écosystème de référence et de l'écosystème dégradé .	17
1.2.5.2 La définition des buts et des objectifs de la restauration	19
1.2.5.3 La planification de la restauration	21
1.2.5.4 La restauration	26
1.2.5.5 Le suivi de la restauration	26
1.3 Conclusions.....	27

Chapitre 2 Spontaneous plant recolonisation of borrow pits in boreal forest highlands of eastern Canada

2.1 Résumé.....	30
2.1 Abstract.....	30
2.2 Introduction.....	31
2.3 Material and methods.....	33
2.3.1 Study area	33
2.3.2 Plant surveys	33
2.3.3 Environmental variables	35
2.3.4 Statistical analyses	37

2.4 Results.....	38
2.4.1 Frequency and abundance analyses	38
2.4.2 Clustering analyses	39
2.4.3 Redundancy analyses.....	42
2.4.4 Multivariate regression tree analyses.....	45
2.5 Discussion.....	47
2.5.1 State of succession	47
2.5.2 Environmental constraints	48
2.5.3 Identification of species assemblages interesting for restoration based on prevailing environmental conditions.....	49
2.5.4 Conclusions.....	50
2.6 Acknowledgments	51
Appendix 2.1.....	53
Appendix 2.2.....	55
1. <i>Polytrichum piliferum</i> community.....	55
2. Herbaceous plant community	55
3. Stunt black spruce community.....	56
4. <i>Polytrichum commune</i> community	56
5. Black biological crust with <i>Polytrichum</i> community	56
6. Birches- <i>Polytrichum</i> community.....	57
7. Crustose lichen community	57
8. <i>Niphotrichum canescens</i> community.....	57
9. Bare ground with a presence of plants community and Bare ground community (#12).....	58
10. Black spruce feather moss forest community	58
11. Low spruce-lichen woodland forest community	58
Appendix 2.3.....	59
 Chapitre 3 Short term results of borrow pit restoration trials with bryophytes and lichens in boreal forest highlands	 61
3.1 Résumé.....	62
3.1 Abstract.....	62
3.2 Introduction.....	63
3.3 Material and methods.....	65
3.3.1 Study site.....	65
3.3.2 Treatment description and experimental design	65
3.3.3 Monitoring	67
3.3.4 Statistical analyses	68
3.4 Results.....	68
3.4.1 Restoration technique experiment	68
3.4.2 Fertilisation experiment	71
3.4.3 Mulch density experiment	71
3.4.4 Soil conditions	71
3.5 Discussion.....	73
3.5.1 Introduction of diaspores	73
3.5.2 Mulching.....	74
3.5.3 Organic matter supplementation.....	75

3.5.4 Fertilisation	76
3.6 Conclusion	76
3.7 Acknowledgments	77
Appendix 3.1.....	78
Chapitre 4 Conclusion	79
4.1 Apports de la recherche	80
4.2 Recommandations pour l'abandon et la restauration des bancs d'emprunt situés dans la forêt boréale.	81
4.2.1 Mesure à privilégier lors de l'ouverture de bancs d'emprunt.....	83
4.2.2 Mesures à privilégier lors de l'abandon.....	83
4.2.3 Mesures à privilégier pour la restauration	83
4.3 Limites de la méthodologie et futures avenues de recherche	89
4.3.1 Étude de la recolonisation spontanée.....	89
4.3.2 Expériences de restauration	90
Bibliographie	93

Liste des tableaux

Table 2.1 Description and units of environmental variables measured for each sample plot.....	36
Table 2.2 Significant variables for the RDA of 2007 and 2008 selected by the forward selection.....	42
Table 2.3 Summary of results of the RDA performed with the significant variables identified by forward selection for both 2007 and 2008 data as well as for 2008 data only.	43

Liste des figures

Fig. 1.1 Les filtres de la restauration écologique.....	4
Fig. 1.2 Le cadre conceptuel de la restauration écologique des écosystèmes.	6
Fig. 1.3 Localisation de l'aire d'étude par rapport aux domaines bioclimatiques du Québec.	16
Fig. 1.4 Schéma présentant les principales hypothèses émises pour les différentes étapes de la restauration des bancs d'emprunt.....	28
Fig. 2.1 The 24 most frequent and/or abundant species found in borrow pits in 2007 and 2008 classified by life form.	39
Fig. 2.2 Description of the 12 plant communities of borrow pits identified by clustering analyses.....	41
Fig. 2.3 Redundancy analysis performed on all samples surveyed in borrow pits in 2007 and 2008 for which we had physiochemical data.....	44
Fig. 2.4 Multivariate regression tree performed on all samples surveyed in borrow pits for which we had physiochemical data.....	46
Fig. 3.1 Location of the Parc national des Grands Jardins and of the eight borrow pits where restoration experiments were installed.	67
Fig. 3.2 Effect of the introduction of diaspores (introduction vs no introduction) and mulching (with vs without straw mulch) on the percent cover of plants	70
Fig. 3.3 Effect of nitrogen addition on the percent cover of plants for the Fertilisation experiment	70
Fig. 3.4 Effect of the methods of restoration on the percent cover of plants for the Fertilisation experiment.	72
Fig. 3.5 Correlation between the straw mulch density (%) and the total vegetation cover (%).	72
Fig. 3.6 Duration curves for minimal daily relative humidity (%) and average daily relative humidity (%).	73
Fig. 4.1 Résumé des principales conclusions tirées de ce mémoire	82
Fig. 4.2 Exemple de pentes très abruptes où l'érosion prévient la reprise végétale.	84
Fig. 4.3 Un banc d'emprunt qui présente une microtopographie variée. La reprise végétale dans les microsites protégés est plus diversifiée que dans les secteurs exposés.....	84
Fig. 4.4 Banc d'emprunt dont l'accès n'est pas restreint aux automobiles.	85
Fig. 4.5 Cette photo présente le même banc d'emprunt que la Figure 4.4 après restauration par le personnel du PGJ.	85
Fig. 4.6 Exemple de site d'emprunt de l'espèce <i>Niphotrichum canescens</i>	87
Fig. 4.7 <i>Stereocaulon paschale</i> couvre entièrement la surface plane de ce banc d'emprunt.....	87
Fig. 4.8 <i>Niphotrichum canescens</i> (tapis vert pomme) est retrouvé dans les surfaces planes de ce banc d'emprunt.	88
Fig. 4.9 <i>Niphotrichum canescens</i> peut également former un tapis très dense dans les pentes très abrupte.	88

Chapitre 1

Introduction : Le cadre conceptuel de la restauration écologique en milieu nordique

1.1 Le cadre conceptuel de la restauration écologique

1.1.1 Définition de la restauration écologique

La « Society for Ecological Restoration International [SER] » (2004) définit la restauration écologique comme « le processus d'aide à la récupération d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé, ou détruit. » Selon Halle (2007), cette branche de l'écologie possède une caractéristique unique qui la distingue de toutes les autres : le fait que l'humain soit partie intégrante de l'écosystème. L'être humain peut à la fois être le « tortionnaire », en imposant des pressions énormes sur les écosystèmes entraînant ainsi leur dégradation, et le « sauveur », en tentant de restaurer l'écosystème affecté. Bien que les définitions de la restauration écologique diffèrent selon les auteurs, tous s'entendent pour dire qu'elle constitue une manière de « réparer » un écosystème qui a été endommagé (Hobbs et Norton 1996, Choi 2004). Cette restauration peut être effectuée de façon passive, en éliminant la source de dégradation et en laissant la succession naturelle faire le reste, ou de façon active, en manipulant les conditions environnementales présentes, telles que l'humidité ou la fertilité du sol. De plus en plus, une approche adaptative de la restauration est préconisée puisque les écosystèmes sont des entités dynamiques qui évoluent dans le temps et l'espace (Hobbs et Harris 2001, Choi 2007). Cette approche est préférée à celle qui a pour seul objectif le retour de l'écosystème à sa trajectoire historique (SER 2004). L'approche adaptative consiste en l'évaluation systématique du succès des méthodes de restauration, de leur adaptation et de la réévaluation graduelle des buts selon l'évolution de l'écosystème restauré.

1.1.2 L'utilisation des règles d'assemblages et de la théorie des filtres en restauration

Les règles d'assemblages sont les facteurs biotiques ou abiotiques qui gouvernent l'assemblage et la structure des communautés végétales (Weiher et Keddy 1995). Selon cette théorie, un habitat particulier est régi par une série de filtres et seules les espèces possédant les traits permettant de s'adapter ou de survivre aux contraintes qui y sont présentes peuvent s'établir (Keddy 1992). Les règles d'assemblages représentent un outil intéressant en écologie de la restauration puisqu'elles permettent de prédire quelles espèces, parmi le réservoir (« pool ») régional d'espèces, ont le potentiel de coloniser un site

spontanément suite à la perturbation. Elles permettent aussi de prédire quelles espèces seraient favorisées ou défavorisées après la mise en place d'un traitement ou d'une technique de restauration (Fig. 1.1). Ainsi, la connaissance approfondie des filtres environnementaux et de l'autoécologie des espèces végétales peut assister la restauration des écosystèmes (Campbell 2002). En effet, suite à la perturbation d'un écosystème, plusieurs contraintes environnementales telles que la fertilité du sol, les conditions d'humidité du substrat ou l'érosion peuvent empêcher l'établissement de la végétation dans un site dégradé. De plus, lorsqu'il s'agit de perturbations isolées, les espèces pionnières peuvent être peu abondantes dans les communautés végétales environnantes. D'autre part, il est également possible que les principales espèces pionnières qui s'installent suite à une perturbation soient principalement des espèces non-indigènes. Une fois identifiées, ces contraintes peuvent être levées en améliorant les conditions du milieu ou en procurant un apport de propagules végétales pour permettre l'établissement et la survie des espèces ciblées. Une bonne connaissance des règles d'assemblage d'un écosystème peut ainsi permettre d'identifier les filtres abiotiques et biotiques du système perturbé. Il est aussi possible de manipuler les contraintes présentes afin d'accélérer le processus de succession végétale et la restauration de l'écosystème dégradé.

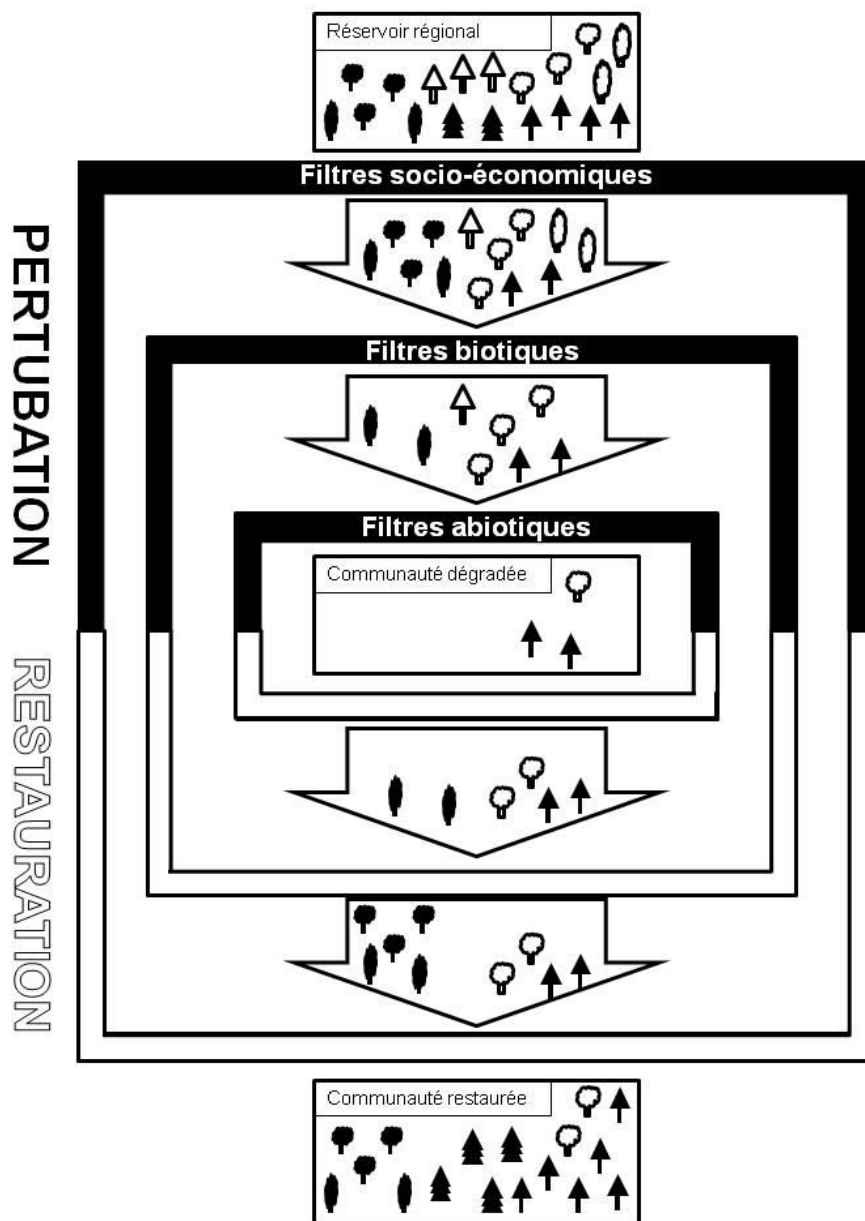


Fig. 1.1 Les filtres de la restauration écologique. Dans la partie du haut, la figure présente une communauté végétale simplifiée (réservoir régional) soumise à différents filtres lors d'une perturbation. Chacun de ces filtres influence la succession végétale en prévenant l'établissement d'une ou de plusieurs espèces dans la communauté végétale dégradée. Les filtres abiotiques sont d'origines environnementales et peuvent être le reflet de conditions précaires dans le milieu perturbé tel que le faible contenu en eau du sol. Les filtres biotiques peuvent être le reflet de contraintes au niveau de la dispersion des espèces ou des contraintes interspécifiques telle que la compétition. Les filtres socio-économiques sont le reflet des politiques et des conditions économiques qui influencent généralement le type de perturbation qui sera exercé sur les écosystèmes. La partie inférieure de la figure présente la trajectoire d'une communauté dégradée soumise à la restauration. La restauration consiste principalement en l'amélioration des contraintes biotiques et abiotiques sous l'influence du contexte socio-économique. En effet, les politiques et le contexte économique peuvent influencer le processus de restauration en privilégiant, par exemple, certaines espèces ou certains types d'habitats au détriment de d'autres. Cette figure est inspirée de Halle (2007).

1.1.3 Les étapes de la restauration

La Figure 1.2 présente le cadre conceptuel de la restauration écologique des écosystèmes. Ce cadre est basé sur les règles d'assemblages des écosystèmes et la théorie des filtres. Il regroupe les cinq étapes nécessaires lors de la restauration écologique :

- 1- La comparaison de l'écosystème dégradé avec l'écosystème de référence
- 2- La définition des buts et des objectifs de la restauration
- 3- La planification des étapes de la restauration
- 4- La restauration *via* la répression des contraintes biotiques et abiotiques
- 5- Le suivi à court et long terme de la restauration

Plusieurs auteurs s'entendent pour dire que ces étapes sont indispensables à tout programme de restauration écologique (Hobbs et Norton 1996, Choi 2004, Vallauri *et al.* 2005, Palmer *et al.* 2006, Giardina *et al.* 2007).

1.1.3.1 La comparaison de l'écosystème de référence et de l'écosystème dégradé

La première étape de la restauration écologique est d'évaluer les conditions préalables de l'écosystème dégradé afin de déterminer quelles sont les causes de la dégradation et quels les facteurs qui empêchent le retour de la végétation (Hobbs 2003). Cette évaluation est souvent réalisée en comparant l'écosystème dégradé avec un écosystème de référence afin de définir la distance écologique qui existe entre les deux milieux en termes de structure, de composition et de fonctions écologiques.

La définition de l'écosystème de référence

Le choix de l'écosystème de référence est une étape déterminante de la restauration écologique, car il influencera à la fois la détermination des buts et des objectifs de la restauration ainsi que l'évaluation du succès de restauration (Choi 2004). Le choix de l'écosystème de référence peut être réalisé sur une base historique – c.-à-d. en identifiant la communauté présente préalablement à la perturbation – ou sur une base de proximité – en ciblant une communauté naturelle présente à proximité de la zone perturbée. Plusieurs sources d'information peuvent être utilisées, préférablement en combinaison, afin de définir l'écosystème de référence. On peut ainsi utiliser des données historiques (témoignages

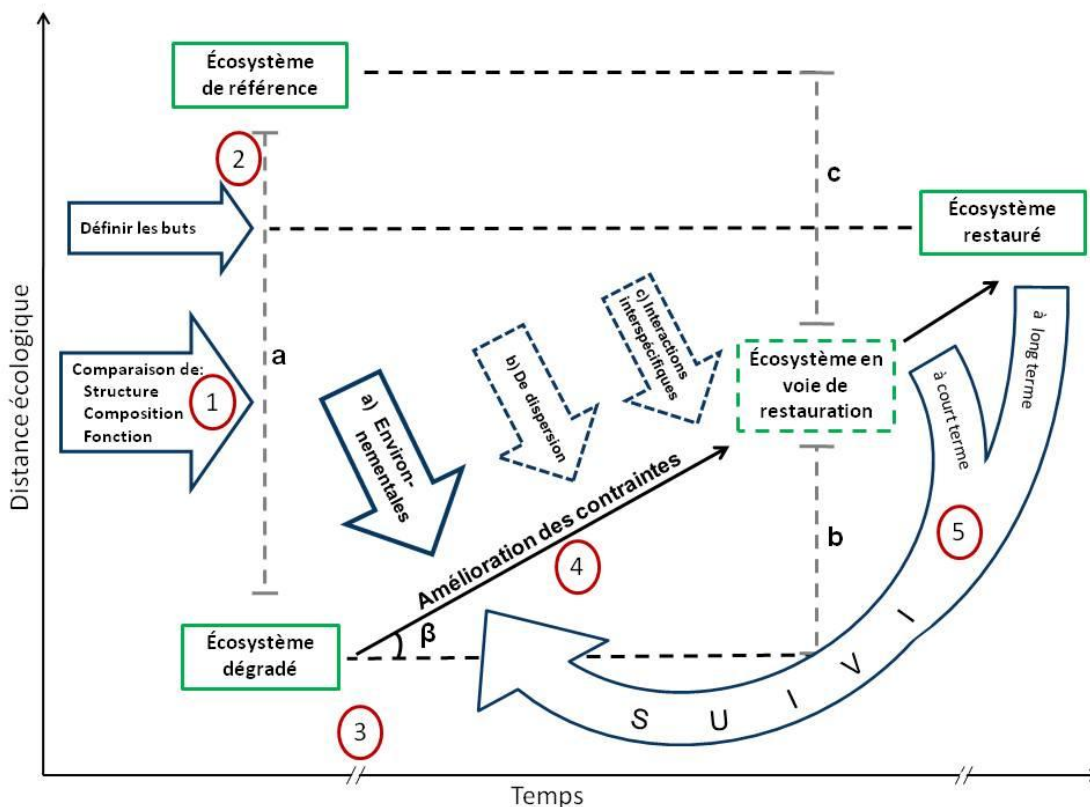


Fig. 1.2 Le cadre conceptuel de la restauration écologique des écosystèmes. Ce cadre conceptuel est basé sur les règles d'assemblages des communautés et sur la théorie des filtres écologiques. L'axe horizontal est une mesure temporelle alors que l'axe vertical est une mesure de la distance écologique qui existe entre deux écosystèmes en fonction de leur structure, de leur composition et de leurs fonctions écologiques. Les différentes étapes de la restauration sont indiquées par des chiffres dans des cercles rouges : 1- Comparaison de l'écosystème dégradé avec l'écosystème de référence, 2- La définition des buts et des objectifs de la restauration, 3- La planification des étapes de restauration, 4- La restauration, 5- Le suivi à court et long terme de la restauration. Les écosystèmes de référence, dégradé, et restauré (boîtes pleines) ont une position définie par rapport à l'axe vertical en fonction de leur structure, leur composition et leur fonction. L'écosystème en voie de restauration (boîte pointillée) est un état intermédiaire entre l'écosystème dégradé et l'écosystème restauré. Sa position par rapport à l'axe vertical varie selon le temps écoulé depuis le début de la restauration. Les traits horizontaux pointillés représentent la position des différents écosystèmes par rapport à l'axe vertical. Les flèches bleues représentent les actions à effectuer lors des différentes étapes de la restauration, comme de définir les buts de la restauration ou d'améliorer les différentes contraintes de l'écosystème dégradé. Selon l'état initial de l'écosystème dégradé, certaines étapes de la restauration pourraient ne pas être nécessaires (représentées par des flèches au contour pointillé). Les différents types de suivi (selon le SER) nécessitent l'évaluation de distances spécifiques qui sont indiquées par les différentes lettres. La distance a est la distance qui existe entre l'écosystème dégradé et de référence, la distance b est celle entre l'écosystème dégradé et celui en voie de restauration et la distance c est celle entre l'écosystème en voie de restauration et celui de référence. L'angle β représente l'évaluation de la trajectoire que semble suivre l'écosystème en voie de restauration dans le temps. Les résultats des suivis à court et long terme permettent d'adapter ou de modifier les techniques de restauration lorsque cela est nécessaire (conceptualisé sur le graphique par la flèche courbe du suivi). Cette figure est inspirée de Graf (2008) et Andersen (2008).

historiques, spécimens d'herbier et de musée, relevés de végétation effectués avant la perturbation, photographies, ou macrorestes identifiés par une étude paléoécologique) et des relevés de végétation effectués dans des fragments intacts de l'écosystème situés à proximité de la zone dégradée (SER 2004). Plusieurs auteurs considèrent que la détermination de l'écosystème de référence doit être effectuée de manière flexible, car les écosystèmes sont reconnus pour être dynamiques et en constante évolution (Hobbs et Harris 2001, Choi 2004). De plus, Hobbs et Norton (1996) avancent que lorsqu'une pression est exercée sur un écosystème non-dégradé, il peut demeurer dans son état original étant donné qu'il possède un certain niveau de résilience. Toutefois, lorsque les pressions sont exercées au-delà d'un certain seuil, l'écosystème peut atteindre un nouveau stade écosystémique stable. C'est le cas, par exemple, pour les sapinières de l'île d'Anticosti qui sont remplacées par des pessières ou des forêts-parc (prairies avec arbres épars) suite au broutement par la surpopulation de cerfs de Virginie (Tremblay *et al.* 2007). Plusieurs de ces stades écosystémiques alternatifs peuvent exister le long d'un gradient de perturbation (Hobbs et Norton 1996). Lorsque les pressions exercées sur l'écosystème sont supprimées par la restauration, il est parfois possible d'inverser le processus et de retourner vers un stade moins dégradé. Toutefois, lorsqu'un seuil critique (threshold) a été franchi, l'effort nécessaire lors de la restauration pour revenir en arrière peut être de loin supérieur à celui qui a été nécessaire pour provoquer le changement de stade lors de la dégradation. Ainsi, il est donc possible que la restauration aboutisse à un écosystème stable, résistant et résilient différent de celui qui était présent historiquement (Hobbs et Norton 1996).

L'étude de la recolonisation spontanée

L'étude de la recolonisation spontanée consiste en l'inventaire de la végétation qui colonise naturellement un site perturbé sans introduction active et sans intervention humaine. Elle inclut généralement la collecte de données physico-chimiques afin de caractériser les effets de la perturbation sur l'environnement. Cette étude permet d'établir les différences au niveau de la composition (diversité et richesse spécifique ainsi que l'abondance relative des espèces), de la structure (arrangement spatial des espèces) et des fonctions écologiques entre l'écosystème de référence et l'écosystème dégradé. L'amplitude de ces différences permet d'évaluer la distance écologique présente entre les deux écosystèmes. Grâce à ces informations, il est possible de déterminer quelles sont les conséquences de la perturbation

sur les conditions du milieu. De plus elles permettent de proposer les zones d'intervention prioritaires pour la restauration, ainsi que de déterminer les risques potentiels de dégradation supplémentaire (Vallauri *et al.* 2005). Il est aussi possible d'identifier les principaux filtres qui influencent l'écosystème perturbé et qui empêchent le retour de certaines espèces du réservoir régional d'espèces (Hobbs et Harris 2001). De plus, cette étude permet également d'identifier des espèces clés de l'écosystème à restaurer. Ces espèces peuvent prendre plusieurs formes : des espèces possédant des traits fonctionnels particuliers, des espèces très abondantes et fréquentes dans l'écosystème de référence, des espèces pionnières qui favorisent l'implantation des espèces désirables ou des espèces « ingénieuses de leur écosystème » qui, à la suite de leur établissement, modifient leur environnement afin de le rendre plus propice à leur croissance. Ces espèces peuvent être directement introduites ou des manipulations peuvent être entreprises sur les conditions du site afin de favoriser leur établissement spontané ou leur croissance.

1.1.3.2 La définition des buts et des objectifs de la restauration

Une fois que la distance écologique entre les écosystèmes dégradés et de référence est déterminée, les buts et les objectifs de la restauration peuvent être définis. La définition des buts et des objectifs est une étape primordiale lors du processus de restauration puisque le succès de la restauration devra être évalué en référence avec les buts fixés au départ. Il faut toutefois noter que dans la majorité des cas, il est impossible de recréer une copie parfaite de l'écosystème de référence (Balaguer 2002, Hilderbrand *et al.* 2005). En guise d'exemple, la perturbation peut avoir détruit des sols qui ont été formés il y a des milliers d'années sous des conditions climatiques différentes de celles qui prévalent actuellement. De plus, les connaissances scientifiques et les moyens financiers sont souvent insuffisants pour recréer des conditions identiques à celles qui étaient présentes avant la perturbation.

D'autre part, tous les intervenants concernés par le projet de restauration, comme les scientifiques, les politiciens, et les communautés locales, doivent être consultés lors de la définition des buts de la restauration (Cabin 2007, Temperton 2007). L'humain doit être considéré comme faisant partie intégrante de l'écosystème au même titre que les espèces végétales et fauniques. Les facteurs sociaux et économiques doivent donc être pris en compte lors de la définition des buts et des objectifs. Certains auteurs vont même jusqu'à

considérer qu'il s'agit de filtres additionnels en plus des filtres biotiques et abiotiques (voir Figure 1.1 du présent document; Halle 2007).

Les buts viseront souvent le retour d'une fonction ou de groupes fonctionnels. De ce fait, la restauration écologique pourrait être considérée comme couronnée de succès, suivant le rétablissement d'une fonction, même si la composition ou la structure de l'écosystème ne sont pas identiques à celle de l'écosystème de référence. Une distance écologique (distance C sur la Figure 1.2) demeure entre l'écosystème restauré (situé au même niveau que la flèche de la définition des buts de la restauration) et l'écosystème de référence afin de conceptualiser l'impossibilité de recréer l'écosystème initial et la multiplicité de résultats possibles.

On devrait définir à la fois des buts généraux de la restauration tout comme des objectifs spécifiques qui sont facilement et précisément mesurables afin d'évaluer le succès de la restauration (Hobbs 2003). Ces buts doivent être à la fois explicites et réalistes. De plus, dans un contexte où l'on considère que l'écosystème est en constante évolution, il serait préférable de définir des buts multiples et alternatifs afin de pouvoir évaluer le succès, peu importe la trajectoire que prendra l'écosystème (Hilderbrand *et al.* 2005, Choi 2007, Halle 2007).

Le choix des indices de suivi

Selon Hobbs (2003), le choix des variables qui seront mesurées lors du suivi doit être fait « main dans la main » avec la définition des buts. D'après Keddy (1999), trois étapes sont nécessaires lors du choix des indices de suivi. La première consiste à choisir des variables qui mesurent adéquatement et facilement l'atteinte des buts et des objectifs préalablement fixés. Ainsi, il est souvent plus aisé d'opter pour des variables quantitatives continues (Block *et al.* 2001) que des variables quantitatives discrètes ou des variables qualitatives puisque les analyses statistiques ont un plus grand pouvoir de détection avec des variables quantitatives. En plus, les variables choisies devraient être sensibles, c'est-à-dire qu'elles devraient être à même de répondre rapidement à la suite d'un changement de conditions environnementales. Finalement, on doit établir la plage de valeurs acceptables et désirées des différents indices préalablement sélectionnés. Il est aussi important de déterminer des seuils critiques inacceptables qui permettront de déceler l'échec de la restauration (Hobbs

2003). Il est également essentiel de tester les indicateurs afin de s'assurer de leur validité. Toutefois, il est souvent difficile de choisir préalablement des indices de suivi adéquats ainsi que de définir des plages de valeur acceptables ou inacceptables préalablement à la restauration, car la quantité d'informations concernant l'effet à long terme des traitements est généralement limitée (Laughlin *et al.* 2006).

