

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ABONDANCE ET CROISSANCE DE L'ÉPINETTE NOIRE
APRÈS COUPE : UNE ÉTUDE COMPARATIVE ENTRE
LA COUPE ADAPTÉE AVEC MAINTIEN DU COUVERT ET
LA COUPE AVEC PROTECTION DE LA RÉGÉNÉRATION
ET DES SOLS

MÉMOIRE
PRÉSENTÉE
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
RAPHAËLE PICHÉ

JUILLET 2017

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.07-2011). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Une maîtrise est une aventure irréalisable sans un peu de chance, un peu de folie, quelques larmes, beaucoup de caféine, une solide dose de musique écoutée en boucle (mention spéciale à Deadmau5) et surtout, particulièrement, spécialement, l'appui et le soutien inestimable de beaucoup de gens. Et pour ce, j'ai été particulièrement bien entourée lors de ces années d'étude. Ceci est, du fond de mon cœur, mes remerciements.

Merci à mon directeur Alain Leduc et mon codirecteur Yves Bergeron pour votre soutien continu, votre patience et votre expertise. J'ai été choyée de vous avoir comme directeurs, les mots me manquent pour décrire ma gratitude. Merci, merci et merci!

Merci aux professionnels du Centre d'étude de la forêt et à tous les gens du laboratoire de Montréal sans qui je n'y serais pas parvenue : Danielle Charron, pour absolument tout, de l'administration aux pépins de terrain en passant par le labo, merci pour l'aide inestimable que tu m'as apportée. Merci à Mélanie Desrochers pour l'aide précieuse dans ArcGIS et à Luc Lauzon et Marie-Hélène Longpré pour l'aide au financement. Merci à Jérémie Poupart-Montpetit, Nicolas Fauvart, Tiphaine Després, Louiza Messaoui, Pierre Nlungu, Annie-Claude Bélisle, Cécile Leroy et tous les autres au labo de Montréal pour l'aide en statistiques, en rédaction et surtout votre soutien moral et vos encouragements. Vous êtes les meilleurs!

Pour avoir enduré tous les aléas du terrain (les castors, l'Argo, la pluie, les trous cachés de sphaignes, les mouches noires et compagnie, etc.) avec une solide dose d'humour, d'optimisme et de persévérance, je remercie Marie-Élisabeth Genest et les autres assistants de terrain, Samuel Laflèche, Henri Ziegler et Charlotte, pour leur

éthique de travail extraordinaire. Merci à tous les autres étudiants et assistants sans qui les moments passés