Même s'il existe un consensus au niveau de la communauté scientifique à propos de l'importance d'établir des buts et de planifier le suivi préalablement à la mise en place de projet de restauration, il est fréquent que ces mesures ne soient pas mises en application par les chargés de projet. Par exemple, plusieurs études de synthèse effectuées grâce à la base de données NRRSS (national river restoration science synthesis) démontrent qu'environ 20 % des projets de restauration faisant partie de la base n'avaient pas de buts définis (Bernhardt *et al.* 2005). De plus, seulement 10 % à 28 % des projets proposaient un plan de suivi, même rudimentaire (Bernhardt *et al.* 2005, Bernhardt *et al.* 2007, Shah *et al.* 2007). Dans le cas de la restauration des marais salins du golfe du Maine, un suivi minimal est effectué dans 89 % des projets, mais les auteurs de l'étude rapportent le manque de suivi à long terme qui permettrait de mieux évaluer le succès des méthodes de restauration (Konisky *et al.* 2006). De plus, plusieurs études dénoncent un certain laxisme dont font preuve les chargés de projet lors de l'évaluation du succès de la restauration. En effet, il est fréquent que l'évaluation soit basée sur des données empiriques telles que l'amélioration de l'esthétique du paysage ou des réactions positives du public, et ce, même si des données scientifiques ont été récoltées lors de suivis (Kondolf *et al.* 2007, Shah *et al.* 2007). Selon une étude de synthèse concernant les efforts de restauration des cours d'eau dans l'état de Washington, il semblerait même que la plupart des chargés de projets considéraient l'étape du suivi comme superflu (Bash et Ryan 2002).

1.1.3.3 La planification de la restauration

La planification est une étape déterminante du succès d'un projet de restauration (Vallauri *et al.* 2005). Elle permet de faire le point sur ce qui a été fait lors de précédents projets, d'apprendre de leurs succès et de leurs erreurs. C'est pendant cette étape que l'on choisit les techniques de restauration qui seront mises à l'essai, le dispositif expérimental, et le type d'analyses statistiques qui seront effectuées. De plus, elle assure aussi une bonne gestion

des ressources matérielles, financières et humaines. D'ailleurs, plus un projet de restauration est bien planifié et à l'avance, plus la gestion du budget sera efficace (L. Rochefort, communication personnelle, 20 mars 2010). Finalement, c'est lors de l'étape de la planification que l'on s'assure d'une bonne communication entre les intervenants impliqués dans le projet de restauration et du rôle que chacun aura à jouer.

1.1.3.4 La restauration

La restauration en tant que telle est habituellement l'étape la plus courte du processus. Elle consiste principalement en l'amélioration des contraintes qui existent dans l'écosystème dégradé. Une des techniques de restauration les plus fréquentes est l'amélioration des contraintes environnementales. La façon la plus simple de procéder est d'éliminer la source de perturbation. On peut aussi activement modifier les contraintes en procédant à des amendements environnementaux (exemple : ajout d'un paillis, modification de la topographie, ajout de fertilisants, etc.). Parfois, il est aussi nécessaire d'améliorer les contraintes de dispersion en introduisant activement des espèces préalablement sélectionnées. Finalement, il est aussi possible d'améliorer les contraintes qui agissent au niveau des interactions interspécifiques qui existent entre les espèces. Cela peut être réalisé *via* l'introduction d'espèces qui facilitent l'établissement et la croissance d'espèces ciblées ou *via* l'élimination d'espèces qui exercent une compétition avec les espèces ciblées. Dès que la restauration a été pratiquée, un écosystème de transition, l'écosystème en voie de restauration, « remplace » l'écosystème dégradé (Fig. 1.2). Au fil du temps, la distance écologique entre cet écosystème de transition et l'écosystème de référence devrait diminuer afin d'atteindre le but fixé au départ.

1.1.3.5 Le suivi de la restauration

Une fois la restauration effectuée, le suivi de l'évolution de l'écosystème en voie de restauration est primordial. Il permet de mesurer dans quelle mesure les buts et les objectifs ont été atteints et d'adapter ou de modifier les techniques de restauration dans le cas où l'écosystème en voie de restauration prendrait une trajectoire non désirée.

La SER (2004) définit trois types de suivi différents. Chacun nécessite l'évaluation de distances écologiques spécifiques (indiquées par les lettres *a*, *b*, et *c* sur la Figure 1.2). La *comparaison directe* est la comparaison de l'écosystème restauré avec l'écosystème de

référence (distance c) à l'aide d'indices de succès établis a priori. L'*analyse des attributs* consiste en l'évaluation des attributs de l'écosystème restauré en fonction d'une liste préétablie de critères afin de déterminer jusqu'à quel point les buts de la restauration ont été atteints. Ces critères sont déterminés grâce à l'évaluation de la distance écologique a qui existe entre la l'écosystème de référence et l'écosystème dégradé. L'*analyse de la trajectoire* vise à prédire la trajectoire de l'écosystème en voie de restauration dans le temps (conceptualisée par l'angle β dans la Figure 1.2) afin d'évaluer s'il semble suivre la trajectoire prévue par les objectifs à long terme. Afin d'établir cette trajectoire, il est nécessaire de déterminer la distance b à plusieurs reprises après la restauration. Le choix du type de suivi est souvent déterminé par le choix de l'écosystème de référence. En guise d'exemple, dans le cas où l'on considère que les écosystèmes sont dynamiques et que plusieurs scénarios sont possibles, l'utilisation du suivi du type *comparaison directe* n'est pas adaptée, alors que l'*analyse de la trajectoire* l'est beaucoup plus. Pour leur part, Block *et al.* (2001) mentionnent deux types de suivi nécessaires suite à la restauration : le *suivi de l'implantation* et le *suivi de l'efficacité*. Le premier consiste à vérifier que la mise en place des techniques de restauration a été effectuée selon ce qui était prévu alors que le second vise plutôt à évaluer si les buts et les objectifs sont atteints. Le *suivi de l'implantation* fait obligatoirement partie d'un suivi à court terme. En ce qui concerne le *suivi de l'efficacité*, il est approprié à la fois lors du suivi à court terme et lors du suivi à long terme. Toutefois, les variables mesurées à court terme et à long terme seront probablement différentes. Effectivement, lors du suivi à court terme, l'accent sera mis sur le retour de la composition et de la structure alors que pour le suivi à long terme l'accent sera plutôt mis sur le retour de la fonction.

1.2 Étude de cas : La restauration des bancs d'emprunt de la région du Parc national des Grands Jardins

La deuxième partie de l'introduction de ce mémoire décrit la mise en application du cadre conceptuel de la restauration écologique aux bancs d'emprunt de la région du Parc national des Grands-Jardins (PGJ; Charlevoix) sous forme d'étude de cas. Elle inclut une mise en contexte ainsi que la description des différentes étapes de la restauration écologique qui ont été entreprises dans le cadre de ce projet de maîtrise. Les hypothèses de recherche seront

aussi présentées. Il est à noter que cette maîtrise constitue la première phase d'un projet de restauration qui s'échelonne sur plusieurs années.

1.2.1 Description de la problématique

Le Plan nord du gouvernement du Québec vise l'intensification de l'exploitation des ressources naturelles des territoires situés au nord du 49^e parallèle afin de promouvoir le développement économique et social (Gouvernement du Québec, 2009). L'accessibilité aux mines, aux sites de coupe forestière et aux barrages hydroélectriques, par exemple, encourage le développement du réseau routier en milieu forestier dans le Nord du Québec. Cette expansion rapide du réseau routier entraîne des impacts environnementaux importants, dont la fragmentation des écosystèmes, la perte et la dégradation d'habitats et la contamination des sols. L'une des perturbations associées à la construction de routes est l'emprunt de matériel dans les dépôts meubles avoisinants afin de consolider les assises des routes en construction. C'est ce qu'on appelle l'utilisation de bancs d'emprunt. Ces sites d'extraction du gravier peuvent représenter jusqu'à 40 % des perturbations associées à la construction de routes (Johnson 1987).

1.2.2 Le cadre législatif

Au Québec, l'ouverture et l'exploitation de bancs d'emprunt lors de la construction de routes forestières sont régies par le *Règlement sur les normes d'interventions dans les forêts du domaine de l'État* (RNI) qui a été adopté en vertu de la *Loi sur les forêts* du gouvernement du Québec. L'article 21 du RNI stipule que lors de la construction d'un chemin, il est possible de prélever du sol sur une portion équivalente à quatre fois la largeur de la chaussée, ce que l'on appelle « l'emprise ». Si plus de matériel s'avère nécessaire, il est possible d'aménager un banc d'emprunt. Néanmoins, l'article 22 du RNI interdit

« d'aménager une sablière dans une pessière à épinettes noires et cladonies, dans les 35 m d'un chemin public numéroté par le ministre des Transports, dans les 60 m d'un lac, d'un cours d'eau à écoulement permanent ou d'un habitat du poisson, dans les 100 m d'une réserve écologique ou d'une réserve écologique projetée, dans les 150 m d'une habitation, dans les 150 m d'un camping aménagé ou semi-aménagé ou dans les 1 000 m d'une prise d'eau municipale. »

L'article 21 stipule que la matière organique située sur le site d'aménagement du banc d'emprunt doit être enlevée et préservée en vue de l'étendre sur le site à la suite de l'arrêt des activités d'extraction lors de la fermeture du banc d'emprunt. Les pentes doivent être adoucies préalablement à l'épandage de la matière organique et il faut aussi s'assurer de nettoyer le site de tous débris et de tous déchets.

Il est néanmoins à noter que la *Loi sur les forêts* n'est en vigueur que depuis 1986 et que le RNI ne s'applique que depuis 1996. Les bancs d'emprunt qui ont été ouverts et exploités précédemment à cette date ne sont donc pas soumis à ces dispositions et n'ont généralement pas été restaurés ou réaménagés après leur abandon. La majorité des bancs d'emprunt présents à l'intérieur des limites du Parc national des Grands Jardins sont dans cette situation. De plus, même si les entrepreneurs qui ouvrent un nouveau banc d'emprunt sont tenus de réaménager le site suite à l'exploitation, beaucoup « contournent » la loi déclarant leurs bancs d'emprunt « actifs » pour effectuer d'éventuelles réparations sur la route, et ce, plusieurs années après la fin de la construction (L. Parenteau (MDDEP), communication personnelle, 16 février 2010). De ce fait, la majorité des bancs d'emprunt de la région avoisinante du PGJ n'ont pas été restaurés ou réaménagés.

1.2.3 Facteurs spécifiques au site d'étude

La région d'étude pour ce mémoire est située dans les hauts plateaux de Charlevoix, plus spécifiquement dans la région du Parc national des Grands-Jardins (PGJ) et les territoires adjacents qui font partie de la ZEC des Martres et de la Réserve faunique des Laurentides. Cette région a été sélectionnée pour réaliser cette étude pour plusieurs raisons :

- La région est caractérisée par un climat froid (températures moyennes annuelles de 0 °C) qui est causé par l'altitude élevée (plus de 700 m avec des sommets pouvant atteindre 1000 m au dessus du niveau de la mer). De plus, les hauts sommets de la réserve faunique des Laurentides situés à l'ouest de la région d'étude occasionnent un « effet parapluie » (rain shadow) ce qui favorise un climat plus sec (précipitations annuelles moyennes de 1000 mm). Ces deux facteurs favorisent un cycle de feu beaucoup plus rapide que dans les régions avoisinantes, favorisant l'épinette noire, alors que la végétation dominante à la même latitude est la

sapinière à bouleaux jaunes. De plus, il a été démontré que les perturbations successives dans la région (feux et épidémies de tordeuses des bourgeons de l'épinette, par exemple) ont favorisé la présence de la taïga (pessière noire à cladonies) à cause de la diminution du taux de recrutement de l'épinette (Payette *et al.* 2000). D'ailleurs, son climat particulier favorise la présence de la pessièrre à lichen en sa limite la plus méridionale au Canada (Fig. 1.3). Ainsi, la région du PGJ, avec son climat et sa végétation caractéristiques du nord du 52° parallèle, constitue un « laboratoire naturel » idéal pour étudier l'effet des contraintes climatiques des milieux subarctiques et subalpins sur les écosystèmes, et ce, à proximité de la ville de Québec.

- Deux études, réalisées en 1993 et 1994 par des étudiants de la technique du milieu naturel du CÉGEP de St-Félicien, ont permis d'identifier 85 bancs d'emprunt dans les limites du PGJ (Allard *et al.* 1993, Bellemare *et al.* 1994). Une visite préliminaire de la région d'étude avait aussi permis l'identification d'une trentaine de bancs d'emprunt supplémentaires dans les territoires adjacents au PGJ. Ces bancs d'emprunt ont été majoritairement exploités pour la construction et la réfection des routes situées à proximité. Les bancs d'emprunt de cette région sont de superficies variées et présentent plusieurs stades de recolonisation spontanée (de surface pratiquement nue à végétation arbustive avancée). Ainsi, la région du parc des Grands Jardins était idéale pour réaliser cette étude étant donné le nombre important et la diversité des bancs d'emprunt qui y est représentée.
- La très grande majorité des bancs d'emprunt de cette région n'ont pas été restaurés ou réaménagés, ainsi, cela permet l'étude de la recolonisation spontanée dans une variété de conditions environnementales.

1.2.4 Hypothèse de recherche

Lors de l'élaboration d'une étude telle que la nôtre, il est important de prendre en considération tous les facteurs relatifs à la région d'étude. Le premier facteur important à considérer lors de l'élaboration de ce projet de maîtrise est la problématique associée aux aires de conservations et de protections. En effet, dans un tel territoire, il est indispensable

de ne pas introduire d'espèces exotiques afin de ne pas perturber l'équilibre de la végétation en place. Ainsi, dans un cas comme le parc des Grands Jardins qui constitue un îlot de végétation nordique dans la zone de transition entre la forêt mixte et la forêt boréale (Fig. 1.3), il s'agit d'un facteur déterminant pour l'élaboration d'expériences scientifiques.

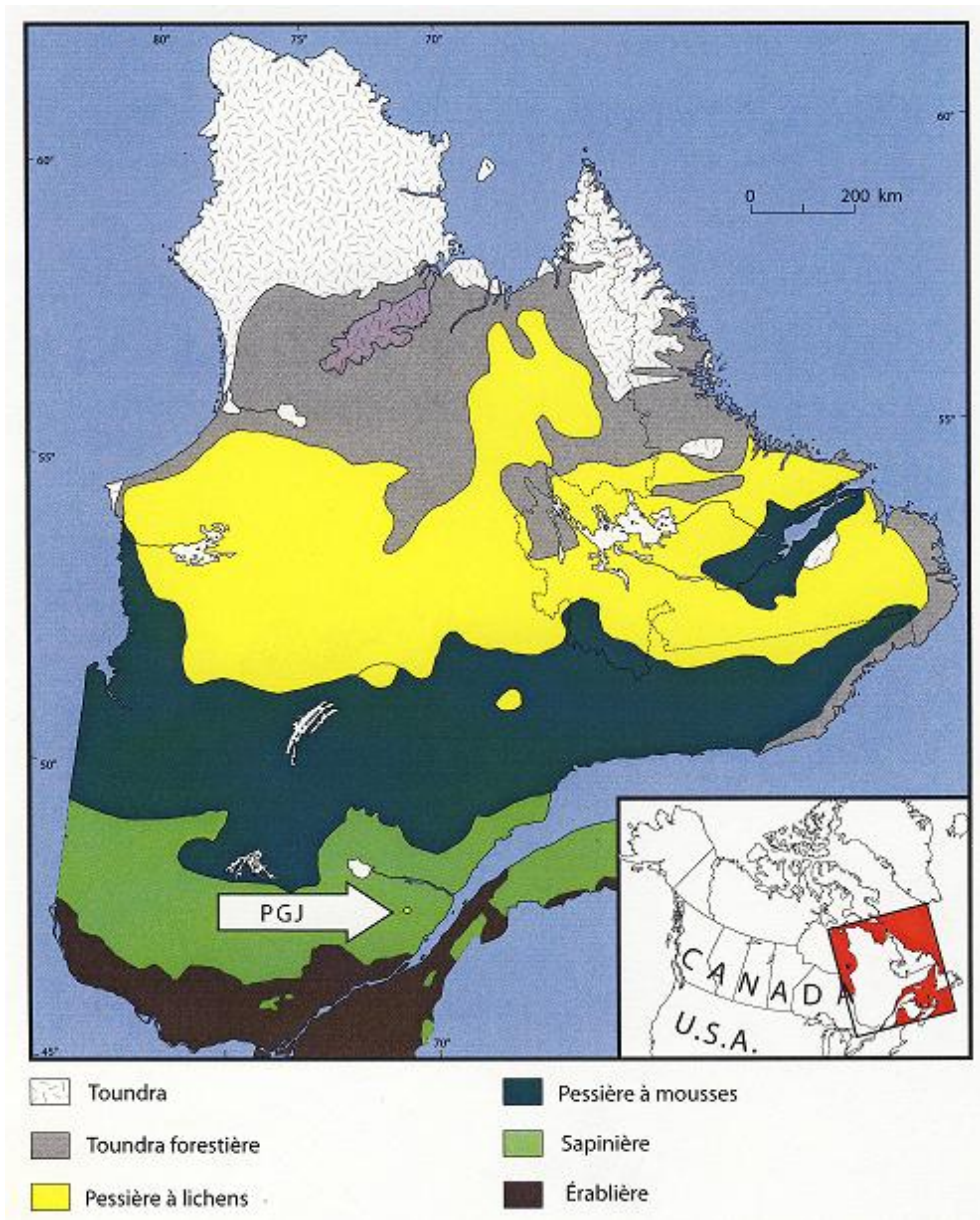


Fig. 1.3 Localisation du parc des Grands Jardins (PGJ) par rapport aux domaines bioclimatiques du Québec

Tirée de (Payette 2006).

Le deuxième facteur que nous avons dû prendre en compte est le climat de la région qui ressemble aux climats qui prévalent dans le Nord du Québec. En effet, la courte saison de croissance réduit l'effort reproductif (Chambers 1989) et le taux de croissance des plantes vasculaires (Billings 1992), alors que le manque de microsites protégés réduit l'établissement des plantules (Urbanska 1997). Pour toutes ces raisons, les plantes qui se reproduisent végétativement sont donc avantagées dans les milieux nordiques (Smyth 1997). De plus, dans les milieux alpins, la survie de plantes vasculaires transplantées peut être faible (environ 50 %), car les racines des plantes peuvent éprouver des difficultés à pénétrer le sol (Roach et Marchand 1984). Le broutement des espèces introduites peut aussi réduire leur taux de survie (Smyth 1997).

Bien que l'introduction de graminées soit généralement la méthode de restauration préconisée pour la restauration des bancs d'emprunt, il semblerait qu'elle ne soit pas la plus adéquate pour la région. En effet, les espèces introduites sont souvent des espèces non indigènes, une option qui n'est pas envisageable dans le cas d'un parc national. Les graminées introduites peuvent aussi demeurer dominantes dans le paysage plusieurs années après leur introduction et cette technique ne mène donc pas nécessairement vers une succession végétale typique du milieu (Densmore 1992). De plus, il semblerait qu'une solution de remplacement à la place de l'introduction de plantes vasculaires s'avère nécessaire étant donné que leur établissement et leur survie peut être faible en milieu nordique. **Nous avons donc émis l'hypothèse que les bryophytes et les lichens seraient des candidats intéressants pour la restauration des bancs d'emprunt de la région du Parc national des Grands Jardins, car ils sont mieux adaptés aux conditions rigoureuses qui y prévalent.**

1.2.5 Les étapes de la restauration

1.2.5.1 La comparaison de l'écosystème de référence et de l'écosystème dégradé

La première étape de cette étude consiste en l'étude de la recolonisation spontanée des bancs d'emprunt. Les objectifs généraux associés à cette étape sont :

- 1- Identifier des colonisateurs primaires des bancs d'emprunt.

- 2- Déterminer quels facteurs environnementaux influencent la recolonisation spontanée des bancs d'emprunt.
- 3- Identifier des espèces qui présentent un intérêt pour la restauration des bancs d'emprunt.

La définition de l'écosystème de référence

L'écosystème de référence choisi pour cette étude est la forêt boréale adjacente aux bancs d'emprunt. Il s'agit d'un écosystème de référence historique puisque l'étude de photographies aériennes a permis de confirmer qu'avant la perturbation, ce type de forêt occupait les zones où se trouvent les bancs d'emprunt. De plus, il s'agit aussi de l'écosystème qui est actuellement adjacent aux bancs d'emprunt et qui est donc soumis aux mêmes conditions environnementales régionales que les bancs d'emprunt.

L'étude de la recolonisation spontanée

Plusieurs contraintes sont généralement associées à des sites dominés par les particules grossières de texture sableuse, comme les bancs d'emprunt, les carrières ou les mines abandonnées. L'extraction du gravier dans les bancs d'emprunt entraîne l'exposition des dépôts glaciaires sous-jacents, caractérisés par un manque de matière organique, un niveau très bas de nutriments et une capacité limitée à retenir l'eau (Harper et Kershaw 1997). Ces conditions, de même que l'instabilité du sol, sont généralement défavorables à l'établissement des plantes. De plus, la faible recolonisation spontanée dans les bancs d'emprunt peut être expliquée par l'absence d'une banque de graines. D'ailleurs, certains auteurs avancent l'hypothèse que le temps nécessaire à la succession écologique pourrait s'échelonner de plusieurs centaines d'années et qu'il serait même impossible de retourner aux conditions qui prévalaient avant l'extraction du gravier sans l'intervention humaine dans certains cas (Walker et Walker 1991, Bradshaw 1997). En fait, les perturbations associées aux bancs d'emprunt sont si sévères que ces milieux sont considérés comme étant similaires à ceux soumis aux processus de succession primaire sur till glaciaire, où il y a absence de sol, de rhizomes, de propagules et de banque de graines (Cargill et Chapin 1987, Borgegard 1990). De plus, tel que mentionné précédemment, des contraintes supplémentaires sont imposées par le fait que le site d'étude est situé en climat nordique.

Les bryophytes et les lichens sont souvent les principaux colonisateurs primaires dans les écosystèmes nordiques, par exemple, suite au retrait des glaciers (Veetas 1994, Jones et Del Moral 2005, Kranner *et al.* 2008). Ces organismes colonisent rapidement le substrat suites aux perturbations, car ils tolèrent la dessiccation et n'ont pas besoin de beaucoup de nutriments pour survivre (Alpert 2000). De plus, ils ont la capacité de se reproduire végétativement à partir du diaspore (Schofield 1985, Büdel et Scheidegger 2008).

Grâce à ces informations, nous pouvons émettre quelques hypothèses concernant la recolonisation spontanée des bancs d'emprunt :

- 1- Les principaux colonisateurs primaires des bancs d'emprunt seront des bryophytes et des lichens du fait de leur facilité d'adaptation aux contraintes associées aux bancs d'emprunt (stress hydrique et manque de nutriments) ainsi qu'aux contraintes climatiques nordiques (courte saison de croissance).
- 2- Les principaux facteurs environnementaux qui influenceront le retour de la végétation des bancs d'emprunt seront l'humidité du sol, la quantité de nutriments et le temps depuis l'abandon.
- 3- Certaines espèces de bryophytes et de lichens présenteront un intérêt particulier pour la restauration parce qu'ils sont bien adaptés aux conditions rigoureuses qui prévalent dans les bancs d'emprunt.

Les principaux résultats de l'étude de recolonisation spontanée sont présentés dans le Chapitre 2 de ce mémoire intitulé « *Spontaneous plant recolonisation of borrow pits in boreal forest highlands of eastern Canada* ».

1.2.5.2 La définition des buts et des objectifs de la restauration

Les gestionnaires du PGJ et l'équipe de chercheurs de l'Université Laval sont les principaux intervenants de ce projet de restauration. Pour les gestionnaires du parc, les bancs d'emprunt présentent un problème important au niveau de l'esthétique parce qu'ils sont situés à proximité des routes et qu'ils sont très visibles pour les visiteurs. Leur objectif prioritaire est donc de minimiser l'impact visuel des bancs d'emprunt pour le grand public. Il est aussi essentiel pour eux que le projet de restauration réponde à certaines contraintes :

1) l'interdiction d'introduire des propagules d'espèces non indigènes, 2) minimiser l'apport de matériel *ex situ* et 3) minimiser les investissements financiers liés à la restauration puisque le parc dispose de peu de moyens pour cette activité. Du côté de l'équipe de chercheurs, les objectifs liés à ce projet sont principalement d'acquérir de nouvelles connaissances concernant ce type de perturbation et de déterminer les principales contraintes imposées sur les plantes colonisatrices. Ce projet permettra aussi d'étudier plus en profondeur l'écologie des plantes colonisatrices en milieu nordique xérique et les interrelations qui peuvent exister entre elles. Finalement, l'établissement à long terme d'un écosystème fonctionnel et résilient constitue le dernier objectif de l'équipe de recherche.

Le choix des buts et des objectifs

En tenant compte des intérêts et des besoins des différents intervenants, voici une liste des buts et objectifs qui a été établie pour le projet de restauration des bancs d'emprunt de la région du parc des Grands Jardins :

À court terme :

- Amorcer le plus rapidement possible la succession écologique.
- Établir un couvert végétal plus rapidement que par les processus de succession naturelle.
- Réduire l'érosion.

À moyen terme :

- Retour des espèces typiques de la forêt boréale dans les bancs d'emprunt (composition).

À long terme :

- Retour et maintien d'une communauté végétale semblable à l'écosystème de référence au niveau de la composition et de la structure.
- Retour d'un sol organique et de la formation d'humus (fonction).

Le choix des indices de suivi

Le choix des indices de suivi a été établi afin de s'assurer de mesurer l'atteinte des objectifs. Voici la liste des indices qui seront mesurés suite à la restauration :

À court, moyen et long terme :

- Effectuer des relevés de végétation exhaustifs afin d'identifier toutes les espèces.
- Mesurer le pourcentage de recouvrement de chaque espèce.

À long terme :

- Mesurer l'épaisseur du sol organique et de l'humus.
- Effectuer des analyses physico-chimiques des sols.
- Réaliser des prélèvements de biomasse végétale sèche.

1.2.5.3 La planification de la restauration

Afin de nous guider lors du choix des traitements à mettre en place lors de la restauration, une revue de littérature a été effectuée. Plusieurs types de perturbations possédant des caractéristiques similaires aux bancs d'emprunt ont aussi été considérés incluant les mines, les carrières et les terrains de camping après leur exploitation ainsi que les bords de routes. La présente section présente les principales techniques de restauration utilisées dans ces milieux.

Les différentes options de restauration

L'option de restauration la plus simple consiste à éliminer la source de perturbation et ensuite laisser à la succession naturelle le soin de « végétaliser » le site. Dans quelques cas, certains auteurs ont observé que ce processus permettait l'établissement de végétation de façon satisfaisante en moins de 25 ans (Prach et Pysek 2001, Kirmer *et al.* 2008, Rehounkova et Prach 2008). En effet, des processus comme la facilitation peuvent favoriser la succession végétale dans les environnements xériques et extrêmes (Jochimsen 2001). La facilitation est le processus par lequel les espèces pionnières améliorent leur milieu, le rendant ainsi plus propice pour l'établissement d'autres espèces (Krebs 2001). Dans le cas de perturbations comme les bancs d'emprunt, qui sont caractérisées par des conditions xériques et pauvres, il a été montré qu'il est fréquent d'observer des relations de facilitation

entre les espèces végétales (Callaway et Walker 1997). De plus, il a été observé que la conservation d'habitats naturels ou semi-naturels à proximité du site d'extraction pourrait agir comme une banque de propagule à la suite de l'abandon, ce qui facilite et accélère le processus naturel de succession (Rehounkova et Prach 2006, 2008). Toutefois, la plupart des études concernant les sites d'extraction tels que les mines, les sablières et les carrières, considèrent ces perturbations comme tellement importantes qu'il pourrait être impossible de retourner, sans l'intervention humaine, vers les conditions qui prévalaient avant la perturbation (Walker et Walker 1991, Bradshaw 1997). Ainsi, des techniques de restauration « actives » incluant des manipulations des conditions abiotiques et biotiques sont généralement préconisées pour ce type de perturbation.

Survol des techniques de restauration

Les contraintes abiotiques principales des bancs d'emprunt sont l'instabilité du sol, le manque d'humidité, le manque de nutriments et le manque de microsites protégés. Elles représentent un obstacle important à l'établissement et la croissance des propagules présents dans cet environnement. Dans certains cas, il est aussi nécessaire d'améliorer les contraintes limitant la dispersion des espèces typiques de l'écosystème à restaurer.

La technique la plus fréquente pour la restauration des milieux xériques et pauvres tels que les bancs d'emprunt est l'ensemencement de diverses espèces végétales. Elle permet à la fois de pallier aux contraintes de dispersion et d'augmenter la stabilité du substrat au fur et à mesure que le couvert de végétation se développe. Les plantes les plus fréquemment ensemencées font partie de la famille des graminées (voir par exemple Densmore 1992, Holl 2002, Gretarsdottir *et al.* 2004). D'autres espèces d'herbacées telles que les fabacées et les astéracées peuvent aussi être utilisées (voir par exemple Densmore et Holmes 1987, Tormo *et al.* 2007). L'ensemencement hydraulique, également appelé hydro-ensemencement, est une technique de plus en plus utilisée pour la restauration des bords de route et des rejets miniers (voir par exemple Brown et Rice 2000, Brofas *et al.* 2007). Elle consiste à projeter, à l'aide d'une pompe, un mélange constitué de graines, d'un stabilisateur, d'un paillis, de fertilisants et d'eau sur la surface à restaurer. Ce procédé permet généralement l'établissement rapide d'un couvert de végétation, mais requiert toutefois une très grande quantité de graines. D'autres approches pour l'introduction de

plantes peuvent être la plantation d'arbres et d'arbustes (Houle et Babeux 1994), la transplantation de plantules d'herbacées (Densmore et Holmes 1987, Smyth 1997) et l'introduction de diaspores de bryophytes (Campeau et Quinty 2006). L'introduction de végétation permet généralement l'augmentation de la densité des plantules et du pourcentage de couvert de la végétation comparativement aux témoins sans introduction, ce qui en fait une étape quasi essentielle pour la restauration des sites d'extraction (Densmore et Holmes 1987, Reid et Naeth 2005b, Campeau et Quinty 2006, Cole 2007, Rausch et Kershaw 2007). La survie et la croissance des plantes introduites sont toutefois grandement dépendantes des conditions climatiques, surtout lors des premières années (Smyth 1997, Cole 2007). Plusieurs études soulignent l'importance d'utiliser des plantes locales plutôt que des plantes obtenues commercialement, car les plantes indigènes à la région résisteraient aux conditions climatiques rigoureuses et auraient une croissance plus rapide que les cultivars commerciaux (Tyser *et al.* 1998, Petersen *et al.* 2004, Tormo *et al.* 2007). L'utilisation de plantes locales est aussi préférable d'un point de vue écologique du fait que les plantes non indigènes introduites peuvent persister dans le paysage plusieurs années après la restauration et perturber la succession végétale dans les sites restaurés (Densmore 1992, Brown et Rice 2000, Holl 2002, Matesanz *et al.* 2006). En comparaison, relativement peu d'études ont remarqué que les espèces commerciales introduites ont joué un rôle de plantes compagnes, facilitant l'établissement d'espèces indigènes et disparaissant graduellement de l'assemblage végétal de la communauté restaurée après quelques années (Gretarsdottir *et al.* 2004, Brofas *et al.* 2007).

Dans la région de la Baie James, la plantation de l'aulne (*Alnus viridis* spp *crispa* (Ait) Turrill) a été préconisée pour la restauration des bancs d'emprunt ouverts par Hydro-Québec lors de la construction des barrages hydroélectriques (Labbé et Fortin 1993, Milette et L'Heureux 1997). Malgré une bonne survie des transplants, le résultat est plutôt décevant. En effet, une quinzaine d'espèces herbacées et quelques espèces de bryophytes ont colonisé le sol sous les îlots d'aulnes 10 ans après la plantation (Labbé *et al.* 1995a) mais il s'agissait surtout d'espèces atypiques de la forêt boréale avoisinante, principalement des espèces héliophiles. La faible diversité végétale associée à ces plantations est probablement causée par l'accumulation de la litière récalcitrante de l'aulne qui réduit

l'établissement des plantes vasculaires ainsi que par l'effet allélopathique associé à cette espèce (Walker et Chapin 1986).

Le manque d'humidité peut être amélioré de diverses façons. Une des techniques les plus utilisées consiste en l'ajout d'un paillis qui maintient des conditions plus humides à l'interface du sol tout en réduisant l'érosion (Chambers *et al.* 1990, Price *et al.* 1998). Il peut s'agir d'un paillis organique (paille ou copeau de bois) ou d'un paillis inorganique (en plastique transparent ou en nylon). Les résultats obtenus sont mitigés, car dans certains cas aucun effet significatif n'est observé (Cole 2007). Dans d'autres cas, le traitement s'avère bénéfique (Petersen *et al.* 2004, Brofas *et al.* 2007) ou positif en association avec un traitement de fertilisation (Paschke *et al.* 2000, Campeau et Quinty 2006). De leur côté, Rausch et Kershaw (2007) ont testé l'installation de clôture à neige qui permettrait de réduire l'abrasion due aux vents hivernaux tout en améliorant l'humidité du sol lors de la fonte printanière. Toutefois, ce traitement s'avéra inefficace. L'arrosage des plantes suite à la plantation s'est aussi avéré une façon efficace d'augmenter la survie des plantes dans un cône alluvial en Alaska, particulièrement si une fertilisation accompagne l'arrosage (Densmore et Holmes 1987).

Le manque de nutriments est quant à lui compensé par la fertilisation. La technique la plus répandue demeure l'ajout de fertilisants commerciaux (généralement en formule N, P et K). Dans la majorité des études, la fertilisation produit un effet marqué dans les premières années après l'application en accélérant l'établissement et la croissance des plantes, qu'elles soient introduites (Paschke *et al.* 2000, Jochimsen 2001, Gretarsdottir *et al.* 2004, Petersen *et al.* 2004, Reid et Naeth 2005b, Campeau et Quinty 2006, Deshaies *et al.* 2009) ou non (Borgegard 1990). L'ajout d'un fertilisant peut aussi améliorer la survie de certaines espèces lorsqu'elles sont transplantées (Densmore et Holmes 1987, Houle et Babeux 1994, Paschke *et al.* 2000). L'ajout d'azote (N), de phosphore (P) et de potassium (K) peut avoir des effets physiologiques spécifiques à chaque espèce, notamment en augmentant la quantité d'azote et de chlorophylles des feuilles (Clemente *et al.* 2004). Finalement, Petersen *et al.* (2004) a noté que pour observer un effet bénéfique des fertilisants à long terme, il était nécessaire d'effectuer de multiples applications.

L'ajout de matière organique est une technique de restauration dans les milieux sableux qui permet de modifier la structure du sol ce qui lui confère une plus grande capacité à retenir l'eau et les nutriments. De plus, certains types de matière organique peuvent aussi améliorer la fertilité du sol. Généralement, la matière organique est ajoutée sous forme de tourbe (Reid et Naeth 2005b, Cole 2007), de transplantation de l'horizon organique de sols avoisinants (Densmore et Holmes 1987, Cole 2007, Tormo *et al.* 2007), de compost (Zabinski *et al.* 2002), sous forme de résidus de la transformation des pâtes et papiers (Fierro *et al.* 1999a, Reid et Naeth 2005b) ou de sédiment de lac (Reid et Naeth 2005a). Dans la majorité des cas, l'ajout de matière organique a un effet bénéfique sur les plantes. Dans une étude comparative de la tourbe, de la matière organique récoltée dans le milieu naturel avoisinant et du compost provenant de scieries, Cole (2007) a conclu que le compost avait l'effet le plus marqué sur la densité des plantes, probablement grâce à l'effet fertilisant du compost. De plus, une étude dans des terrains de camping abandonnés de l'Oregon a démontré que la seule addition de compost suite à l'abandon pouvait rétablir les niveaux de carbone total, d'azote potentiellement minéralisable et l'activité microbienne à des taux similaires retrouvés dans les sols non perturbés avoisinants (Zabinski *et al.* 2002). Des études menées dans une sablière située au sud de la province de Québec ont démontré que l'addition de résidu de désencrage provenant d'une usine de pâtes et papiers permettait d'améliorer la capacité de rétention de l'eau et la capacité d'échange cationique du sol ce qui contribuait à augmenter la croissance végétale (Fierro *et al.* 1999a). De plus, les chercheurs ont démontré que l'application de ces résidus permettait aussi l'amélioration des teneurs en carbone et en azote du sol (Fierro *et al.* 1999b). De leur côté, Reid et Naeth (2005b) ont comparé l'ajout de tourbe avec des résidus de pâtes et papiers ainsi qu'avec des sédiments palustres. Individuellement, les sédiments palustres ont donné les meilleurs résultats, mais c'est la combinaison de résidus de pâtes et papiers utilisés simultanément avec la tourbe qui améliorèrent de façon plus marquée les conditions de croissance des plantes.

L'introduction de plantes, l'ajout d'un paillis, la fertilisation et l'ajout de matière organique dans le sol sont les techniques les plus utilisées pour la restauration des sites d'extraction de matériel. Toutefois, d'autres techniques ont aussi été testées. La scarification du sol est une technique de restauration qui permet de créer des sites protégés qui sont à l'abri du vent et

qui sont plus humides. Bien qu'à court terme les résultats étaient peu concluants (Rausch et Kershaw 2007), à long terme la survie et la densité des plantes dans les sites qui ont été scarifiés s'avéraient supérieures à celle des sites n'ayant pas subi ce traitement (Petersen *et al.* 2004, Cole 2007). La technique de restauration par inoculation de mycorhizes, qui permet d'améliorer la survie des plantes et leur résistance à la sécheresse, n'a pas démontré d'effets significatifs dans une carrière de calcaire (Clemente *et al.* 2004).

1.2.5.4 La restauration

Des expériences de restauration ont été mises en place dans huit bancs d'emprunt du PGJ en mai 2008. Les traitements qui ont été retenus pour ces expériences sont les suivants :

- L'ajout d'un paillis de paille
- L'ajout de matière organique (sous forme de tourbe industrielle)
- L'introduction d'un mélange constitué de trois espèces de bryophytes et de deux espèces de lichens
- La fertilisation azotée
- La fertilisation phosphatée

Un complément expérimental visant à tester l'effet de la densité de paille a aussi été mis en place en juillet 2008.

La description détaillée des traitements ainsi que du dispositif expérimental est présentée dans le Chapitre 3 de ce mémoire intitulé «*Short term results of borrow pits restoration trials with bryophytes and lichens in boreal forest highlands*».

1.2.5.5 Le suivi de la restauration

Un relevé de végétation a été effectué du 6 au 8 juillet 2009 (après une saison de croissance) dans toutes les parcelles restaurées. Le recouvrement de chacune des espèces introduites a été évalué pour toutes les parcelles. Les données compilées par des instruments de prise de données en continu (data logger de type HOBOS) ont été analysées à l'aide de courbes cumulatives. La réalisation d'un suivi annuel est prévue pour les années 2009 à 2011. Par la suite, un suivi à long terme sera effectué périodiquement.

Les principaux résultats du suivi après une saison de croissance sont présentés dans le Chapitre 3 intitulé «*Short term results of borrow pits restoration trials with bryophytes and lichens in boreal forest highlands* ».

1.3 Conclusions

La Figure 1.4 présente de façon schématique les différentes hypothèses que nous avons émises pour les différentes étapes de la restauration écologique des bancs d'emprunt. Une figure semblable présentant les conclusions sera incluse dans la dernière section de ce mémoire (Chapitre 4 : Conclusion).

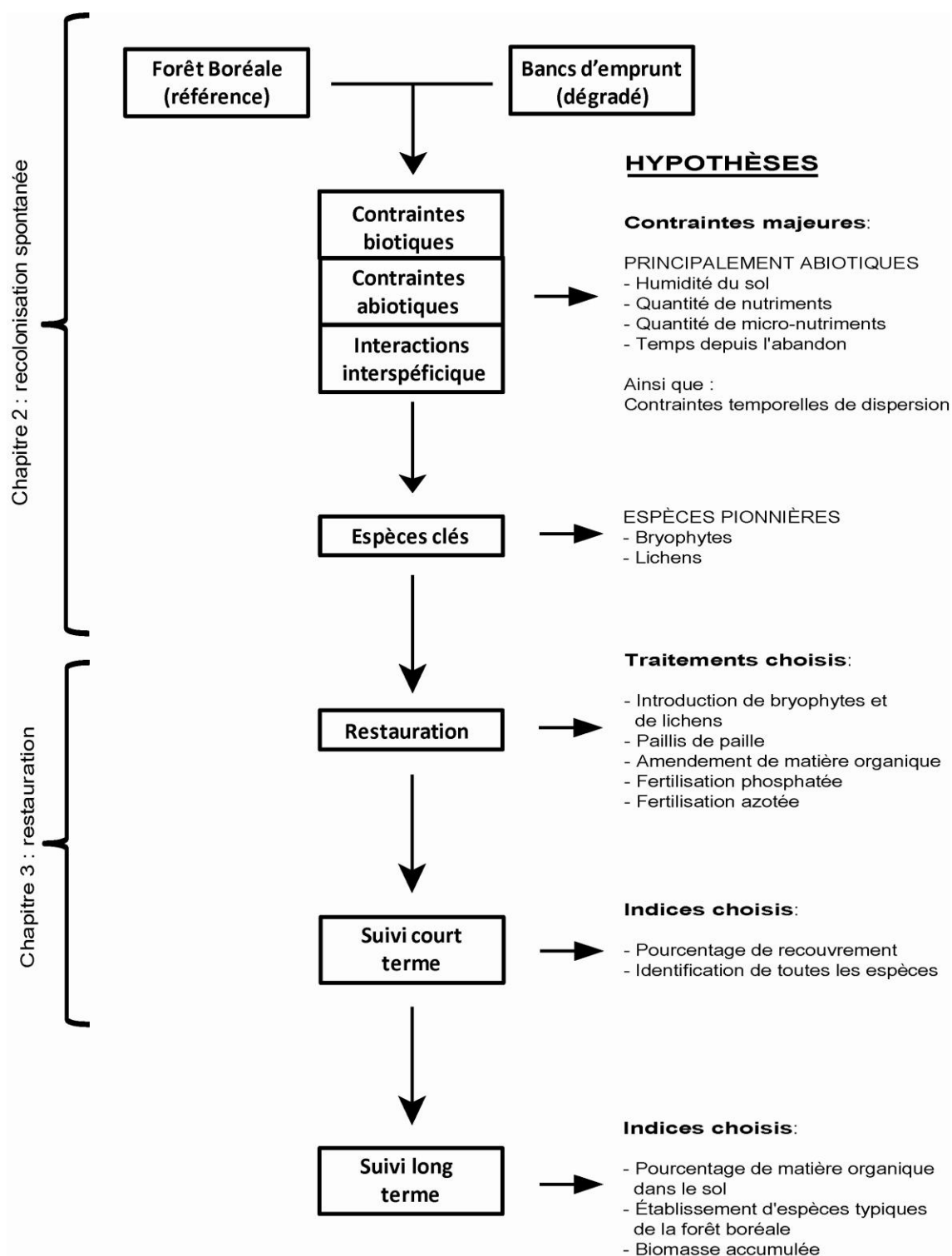


Fig. 1.4 Schéma présentant les principales hypothèses émises pour les différentes étapes de la restauration des bancs d'emprunt (écosystème dégradé). L'écosystème de référence est la forêt boréale. Les différentes étapes de restauration présentées réfèrent à celles présentées à la Figure 1.2. La colonne de droite de la figure présente les différentes hypothèses que nous avons émises, selon l'étape de la restauration. Les accolades à gauche indiquent le chapitre qui traite de ces hypothèses.

Chapitre 2

Spontaneous plant recolonisation of borrow pits in boreal forest highlands of eastern Canada

La recolonisation spontanée des bancs d'emprunt situés dans les hauts plateaux des forêts boréales de l'est du Canada

2.1 Résumé

Les processus de colonisation végétale dans les sites utilisés pour l'extraction du sable et du gravier afin de construire des routes est souvent lent et ressemble à la succession primaire. Cette étude visait à identifier les communautés végétales qui colonisaient spontanément les bancs d'emprunts soumis à un climat boréal et à évaluer le rôle des variables environnementales lors du processus de colonisation. Elle devrait aussi aider à identifier des combinaisons d'espèces à utiliser et les contraintes à réprimer afin de restaurer les bancs d'emprunt abandonnés. Un total de 505 relevés de végétation ont été effectués dans 117 bancs d'emprunt abandonnés situés dans les hauts plateaux de la forêt boréale, à 120 km à au nord-est de Québec, Canada (Parc des Grands Jardins). Le pourcentage de recouvrement de chaque espèce a été évalué visuellement pour toutes les communautés dans chacun des bancs d'emprunt. Les caractéristiques de la pente et du substrat ont été évaluées. Des analyses de groupement, de redondance et d'arbre de régression multivariées ont été effectuées. Nos résultats montrent que les bancs d'emprunt sont toujours soumis à des processus de succession primaire plusieurs décennies après leur abandon. Les principaux colonisateurs primaires des bancs d'emprunt sont les bryophytes et les lichens. La physicochimie et la quantité d'eau du sol sont les variables qui influencent le plus le processus de colonisation. Nous avons observé que, selon les conditions environnementales, les bryophytes *Polytrichum piliferum*, *Niphotrichum canescens*, et les lichens du genre *Stereocaulon* et *Trapeliopsis granulosa* seraient de bons candidats pour restaurer les bancs d'emprunt situés dans les forêts boréales.

Mots clés: Bord de route, construction de route, réhabilitation, régénération spontanée, succession, bryophytes, lichens, restauration.

2.1 Abstract

Plant colonisation after sand and gravel extraction for road construction is slow and is often compared to processes of primary succession. The goal of this study was to identify the plant communities that spontaneously colonise borrow pits located in boreal climate zones and to assess how environmental variables influence this colonisation process. It should also help identifying specific combination of plants to use as well as the main constraints to repress in order to restore abandoned borrow pits. A total of 505 vegetation plots were

inventoried in 117 borrow pits located in the boreal forest highlands, 120 km northeast of Quebec City, Canada (Parc des Grands Jardins). Species cover (%) was visually estimated for different plant communities within each borrow pit. Slope and soil characteristics were evaluated. We used multivariate analyses, including clustering, redundancy and regression tree analyses. Our results show that borrow pits were still undergoing primary succession processes several decades after abandonment. The main pioneer species are bryophytes and lichens. Soil water content and physicochemistry of the soil has the greatest influence on the spontaneous recolonisation of borrow pits. We observed that, based on the prevailing conditions, the bryophytes *Polytrichum piliferum*, *Niphotrichum canescens*, lichens of the genus *Stereocaulon* and *Trapeliopsis granulosa* could be good candidates to restore borrow pits located in boreal forests.

Key words: Road side, road construction, site rehabilitation, spontaneous regeneration, succession, bryophytes, lichens, restoration.

2.2 Introduction

Large quantities of gravel and sand are required for road construction. In many cases, these granulates are extracted from glacial deposits adjacent to future road course, forming borrow pits. Extraction can account for up to 40% of disturbances associated with road construction (Johnson 1987). Recently, the road system in northern Canada has developed rapidly, triggered by an increasing need to access the boreal forest for the development of logging and mining operations, as well as high flow rivers for hydroelectricity.

Many factors limit plant establishment in borrow pits after abandonment. Most of these factors are a consequence of exposing underlying sandy and coarse glacial deposit. Sand in northern Canada is usually formed by the weathering of the silicate-dominated bedrock forming the majority of the Canadian Shield. Sand derived from silicate contains a good amount of quartz, a very stable primary mineral (Brady and Weil 2004). Moreover, the water and nutrient retention capacity is limited in coarse-textured soils. The complete removal of the soil profile results in the loss of the organic matter layer, soil microorganisms and nutrients, which further exacerbates the fertility and water retention problems of borrow pits (Harper and Kershaw 1997). Plant establishment is also impeded

by the active erosion still taking place on steep slopes many decades after abandonment. Due to the severity of disturbances in borrow pits, plant succession after abandonment is very slow – up to several centuries – and may be similar to processes of primary succession (Kershaw and Kershaw 1987, Walker and Walker 1991). Borrow pits are characterised by an absence of soil, seed banks, propagules or rhizomes.

In borrow pits and in similar coarse-textured substrates, many authors argue that reclamation or restoration is necessary to initiate and accelerate plant colonisation of disturbed sites (Johnson 1987, Pietrzykowski and Krzaklewski 2007). Most studies have focussed on the reintroduction of native and/or commercial exotic grasses (Gretarsdottir *et al.* 2004, Tormo *et al.* 2007) or of nitrogen fixing plants such as legumes and alders (Labbé *et al.* 1995a, Smyth 1997). The results of these experiments often provide mixed-responses. A successful establishment of the introduced plants is usually observed, but it does not facilitate native species colonisation. Moreover, the re-introduced plants can remain dominant, which lead to restored landscape characterised by low diversity (Bishop and Chapin 1989, Densmore 1992, Brown and Rice 2000).

Further constraints need to be taken into consideration when working in a boreal climate. The absence of protected micro sites for seedling establishment coupled with a short growing season creates a reduced reproductive effort and a slower growing rate for vascular plants (Chambers 1989, Billings 1992, Urbanska 1997). Thus, the typical restoration techniques using vascular plants in the northern climates needs to be re-evaluated, since these plants may not establish and grow as fast as desired. If the introduced plants successfully establish, they may remain dominant in the landscape even if they are not typical in northern ecosystems. Most studies in borrow pits and similar environments have focused on vascular plants (Bishop and Chapin 1989, Baig 1992, Holl 2002, Khater *et al.* 2003), while totally or partially ignoring bryophytes and lichens even though they are often pioneer species in northern biomes (Glime 2007a, Kranner *et al.* 2008). The first step in developing promising restoration techniques is to gain a better understanding of the action of environmental constraints and how they affect the spontaneous plant recolonisation in borrow pits.

The first objective of the study was to identify primary colonisers as well as plant communities that spontaneously colonised borrow pits. We hypothesised that bryophytes and lichens would be dominant in a majority of plant communities because they are better adapted to these harsh climatic conditions than vascular plants (Glime 2007a). The second objective was to determine which environmental conditions influence the establishment of the plant communities as previously identified. Soil moisture and nutrient availability should be important factors in determining the distribution of the plant communities (Baig 1992). This study should help identifying specific combination of plants to use as well as the main constraints to repress in order to restore abandoned borrow pits.

2.3 Material and methods

2.3.1 Study area

The study area is located in the highlands (mean altitude of 800-900 m a.s.l.) of Charlevoix region, 120 km northeast of Quebec City (Quebec, Canada). It extends between 47°30' N and 47°60' N and 70°30' W and 71°00' W, encompassing the territory covered by the Parc national des Grands Jardins (PGJ). The area is situated in the transition zone between the mixed forest and coniferous forest (Bergeron 1996) and is characterised by a boreal climate (average annual temperature of 0°C and average annual precipitation of 1000 mm·year⁻¹) due to its altitude. This climate, coupled with a high turnover of natural and anthropogenic disturbances such as fire, logging and spruce budworms outbreak, favoured the establishment of spruce boreal forest and lichen woodlands, which are found in the region at their southernmost distribution (Payette *et al.* 2000). Soils of the region are mainly spodosols which have developed over till or fluvio-glacial deposits.

2.3.2 Plant surveys

We surveyed 117 borrow pits along 50 km of primary roads (2 lanes, paved), 79 km of secondary roads (2 lanes, unpaved) and 25 km of tertiary roads (1 lane, unpaved), covering an approximate area of 550 km². All borrow pits within the study area that were located into glacial deposit (fluvio-glacial deposit and till) with an altitude above 640 m were included in this research. Borrow pits showing signs of anthropogenic disturbance such as reclamation, car tracks or waste soil and plant disposal were not sampled. Transects were

laid every 25 m along the length of the borrow pits, perpendicular to the road, excluding a border of 10 m at each margin to avoid edge effect. For nine large borrow pits revegetated uniformly, the number of transects was reduced to one every 50 m in order to maximise the geographical distribution of sampling over the season. Along each transect we identified all the different plant communities based on species assemblages and topography. At the center of each plant community, we identified all plant species and visually estimated their percent cover within 1 m² quadrats. When shrubs and trees were taller than one meter, we estimated the coverage of these species in a 4 m² quadrat to increase accuracy. Vegetation surveys were also performed in the natural ecosystem adjacent to the borrow pits to define a reference ecosystem. We surveyed a total of 505 plots: 460 in borrow pit plant communities and 45 in natural surrounding communities. We maximised the number of different plant communities surveyed in borrow pits in order to cover the whole diversity of communities and environmental conditions rather than evaluating their relative abundance or dominance.

Most bryophytes, lichens and vascular plants were identified to the species level, whereas liverworts were identified to the genus level. For the analyses, species for which the identification was uncertain due to the existence of hybridized forms (i.e. willows and birches) were grouped to the genus level. We also grouped some species that formed soil cryptogam for which the individual percent cover was difficult to accurately evaluate. Such was the case for a black biological crust that is mainly composed of different species of liverwort and bacteria. In the same way, we grouped the lichen species *Trapeliopsis granulosa* with species of the genus *Stereocaulon* because they could form a continuous crust for which individual assessment of the coverage was inaccurate. Although the fruticose form of the lichen *Stereocaulon paschale* was separately recorded in the field, we pooled it with the aforementioned *Stereocaulon* group because no biological information lead us to believe it occurs under different conditions than the crustose form of the same species. Indeed, preliminary analyses performed with the two forms of *Stereocaulon* separated have shown that they were closely correlated.

2.3.3 Environmental variables

We evaluated the prevailing environmental conditions for each plot (see Table 2.1 for details). We measured five categorical variables: the year the borrow pit was first exploited (later called age of the borrow pit) which was estimated from interpretation of aerial photographs, its surrounding natural community, the type of glacial deposit present, the soil texture and the location of the sample plot on the slope. We also measured four continuous quantitative variables: the altitude of the borrow pit, its area, the proportion of fine material in the soil, and the inclination of the slope for each sample plot.

One soil sample was collected per community by borrow pit. In other words, soil samples were all collected for the first transect and then if the same plant assemblage was encountered again in the following transects, sampling was not repeated. Electrical conductivity and pH for all soil samples were measured. Because physiochemical analyses for all 505 samples would have been too costly, we selected 299 samples for analysis. Samples were chosen in order to maximise the diversity of communities. Of these 299 samples, 20 came from the surrounding natural community and 279 originated from borrow pits (213 from 2007 and 66 from 2008). Concentration of available P, K, Ca, Mg, Al, Cu, Fe were measured (see table 2.1 for details). Physiochemical analyses were performed at Laval University (Laboratoire Daishowa, Envirotron, Québec, Canada). For all the sites surveyed in 2008, we additionally measured the soil water content using a WET sensor within a single day for all sample plots. Since we did not mark the exact location of each sample plots that were performed in 2007, it was impossible to go back and measure the soil water content in those sites.

Table 2.1 Description and units of environmental variables measured for each sample plot.

	Variables	Description
In all plots (505)	Categorical variable (nb of classes)	Classes
	Year of first exploitation (5)	before 1950, 1951-1964, 1965-1981, 1982-1996, and after 1996
	Immediately surrounding natural community (6)	Black spruce feather moss forest, Spruce-lichen woodland forest, Forest affected by fire, Logged forest, Broadleaf forest or Borrow pit
	Glacial deposit (2)	till or fluvial deposit
	Situation of the sample on the slope (9)	Ordered following a hypothetical humidity gradient from the driest location to the wettest areas of the slope as following: depression, ledge, flat terrain, foot of slope, bottom of the slope, middle of the slope, top of the slope, cliff, summit
	Soil texture (5)	sand, loamy-sand, sandy-loam, loam or clay
	Continuous variables (units)	Details
	Proportion of fine particles in the soil (%)	particles with a diameter under 2 mm
	Altitude of borrow pit (m)	range : from 641 m to 955 m above sea level
	Estimation of the area of borrow pit (m ²)	(width of borrow pit)·(length of the longest transect)
	Inclination of slope at the sample location (%)	range : from 0% to 80%
In 299 plots : 20 natural + 279 borrow pits	Physicochemical variables (units)	Analytical method
	pH	Measured by water dilution of 1:1, range : 3.13 to 6.80
	Electrical conductivity (µS·cm ⁻¹)	Measured by water dilution of 1:1, range : 1.9 to 263,0 µS·cm ⁻¹
	P, K, Ca, Mg, Al, Cu, Fe (mg·kg ⁻¹)	Measured by MIII extract
	Soil water content* (%·vol ⁻¹)	Measured on site with WET sensor, (WET1 version 1.2 Deltat-T Devices Ltd)

* Evaluated on the 66 samples from 2008 only

2.3.4 Statistical analyses

To minimise the bias induced by rare species, we included only species with either a frequency or a mean abundance (mean coverage of a species in all sample plots) of at least 5% over all sample plots in the data set. We identified the 25 most frequent and abundant species. We calculated the mean abundance for all sample plots where species was present at more than 1%.

We then used clustering analysis to identify the plant communities that most frequently colonised borrow pits. We applied Ward's minimum distance clustering method on species data using Hellinger distance association coefficient. Using this coefficient, similarity between sites is estimated based on the differences of abundance of the most common species, whereas less importance is given to differences in the abundance of rare species (Legendre and Legendre 1998). We performed the clustering analyses on all sampling plots for which we had the physicochemical data (n=299).

Additionally, we tested the importance of the environmental variables using a forward selection with the two stopping criteria proposed by Blanchet *et al.* (2008) to reduce type I error. Using only the significant variables issued from the forward selection, we then performed a redundancy analysis (RDA) to determine how those environmental variables influenced the distribution of the plant communities previously identified. Since natural sites were clearly different from borrow pit sites (in terms of species composition as well as physiochemistry) we included only sample plots inventoried in borrow pits in the analysis (n=279). The significance of the RDA analysis and of the two first axes was tested using Monte Carlo permutation tests (n=999). To facilitate the interpretation of the RDA diagram, equiprobability ellipses (including 50% of the sites of the same plant community) were drawn. We also performed a principal component analysis (PCA) on the vegetation abundance to compare the amount of variation explained by the constrained axis of the RDA with the one explained by the theoretical axis of the PCA. In addition, we performed two separated RDA for each year (2007 and 2008) to aid in interpreting our results. We used R software (R Development Core Team, 2008) for all statistical analyses, more precisely the *Vegan* (Oksanen *et al.* 2008), *Ellipse* (Murdoch and Chow 2007), and *Packfor* (Dray *et al.* 2007) packages for all the prior analyses.

Finally, we performed multivariate regression tree (MRT), which can be considered as a constrained clustering method since it allows the grouping of species on the basis of both species assemblages and environmental variables (De'Ath 2002). In this study, MTR was used to predict which plant assemblage should be favoured for the restoration of borrow pits based on the environmental conditions prevailing after abandonment. The analyses were performed for the sampling plots for which the physicochemical data were measured (n=279), excluding sampling plots from the natural ecosystem. We also excluded the “year of first exploitation” variable because we wanted to predict which community assemblages to favor directly after abandonment of borrow pits. MRT analyses were performed with mvpart package (Therneau *et al.* 2007).

2.4 Results

2.4.1 Frequency and abundance analyses

The 24 most frequent and abundant species in plant communities of borrow pits were classified by life form (Fig. 2.1; see Appendix 2.1 for a complete list of the species that were included in all the analyses, along with their corresponding code). *Polytrichum piliferum* was the most frequent species, followed by the association of *Trapeliopsis granulosa* and *Stereocaulon* spp., and *Polytrichum commune* var. *commune*; with respective frequencies of 70%, 60% and 51% in the vegetation surveys, and average covers of 14%, 20% and 17%. In general, bryophytes and lichens species tended to be more frequent (25% for bryophytes and 34% for lichen on average) and abundant (15% for bryophytes and 12% for lichen on average) than vascular species (frequency of 17% and abundance of 9% on average). Four of the eight most frequent bryophyte species belong to the *Polytrichaceae* family (the three *Polytrichum* and *Pogonatum urnigerum*). The most frequent vascular species were *Picea mariana* and *Ledum groenlandicum*, two typical species of the surrounding boreal forest. However, many ruderal species were also present, such as *Deschampsia flexuosa*, *Carex crawfordii* and *Anaphalis margaritacea*. Some species tended to be less frequent, but when they were present they covered large areas, i.e. *Sphagnum* spp, *Pleurozium schreberi* and *Niphotrichum canescens* subsp. *canescens* and *Larix laricina*. The biological crust, which is mainly composed of algae, lichens and

liverworts (not shown on the graph) was also among the most frequent and abundant species with a mean abundance of 21% and a frequency of 30%.

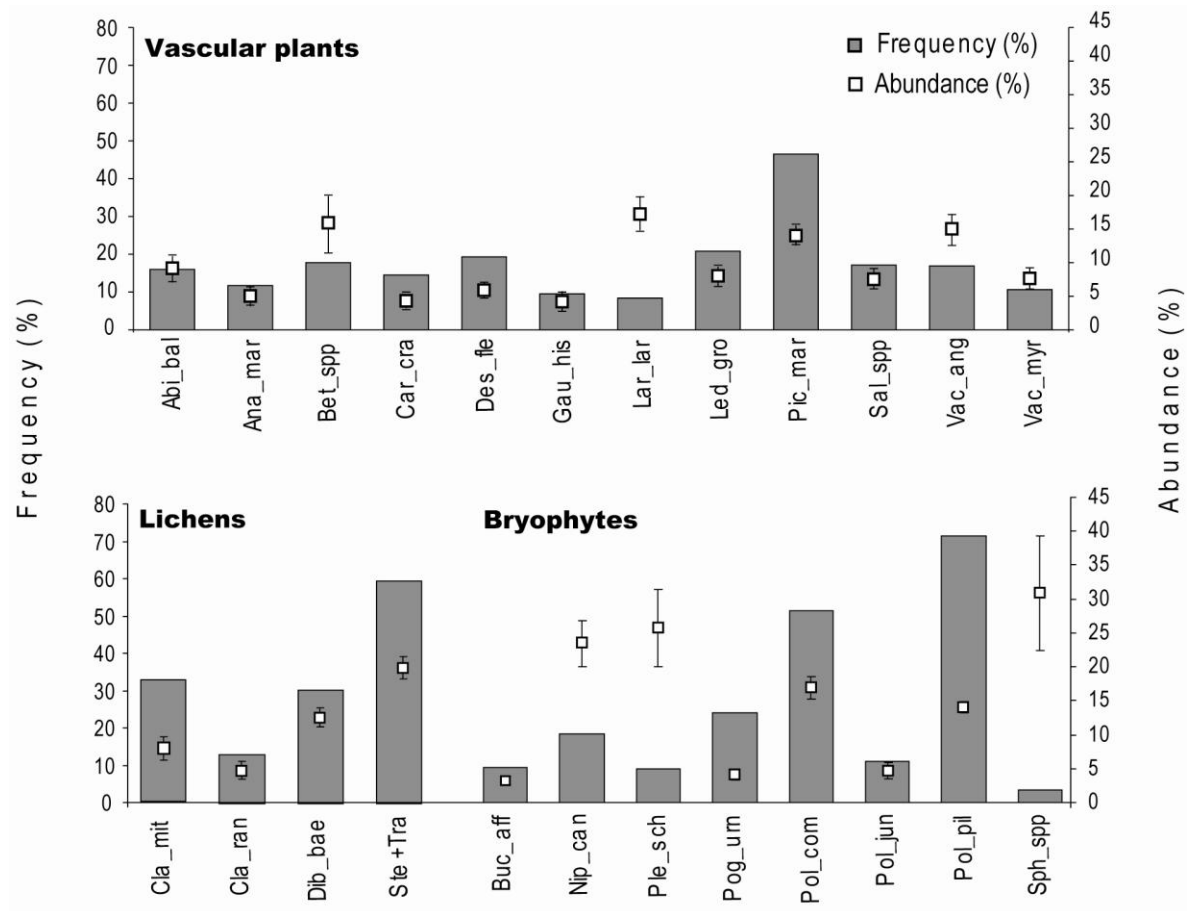


Fig. 2.1 The 24 most frequent and/or abundant species found in borrow pits in 2007 and 2008 classified by life form. The frequency (bar chart) represents the percentage of the samples where the species was present (total number of samples is 460). The mean abundance (squares \pm SE) is the average cover of the species in 1 m², excluding all the sites where the species covered less than 1%. See Appendix 2.1 for the complete name of the species and their frequency and abundance. The biological crust, which is mainly composed of algae, lichens, and liverworts (not shown on the graph because it is not an individual species) was also among the most frequent and abundant species with a mean abundance of 20% and a frequency of 30%.

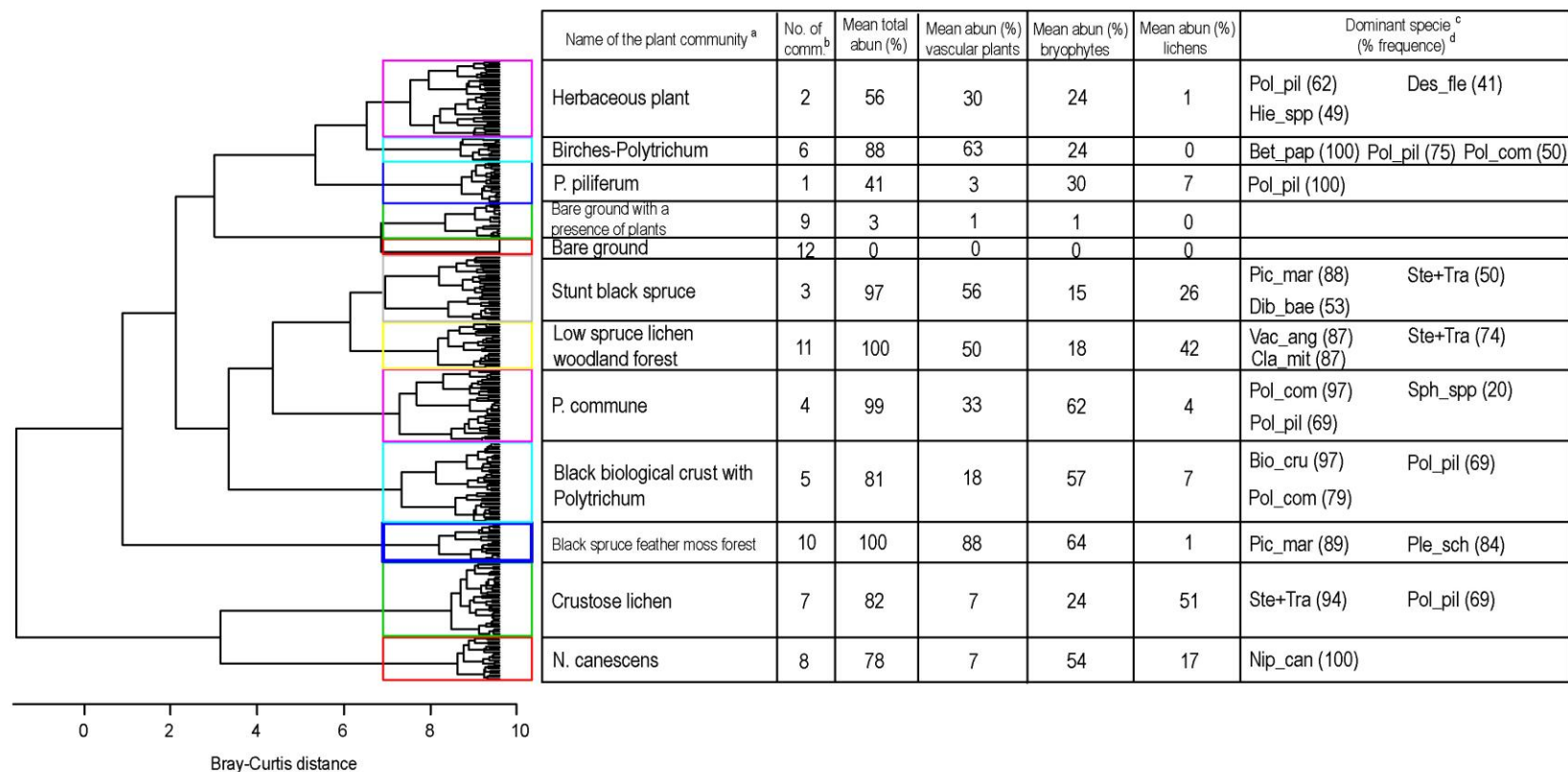
2.4.2 Clustering analyses

Clustering analyses allowed us to identify 12 plant communities based on species assemblages (Fauth *et al.* 1996) that were typical of the spontaneous colonisation of borrow

pits (Fig. 2.2). Eleven communities were found in borrow pits: four of these communities were dominated mostly by bryophytes (#1, 4, 5 and 8), one mostly by lichens (#7), two by vascular plants (#3 and 6), two by vascular plants in association either with bryophytes or lichens (#2 and 11), and two communities were characterised by a prevalence of bare ground with virtually no vegetation (#9 and 12). The remaining community, the Black spruce feather moss forest (#10), encompassed most of the sites surveyed in the surrounding natural ecosystem (the natural reference sites). Four sites located in borrow pits were included in this cluster because of the presence of *Pleurozium schreberi* and *Abies balsamea* (see Appendix 2.2 for the specific description of each plant community).

Five natural reference sites were classified in communities other than the Black spruce feather moss forest: two in the community Low spruce-lichen woodland forest (#11), one in the Stunt black spruce (#3) community, one in *P. commune* (#4) community and a last one in Birches-*Polytrichum* (#6) community. All these reference sites were surveyed in natural forests that were different (i.e. a spruce-lichen woodland or a forest dominated by deciduous species). The Black spruce feather moss forest community (#10) was more similar to most borrow pits communities than were the *Niphotrichum canescens* (#8) and the Crustose lichen (#7) communities (Fig. 2.2). This is likely owing to the frequent presence of *P. mariana*, one of the dominant species of the Black spruce feather moss forest community (#10), in all the borrow pit communities except in the two mentioned above (#7 and 8).

Bryophytes and lichens were the most important components of all plant communities, generally accounting for at least half of the total mean abundance of plants (Fig. 2.2). Indeed, not only is *P. piliferum* the most frequent species (Fig. 2.1) it is also among the three most dominant species of half of the plant communities observed in borrow pits (Fig. 2.2). Lichen abundance seemed to be inversely correlated with the abundance of vascular plants, except in the Low spruce-lichen woodland forest community where both were abundant.



^a See Appendix 2.2 for the complete description of each community.

^b The number of the community is the same as in the Appendix 2.2 and in the RDA biplot (Fig. 2.3).

^c The dominant species are the species that had the highest abundance (% cover) in the samples classified in each community. See Appendix 2.1 for the complete name of the species.

^d The % frequency is the number of samples in which the species was present compared to the total number of samples that were classified in one community.

Fig. 2.2 Description of the 12 plant communities of borrow pits identified by clustering analyses. The plant communities were identified using ward's minimum distance clustering analyses. Bray Curtis distance was used. The analysis was performed on all sites for which physicochemical data was collected, including samples in borrow pits and in natural reference ecosystems (299 samples; see Table 2.1).

2.4.3 Redundancy analyses

For 2007-2008 analyses (without soil moisture measurements), 14 variables were retained by the forward selection procedure (Table 2.2). The RDA for 2007-2008 explained 18% of the total variance and the two first axes accounted for 9% of the total variance (Table 2.3). In comparison, the two first theoretical axes of the PCA explained 28% of the variance (Table 2.3). The third and the fourth axis of the RDA analyses were also significant, but we did not consider them in our analyses since the additional variation explained by those two axes was minimal (4%).

Table 2.2 Significant variables for the RDA of 2007 and 2008 selected by the forward selection.

Name*	Description	Cumulative adjusted r^2	F	P ≤
Fe	Iron concentration in soil	0.035	11.2	0.001
Al	Aluminum concentration in soil	0.050	5.3	0.001
INCL	Inclination of the slope at sample location	0.065	5.3	0.001
GLA_DEP	Type of glacial deposit forming the borrow pit	0.077	4.6	0.001
Ca	Calcium concentration in soil	0.088	4.5	0.001
ELE_COND	Electrical conductivity of the soil	0.098	3.9	0.001
AREA	Area of the borrow pit	0.103	2.5	0.002
NC_BP	Community surrounding borrow pit : borrow pit	0.109	2.7	0.003
TEXT	Texture of the soil†	0.114	2.7	0.001
FIN_MAT	Proportion of fine particles contained in the soil	0.118	2.1	0.013
NC_BLF	Community surrounding borrow pit : birch forest	0.121	2.0	0.011
pH	pH of the soil	0.124	1.9	0.011
YEAR	Year of first exploitation of the borrow pit	0.127	1.8	0.029
Mg	Magnesium concentration in soil	0.130	1.8	0.013
SIT_SLO	Position on the slope where the sample is situated	0.135‡	1.7	0.036

* Name of the environmental variables used in the RDA biplot.

† Ordered in decreasing order of sand content (sand<loamy sand<sandy loam<loam<clay) and was used as an ordinal numerical variable for RDA analyses.

‡ The cumulative r^2 adjusted is lower than the total variation explained by the RDA performed prior to forward selection with all explanatory variables (0,1414), meeting the second stopping criteria of Blanchet *et al.* (2008).

Table 2.3 Summary of results of the RDA performed with the significant variables identified by forward selection for both 2007 and 2008 data as well as for 2008 data only. PCA were run for interpreting results of the RDA.

		2007-2008			2008		
		% explained	F	P value	% explained	F	P value
RDA	Total	18.4	0.52	< 0.001	29.3	2.57	< 0.005
	Axe 1	6.1	2.76	< 0.001	10.3	5.43	< 0.001
	Axe 2	3.6	1.65	< 0.001	8.0	4.21	< 0.001
PCA	Axe 1	11.5			17.3		
	Axe 2	10.1			14.6		

Plant recolonisation was mainly influenced by the physicochemistry of the soil, namely the quantity of micronutrients (Fe, Al and Ca) as well as the pH and conductivity of the soil (Table 2.3). The texture of the soil and the year of first exploitation of the borrow pit were also among the most significant factors (Fig. 2.3). Sites exploited more recently with acidic soils and containing higher than average concentrations of iron were mostly colonised by the *Birches-Polytrichum* community (#6; Fig. 2.3). However, sites with pH closer to neutrality and exploited longer ago were mostly colonised by the Crustose lichen (#7) community and the *N. canescens* (#8) community (Fig. 2.3). Sites with low concentrations of magnesium, calcium, and with high inclination and coarse-textured soils were mostly colonised by *P. piliferum* (#1) community. Conversely, the four samples taken in borrow pits, but classified in the Black spruce feather moss forest (#10) community, were mostly found in sites with higher concentrations of magnesium, calcium, and with high electrical conductivity (Fig. 2.3). Communities dominated by both lichens and vascular plants were found on sites with intermediate concentrations of nutrients (#3 and 11), which explains their position around the center of the RDA figure (Fig. 2.3).

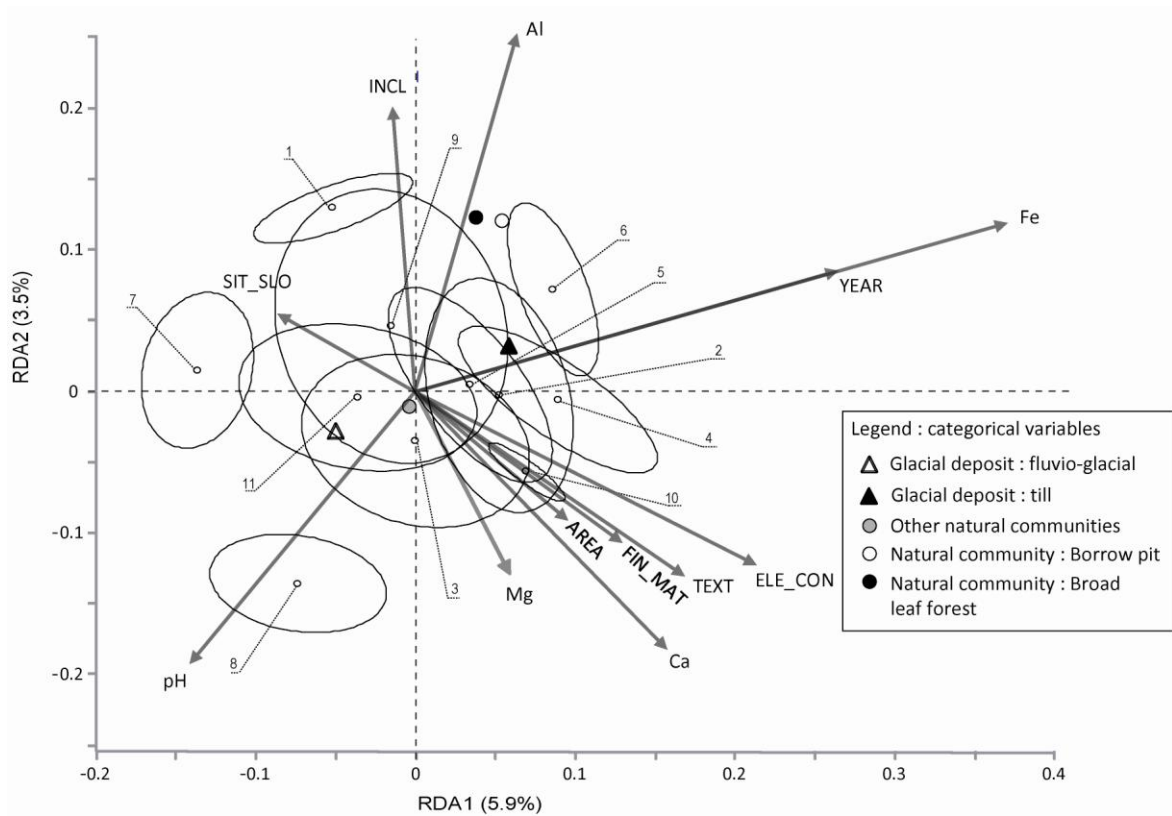


Fig. 2.3 Redundancy analysis performed on all samples surveyed in borrow pits in 2007 and 2008 using physiochemical data (279 samples; see Table 2.1). The arrows represent numerical environmental variables (EV - see Table 2.1 for the complete name of the EV and their units). The triangles and the circles represent the centroid of categorical EV (see legend at the bottom right corner for more details). The ellipses represent the plant communities and encompass 50% of the samples that were classified in a plant community. The numbers of the ellipse refers to the communities presented in Appendix 2.2 and Figure 2.2. The ellipse of plant community #12 (bare ground community) is not shown because of the absence of any plant species which caused problems for the localisation on the biplot.

When performed separately, the RDA of 2008 explained 29% of the total variance and the two first axes accounted for 18% of total variance (Table 2.3). In comparison, the two first theoretical axes of the PCA explained 32% of the variance. The age of the borrow pits, followed by the soil humidity and the iron soil concentration were the most influent variables in 2008 (not shown). The electrical conductivity, the surrounding natural community (logged forest versus other), and the inclination were also significant. The Black biological crust with *Polytrichum* and *P. commune* communities were located in the

most humid sites, whereas *P. piliferum* and the communities dominated by bare ground were located in the driest sites (not shown).

2.4.4 Multivariate regression tree analyses

Multivariate regression tree (MRT) analyses produced a tree with four terminal nodes that explained 12% of the total variance (Fig. 2.4). Three variables were retained as significant: soil concentration of iron, soil concentration of phosphorous, and electrical conductivity. The sites with high concentration of iron (above $183 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) and high electrical conductivity (above $7.8 \text{ uS}\cdot\text{cm}^{-1}$) were mainly colonised by *P. commune*, *P. piliferum*, and biological crust in association with *Picea mariana*. Sites of lower electrical conductivity were colonised by *P. piliferum* and *P. commune* as well, but *Stereocaulon spp* and *T. granulosa* became more abundant and birches replaced black spruces as the dominant species of the tree layer. On the other hand, in sites with low concentration of iron (below $183 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), *Stereocaulon spp* and *T. granulosa* lichens were always among the dominant species. High concentrations of phosphorous (above $35 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) were found in association with *Dibaeis baeomyces*, *P. piliferum* and *P. mariana*. When the phosphorus decreased below $35 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, the lichens *Stereocaulon* in association with *T. granulosa* and the moss *P. piliferum* were still dominant, but became less abundant and were found in association with *N. canescens*, the biological crust and *P. mariana*.

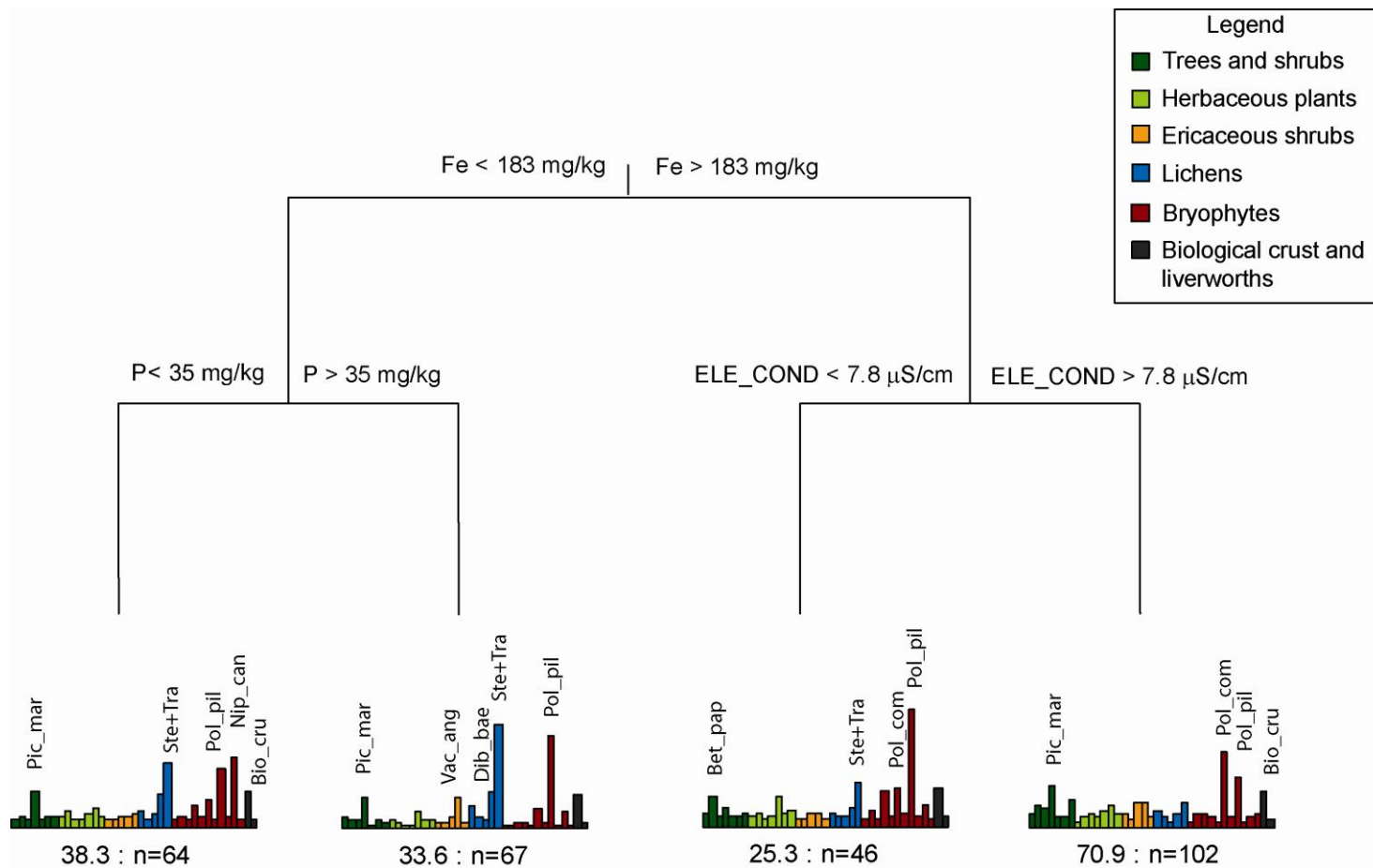


Fig. 2.4 Multivariate regression tree performed on all samples surveyed in borrow pits for which we had physiochemical data (279 samples; see Table 2.1). The analysis explained 12% of the total variance. Three variables were significant: the quantity of iron (Fe) and phosphorous (P) in the soil and the electrical conductivity of the soil (ELE_COND). At each node, the threshold value consists of the average between the two bound data that are in the dataset. The histogram situated at the bottom of the figure represents the average abundance of each species present in each terminal node. The different colors of the bars represent the type of lifeform (see legend). The number of samples included in each terminal node is indicated under the histogram.

2.5 Discussion

2.5.1 State of succession

Borrow pits represent an intense disturbance characterised by conditions similar to fresh glacial outwash (Walker and Walker 1991). We can infer that, after 15 to more than 60 years following abandonment, the borrow pits of the Parc des Grands-Jardins are still undergoing primary succession since the most frequent and abundant species were identified as primary colonisers such as the mosses *Polytrichum piliferum* and *Niphotrichum canescens* (bryophytes) as well as the lichens of the genus *Stereocaulon spp* (Fig. 2.1). These species are important pioneer species throughout the circumboreal region after disturbances such as glacier foreland (Viereck 1966, Chapin *et al.* 1994, Vetaas 1994, Jones and del Moral 2005, Raffl *et al.* 2006), abandoned roads and borrow pits (Kershaw and Kershaw 1987, Labbé *et al.* 1995b, Harper and Kershaw 1996, Karim and Mallik 2008) and after volcanic eruptions (del Moral and Lacher 2005, Cutler *et al.* 2008a). Not surprisingly, the main colonisers of borrow pits are bryophytes and lichens, which are poikilohydric organisms that can withstand periods of desiccation since they can suspend metabolic activities during dryer periods (Alpert 2000, Proctor *et al.* 2007, Sancho *et al.* 2007, Beckett *et al.* 2008). They also reproduce vegetatively from diaspores (Schofield 1985, Büdel and Scheidegger 2008) which is a major advantage in stressful environments. They tend to form dense carpets (short turf) that cover the ground. In an environment where erosion and water stress are major constraints, like borrow pits, this type of growth form should be advantageous because it could stabilise the substrate while maintaining higher relative humidity on the surface of the soil (Glime 2007a).

Many of the frequent vascular plants found in the borrow pits (*Deschampsia flexuosa*, *Anaphalis margaritacea*, *Achilea millefolium* and *Salix spp*) as well as the black biological crust (mainly composed of algae, lichens, and liverworts) are also primary colonisers of abandoned mines (Baig 1992, Takeuchi and Shimano 2009), borrow pits (Kershaw and Kershaw 1987, Borgegard 1990), glaciers foreland (Chapin *et al.* 1994, Vetaas 1994) or after volcanic eruptions (del Moral and Jones 2002).

Some species typical of the surrounding boreal forest were able to germinate and establish in borrow pits. These species were frequent, but only covered small areas, which indicates slow growth and poor survival of seedling (Fig. 2.1). For instances, a vast majority of black spruce seedlings were small and showed signs of poor growth such as yellowish needles and the presence of several terminal shoots suggesting frost damages. We believe that although these species were able to establish and germinate in borrow pits, they will not survive in the sandy substrate due to the lack of water, nutrients and protected micro sites. Our observations are consistent with Houle and Babeux (1994) who observed a poor survival of transplanted spruces, *Picea glauca* (Moench.), in borrow pits located in subarctic Quebec.

The very slow succession seemed to be in accordance with Cutler *et al.* (2008b) who observed very slow primary succession on lava flows in Iceland, where the colonisation and expansion of pioneer species proliferated during the first 100 years after the eruption. The colonisation by higher plants lasted from 100 to 600 yrs and was followed by the differentiation stage (>600 yrs). Our study emphasizes the severity of the disturbances taking place in borrow pits and, even if some authors argue that natural succession is sufficient to restore borrow pits (Kirmer *et al.* 2008, Rehoukova and Prach 2008), it does not seem to be the case for those located in the colder boreal climates.

2.5.2 Environmental constraints

The most important factors correlated to vegetation colonisation in borrow pits in boreal climates are the quantity of micronutrients present in the soil, the electrical conductivity, the texture and pH of the soil, as well as the age of the borrow pits. Many other revegetation studies on roadsides and abandoned mines confirmed the importance of nutrient availability (Baig 1992), pH (Prach *et al.* 2007, Karim and Mallik 2008), and soil texture (Rehoukova and Prach 2006). However, we acknowledge that these results must be loosely interpreted because a large proportion of the variability remains unexplained. A part of this variability could be explained by the time since disturbance (age of borrow pit) which we attempted to estimate from series of aerials photographs. The estimation derived from this photo-interpretation was not very accurate as it was impossible to determine on the image if the borrow pit was being exploited or had been abandoned. This probably

explains why this variable is selected among the latest variables (12th out of 14) in the model by the forward selection performed on data of 2007-2008 (see Table 2.2). However, when the analyses were performed for the data of 2008 only, the variable became more important, probably owing to greater variation in ages of borrow pits contained in this subset.

Nevertheless, the soil water content is a significant variable for explaining plant succession patterns. Even if soil water measurements were not included in the combined analysis of 2007 and 2008, the three variables used as surrogates of hydric conditions (soil texture, the proportion of fine particles contained in the soil and the situation of the sample on the slope) significantly influenced recolonisation processes. Moreover, the variation explained by the RDA performed with only the sites inventoried in 2008 was closer to the variation explained by the PCA (see Table 2.3), which indicates that, in 2008, the difference between the variation explained by environmental variables measured empirically and the variation explained by theoretical variables, was reduced. Soil water content can therefore be considered one of the major constraints influencing the recolonisation process in borrow pits of the region of the Parc des Grands Jardins. The importance of the soil humidity had also been recognised as a major variable influencing recolonisation in borrow pits (Rehounkova and Prach 2006) and roadsides (Karim and Mallik 2008).

2.5.3 Identification of species assemblages interesting for restoration based on prevailing environmental conditions

Given the slow pace of colonization processes, restoration measures should be implemented immediately following abandonment of the borrow pits. The results of the MRT analyses can be used to predict species that are better adapted to prevailing environmental conditions. In the Parc des Grands Jardins, the most important segregation seems to occur between soils with low and high iron content. This actually reflects the extent and depth of excavation of the borrow pits. Borrow pits were mostly exploited on spodosols which are characterised by the leaching of aluminum and iron from the A horizon to the lower horizons (Brady and Weil 2004). Soils exposed after shallow excavation thus contained low concentrations of iron, while deep excavation exposed

horizons which exhibited higher iron concentrations, as a consequence of the vertical leaching.

In low-iron soils, the concentration of phosphorus was the next determining factor for plant establishment. Phosphorous has been recognised as having an important impact on the growth of bryophytes of the genus *Polytrichum* (Chapin and Chapin 1980, Sottocornola *et al.* 2007). Thus, in the presence of relatively high concentrations of phosphorous, the introduction of *P. piliferum* in association with lichens of the genus *Stereocaulon* and *T. granulosa* should be favored, whereas in conditions of low phosphorous concentrations, the introduction of *N. canescens* in association with the *Stereocaulon* lichens and *T. granulosa* would be more beneficial. On the other hand, in high-iron soils, the electrical conductivity determined the best plants to reintroduce: in cases where electrical conductivity is high, the introduction of *P. commune* with *P. piliferum* and *P. mariana* is a good option, but when electrical conductivity is low, *P. piliferum*, lichens of the genus *Stereocaulon* in association with birches is a better option.

If the goal of restoration is to increase the plant diversity present in borrow pits, then species other than those mentioned above could be introduced, but improvements of environmental conditions by fertilisation or additions of organic matter for example, would be necessary to create conditions suitable for their establishment and development.

2.5.4 Conclusions

Even if most of the borrow pits we surveyed were in the state of primary succession, we were able to observe signs of facilitation by pioneer species in some well revegetated sections of the borrow pit. For example, *P. piliferum* was often found underneath the fruticose lichens in the Low spruce-lichen woodland forest community (#11), even if this species is not dominant in this community. This suggests that it was probably the first species to colonise the sites, improving the environmental conditions and favoring the establishment of the fruticose lichens.

Given the persistence of the disturbed state over decades following borrow pits abandonment, we concluded that plant reintroduction will be necessary for a timely restoration of borrow pits located in boreal climates. The rapid introduction of primary

colonisers following abandonment could reduce the time needed for revegetation and could promote the establishment of other plants. Indeed, in xeric and poor environments, positive interactions between plants tend to prevail rather than competition (Callaway and Walker 1997). For example, bryophytes can facilitate the establishment and growth of other plants by stabilising the substrate (Groeneveld and Rochefort 2005, Groeneveld *et al.* 2007), by playing a role of thermal isolation (McKendrick 1987), by capturing seeds, and by improving the germination and emergence of seedlings (Vantooten 1988). Specifically, *P. piliferum* can facilitate the germination and seedling survival of graminoids by improving the microclimatic conditions (Delach and Kimmerer 2002) and can reduce erosion in sandy environments because it possesses well developed rhizoids (Leach 1931). *N. canescens* forms a dense carpet that reduces erosion, provides organic matter and promotes the growth of an abundant and diverse soil microbial community (Bardgett and Walker 2004). Finally, lichens of the genus *Stereocaulon* are able to fix atmospheric nitrogen and may significantly increase the quantity of nitrogen available for other plants in borrow pits (Gunther 1989). In addition to potentially facilitate the growth of other plants, introduction of primary colonizers could be possible without complex amendment or reclamation practices because they are potentially able to withstand the harsh environmental (lack of organic matter, xeric and poor soil conditions).

Nevertheless, further studies should apply those finding based on succession theory to practical field trials, and test different methods of reintroducing the species targeted in this study to optimize the restoration of abandoned borrow pits.

2.6 Acknowledgments

This study was funded by the Institut Hydro-Québec en environnement, développement et société (Institut EDS), student grant to SHH and research grant to MP and LR, and by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (student grant to SHH and Discovery grant to MP and LR. SHH also benefited from a student grant from the department of Phytology (Université Laval). We would like to thank the Parc national des Grands Jardins for the access to the study sites and lodging and S. Garneau for facilitating field work logistic. We extend our warmest thanks to all the research assistants who

participated in this study, especially to C. Smith and V. Dufresne. We are grateful to M. Graf and C. Smith for English revision and D. Borcard for advises on statistical analyses.

Appendix 2.1

Species name and code for all species included in the analyses (species with frequency or abundance of 5% and more) with their frequency and abundance. 460 plots were inventoried in 117 borrow pits of the region of the Parc des Grands Jardins.

Lifeform	Code	Species name*	Frequency (%)	Abundance† ± SE (%)
Trees	Abi_bal	<i>Abies balsamea</i> (L.) P. Mill.	16	9 ± 1.9
	Bet_spp	<i>Betula papyrifera</i> Marsh. and <i>Betula populifolia</i> Marsh.	18	16 ± 2.8
	Lar_lar	<i>Larix laricina</i> (Du Roi) K. Koch	9	17 ± 2.8
	Pic_mar	<i>Picea mariana</i> (P. Mill.) B.S.P.	47	14 ± 1.2
	Pop_tre	<i>Populus tremuloides</i> Michx.	6	12 ± 2.3
Shrubs	Bet_nan	<i>Betula nana</i> L.	5	16 ± 4.6
	Sal_spp	Trees of the genus <i>Salix</i>	17	7 ± 1.0
Ericaceous shrubs	Gau_his	<i>Gaultheria hispidula</i> (L.) Muhl. ex Bigelow	10	4 ± 1.1
	Kal_ang	<i>Kalmia angustifolia</i> L.	5	4 ± 1.0
	Led_gro	<i>Ledum groenlandicum</i> Oeder	21	8 ± 1.0
	Vac_ang	<i>Vaccinium angustifolium</i> Ait.	17	15 ± 2.4
	Vac_myr	<i>Vaccinium myrtilloides</i> Michx.	11	7 ± 1.4
Herbaceous species	Ach_mil	<i>Achillea millefolium</i> L.	8	2 ± 0.2
	Ana_mar	<i>Anaphalis margaritacea</i> (L.) Benth.	12	5 ± 1.3
	Cal_can	<i>Calamagrostis canadensis</i> (Michx.) Beauv.	7	11 ± 5.3
	Cor_can	<i>Cornus canadensis</i> L.	5	10 ± 2.2
	Des_fle	<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	19	6 ± 0.8
	Hie_spp	Species of the genus <i>Hieracium</i>	16	9 ± 2.1
	Car_cra	<i>Carex crawfordii</i> Fern.	16	4 ± 1.0
Lichens	Cla_mit	<i>Cladina mitis</i> (Sandst.) Hustich	33	8 ± 1.5
	Cla_ran	<i>Cladina rangiferina</i> (L.) Nyl.	13	5 ± 1.8
	Cla_spp	<i>Cladonia</i> spp	14	3 ± 1.3
	Dib_bae	<i>Dibaeis baeomyces</i> (L. f.) Rambold & Hertel	31	13 ± 1.5
	Ste+Tra	<i>Stereocaulon paschale</i> (L.) Hoffm., <i>Stereocaulon condensatum</i> Hoffm. in association with <i>Trapeliopsis granulosa</i> (Hoffm.) Lumbsch	60	20 ± 1.7
	Bryophytes	Dit_lin	<i>Ditrichum lineare</i> (Sw.) Lindb.	8
Ple_sch		<i>Pleurozium schreberi</i> (Willd. Ex Brid) Mitt.	9	26 ± 5.7
Pog_urn		<i>Pogonatum urnigerum</i> (Hedw.) P.Beauv.	24	4 ± 0.8
Poh_spp		<i>Pohlia</i> spp	3	9 ± 2.1
Pol_com		<i>Polytrichum commune</i> Hedw. var <i>commune</i>	51	17 ± 1.7
Pol_jun		<i>Polytrichum juniperinum</i> Hedw.	11	5 ± 1.2
Pol_pil		<i>Polytrichum piliferum</i> Hedw.	70	14 ± 0.8
Buc_aff		<i>Bucklandiella affinis</i> (Schleich. Ex F.Weber & D.Mohr) Bednarek-Ochyra & Ochyra	9	3 ± 0.6

Nip_can	<i>Niphotrichum canescens</i> (Hedw.) Bednarek-Ochyra & Ochyra subsp. <i>canescens</i>	18	23 ± 3.5
Sph_spp	<i>Sphagnum</i> spp	3	31 ± 8.4
Jun_spp	<i>Jungermannia</i> spp	56	15 ± 6.6
Biological crust	Bio_cru Biological crust (composed in majority of liverworts and algae)	30	21 ± 2.0

* Nomenclature follows Faubert (2007) for bryophytes, Brodo (2001) for lichens and the SITI website (Système d'information canadien sur la biodiversité 2008) for vascular plants.

† The abundance is the average percent cover of the specie when it was present in a sample plot.

Appendix 2.2

Description of the plant communities identified by clustering analyses (Fig. 2.2). The Appendix 2.3 presents photos of each plant communities.

1. *Polytrichum piliferum* community

This community was characterised by the presence of *P. piliferum* alone, which covered between 10% and 75% (25% in average) of the soil surface (Fig. 2.2). It was growing sparsely and in isolation, covering only a small proportion of the ground. Alternatively, it was forming dense carpets covering more than 25% of the soil surface. This species tended to form dense circular colonies on sites where no strong environmental gradients were present. However, if growing conditions were harsher, the colonies developed more sparsely in protected site (Hobbs and Pritchard 1987). *P. piliferum* was a well known pioneer of xeric and poor environments throughout the circumboreal region, such as borrow pits (Labbé *et al.* 1995a, Harper and Kershaw 1997), glacier forelands (Vetaas 1994), and the boreal forest floor after surface fires (Marozas *et al.* 2007). At the study site, this moss was characteristic of dry and generally poor soils that displayed higher than average concentrations of aluminum ($1761 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} > 1412 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Fig. 2.3) and phosphorous ($38.72 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} > 34.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; results not shown). Other studies have demonstrated the positive effect of phosphorous fertilisation on introduced species of the genus *Polytrichum* (Chapin and Chapin 1980), notably *P. strictum* (Sottocornola *et al.* 2007).

2. Herbaceous plant community

The Herbaceous plant community was characterised by patches of ruderal herbs (graminoids and forbs) such as *Deschampsia flexuosa*, and *Hieracium spp* that covered about one third of the mineral soil surface (Fig. 2.2). *Polytrichum piliferum* sparsely covered the remaining ground. Other typical species of this community were *Anaphalis margaritacea* and *Carex crawfordii*. This community was typical of dry sandy surfaces. A similar pioneer community was found in sulphur mines in Japan (Takeuchi and Shimano 2009). *A. margaritacea* is also one of the pioneers species found in the pumice of the Mount St-Helens (del Moral and Jones 2002).

3. Stunt black spruce community

The shrub layer of this community was dominated by *P. mariana*, but *Larix laricina* and *Salix pyrifolia* was sometimes present (Fig. 2.2). The crustaceous lichens *Dibaeis baeomyces* and crustaceous lichens of the genus *Stereocaulon* colonised the ground layer when shading by the shrub layer was limited (< 50% of shade on the ground), but when the canopy was denser, the understory was colonised by bryophytes like *P. piliferum* and *N. canescens*.

4. *Polytrichum commune* community

The *Polytrichum* community was dominated by *Polytrichum commune*, which covered the majority of the soil surface in association with *P. piliferum* and *Sphagnum* mosses, but to a lesser extent (Fig. 2.2). This community was found on soils with relatively high electrical conductivity ($20.2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) for sandy soils and high iron ($349 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) content in the wettest parts of borrow pits (Fig. 2.3). *P. commune* was found in the wettest part of a dry environment which corresponds to its ecological niche (Boudreault *et al.* 2002, Odland and del Moral 2002, Laitinen *et al.* 2008). *P. commune* has been identified as an indicator species of wet till soils (Salmela *et al.* 2001).

5. Black biological crust with *Polytrichum* community

This community was dominated by a black biological crust that has been described by Chapin *et al.* (1994) as a mix of blue-green algae, lichens and liverworts, notably *Gymnocola inflata* (personal observations). It was consistently found with *P. piliferum* in dry conditions and with *P. commune* in wetter ones (Fig. 2.2). Other species that were found in that community were the crustaceous lichen *Dibaeis baeomyces* as well as seedlings of black spruces and willows. Based on field observations, water appeared to play a major role in the establishment and development of this community. This community was present in sites that were wet enough throughout the growing season because of surface runoff, or where water from snow melt accumulated during the first weeks of the growing season but dried up by the end of June. This community is also typical at glacier forelands (Chapin *et al.* 1994).

6. Birches-*Polytrichum* community

This community was generally characterised by a 60% cover of birches (*B. papyrifera*, *B. populifolia*, and hybrids of the two species) that reached a height of 1 to 2 m on average (Fig. 2.2). The soil was usually covered with litter (dead leaves) and mosses of the genus *Polytrichum*. *P. piliferum* was found in drier, more open areas, whereas *P. commune* was found directly underneath the shrub cover. This community was dominant in borrow pits with soil characterised by a low pH (average pH of 4.4), and high iron ($354.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) content (Fig. 2.3). Birches were found in primary succession after boreal forest fires (Stearns and Likens 2002, Chen *et al.* 2009) and have the ability to germinate and grow on mineral soil exposed to full sunlight.

7. Crustose lichen community

This community was dominated by crustaceous lichens, notably the crustose *Stereocaulon condensatum* and the crustose form of the dimorphic *S. paschale* in association with *Trapeliopsis granulosa* (Fig. 2.2). These species have been identified as pioneer species of abandoned borrow pits (Harper and Kershaw 1996), glacier forelands (Viereck 1966, Vetaas 1994) or young lava flows (Cutler *et al.* 2008a). In borrow pits of the Parc des Grands Jardins, it was often found in association with *P. piliferum* and occasionally with *N. canescens* (Fig. 2.2). This community was found on sites with low micronutrient concentrations (Fig. 2.3), but high phosphorous content ($40.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; results not shown). The crustose lichen community was consistently found in xeric sites, similarly to observations made on dry till soils in Finland (Salmela *et al.* 2001).

8. *Niphotrichum canescens* community

This community was characterised by a dense carpet of the species *Niphotrichum canescens* with virtually no other species present (Fig. 2.2). *N. canescens* is a typical pioneer of glacier forelands (Viereck 1966, Vetaas 1994, Jones and del Moral 2005, Raffl *et al.* 2006) of Mt-St Helens pumice (del Moral and Lacher 2005), and of borrow pits (Labbé *et al.* 1995a, Harper and Kershaw 1996). At the study site, this community was mainly found in humid soils with higher than average pH (5.21; Fig. 2.3).

9. Bare ground with a presence of plants community and Bare ground community (#12)

Two communities were dominated by bare ground with a virtual absence of vegetation. One was colonised by *P. piliferum*, seedlings of *P. mariana* and the *T. granulosa*-*Stereocaulon* spp, but with abundances of less than 1%. The other one was prominently bare ground?? These communities were not associated with any of the environmental conditions that we measured (Fig. 2.3). These communities may be found in sites with extremely harsh conditions that inhibit the establishment of vegetation, or they could represent sites that have been abandoned more recently.

10. Black spruce feather moss forest community

The Black spruce feather moss forest community included the sites that had been surveyed in the surrounding natural reference ecosystem, but also included four well revegetated borrow pits. *P. mariana*, which formed nearly enclosed canopy, and *Pleurozium schreberi*, which covered the entire ground surface, were found in most of the sites (Fig. 2.2). *Abies balsamea*, *Vaccinium myrtilloides*, *Ledum groenlandicum*, *Cornus canadensis*, and mosses of the genera *Dicranum* and *Sphagnum* were also commonly found in this community.

11. Low spruce-lichen woodland forest community

This community was dominated by an important shrub component mainly composed of ericaceous species (*Vaccinium angustifolium* and *Ledum groenlandicum*) in association with *P. mariana*, and *Betula nana* (Fig. 2.2). The soil was mainly covered with dimorphic lichens *Cladina mitis*, *Cladina rangiferina* and *Stereocaulon paschale* in its fruticose form (Fig. 2.2). This assemblage of species is similar to a spruce-lichen woodland (Payette *et al.* 2000), but differs in term of structure because the black spruces and the shrubs of the study sites were usually smaller than one meter.

Appendix 2.3

This Appendix presents photos of each plant community presented in the Figure 2.2 and Appendix 2.2.



Polytrichum piliferum community (# 1)



Herbaceous plant community (# 2)



Stunt black spruce community (# 3)



Polytrichum commune community (# 4)



Biological crust with *Polytrichum* community (# 5)



Birches-*Polytrichum* community (# 6)



Crustose lichen community (# 7)



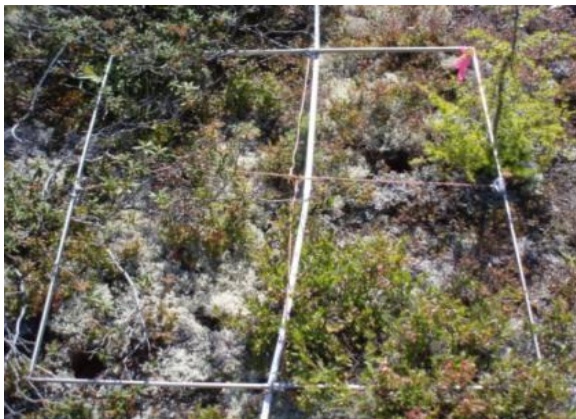
Niphotrichum canescens community (# 8)



Bare ground with a presence of plants community (# 9)



Black spruce feather moss forest community (# 10)



Low spruce lichen woodland (# 11)



Bare ground community (# 12)

Chapitre 3

Short term results of borrow pit restoration trials with bryophytes and lichens in boreal forest highlands

Essais de restauration à l'aide de bryophytes et de lichens dans des hauts plateaux de la forêt boréale : résultats à court terme.

3.1 Résumé

Les bancs d'emprunt (sites servant pour l'extraction de sable et de gravier lors de la construction de routes) sont principalement restaurés en introduisant des plantes vasculaires. La succession végétale y est très lente et, même après la restauration, le milieu peut être dominé par seulement quelques espèces qui ne sont pas nécessairement typiques de l'écosystème naturel avoisinant. Cette étude vise à évaluer l'effet à court terme de différentes techniques de restauration sur l'établissement de diaspores de bryophytes et de lichens introduits dans le cadre d'un programme de restauration. Les traitements testés sont l'addition de matière organique dans le sol, l'application d'un paillis protecteur de paille et la fertilisation azotée et phosphatée. L'étude montre que les bryophytes et les lichens introduits à partir de diaspores avaient la capacité de s'établir dans les bancs d'emprunt en une saison de croissance. L'application d'un paillis de paille avait un effet négatif sur l'établissement des espèces introduites. La fertilisation azotée améliorait l'établissement des plantes, qu'elles soient introduites ou non. Les résultats après une saison de croissance laissent croire que l'addition de matière organique dans le sol ou la fertilisation phosphatée n'amélioreraient pas l'établissement des diaspores de bryophytes et de lichens.

3.1 Abstract

Borrow pits – gravel and sand extraction sites associated with road construction – are mainly restored by introducing vascular plants. Yet, even after restoration, succession is slow and only dominated by few species, often atypical of the surrounding landscape. This study aims to evaluate the short term effect of different restoration treatments on the establishment of introduced diaspores of bryophytes and lichens. The treatments tested are: the supplementation of organic matter (industrial peat) to the soil, the application of a straw mulch, as well as nitrogen and phosphorous fertilisation. This study demonstrated that the bryophytes and lichens introduced from diaspores can establish within one growing season on sandy substrate of borrow pits. The application of a straw mulch had a detrimental effect on the introduced diaspores. Nitrogen fertilisation tended to improve the plant establishment, no matter if there was introduction of diaspores or not. The results after one year suggest that soil amendment and phosphorous fertilisation did not promote the establishment of the diaspores of bryophytes and lichens.

3.2 Introduction

Ecological restoration can be defined as “the process of assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged, or destroyed” (Society for Ecological Restoration International Science [SER] 2004). Sometimes it can rely on natural succession as a driving force that triggers the degraded ecosystem towards a functional and resilient restored ecosystem (Bradshaw 1997). Some authors argue that spontaneous colonisation can be advantageous for restoration of xeric and poor sites (Prach and Pysek 2001, Rehoukova and Prach 2008), especially for reducing restoration costs. However, most researchers agree that at least some active restoration is necessary in order to initiate the succession process (Walker and Walker 1991) especially when environmental conditions of the disturbed sites are extremely harsh (Prach and Hobbs 2008). Introduction of vascular plants is almost always done in order to stabilise the substrate and to facilitate the establishment of indigenous species for the restoration of disturbances characterised by poor and dry conditions like roadsides (Tyser *et al.* 1998, Tormo *et al.* 2007), dunes (Dejong and Klinkhamer 1988, Roze and Lemauviel 2004), grasslands (Foster *et al.* 2007), abandoned mines (Smyth 1997, Holl 2002, Reid and Naeth 2005b) and campsites (Zabinski *et al.* 2002, Cole 2007). Borrow pits – gravel and sand extraction sites associated with road construction –, are also mainly restored by introducing vascular plants (Labbé and Fortin 1993, Houle and Babeux 1994, Rausch and Kershaw 2007). Yet, even after restoration, succession is slow and these sites remain dominated by few species, often atypical of the surrounding landscape (Densmore and Holmes 1987, Matesanz *et al.* 2006).

The development of the road system is intensifying in northern Quebec because of the exploitation of natural resources like timber, minerals and high flow rivers for hydro-electricity production. Borrow pits therefore created are located in the boreal forest in which bryophytes and lichens are dominant (Boudreault *et al.* 2002). In a study of spontaneous revegetation, we have shown that bryophytes and lichens are the dominant primary colonisers of borrow pits located in boreal forest (Hogue-Hugron *et al.*, voir Chap. 2). We believe they could be used as pioneer species for restoring northern borrow pits, by stabilising the substrate (Leach 1931, Glime 2007a) and promoting seed germination and establishment of vascular plants (Bell and Bliss 1980, Delach and

Kimmerer 2002). In other ecosystems dominated by nonvascular plants like peatlands and alvars, introduction of bryophytes has proved to be a successful restoration technique (Rocheft 2000, S. Campeau, unpublished data). Among others, *Polytrichum strictum* is clearly a pioneer species in restored peatlands which contributes to the stabilisation of the peat surfaces and subsequently to the establishment of *Sphagnum* (Groeneveld *et al.* 2007).

The long term goal of this project is to evaluate the success of different restoration techniques for borrow pits located in the boreal forest. This study specifically aims to evaluate the effect of different restoration treatments on the establishment of introduced diaspores of bryophytes and lichens. Concretely, the treatment tested included the introduction of diaspores of bryophytes and lichens. It has been demonstrated that mosses can facilitate the establishment or growth of vascular plants by reducing erosion (Leach 1931), increasing the quantity of soil organic matter (Bardgett and Walker 2004), and by improving microclimatic conditions which promotes the germination and survival of seedlings (Bell and Bliss 1980, Delach and Kimmerer 2002). The lichens of the genus *Stereocaulon* are able to fix atmospheric nitrogen and may increase significantly the quantity of available nitrogen in borrow pits (Gunther 1989). Nevertheless, the effect of lichens on vascular plant establishment is mitigated. While lichen mats can reduce the emergence of vascular plants seedlings (Zamfir *et al.* 2001, Houle *et al.* 2003), they can improve conditions necessary for their growth (Steijlen *et al.* 1995, Houle *et al.* 2003). The second treatment tested was the addition of a straw mulch which can improve the survival of the introduced diaspores by maintaining higher relative humidity at the interface soil-air (Price *et al.* 1998), by reducing wind erosion (Chambers *et al.* 1990), and by promoting the germination of the vascular seed bank (Cook *et al.* 2006). The addition of organic matter (peat) was also tested because it can improve the nutrient and water retention capacity of the soil (Reid and Naeth 2005b) and increase soil carbon and nitrogen content (Curtis and Claassen 2009). Finally, we also tested fertilisation (N and P) because it can speed up the plant succession process (Kidd *et al.* 2006). It has also been demonstrated that phosphorous can promote the establishment and growth of bryophytes (Chapin and Chapin 1980, McKendrick 1987, Sottocornola *et al.* 2007). All these treatments were chosen in order to start rapidly the succession process after the abandonment of borrow pits.

3.3 Material and methods

3.3.1 Study site

The study area is located in the highlands (mean altitude of 800-900 m a.s.l.) of Charlevoix region, 120 km north-east of Quebec City (Quebec, Canada, Fig. 3.1) within the boundary of the Parc national des Grands Jardins (PGJ; 47°38' N, 70°42' W). The study site is located in the transition zone between the mixed and coniferous forests (Bergeron 1996). It is submitted to boreal climate which is characterised by cold temperatures (average annual of 0°C), due to its altitude, and by relatively dry (1000 mm/year) conditions. This climate coupled with a high turnover of natural and anthropogenic disturbances such as fire, logging and spruce budworm outbreaks favoured the establishment of spruce boreal forest and lichen woodlands, which are found in the region at their southernmost distribution (Payette *et al.* 2000).

3.3.2 Treatment description and experimental design

Three different experiments were set up. The first experiment aimed at testing different restoration techniques (thereafter called the *Restoration technique experiment*). It included three treatments: 1) introduction of diaspores, 2) mulching, and 3) organic matter supplementation, with two levels for each (either with or without). It was set up as a factorial experiment in a complete block design, repeated in four different borrow pits of the PGJ (see Fig. 3.1) for a total of 32 experimental units (1 m X 1 m plots) separated by one metre within each borrow pits. The first treatment consisted in introducing a mixture of five nonvascular species that had been identified as the main primary colonisers of borrow pits by a previous study on spontaneous recolonisation (Hogue-Hugron *et al.*, Chap 2). The species selected were three bryophytes: *Polytrichum piliferum* Hedw., *Niphotrichum canescens* (Hedw.) Bednarek-Ochyra & Ochyra subsp. *canescens*, and *Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid., and two lichens: *Stereocaulon paschale* (L.) Hoffm., and *Trapeliopsis granulosa* (Hoffm.) Lumbsch. The species were hand collected in adjacent borrow pits. The preparation of the diaspores consisted in separating the individual moss stems and lichen thalus one from another. All five species were introduced simultaneously

at a total ratio of 1:5 (1 m² of plant material was spread on 5 m² of surface to restore leaving plant material on the ground to promote spontaneous recolonisation of the donor site). The straw mulch used was one with long fibers (of oat) to get a light good structure atop of the introduced mosses and lichens at roughly a rate of 300 g·(m²)⁻¹, meaning in general a thickness of 10 cm but still letting light to reach the ground here and there in microsites. The mulch was autoclaved before application in order to avoid the establishment of undesired species. The organic matter treatment consisted in the addition of a uniform layer of 2 cm of commercial blond peat moss (Fafard et Frères Ltée) which was incorporated to the superficial layer of sand with a rake.

The objective of the second experiment was set up to test the effect of fertilisers (thereafter called the *Fertilisation experiment*). Three treatments were tested. It was set up as a factorial experiment in a complete block design, repeated in four different borrow pits of the PGJ (see Fig. 3.1) for a total of 64 experimental units (1 m X 1 m plots) separated by two metres within each borrow pits. The first treatment consisted in four restoration methods (thus four levels) which were a subset of the above mentioned treatments: 1) bare ground, 2) mulching only, 3) plant introduction and mulching, and 4) organic matter supplementation and plant introduction and mulching. For each restoration method, the effect of the addition of nitrogen and phosphorous fertilisation (both with only two levels: with or without) were tested. Both fertilisers were slow released. Nitrogen was added as polymer coated urea (44-0-0) and phosphorous as phosphate rock (0-13-0) at a respective rate of 1 g N·(m²)⁻¹ and 3 g P₂O₅·(m²)⁻¹. The fertilisers were applied manually.

An additional experiment testing the straw mulch density was conducted (thereafter called *Mulch density experiment*). We set plots with a variety of densities of straw in nine experimental units arranged in a complete randomised design. The highest mulch density for this experiment was 300 g·(m²)⁻¹ while the minimal density roughly corresponded to a quarter of the maximal density. The exact density for each plot was evaluated from a visual estimation (with a precision of more or less 5%) of the percent coverage of the mulch. The nine plots were installed in a single borrow pit which also contained one block of the *Restoration technique experiment* (block 4 on Fig. 3.1).

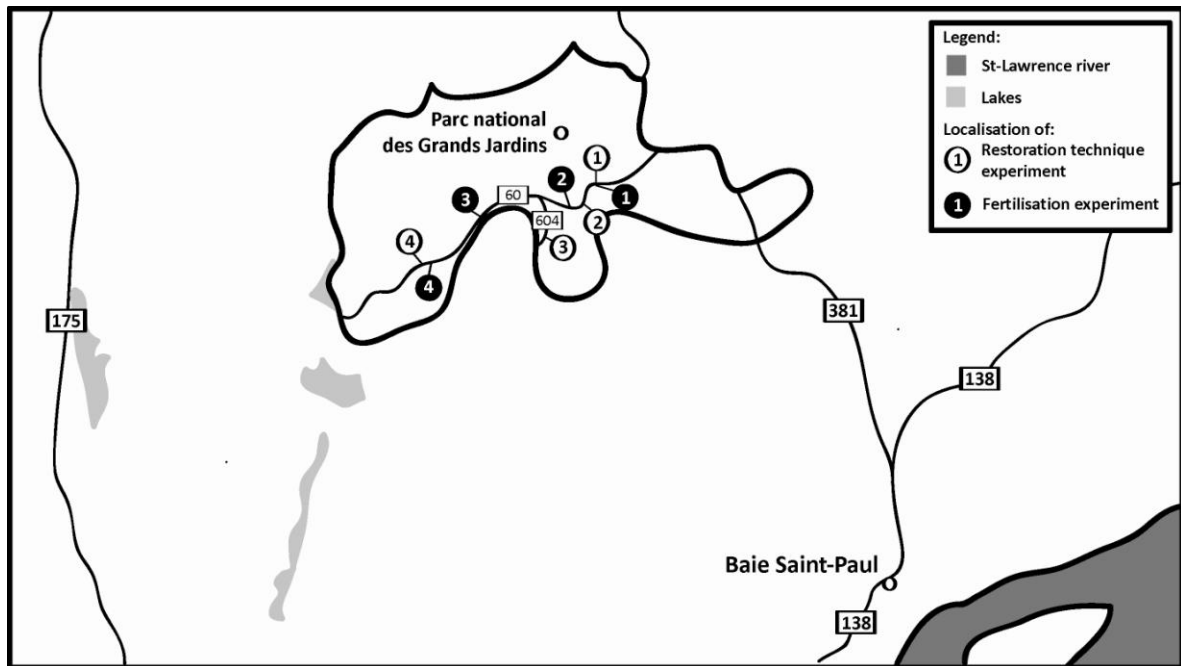


Fig. 3.1 Location of the Parc des Grands Jardins and of the eight borrow pits where restoration experiments were installed.

Eight abandoned borrow pits exhibiting very low level of plant colonisation were selected for the installation of the above experiments. The substrate of all borrow pits was fluvio-glacial deposit dominated by sand and gravel. Each borrow pits were at least one kilometre apart and the distance between the two borrow pits most apart for both experiments was 16 km (Fig. 3.1). The plots were all installed on a flat surface to avoid erosion. The surface of each plot had been refreshed with a rake before applying the different treatments. Photodegradable netting (mesh size of 2 cm) was applied on all plots with mulching, introduction or organic matter supplementation. All plots of the *Restoration techniques* and *Fertilisation experiments* were installed during the last week of May 2008. The plots of the *Mulch density experiment* were installed in the first week of July 2008.

3.3.3 Monitoring

A vegetation survey was performed in the first week of July 2009 (one year after experimental set up) in all the experimental units to evaluate the success of establishment. The percent coverage of all species was visually estimated in six randomly selected sub-

plots of 25 cm X 25 cm in all experimental units quadrats (1% accuracy from 1 to 10% and from 90 to 100% and 5% accuracy from 10 to 90%). Sub-plots were placed in order to minimise the edge-effect (at least 15 cm away from the edge of the plot). If a portion of a selected unit was disturbed (by animal tracks for example), it was not surveyed and replaced by another one.

Data loggers (HOBO Pro V2, Onset Computer Corporation) were installed in each experimental units of one block of the *Restoration technique experiment* in order to measure the climatic effect of the mulching treatment. They recorded the temperature and the relative humidity at intervals of 30 minutes from July 2 to September 15, 2008.

3.3.4 Statistical analyses

The vegetation establishment data were analysed for total vegetation cover as well as for particular species or lifeform (bryophytes, lichens) separately using ANOVAs in a factorial completely randomised block design for the *Restoration technique* and *Fertilisation experiments*. Vascular plants were not included in the analyses due to their very low abundance (less than 1% in average). The plant establishment data of the *Mulch density experiment* were analysed using regression analysis on total vegetation cover. Data were log or square root transformed when normality or homogeneity of variances criteria was not met. Protected LSD test was used to perform multiple comparisons ($p=0.05$). All analyses were done using the GLM procedure of SAS (SAS Statistical System software, v.6.12, SAS Institute Inc., Cary, U.S.A.). ANOVA's table are presented in Appendix 3.1

3.4 Results

3.4.1 Restoration technique experiment

Introducing a mixture of nonvascular plants had a positive impact on the revegetation of borrow pits. Indeed, the total average abundance (vegetation percent cover) when there was introduction of diaspore was of 23% whereas it was less than 1% for the plots without introduction after one growing season. Regarding plant diversity, a total of 24 taxa were recorded in the study plots. We identified six species of bryophytes (including the three introduced species), seven species of lichens (including the two introduced species) and 13 species of vascular plants that either grew spontaneously or came along with the diaspores.

The most abundant species were the one that were introduced from diaspores. *Niphotrichum canescens* was the most abundant with a mean abundance of 15%, followed by the lichen *S. paschale* (6%). The average abundance of the three other introduced species remained low (below 1%). The average abundance of vascular plants was as well very low (below 1%). The introduction of diaspores had a positive effect for all species except for *Polytrichum piliferum* ($F=3.29$; $P=0.084$; see Appendix 3.1 for ANOVA's table). Mulching had a negative effect on the establishment of diaspores (Fig. 3.2). This trend was observed for total vegetation (excluding vascular plants; $F=27.56$; $P\leq 0.0001$), bryophyte ($F=11.11$; $P=0.003$), and lichen covers ($F=48.09$; $P\leq 0.0001$). The detrimental effect of the straw was particularly important for lichens which covered in average seven times more surface when no protection was applied (mean cover \pm SD: $12 \pm 5.4\%$) compared to when a mulch was added ($2 \pm 1\%$). This difference was less important for bryophytes, but still they were two times more abundant in plots without mulch ($21 \pm 11\%$) than in plots with mulch ($10 \pm 6\%$). Finally, even if we did not analyse the data for vascular plants for most of the treatments, field observations suggested that the presence of the straw mulch may promote their establishment. Analyses performed on the cover of vascular plants confirmed that mulching had a positive effect on the establishment of vascular plants ($F=37.06$; $P\leq 0.0001$; results not shown). The supplementation of organic matter to the soil had no significant effect on the establishment of vegetation cover ($F=3.36$; $P=0.081$) or on individual species covers, except for *Polytrichum piliferum* which was virtually absent in plots without soil amendment while it exhibited a slightly greater occurrence on soils supplemented with organic matter (in average 1%).

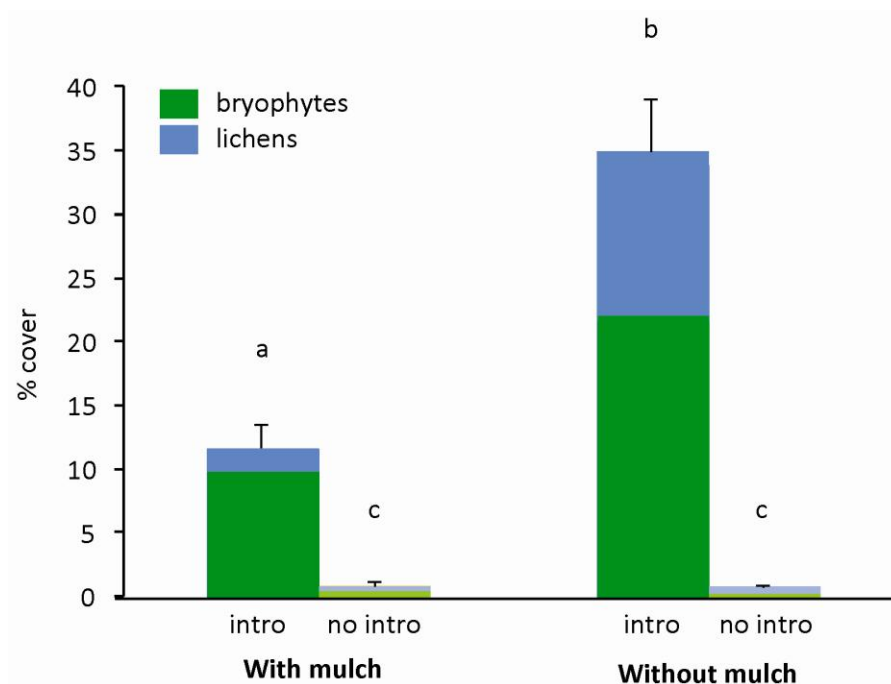


Fig. 3.2 Effect of the introduction of diaspores (introduction vs no introduction) and mulching (with vs without straw mulch) on the percent cover of plants (see description of the Restoration technique experiment in the text). Values are mean \pm SE (n=4). Different letters indicate significant differences among treatments for total vegetation as well as for bryophytes and for lichens (protected LSD tests, $p < 0.05$).

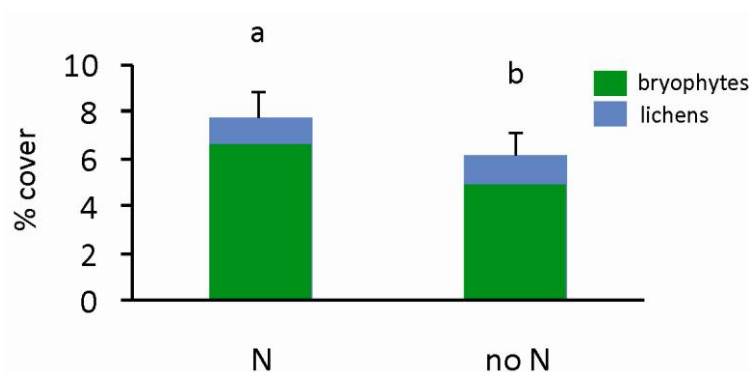


Fig. 3.3 Effect of nitrogen addition on the percent cover of plants for the Fertilisation experiment ($1 \text{ g} \cdot (\text{m}^2)^{-1}$). Values are mean \pm SE (n=4). Different letters indicate significant differences among treatments for total vegetation (excluding vascular plants because they were not abundant enough to be included in the analyses), as well as for bryophytes and for lichens (protected LSD tests, $p < 0.05$).

3.4.2 Fertilisation experiment

The mean total abundance (\pm SD) of vegetation was higher in plots that were fertilised with nitrogen ($8 \pm 8\%$; Fig. 3.3) than in the unfertilised plots ($6 \pm 7\%$; $F=6.14$; $P=0.0170$). The second experiment also showed the positive effect of the introduction of diaspores (Fig. 3.4) on total vegetation ($F=165.11$; $P\leq 0.0001$), bryophyte ($F=166.12$; $P\leq 0.0001$) and lichen covers ($F=32.08$; $P\leq 0.0001$). No significant effect of phosphorous fertilisation ($F=0.05$; $P=0.83$) was observed for total vegetation or any lifeform (results not shown).

3.4.3 Mulch density experiment

This experiment confirmed the detrimental effect of straw mulch on plant establishment. Indeed, total vegetation cover was negatively correlated with straw mulch density (Fig. 3.5). The same trend was also observed for bryophyte abundance only ($R^2=0.53$; $F=7.93$; $P=0.026$) as well as for lichen abundance only ($R^2=0.60$; $F=10.48$; $P=0.0143$), particularly for the crustaceous lichen *Trapeliopsis granulosa* ($R^2=0.93$; $F=99.30$; $P\leq 0.0001$).

3.4.4 Soil conditions

Plots with straw experienced more humid conditions at the interface air-soil throughout the growing season, in terms of daily minimum and average relative humidity (RH; Fig. 3.6). Lower maximal daily temperatures were also maintained under the straw mulch (data not shown). However, it must be acknowledge that the 2008 growing season was very humid. Indeed, from July 2 to September 15, we observed only thirteen days during which the relative humidity in the plots was below 40% during at least six hours in a row. The temperature during those dry periods was of 25.5 °C in average and they lasted no more than 10 hours. During those periods, the protection of the mulch helped maintain relative humidity about 7.6% higher than in the plots without mulch (data not shown).

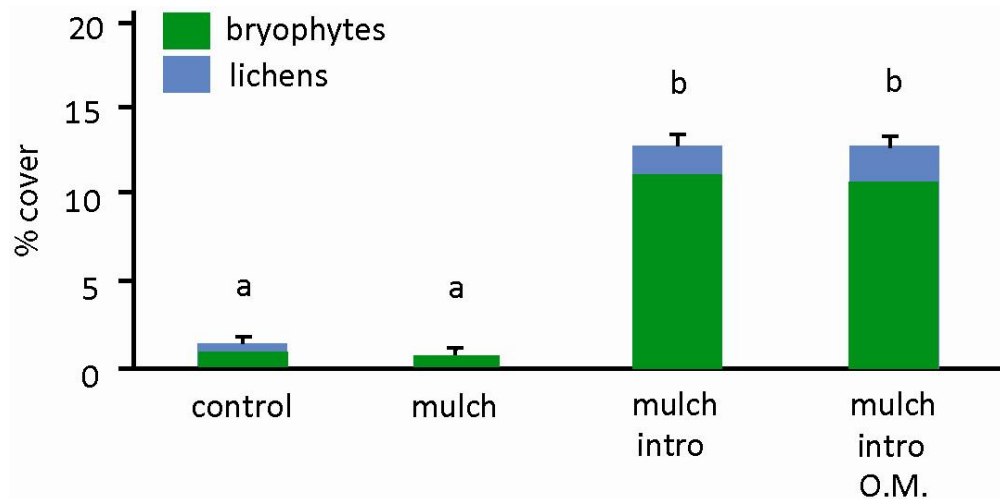


Fig. 3.4 Effect of the methods of restoration on the percent cover of plants for the Fertilisation experiment. The methods used are control (bare ground with no amendment), mulching (mulch), introduction of diaspores (intro) and soil amendment with organic matter (O.M.). Values are means \pm SE (n=4). Different letters indicate significant differences among treatments for total vegetation (excluding vascular plants because they were not abundant enough to be included in the analyses) as well as for bryophytes and for lichens (protected LSD tests, $p < 0.05$).

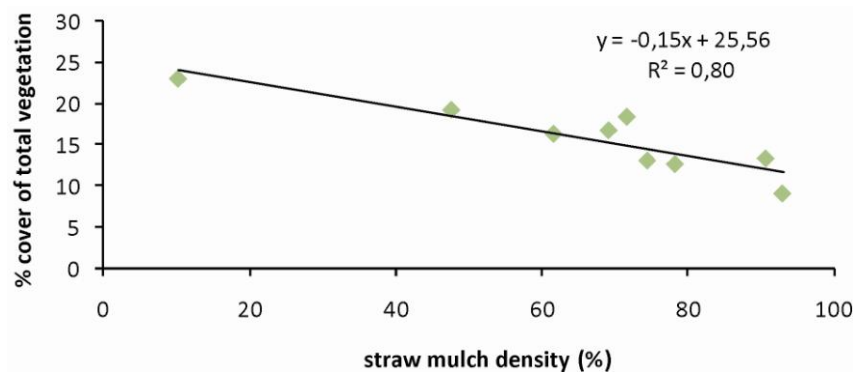


Fig. 3.5 Correlation between the straw mulch density (%) and the total vegetation cover (%).

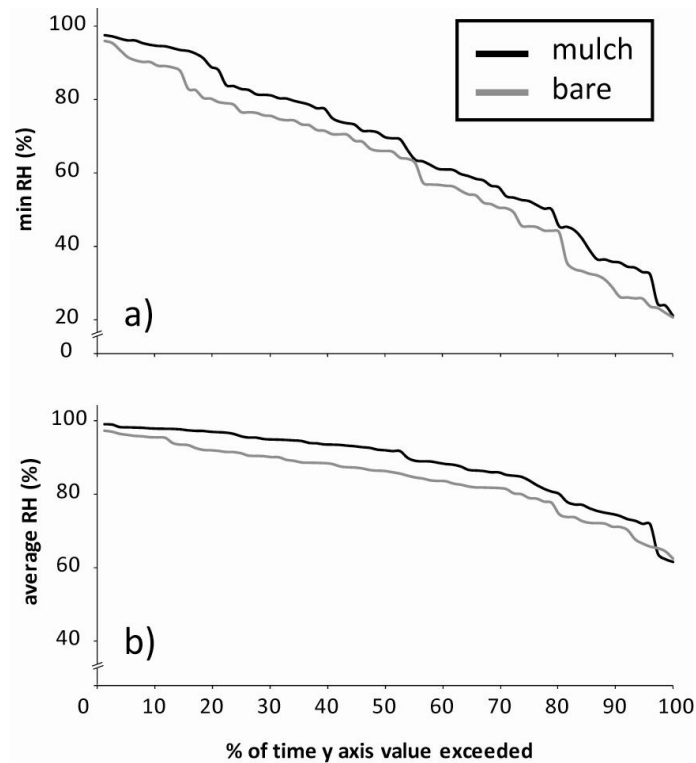


Fig. 3.6 Duration curves for a) minimal daily relative humidity (%) and b) average daily relative humidity (%). Data are from July 2 to September 15 2008. For example, this graph indicates that the average daily relative humidity (ADRH) was higher than 70% during 50% of the growing season while the ADRH was superior to 66% during 50% of the growing season in plots without mulch.

3.5 Discussion

3.5.1 Introduction of diaspores

Among the five species introduced, *N. canescens* was the one that showed the best results in terms of survival and establishment. This species naturally thrives in xeric and poor environment like glaciers forelands (Viereck 1966, Burga 1999, Raffl *et al.* 2006), volcan pumice (del Moral and Lacher 2005), borrow pits (Hogue-Hugron *et al.*, Chap. 2), alvar grasslands (Zamfir 2000) and even rooftops (Anderson *et al.* 2010). In addition to its low needs in nutrients and its drought resistance, this species is easily cultivated (Fletcher 2005) for green roofs (Anderson *et al.* 2010), and in Japanese gardens for example (Glime 2007b). Moreover, this species successfully established probably because it generally exhibits fast growth rates. For example, Kim *et al.* (Ph. D. wetland ecology; personal

communication, 12 mars 2010) grew the species in a greenhouse from shredded fragments and obtained a dense carpet (95% cover) in only 1.5 year.

The lichen *S. paschale* exhibited good survival without mulch, but no sign of expansion was observed after one growing season. These results are consistent with the fact that lichens are organisms that are able to survive in situation of extreme dehydration (Sancho *et al.* 2007), but that grow extremely slowly (Baron 1999). Indeed, the growth rate of a dimorphic lichen, *Cladina stellaris*, in subarctic Québec has been evaluated between 1.9 and 5.6 mm·yr⁻¹ (Boudreau and Payette 2004). The introduction of the bryophyte *P. piliferum* does not seem to be necessary in the PGJ because most of the introduced diaspores died while some individuals spontaneously grew in plots where there was no introduction. In cultivation experiments performed in Finland, Enroth *et al.* (University of Helsinki; personal communication, 9 mars 2010) also observed a poor revival of two species of the genus *Polytrichum* from both fragments and spores. However, this species is the most frequent and the most abundant species in borrow pits of the region (Hogue-Hugron *et al.*, Chap. 2) which proves its capacity to support conditions prevailing in abandoned borrow pits.

3.5.2 Mulching

In xeric and exposed sites, plant succession process often starts with bryophytes and lichens that colonise “safe sites” where the humidity is higher and the velocity of the wind is lower (Cutler *et al.* 2008a). In restoration, mulching is often recommended to “mimic” those safe sites because it reduces erosion (Petersen *et al.* 2004), prevents the occurrence of extreme temperature (Blanco-Garcia and Lindig-Cisneros 2005) and increases humidity at the interface air-soil (Price *et al.* 1998) which promotes the germination of the seed bank and protects the introduced diaspores. However, in our study, we observed a detrimental effect of the straw on the establishment of the introduced diaspores (Fig. 3.2 and 3.4). We must acknowledge that the straw mulch did improve the humidity conditions compared with the plots without straw (Fig. 3.6). However, for only 13 days (out of 76) was the relative humidity lower than 40% for more than six consecutive hours and the temperature was in average of only 25 °C (max of 28.6 °C). Rochefort (2001) has shown that diaspores of *Sphagnum* at room temperature were able to survive up to 12 hours in dry conditions

(RH \approx 14%), more than three days at relative humidity of 76% and up to 28 days in humid conditions (RH \approx 94%). Considering that *Sphagnum* mosses are characteristic species of wetlands, it is highly probable that the diaspores of the species we introduced (which are adapted to xeric conditions) did not need particular protection to survive to those 13 “drought” periods. Indeed, Anderson (2010) observed that *N. canescens* grew well under full sunshine. Moreover, even if the average daily relative humidity (ADRH) was higher in plots with mulch (50% of the growing season the ADRH in those plots was more than 70%) it was still high in plots without mulch (in those plots the ADRH was superior to 66% for 50% of the growing season; Fig. 3.6). In both cases, the relative humidity was high compared to the results obtained by Price (1998) in peatlands in which he recorded an ADRH superior to 50% in plots with mulch and to 45% in plots without protection, for 50% of the 1995 growing season. Because the growing season for 2008 was very humid, the positive effect of the straw mulch in improving the relative humidity at the interface air-soil seemed to be overwhelmed by its shading effect, reducing the quantity of light reaching the plants. Lichens are particularly sensitive to a diminution in the quantity of light (Cornelissen *et al.* 2001) because their photosynthetic capacity is lower than vascular plants on a weight basis (Baron 1999). Our field observations supported this hypothesis, since most of the introduced diaspores failed to establish under the mulch (Fig. 3.2 and 3.4).

3.5.3 Organic matter supplementation

Harper and Kershaw (1997) suggested that the integrity of the organic horizon is one of the most critical factor that affects soil development and succession processes. They also asserted that in cases like borrow pits, where the organic horizon is completely removed, the complete recovery of the ecosystem can last for several centuries. We therefore hypothesised that the addition of organic matter to the soil would improve plant establishment and growth. Although no significant differences were observed between plots with or without organic matter supplement after one growing season, the treatment tended to improve plant establishment. Indeed, the combination of treatments that exhibited the higher plant growth was the introduction of diaspores with organic matter supplementation (average cover \pm SD: $43 \pm 12\%$) followed by the introduction of diaspores alone (average cover \pm SD: $27 \pm 11\%$). The improvement of the water retention capacity of the amended soil is likely to explain the higher cover of vegetation (Borgegard 1990, Harper and

Kershaw 1997, Reid and Naeth 2005b). Organic matter particles also have the ability to increase the cation exchange capacity (CEC) of the soils which improves its nutrient retention capacity (Brady and Weil 2004).

3.5.4 Fertilisation

Fertilisation treatments generally improve plant establishment or plant growth in restoration, particularly for vascular plants (Houle and Babeux 1994, Clemente *et al.* 2004, Reid and Naeth 2005b, Pouliot *et al.* 2009). Since many studies have shown that nitrogen and phosphorous fertilisation can improve the establishment and growth of true mosses (McKendrick 1987, Gordon *et al.* 2001, Pouliot *et al.* 2009), especially of the *Polytrichaceae* (Chapin and Chapin 1980, Sottocornola *et al.* 2007), we expected that this treatment would improve the establishment success of the introduced diaspores of mosses. In our experiment, nitrogen fertilisation slightly improved plant establishment (Fig. 3.4), while no significant effect was observed for the phosphorous fertilisation ($F=0.05$; $P=0.8307$). The rainy climate of summer 2008 could be responsible for a rapid leaching of the nutrients, even if the fertilisers were “slow-released”. In that regard, Petersen (2004) observed that multiple applications are necessary in order to observe results of fertilisation on vascular plants on a long term basis.

3.6 Conclusion

In summary, our study demonstrated that the bryophytes and lichens introduced from diaspores can establish within one growing season on sandy substrate of borrow pits. The application of a straw mulch had a detrimental effect on the introduced diaspores. Nitrogen fertilisation tended to improve the plant establishment, no matter if there was introduction of diaspores or not. The results after one year suggest that no soil amendment or phosphorous fertilisation promote the establishment of the diaspores of bryophytes and lichens. In these trials, peat was chosen in order to isolate the effect of the addition of organic matter to the soil from the effect of fertilisers. However, more trials should be performed with other types of soil amendment which improves the fertility of the soils, such as municipal compost or sewage sludge. Moreover, trials including a wider range of concentration of fertilisers would be interesting to perform.

However, long term effect of all the treatments should be monitored, particularly on vascular plants which were not abundant enough to be included in the analyses. For example, many studies showed that mulching can improve the microclimatic conditions and promote germination and establishment of vascular plant seedlings (Petersen *et al.* 2004, Cook *et al.* 2006, Cole 2007). Consequently, it will be especially interesting to follow the long term effect of the mulching treatment to determine whether its effect on vascular plants will be the same as the one observed for non vascular plants or if, on the opposite it will corroborate the results of the studies mentioned above.

3.7 Acknowledgments

This study was funded by the Institut Hydro-Québec en environnement, développement et société (Institut EDS), student grant to SHH and research grant to MP and LR, and by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (student grant to SHH and Discovery grant to MP and LR. SHH also benefited from a student grant from the department of Phytology (Université Laval). We would like to thank the Parc national des Grands Jardins for the access to the study sites and lodging, and S. Garneau for facilitating field work logistic. We extend our warmest thanks to all the research assistants who participated in this study. We are grateful to Stéphanie Boudreau for advises on statistical analyses.

Appendix 3.1

ANOVA's table for the Restoration technique and Fertilisation experiments.

Strata Transformation	df	total vegetation (log (x+1))		bryophytes (log (x+1))		Cer_pur (√(x))		Nip_can (√(x))		Pol_pil (√(x))		lichens (log (x+1))		Ste_pas (log (x+1))		Tra_gra (√(x))	
		F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
1) Techniques exp.																	
Block	3	1.26	0.32	2.93	0.06	2.73	0.07	2.00	0.14	0.85	0.48	1.23	0.32	0.74	0.54	0.22	0.88
OM	1	3.36	0.08	2.78	0.11	0.82	0.38	1.58	0.22	5.39	0.03	1.78	0.20	1.17	0.29	0.35	0.56
INTRO	1	230.62	<.0001	304.82	<.0001	155.71	<.0001	178.69	<.0001	3.29	0.08	216.76	<.0001	208.61	<.0001	30.78	<.0001
MULCH	1	25.53	<.0001	7.63	0.01	0.64	0.43	8.46	0.01	0.30	0.59	75.29	<.0001	45.29	<.0001	27.90	<.0001
OM*INTRO	1	1.90	0.18	0.24	0.63	0.02	0.90	1.87	0.19	1.61	0.22	2.43	0.13	2.86	0.11	0.13	0.72
OM*MULCH	1	1.47	0.24	0.79	0.38	0.73	0.40	1.65	0.21	0.52	0.48	0.25	0.63	0.00	0.96	1.91	0.18
INTRO*MULCH	1	27.56	<.0001	11.11	0.00	0.06	0.81	14.95	0.00	1.10	0.31	48.09	<.0001	46.62	<.0001	3.73	0.07
OM*INTRO*MULCH	1	1.30	0.27	1.01	0.33	3.57	0.07	1.38	0.25	0.67	0.42	0.15	0.70	0.19	0.66	0.54	0.47
2) Fertilisation exp.																	
Transformation		(log (x+1))		(log (x+1))		no transf.		(√(x))		(√(x))		(log (x+1))		(√(x))		(log (x+1))	
Block	3	9.56	<.0001	8.00	0.00	7.69	0.00	4.06	0.01	5.57	0.00	3.51	0.02	0.69	0.56	4.85	0.01
METH	3	165.11	<.0001	166.12	<.0001	28.04	<.0001	161.83	<.0001	4.80	0.01	32.08	<.0001	87.70	<.0001	5.05	0.00
N	1	6.14	0.02	5.36	0.03	0.93	0.34	2.60	0.11	0.19	0.66	0.00	1.00	0.54	0.47	0.34	0.56
P	1	0.05	0.83	0.10	0.75	0.01	0.91	0.44	0.51	1.44	0.24	0.07	0.79	0.05	0.82	0.58	0.45
METH*N	3	0.84	0.48	1.27	0.30	0.47	0.71	3.80	0.02	0.12	0.95	1.44	0.24	0.10	0.96	1.91	0.14
METH*P	3	1.05	0.38	1.37	0.27	0.37	0.78	1.11	0.36	0.21	0.89	1.23	0.31	1.96	0.13	0.17	0.92
N*P	1	0.55	0.46	1.52	0.22	0.12	0.73	0.07	0.79	1.17	0.29	0.92	0.34	0.14	0.71	0.11	0.74
METH*N*P	3	0.62	0.61	0.79	0.51	1.05	0.38	0.97	0.41	0.86	0.47	0.58	0.63	1.18	0.33	0.15	0.93

Chapitre 4

Conclusion

4.1 Apports de la recherche

Cette étude a permis d'approfondir les connaissances concernant les processus de colonisation végétale ayant lieu dans des perturbations associées à la construction de routes en climat boréal (voir Chapitre 2). La composition du cortège floristique présent dans les bancs d'emprunt, une quarantaine d'années après l'abandon des activités d'extraction de gravier et sable, confirme que ces sites sont soumis à des processus qui sont similaires à la succession primaire. Notre étude appuie les résultats de Walker et Walker (1991) qui ont suggéré que le temps nécessaire à la succession végétale dans ces milieux peut s'échelonner sur plusieurs décennies, voire plusieurs centaines d'années. Nous avons également montré que les bryophytes et les lichens sont les principaux colonisateurs primaires des bancs d'emprunt dans les hauts plateaux de la forêt boréale. La quantité d'eau présente dans le sol ainsi que certains paramètres physicochimiques (pH, teneur en fer, aluminium, calcium et phosphore) sont les facteurs déterminants des patrons de diversité végétale observés lors de l'étude de recolonisation spontanée.

Les bryophytes et les lichens sont des organismes dominants dans plusieurs écosystèmes du Nord du Québec tels que la pessière à mousses, la pessière à lichen, les tourbières boréales, les alvars et la toundra (Zamfir *et al.* 1999, Boudreault *et al.* 2002, Glime 2007a). Ces plantes jouent un rôle primordial dans plusieurs processus biogéochimiques de ces écosystèmes comme l'accumulation de biomasse, l'interception des nutriments et la fixation de l'azote (Cornelissen *et al.* 2007). Elles peuvent aussi influencer significativement la trajectoire de la succession végétale en facilitant ou en inhibant la germination et la croissance d'autres espèces végétales (Allen 1929, Sedia et Ehrenfeld 2003). Malgré leur importance pour les écosystèmes nordiques, les bryophytes et les lichens sont rarement intégrés aux projets de restauration, mis à part pour les projets en tourbières et quelques projets dans des bancs d'emprunt et dans les déserts (Rochefort 2000, Campeau et Quinty 2006, Bowker *et al.* 2010). Les expériences de restauration mises en place dans le cadre de cette maîtrise représentent l'un des premiers essais de restauration à l'aide de lichens au Québec (voir Chapitre 3). Elles ont permis de confirmer que certaines espèces de bryophytes et de lichens pouvaient être des candidats intéressants pour la restauration des bancs d'emprunt au niveau de leur capacité d'établissement. Les résultats

des essais de restauration permettent aussi de mettre en doute la nécessité du paillis de paille pour l'établissement des plantes invasives et plus particulièrement des lichens. Nos résultats sont contraires à ceux obtenus par Price *et al.* (1998) qui ont observé un effet positif de la paille sur l'établissement et la croissance des sphaignes grâce à l'amélioration des conditions de croissance sous le paillis. Toutefois, il est important de mentionner que les espèces que nous avons introduites sont adaptées à des conditions d'humidité très faible alors que les sphaignes se situent à l'extrême opposé dans le gradient hydrique. De plus, le climat très pluvieux de la première année de croissance peut avoir influencé les résultats. Des recherches plus approfondies et à plus long terme seront nécessaires afin de déterminer l'impact réel des différents traitements.

La Figure 4.1 permet de faire un retour sur les hypothèses de recherche formulées dans l'introduction du présent document (voir la Figure 1.4 du Chapitre 1). Elle présente aussi un résumé des principales conclusions énoncées dans ce mémoire.

4.2 Recommandations pour l'abandon et la restauration des bancs d'emprunt situés dans la forêt boréale.

À la lumière des résultats obtenus et des observations personnelles effectuées lors du travail de terrain, il nous est possible de formuler quelques recommandations pour les gestionnaires du Parc national des Grands Jardins en ce qui concerne la gestion des bancs d'emprunt. Ces conseils pourraient aussi être applicables à l'ensemble des bancs d'emprunt situés dans la forêt boréale. Les recommandations énoncées viseront trois situations distinctes soient 1) lors de l'ouverture de banc d'emprunt, 2) lors de l'abandon après la fin de l'exploitation et 3) les mesures à privilégier pour la restauration des bancs d'emprunt abandonnés depuis plusieurs années. Ces recommandations seront probablement appelées à être modifiées dans les prochaines années grâce aux résultats qui seront obtenus lors du suivi à plus long terme des expériences de restauration.

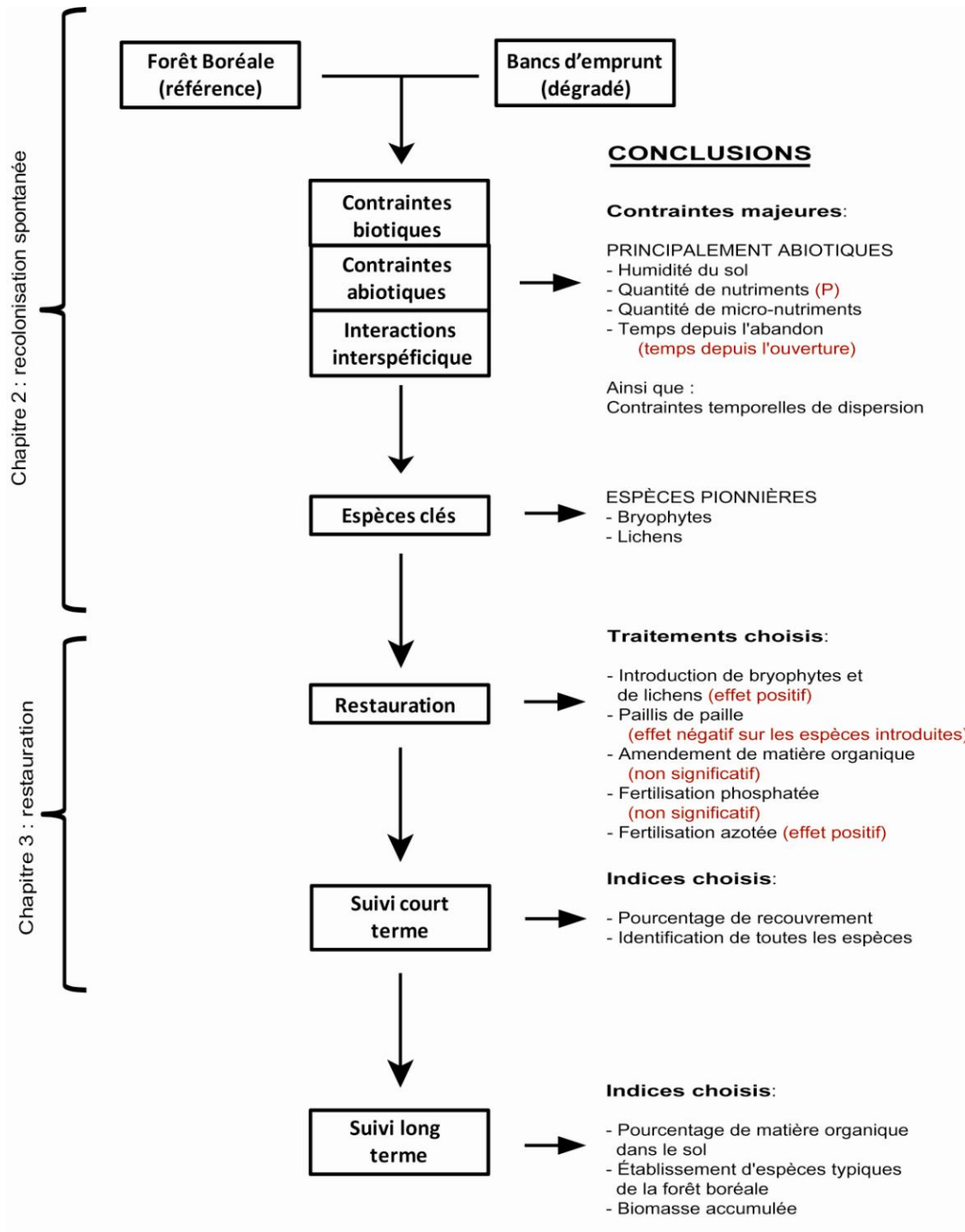


Fig. 4.1 Résumé des principales conclusions tirées de ce mémoire (présentée à l'extrême droite de la figure). Cette figure reprend les termes spécifiques à la Figure 1.2. Elle présente les conclusions de chacune des étapes de la restauration des bancs d'emprunt (écosystème dégradé). Pour ce projet l'écosystème de référence est la forêt boréale. Les conclusions écrites en noires sont les hypothèses émises dans l'introduction de ce mémoire (Fig. 1.4). Dans le cas où l'hypothèse était fautive ou partiellement vérifiées, des précisions sont apportées en rouge.

4.2.1 Mesure à privilégier lors de l'ouverture de bancs d'emprunt

Étant donné que la colonisation végétale dans les bancs d'emprunt est très lente, il est tout d'abord conseillé de bien planifier et d'évaluer les besoins en sable et en gravier afin d'optimiser le nombre de bancs d'emprunt requis pour la construction de la route. Ensuite, comme le prescrit le *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État*, il est fortement recommandé de conserver les couches supérieures de sol (horizons organiques et horizon A) lors de l'excavation. Ce sol de surface pourra servir lors de la restauration ce qui contribuera à accélérer le processus de colonisation végétale et réduira considérablement les coûts associés à la restauration.

4.2.2 Mesures à privilégier lors de l'abandon

Suite à l'exploitation, il est primordial d'assurer un reprofilage du banc d'emprunt de façon à adoucir les pentes. Cette mesure permettra de réduire l'érosion dans les pentes abruptes ce qui retarde considérablement la reprise végétale (Fig. 4.2). Lors du reprofilage, il est recommandé de créer des plateaux et des petites dépressions plutôt que des pentes régulières ou des surfaces planes. Ces irrégularités créent des microsites protégés où l'humidité relative est plus élevée et la vitesse du vent est moindre ce qui pourrait contribuer à une meilleure reprise végétale (Fig. 4.3). Finalement, il est important de restreindre l'accès aux bancs d'emprunt à la circulation des véhicules moteurs afin d'assurer la pérennité des aménagements (Fig. 4.4).

4.2.3 Mesures à privilégier pour la restauration

Il est important de privilégier la restauration des bancs d'emprunt à l'aide du matériel végétal et de la terre provenant des environs lorsque cela est possible. Certains bancs d'emprunt du PGJ ont été restaurés à l'aide de terre provenant du nettoyage des fossés de la route 60. Cette terre contenait de la matière organique, des plantes déracinées, des graines et des rhizomes. Une couche d'environ 20 à 30 cm de cette terre a été épandue dans des bancs d'emprunt à la fin de l'été 2008. Dès la saison 2009, bien qu'aucun suivi scientifique n'ait été effectué, une bonne reprise végétale a été observée (Fig. 4.5).



Fig. 4.2 Exemple de pentes très abruptes où l'érosion prévient la reprise végétale.



Fig. 4.3 Un banc d'emprunt qui présente une microtopographie variée. La reprise végétale dans les microsites protégés est plus diversifiée que dans les secteurs exposés.



Fig. 4.4 Banc d'emprunt dont l'accès n'est pas restreint aux automobiles. Il est utilisé comme stationnement ou pour faire demi-tour ce qui retarde la colonisation végétale (juillet 2007).



Fig. 4.5 Cette photo présente le même banc d'emprunt que la Figure 4.4 après restauration par le personnel du PGJ. La terre et le matériel végétal récolté lors du nettoyage des fossés des routes du parc ont été étendus dans le banc d'emprunt en août 2008 (septembre 2009).

Il est toutefois peu fréquent que du sol organique de surface (« topsoil ») soit disponible pour la restauration des bancs d'emprunt abandonnés depuis plusieurs décennies. Dans ce cas, la technique de restauration à l'aide de bryophytes et de lichens pourrait être utilisée. Cette méthode de restauration permettrait d'amorcer et d'accélérer le processus de succession végétale. Aux vues des résultats obtenus lors de l'étude de recolonisation spontanée et des expériences de restauration, deux espèces sont à privilégier. Il s'agit de la mousse *Niphotrichum canescens* et du lichen *Stereocaulon paschale*. Ces deux espèces sont intéressantes, car elles ont montré une bonne capacité de survie et/ou de régénération. De plus, elles sont les plus faciles à récolter parmi celles que nous avons testées. En effet, elles forment de larges colonies monospécifiques et, contrairement à *Polytrichum piliferum*, elles ne possèdent pas de rhizoïdes qui permettent l'encrage de la plante dans le sol. De plus, il s'agit de deux espèces qui forment des tapis denses et épais (environ 2 à 3 cm d'épaisseur pour *N. canescens* et 4 à 5 cm d'épaisseur pour *S. paschale*) générant donc un volume de matériel végétal récolté plus élevé que les autres espèces pour une surface donnée. De ce fait, le ratio d'introduction total (pour les deux espèces) pourrait être moins élevé que le ratio total que nous avons utilisé pour les expériences décrites au Chapitre 2 (ratio 1:5) et se situer aux environs de 1:8 à 1:10. La récolte pourrait être effectuée dans des bancs d'emprunt adjacents qui contiennent de grandes quantités de matériel végétal. Afin de faciliter la reprise végétale des sites d'emprunt, il est préférable de laisser quelques fragments de plantes récoltés sur place (Fig. 4.6). L'introduction du *S. paschale* est conseillée sur les surfaces planes, ou peu inclinées, les plus exposées, car, comme le démontrent la Figure 2.3 et des observations de terrain (Fig. 4.7), cette espèce est retrouvée principalement en terrain plat ou en bas de pente (variable SIT_SLO). Le *N. canescens* était présent autant en terrain plat (Fig. 4.8) qu'en pente très inclinée (Fig. 4.9) et il peut donc être introduit aussi bien dans les pentes que sur les surfaces planes. Dans les pentes les plus abruptes, il est conseillé de mettre en place un filet afin de prévenir la perte des diaspores par érosion.



Fig. 4.6 Exemple de site d'emprunt de l'espèce *Niphotrichum canescens*. Cette espèce semble avoir la capacité de se régénérer naturellement après la récolte du matériel végétal (oct. 2008).



Fig. 4.7 *Stereocaulon paschale* couvre entièrement la surface plane de ce banc d'emprunt.



Fig. 4.8 *Niphotrichum canescens* (tapis vert pomme) est retrouvé dans les surfaces planes de ce banc d'emprunt.



Fig. 4.9 *Niphotrichum canescens* peut également former un tapis très dense dans les pentes très abruptes, comme c'est le cas dans ce banc d'emprunt.

4.3 Limites de la méthodologie et futures avenues de recherche

4.3.1 Étude de la recolonisation spontanée

L'étude de la recolonisation spontanée des bancs d'emprunt a été mise en place de façon à déterminer l'effet des variables environnementales sur les patrons de colonisation végétale. L'échantillonnage que nous avons effectué était stratifié par communauté ce qui signifie que l'unité d'échantillonnage était la communauté végétale. Nous avons choisi cette approche afin de maximiser le nombre total de bancs d'emprunts échantillonnés pour couvrir un plus grand territoire d'étude. Cette technique tend à maximiser l'effet des variables qui agissent à l'échelle du quadrat (par exemple la physicochimie du sol ou l'inclinaison de la pente). Toutefois, la variabilité associée aux variables qui agissent à l'échelle du banc d'emprunt (par exemple l'altitude ou le type de dépôt glaciaire) est limitée du fait que, dans la base de données, les valeurs pour chacune de ces variables sont répétées pour tous les quadrats provenant du même banc d'emprunt. Dans le futur, il serait intéressant de planifier un échantillonnage stratifié par banc d'emprunt afin de mieux évaluer l'effet des variables environnementales qui agissent à plus grande échelle. Dans une telle étude, les variables réponses pourraient être la diversité et l'hétérogénéité végétale présente dans les bancs d'emprunt (par exemple l'abondance relative de chacune des communautés végétales identifiées préalablement par les analyses de groupement). Les variables explicatives pourraient comprendre des variables agissant à l'échelle du banc d'emprunt comme l'altitude et la communauté naturelle avoisinante. Il serait aussi important d'inclure des indices mesurant l'hétérogénéité des microconditions présentes dans le banc d'emprunt comme des indices de variation de l'inclinaison, l'exposition, de la physicochimie du sol ou de la microtopographie. Cette approche d'échantillonnage pourrait avantageusement être combinée à celle que nous avons effectuée. Il faut tout de même mentionner que l'approche stratifiée par banc d'emprunt demande un échantillonnage beaucoup plus intensif que celui stratifié par communauté végétale, car il requiert de nombreux relevés de végétation répartis spatialement dans les bancs d'emprunt afin de générer des résultats probants.

Par ailleurs, bien que notre étude démontre que l'humidité du sol représente un facteur important pouvant expliquer les patrons de recolonisation spontanée dans les bancs d'emprunt, davantage de recherches seront nécessaires afin de cerner correctement l'effet de cette variable. En effet, dans le cadre de notre étude, l'humidité du sol a seulement été mesurée pour les sites échantillonnés en 2008, ce qui représente un nombre limité de sites. De plus, la mesure de l'humidité n'a été effectuée qu'une seule fois à la fin de l'été, après que tous les sites aient été échantillonnés. Idéalement, l'humidité du sol devrait être mesurée plusieurs fois durant l'année, à des périodes différentes, afin d'avoir une mesure plus précise. De plus, il aurait été intéressant de mesurer d'autres variables dans le but de mieux comprendre l'effet de l'humidité du sol sur la colonisation des plantes. Par exemple, même si la profondeur de la nappe phréatique peut être difficile à mesurer dans les bancs d'emprunt, une étude effectuée par Rehoukova et Prach (2006) a montré que cette variable pouvait avoir un effet sur la colonisation végétale.

Enfin, une des principales limites de notre étude est le manque de données concernant les dates d'abandon des bancs d'emprunt dans la région du PGJ. Ces informations n'étaient pas disponibles pour la plupart des bancs d'emprunt qui ont été ouverts avant la mise en place du RNI (*Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État*) en 1996. L'estimation de la date d'abandon qui a été effectuée à partir des photos aériennes est malheureusement peu précise, puisque la seule information que nous avons pu déterminer est la date d'ouverture du banc d'emprunt. Il nous était malheureusement impossible de déterminer si le banc d'emprunt était en activité au moment de la prise de vue.

4.3.2 Expériences de restauration

La principale limite des résultats provenant des expériences de restauration décrites au Chapitre 3 réside dans la courte période de temps écoulée entre la restauration et la prise de données. En ce sens, plusieurs études démontrent que l'effet d'un traitement est souvent plus marqué après quelques saisons de croissance (Fierro *et al.* 1999a, Gretarsdottir *et al.* 2004). De plus, parce que l'établissement des plantes vasculaires était très faible lors du relevé de végétation, elles n'ont pas été incluses dans la majorité des analyses statistiques. Il sera donc très intéressant d'évaluer l'effet des traitements à plus long terme, non

seulement sur la végétation, mais aussi par rapport à la microbiologie, la physicochimie du sol et pour l'accumulation de matière organique.

Le choix des traitements de restauration a été effectué avant d'avoir terminé l'étude de la recolonisation spontanée, grâce aux résultats préliminaires obtenus suite à la première saison de terrain. Les résultats finaux de l'étude (voir Chapitre 3) ainsi que ceux obtenus un an après les essais de restauration nous indiquent que d'autres traitements pourraient être bénéfiques pour l'établissement des plantes. Tout d'abord, il serait intéressant de mettre en place des expériences afin de vérifier l'hypothèse que les espèces introduites de bryophytes et de lichens peuvent faciliter la germination et la croissance de plantes vasculaires typiques de la forêt boréale. Ces expériences permettraient de valider que les méthodes de restauration qui sont développées permettent réellement d'accélérer le processus de colonisation végétale dans les bancs d'emprunt.

Ensuite, les analyses de redondance (Fig. 2.3) ont montré que la quantité de micronutriments présents dans le sol pouvait être un facteur important pour la colonisation des plantes. De plus, selon l'analyse de l'arbre de régression multivarié, la quantité de phosphore et la quantité de fer dans le sol sont des facteurs déterminants (Fig. 2.4). Il serait donc important de tester l'effet de l'addition de plusieurs doses de fer et de phosphore sur la croissance des plantes. De plus, des applications multiples devraient être considérées étant donné qu'elles sont souvent nécessaires afin d'évaluer l'effet des fertilisants (Petersen *et al.* 2004).

Enfin, il serait intéressant de tester l'ajout de différents types de matière organique pour la restauration des bancs d'emprunt. L'ajout de la matière organique permet d'améliorer la texture et la capacité d'échange cationique du sol (CEC) ce qui contribue à la rétention de l'eau et des micronutriments (Borgegard 1990). Ces deux facteurs ont été identifiés comme des contraintes majeures à la colonisation des plantes dans les bancs d'emprunt (Chap 2). L'ajout de compost respectant la norme nationale du Canada pour les amendements organiques (Bureau de normalisation du Québec, 2005) ou de résidu de désencrage pourrait être envisagé, car, en plus d'améliorer la texture et la CEC du sol, ces matières constituent un apport en carbone qui favorisent la rétention en eau disponible pour les végétaux (Fierro *et al.* 1999b, Reid and Naeth 2005b, Hargreaves *et al.* 2008). De plus, l'utilisation de ces

substances représente une valorisation des résidus municipaux et industriels. Ce sont aussi des alternatives intéressantes pour la restauration dans les aires de conservation, car ils ne contiennent généralement pas de graines viables.

Bibliographie

- Allard, N., S. Boivin, N. Boudreau, J. Campagna, P. Caron, D. Caouette, D. Cyr, K. Genest, F. Gionest, J. Nadeau, M. Lapalme, S. Martin, and D. Thibault. 1993. Étude des bancs d'emprunt du Parc des Grands Jardins. Cégep de St-Félicien, Québec.
- Allen, A. E. 1929. Influence of *Cladonia* ground cover on the establishment of seedlings. *Ecology* **10**: 354-355.
- Alpert, P. 2000. The discovery, scope, and puzzle of desiccation tolerance in plants. *Plant Ecology* **151** : 5-17.
- Andersen, R. 2008. Évaluation du succès de la restauration écologique des tourbières à sphaignes : intégration des critères physico-chimiques et microbiologiques au suivi à long terme. Thèse doctorat, Dep. Phytologie, Université Laval, Québec.
- Anderson, M., J. Lambrinos, and E. Schroll. 2010. The potential value of mosses for stormwater management in urban environments. *Urban Ecosystems* **13** : 319-332.
- Baig, M. N. 1992. Natural revegetation of coal-mine spoils in the Rocky-Mountains of Alberta and its significance for species selection in land restoration. *Mountain Research and Development* **12**: 285-300.
- Balaguer, L. 2002. Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal [En ligne]. Disponible au www.revistaecosistemas.net [Visité en ligne le 20 octobre 2009].
- Bardgett, R. D. and L. R. Walker. 2004. Impact of coloniser plant species on the development of decomposer microbial communities following deglaciation. *Soil Biology & Biochemistry* **36**: 555-559.
- Baron, G. 1999. Understanding lichens. The Richmond publishing Co., Slough, England.
- Bash, J. S. and C. M. Ryan. 2002. Stream restoration and enhancement projects: Is anyone monitoring? *Environmental Management* **29**: 877-886.
- Beckett, R. P., I. Kranner, and F. V. Minibayeva. 2008. Stress physiology and the symbiosis. *In* Lichen biology second edition. *Édité par* T. H. Nash III, editor. Cambridge University Press, UK. pp. 134-151.
- Bell, K. L. and L. C. Bliss. 1980. Plant reproduction in a high arctic environment. *Arctic and Alpine Research* **12**: 1-10.
- Bellemare, C., M. Bouchard, S. Castonguay, J. Coulombe, L. Fournier, C. Mathieu, M. Millmore, N. Parent, M. Reid, and J. S. Salcèdo. 1994. Proposition de plan de gestion des bancs d'emprunt du parc des Grands Jardins. Cégep de St-Félicien, Québec.
- Bergeron, J.-F. 1996. Domaine de la pessière noire à mousses. Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy.
- Bernhardt, E. S., M. A. Palmer, J. D. Allan, G. Alexander, K. Barnas, S. Brooks, J. Carr, S. Clayton, C. Dahm, J. Follstad-Shah, D. Galat, S. Gloss, P. Goodwin, D. Hart, B. Hassett, R. Jenkinson, S. Katz, G. M. Kondolf, P. S. Lake, R. Lave, J. L. Meyer, T. K. O'Donnell, L. Pagano, B. Powell, and E. Sudduth. 2005. ECOLOGY: Synthesizing U.S. river restoration efforts. *Science* **308**: 636-637.
- Bernhardt, E. S., E. Sudduth, M. A. Palmer, J. D. Allan, J. L. Meyer, G. Alexander, J. Follstad-Shah, B. Hassett, K. Barnas, S. Brooks, R. Jenkinson, R. Lave, J. Rumps,

- and L. Pagano. 2007. Restoring rivers one reach at a time: Results from a survey of U.S. river restoration practitioners. *Restoration Ecology* **15**: 482-493.
- Billings, W. D. 1992. Phytogeographic and evolutionary potential of the arctic flora and vegetation in a changing climate. *In* Physiological ecology series: Arctic ecosystems in a changing climate: An ecophysiological perspective. *Édité par* Chapin, F. S. Iii, *et al.* Academic Press Inc., San Diego, California, USA.
- Bishop, S. C. and F. S. Chapin. 1989. Patterns of natural revegetation on abandoned gravel pads in arctic Alaska. *Journal of Applied Ecology* **26**: 1073-1081.
- Blanchet, F. G., P. Legendre, and D. Borcard. 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* **89**: 2623-2632.
- Blanco-Garcia, A. and R. Lindig-Cisneros. 2005. Incorporating restoration in sustainable forestry management: Using pine-bark mulch to improve native species establishment on tephra deposits. *Restoration Ecology* **13**: 703-709.
- Block, W. M., A. B. Franklin, J. P. W. Jr, J. L. Ganey, and G. C. White. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* **9**: 293-303.
- Borgegard, S. O. 1990. Vegetation development in abandoned gravel pits - effects of surrounding vegetation, substrate and regionality. *Journal of Vegetation Science* **1**: 675-682.
- Boudreau, S. and S. Payette. 2004. Growth performance of *Cladina stellaris* following caribou disturbance in subarctic Québec. *Écoscience* **11**: 347-355.
- Boudreault, C., Y. Bergeron, S. Gauthier, and P. Drapeau. 2002. Bryophyte and lichen communities in mature to old-growth stands in eastern boreal forests of Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **32**: 1080-1093.
- Bowker, M. A., J. Belnap, and D. W. Davidson. 2010. Microclimate and propagule availability are equally important for rehabilitation of dryland N-fixing lichens. *Restoration Ecology* **18**: 30-33.
- Bradshaw, A. 1997. Restoration of mined lands - using natural processes. *Ecological Engineering* **8**: 255-269.
- Brady, N. C. and R. R. Weil. 2004. Elements of the nature and properties of soils. Second edition. Prentice Hall edition, New Jersey.
- Brodo, I. M., S. D. Sharnoff, and S. Sharnoff. 2001. Lichens of North America. Yale University Press, USA.
- Brofas, G., G. Mantakas, K. Tsagari, M. Stefanakis, and C. Varelides. 2007. Effectiveness of cellulose, straw and binding materials for mining spoils revegetation by hydro-seeding, in Central Greece. *Ecological Engineering* **31**: 193-199.
- Brown, C. S. and K. J. Rice. 2000. The mark of zorro: Effects of the exotic annual grass *Vulpia myuros* on California native perennial grasses. *Restoration Ecology* **8**: 10-17.
- Büdel, B. and C. Scheidegger. 2008. Thallus morphology and anatomy. *In* Lichen biology second edition. *Édité par* T. H. Nash III. Cambridge University Press, UK. pp. 40-68
- Burga, C. A. 1999. Vegetation development on the glacier Forefield Morteratsch (Switzerland). *Applied Vegetation Science* **2**: 17-24.

- Bureau de normalisation du Québec (BNQ), 2005. Amendements organiques, composts : norme nationale du Canada / BNQ (Norme / BNQ ; BNQ 0413-200/2005). BNQ, Québec, QC.
- Cabin, R. J. 2007. Science-driven restoration: A square grid on a round earth? *Restoration Ecology* **15**: 1-7.
- Callaway, R. M. and L. R. Walker. 1997. Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* **78**: 1958-1965.
- Campbell, D. 2002. Comprendre la mécanique du processus de recolonisation végétale des tourbières exploitées. 159p. Thèse de doctorat, Département de phytologie, Université Laval, Québec.
- Campeau, S. and F. Quinty. 2006. Use of pioneer mosses for the revegetation of bare mineral sites. Proceedings of the 31th annual CLRA meeting, Ottawa, Ontario, August 2006.
- Cargill, S. M. and F. S. Chapin. 1987. Application of successional theory to tundra restoration - a review. *Arctic and Alpine Research* **19**: 366-372.
- Chambers, J. C. 1989. Seed viability of alpine species - variability within and among years. *Journal of Range Management* **42**: 304-308.
- Chambers, J. C., J. A. Macmahon, and R. W. Brown. 1990. Alpine seedling establishment - the influence of disturbance type. *Ecology* **71**: 1323-1341.
- Chapin, F. S. and M. C. Chapin. 1980. Revegetation of an arctic disturbed site by native tundra species. *Journal of Applied Ecology* **17**: 449-456.
- Chapin, F. S., L. R. Walker, C. L. Fastie, and L. C. Sharman. 1994. Mechanisms of primary succession following deglaciation at Glacier Bay, Alaska. *Ecological Monographs* **64**: 149-175.
- Chen, H. Y. H., S. Vasiliauskas, G. J. Kayahara, and T. Ilisson. 2009. Wildfire promotes broadleaves and species mixture in boreal forest. *Forest Ecology and Management* **257**:343-350.
- Choi, Y. D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward 'futuristic' restoration. *Ecological Research* **19**: 75-81.
- Choi, Y. D. 2007. Restoration ecology to the future: A call for new paradigm. *Restoration Ecology* **15**: 351-353.
- Clemente, A. S., C. Werner, C. Maguas, M. S. Cabral, M. A. Martins-Loucao, and O. Correia. 2004. Restoration of a limestone quarry: Effect of soil amendments on the establishment of native Mediterranean sclerophyllous shrubs. *Restoration Ecology* **12**: 20-28.
- Cole, D. N. 2007. Seedling establishment and survival on restored campsites in subalpine forest. *Restoration Ecology* **15**: 430-439.
- Cook, H. F., G. S. B. Valdes, and H. C. Lee. 2006. Mulch effects on rainfall interception, soil physical characteristics and temperature under *Zea mays* L. *Soil & Tillage Research* **91**: 227-235.
- Cornelissen, J. H. C., T. V. Callaghan, J. M. Alatalo, A. Michelsen, E. Graglia, A. E. Hartley, D. S. Hik, S. E. Hobbie, M. C. Press, C. H. Robinson, G. H. R. Henry, G. R. Shaver, G. K. Phoenix, D. G. Jones, S. Jonasson, F. S. Chapin, U. Molau, C.

- Neill, J. A., Lee, J. M., Melillo, B., Sveinbjornsson, and R. Aerts. 2001. Global change and arctic ecosystems: is lichen decline a function of increases in vascular plant biomass? *Journal of Ecology* **89**: 984-994.
- Cornelissen, J. H. C., S. I. Lang, N. A. Soudzilovskaia, and H. J. During. 2007. Comparative cryptogam ecology: A review of bryophyte and lichen traits that drive biogeochemistry. *Annals of Botany* **99**: 987-1001.
- Curtis, M. J. and V. P. Claassen. 2009. Regenerating topsoil functionality in four drastically disturbed soil types by compost incorporation. *Restoration Ecology* **17**: 24-32.
- Cutler, N. A., L. R. Belyea, and A. J. Dugmore. 2008a. Spatial patterns of microsite colonisation on two young lava flows on Mount Hekla, Iceland. *Journal of Vegetation Science* **19**: 277-286.
- Cutler, N. A., L. R. Belyea, and A. J. Dugmore. 2008b. The spatiotemporal dynamics of a primary succession. *Journal of Ecology* **96**: 231-246.
- De'Ath, G. 2002. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships. *Ecology* **83**: 1105-1117.
- Dejong, T. J. and P. G. L. Klinkhamer. 1988. Seedling establishment of the biennial *Cirsium vulgare* and *Cynoglossum officinale* in a sand dune area - the importance of water for differential survival and growth. *Journal of Ecology* **76**: 393-402.
- del Moral, R. and C. Jones. 2002. Vegetation development on pumice at Mount St. Helens, USA. *Plant Ecology* **162**: 9-22.
- del Moral, R. and I. L. Lacher. 2005. Vegetation patterns 25 years after the eruption of Mount St. Helens, Washington, USA. *Am. J. Bot.* **92**: 1948-1956.
- Delach, A. and R. W. Kimmerer. 2002. The effect of *Polytrichum piliferum* on seed germination and establishment on iron mine tailings in New York. *Bryologist* **105**: 249-255.
- Densmore, R. V. 1992. Succession on an alaskan tundra disturbance with and without assisted revegetation with grass. *Arctic and Alpine Research* **24**: 238-243.
- Densmore, R. V. and K. W. Holmes. 1987. Assisted revegetation in Denali-National-Park, Alaska, USA. *Arctic and Alpine Research* **19**: 544-548.
- Deshaies, A., S. Boudreau, and K. Harper. 2009. Assisted revegetation in a subarctic environment: Effects of fertilization on the performance of three indigenous plant species. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* **41**: 434-441.
- Dray, S., P. Legendre, and G. Blanchet. 2007. Packfor: Forward Selection with permutation. R package version 0.0-7.
- Faubert, J. 2007. Catalogue des bryophytes du Québec et du Labrador. *Provancheria* : Mémoire de l'Herbier Louis-Marie, no 30, Université Laval, Québec.
- Fauth, J. E., J. Bernardo, M. Camara, W. J. Resetarits, J. VanBuskirk, and S. A. McCollum. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: A conceptual approach. *American Naturalist* **147**: 282-286.
- Fierro, A., D. A. Angers, and C. J. Beauchamp. 1999a. Restoration of ecosystem function in an abandoned sandpit: Plant and soil responses to paper de-inking sludge. *Journal of Applied Ecology* **36**: 244-253.

- Fierro, A., D. A. Angers, and C. J. Beauchamp. 1999b. Dynamics of physical organic matter fractions during de-inking sludge decomposition. *Soil Science Society of America Journal* **63**: 1013-1018.
- Fletcher, M. 2005. Moss grower's handbook [En ligne]. Disponible a <http://www.britishbryologicalsociety.org.uk/>, [Visité en ligne le 20 janvier 2010] editor., Berkshire.
- Foster, B. L., C. A. Murphy, K. R. Keller, T. A. Aschenbach, E. J. Questad, and K. Kindscher. 2007. Restoration of prairie community structure and ecosystem function in an abandoned hayfield: A sowing experiment. *Restoration Ecology* **15**: 652-661.
- Giardina, C. P., C. M. Litton, J. M. Thaxton, S. Cordell, L. J. Hadway, and D. R. Sandquist. 2007. Science driven restoration: A candle in a demon haunted world; response to Cabin (2007). *Restoration Ecology* **15**: 171-176.
- Glime, J. 2007a. Bryophyte ecology. Volume 1 : Physiological Ecology. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists [en ligne]. Disponible au www.bryoecol.mtu.edu [visité le 23 janvier 2009].
- Glime, J. 2007b. Bryophyte ecology. Volume 5 : Uses. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists [en ligne]. Disponible au <http://www.bryoecol.mtu.edu/> [visité le 5 mars 2009].
- Gordon, C., J. M. Wynn, and S. J. Woodin. 2001. Impacts of increased nitrogen supply on high Arctic heath: the importance of bryophytes and phosphorus availability. *New Phytologist* **149**: 461-471.
- Gouvernement du Québec. 2009. Plan Nord - Gouvernement du Québec [en ligne], disponible au www.plannord.gouv.qc.ca/ [visité le 22 avril 2010].
- Graf, M. 2008. Restoring fen plants communities on harvested peatlands of North America, 166p., Ph D thesis, Dep. phytologie, Université Laval, Québec.
- Gretarsdottir, J., A. L. Aradottir, V. Vandvik, E. Heegaard, and H. J. B. Birks. 2004. Long-term effects of reclamation treatments on plant succession in Iceland. *Restoration Ecology* **12**: 268-278.
- Groeneveld, E. V. G. and L. Rochefort. 2005. *Polytrichum strictum* as a solution to frost heaving in disturbed ecosystems: A case study with milled peatlands. *Restoration Ecology* **13**:74-82.
- Groeneveld, E. V. G., A. Masse, and L. Rochefort. 2007. *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. *Restoration Ecology* **15**: 709-719.
- Gunther, A. J. 1989. Nitrogen-fixation by lichens in a subarctic alaskan watershed. *Bryologist* **92**: 202-208.
- Halle, S. 2007. Science, art, or application - the "Karma" of restoration ecology. *Restoration Ecology* **15**: 358-361.
- Hargreaves, J. C., M. S. Adl, and P. R. Warman. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* **123**: 1-14.

- Harper, K. A. and G. P. Kershaw. 1996. Natural revegetation on borrow pits and vehicle tracks in Shrub Tundra, 48 years following construction of the CANOL No 1 pipeline, NWT, Canada. *Arctic and Alpine Research* **28**: 163-171.
- Harper, K. A. and G. P. Kershaw. 1997. Soil characteristics of 48-year-old borrow pits and vehicle tracks in shrub tundra along the CANOL no 1 pipeline corridor, Northwest Territories, Canada. *Arctic and Alpine Research* **29**: 105-111.
- Hilderbrand, R. H., A. C. Watts, and A. M. Randle. 2005. The myths of restoration ecology. *Ecology and Society* **10** :19-29.
- Hobbs, R. J. 2003. Ecological management and restoration: Assessment, setting goals and measuring success. *Ecological Management* #38; *Restoration* **4**: S2-S3.
- Hobbs, R. J. and J. A. Harris. 2001. Restoration ecology: Repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* **9**: 239-246.
- Hobbs, R. J. and D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* **4**: 93-110.
- Hobbs, V. J. and N. M. Pritchard. 1987. Population-dynamics of the moss *Polytrichum piliferum* in northeast Scotland. *Journal of Ecology* **75**: 177-192.
- Holl, K. D. 2002. Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. *Journal of Applied Ecology* **39**: 960-970.
- Houle, G. and P. Babeux. 1994. Fertilizing and mulching influence on the performance of 4 native woody species suitable for revegetation in sub-arctic Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **24**: 2342-2349.
- Houle, G. and L. Filion. 2003. The effects of lichens on white spruce seedling establishment and juvenile growth in a spruce-lichen woodland of subarctic Quebec. *Ecoscience* **10** : 80-84.
- Jochimsen, M. E. 2001. Vegetation development and species assemblages in a long-term reclamation project on mine spoil. *Ecological Engineering* **17**: 187-198.
- Johnson, L. A. 1987. Management of northern gravel sites for successful reclamation : a review. *Arctic and Alpine Research* **19**: 530-536.
- Jones, C. C. and R. del Moral. 2005. Patterns of primary succession on the foreland of Coleman Glacier, Washington, USA. *Plant Ecology* **180**: 105-116.
- Karim, M. N. and A. U. Mallik. 2008. Roadside revegetation by native plants: I. Roadside microhabitats, floristic zonation and species traits. *Ecological Engineering* **32**: 222-237.
- Keddy, P. A. 1992. Assembly and response rules - 2 goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* **3**: 157-164.
- Keddy, P. A. 1999. Wetland restoration : the potential for assembly rules in the service of conservation. *Wetlands* **19**: 716-732.
- Kershaw, G. P. and L. J. Kershaw. 1987. Successful plant colonizers on disturbances in tundra areas of northwestern Canada. *Arctic and Alpine Research* **19**: 451-460.
- Khater, C., A. Martin, and J. Maillet. 2003. Spontaneous vegetation dynamics and restoration prospects for limestone quarries in Lebanon. *Applied Vegetation Science* **6**: 199-204.

- Kidd, J. G., B. Streever, and M. T. Jorgenson. 2006. Site characteristics and plant community development following partial gravel removal in an arctic oilfield. *Arctic Antarctic and Alpine Research* **38**: 384-393.
- Kirmer, A., S. Tischew, W. A. Ozinga, M. von Lampe, A. Baasch, and J. M. van Groenendael. 2008. Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* **45**: 1523-1530.
- Kondolf, G. M., S. Anderson, R. Lave, L. Pagano, A. Merenlender, and E. S. Bernhardt. 2007. Two decades of river restoration in California: what can we learn? *Restoration Ecology* **15**: 516-523.
- Konisky, R. A., D. M. Burdick, M. Dionne, and H. A. Neckles. 2006. A regional assessment of salt marsh restoration and monitoring in the gulf of maine. *Restoration Ecology* **14**: 516-525.
- Kranner, I., R. Beckett, A. Hochman, and T. H. Nash. 2008. Desiccation-tolerance in lichens: a review. *Bryologist* **111**: 576-593.
- Krebs, C. J. 2001. *Ecology the experimental analysis of distribution and abundance*. 5th edition. Benjamin Cummings, San Francisco.
- Labbé, L. and J. A. Fortin. 1993. Bilan des travaux de renaturalisation effectués lors de la phase I au complexe La Grande. Rapport pour la Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec., Institut de Recherche en Biologie Végétale de Montréal.
- Labbé, L., B. Lanctôt, and J. A. Fortin. 1995a. Étalement des îlots d'aulnes et enrichissement des sols au complexe La Grande. Rapport pour la Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec., Institut de Recherche en Biologie Végétale de Montréal.
- Labbé, L., J. Prévost, F. Gagnon, B. Lanctôt, and J. A. Fortin. 1995b. Suivi quinquennal de la végétation des bancs d'emprunts aux complexes de La Grande et Manic 5. Rapport pour la Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec. Page 95 p. Institut de recherche en biologie végétale de Montréal.
- Laitinen, J., S. Rehell, and J. Oksanen. 2008. Community and species responses to water level fluctuations with reference to soil layers in different habitats of mid-boreal mire complexes. *Plant Ecology* **194**:17-36.
- Laughlin, D. C., M. M. Moore, J. D. Bakker, C. A. Casey, J. D. Springer, P. Z. Fulé, and W. W. Covington. 2006. Assessing targets for the restoration of herbaceous vegetation in ponderosa pine forests. *Restoration Ecology* **14**: 548-560.
- Leach, W. 1931. On the importance of some mosses as pioneers on unstable soils. *Journal of Ecology* **19**: 98-102.
- Legendre, P. and L. Legendre. 1998. *Numerical ecology*. Second english edition. Elsevier, Amsterdam.
- Marozas, V., J. Racinkas, and E. Bartkevicius. 2007. Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* forests. *Forest Ecology and Management* **250**: 47-55.
- Matesanz, S., F. Valladares, D. Tena, M. Costa-Tenorio, and D. Bote. 2006. Early dynamics of plant communities on revegetated motorway slopes from southern Spain: Is hydroseeding always needed? *Restoration Ecology* **14**: 297-307.

- McKendrick, J. D. 1987. Plant succession on disturbed sites, North Slope, Alaska, U.S.A. *Arctic and Alpine Research* **19**: 554-565.
- Milette, P. and A. L'Heureux. 1997. Inventaire portant sur le réaménagement des bancs d'emprunts exploités par Hydro-Québec de 1984 à 1994. Région Mauricie. Page 10 pp. Hydro-Québec, Environnement, services techniques, région Mauricie.
- Murdoch D. and E. D. Chow (porting to R by Jesus M. Frias Celayeta) (2007). ellipse: Functions for drawing ellipses and ellipse-like confidence regions. R package version 0.3-5.
- Odland, A. and R. del Moral. 2002. Thirteen years of wetland vegetation succession following a permanent drawdown, Myrkdalen Lake, Norway. *Plant Ecology* **162**: 185-198.
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, G. L. Simpson, and M. H. H. Stevens. 2008. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.11-0. <http://cran.r-project.org/>, <http://vegan.r-forge.r-project.org/>.
- Palmer, M. A., D. A. Falk, and J. B. Zedler. 2006. Ecological theory and restoration ecology. *in* D. A. Falk, M. A. Palmer, and J. B. Zedler, editors. *Foundations of restoration ecology*. Society for Ecological Restoration International, Washington, USA.
- Paschke, M. W., C. DeLeo, and E. F. Redente. 2000. Revegetation of roadcut slopes in Mesa Verde National Park, USA. *Restoration Ecology* **8**: 276-282.
- Payette, S. 2006. Rencontre d'information sur le Parc des Grands-Jardins à l'attention des naturalistes du Parc. Archives du PGJ.
- Payette, S., N. Bhiry, A. Delwaide, and M. Simard. 2000. Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Canadian Journal of Forest Research* **30**: 288-305.
- Petersen, S. L., B. A. Roundy, and R. M. Bryant. 2004. Revegetation methods for high-elevation roadsides at Bryce Canyon National Park, Utah. *Restoration Ecology* **12**: 248-257.
- Pietrzykowski, M. and W. Krzaklewski. 2007. Soil organic matter, C and N accumulation during natural succession and reclamation in an opencast sand quarry (southern Poland). *Archives of Agronomy and Soil Science* **53**: 473 - 483.
- Pouliot, R., L. Rochefort, and G. Gauthier. 2009. Moss carpets constrain the fertilizing effects of herbivores on graminoid plants in arctic polygon fens *Botany* **87**: 1209-1222.
- Prach, K. and R. J. Hobbs. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* **16**: 363-366.
- Prach, K. and P. Pysek. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* **17**: 55-62.
- Prach, K., P. Pysek, and V. Jarosik. 2007. Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats. *Journal of Vegetation Science* **18**: 701-710.

- Price, J., L. Rochefort, and F. Quinty. 1998. Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and *Sphagnum* regeneration. *Ecological Engineering* **10**: 293-312.
- Proctor, M. C. F., M. J. Oliver, A. J. Wood, P. Alpert, L. R. Stark, N. L. Cleavitt, and B. D. Mishler. 2007. Desiccation-tolerance in bryophytes: a review. *Bryologist* **110**: 595-621.
- R Development Core Team 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Raffl, C., M. Mallaun, R. Mayer, and B. Erschbamer. 2006. Vegetation succession pattern and diversity changes in a glacier valley, Central Alps, Austria. *Arctic Antarctic and Alpine Research* **38**:421-428.
- Rausch, J. and G. P. Kershaw. 2007. Short-term revegetation performance on gravel-dominated, human-induced disturbances, Churchill, Manitoba, Canada. *Arctic Antarctic and Alpine Research* **39**: 16-24.
- Rehounkova, K. and K. Prach. 2006. Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors. *Journal of Vegetation Science* **17**: 583-590.
- Rehounkova, K. and K. Prach. 2008. Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: A potential for restoration. *Restoration Ecology* **16**: 305-312.
- Reid, N. B. and M. A. Naeth. 2005a. Establishment of a vegetation cover on tundra kimberlite mine tailings: 1. A greenhouse study. *Restoration Ecology* **13**: 594-601.
- Reid, N. B. and M. A. Naeth. 2005b. Establishment of a vegetation cover on tundra kimberlite mine tailings: 2. A field study. *Restoration Ecology* **13**: 602-608.
- Roach, D. A. and P. J. Marchand. 1984. Recovery of alpine disturbances: early growth and survival in populations of the native species *Amara groenlandica*, *Juncus trifidus* and *Potentilla tridentata*. *Arctic and Alpine Research* **16**: 37-43.
- Rochefort, L. 2000. New frontiers in bryology and lichenology - *Sphagnum* - A keystone genus in habitat restoration. *Bryologist* **103**: 503-508.
- Rochefort, L. 2001. Restauration écologique. *in*, editors. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador. Édité par S. Payette and L. Rochefort. Les presses de l'Université Laval, Québec*, p 449-504
- Roze, F. and S. Lemauviel. 2004. Sand dune restoration in north Brittany, France: A 10-year monitoring study. *Restoration Ecology* **12**: 29-35.
- Salmela, S., R. Sutinen, and P. Sepponen. 2001. Understorey vegetation as an indicator of water content in till soils in Finnish Lapland. *Scandinavian Journal of Forest Research* **16**: 331-341.
- Sancho, L. G., R. de la Torre, G. Horneck, C. Ascaso, A. de los Rios, A. Pintado, J. Wierzos, and M. Schuster. 2007. Lichens survive in space: Results from the 2005 LICHENS experiment. *Astrobiology* **7**: 443-454.
- Schofield, W. B. 1985. Introduction to bryology. Macmillan Publishing Company, 431 p.
- Sedia, E. G. and J. G. Ehrenfeld. 2003. Lichens and mosses promote alternate stable plant communities in the New Jersey Pinelands. *Oikos* **100**: 447-458.

- Shah, J. J. F., C. N. Dahm, S. P. Gloss, and E. S. Bernhardt. 2007. River and riparian restoration in the southwest: Results of the national river restoration science synthesis project. *Restoration Ecology* **15**: 550-562.
- SICB. Système d'information canadien sur la biodiversité 2008. SITI - Système d'information taxonomique intégré [en ligne]. Disponible au www.scib.gc.ca [visité le 15 Janvier 2009].
- Smyth, C. R. 1997. Native legume transplant survivorship and subsequent seedling recruitment on unamended coal mine soils in the Canadian Rocky Mountains. *Mountain Research and Development* **17**: 145-157.
- Society for Ecological Restoration International Science (SER) & Policy Working Group, editor. 2004. The SER international primer on ecological restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Sottocornola, M., S. Boudreau, and L. Rochefort. 2007. Peat bog restoration: Effect of phosphorus on plant re-establishment. *Ecological Engineering* **31**: 29-40.
- Stearns, F. and G. E. Likens. 2002. One hundred years of recovery of a pine forest in northern Wisconsin. *American Midland Naturalist* **148**: 2-19.
- Steijlen, I., Nilsson, M.C., and Zackrisson, O. 1995. Seed regeneration of scots pine in boreal forest stands dominated by lichen and feather moss. *Canadian Journal of Forest Research* **25**: 713-723.
- Takeuchi, K. and K. Shimano. 2009. Vegetation succession at the abandoned Ogushi sulfur mine, central Japan. *Landscape and Ecological Engineering* **5**: 33-44.
- Temperton, V. M. 2007. The Recent Double Paradigm Shift in Restoration Ecology. *Restoration Ecology* **15**: 344-347.
- Therneau, T.N., Beth Atkinson (rpart). R port of rpart by Brian Ripley. Some routines from vegan – Jari Oksanen. Extensions and adaptations of rpart to mvpart by Glenn De'ath. (2007). mvpart: Multivariate partitioning. R package version 1.2-6.
- Tormo, J., E. Bochet, and P. Garcia-Fayos. 2007. Roadfill revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: Topsoiling, species selection, and hydroseeding. *Restoration Ecology* **15**: 97-102.
- Tremblay, J. P., J. Huot, F. Potvin, et S. D. Côté. 2007. Relation entre l'abondance du cerf de Virginie et la dynamique de régénération des forêts de l'île d'Anticosti. *Le Naturaliste Canadien* **131**: 26-32.
- Tyser, R. W., J. M. Asebrook, R. W. Potter, and L. L. Kurth. 1998. Roadside revegetation in Glacier National Park, USA: Effects of herbicide and seeding treatments. *Restoration Ecology* **6**: 197-206.
- Urbanska, K. M. 1997. Restoration ecology research above the timber line: colonization of safety islands on a machine-graded Alpine ski run. *Biodiversity and Conservation* **6**: 1655-1670.
- Vallauri, D., J. Aronson, and N. Dudley. 2005. An attempt to develop a framework for restoration planning. *in* Forest restoration in landscapes beyond planting trees. *Edité par* S. Mansourian, D. Vallauri, and N. Dudley. Springer New York, p. 65-70
- Vantooten, B. F. 1988. The fate of seeds after dispersal in chalk grassland - the role of the bryophyte layer. *Oikos* **53**: 41-48.

- Vetaas, O. R. 1994. Primary succession of plant assemblages on a glacier foreland - Bodalsbreen, southern Norway. *Journal of Biogeography* **21**: 297-308.
- Viereck, L. A. 1966. Plant succession and soil development on gravel outwash of the Muldrow Glacier, Alaska. *Ecological Monographs* **36**: 182-199.
- Walker, D. A. and M. D. Walker. 1991. History and pattern of disturbance in alaskan arctic terrestrial ecosystems - a hierarchical approach to analyzing landscape change. *Journal of Applied Ecology* **28**: 244-276.
- Walker, L. R. and F. S. Chapin. 1986. Physiological controls over seedling growth in primary succession on an alaskan floodplain. *Ecology* **67**: 1508-1523.
- Weiher, E. and P. A. Keddy. 1995. Assembly rules, null models, and trait dispersion - new questions front old patterns. *Oikos* **74**: 159-164.
- Zabinski, C. A., T. H. DeLuca, D. N. Cole, and O. S. Moynahan. 2002. Restoration of highly impacted subalpine campsites in the Eagle Cap Wilderness, Oregon. *Restoration Ecology* **10**: 275-281.
- Zamfir, M. 2000. Effects of bryophytes and lichens on seedling emergence of alvar plants: Evidence from greenhouse experiments. *Oikos* **88**: 603-611.
- Zamfir, M., X. B. Dai, and E. van der Maarel. 1999. Bryophytes, lichens and phanerogams in an alvar grassland: relationships at different scales and contributions to plant community pattern. *Ecography* **22**: 40-52.

Lois et Règlements :

Loi sur les forêts, L.R.Q. c. F-4.1.

Règlement sur les normes d'interventions dans les forêts du domaine de l'état, R.R.Q. 1981, c. F-4.1, r. 7.

N.B. : Les références ont été citées conformément au *Manuel canadien de la référence juridique – Revue de droit de McGill*, 6^e éd., Toronto, Thomson-Carswell, 2006.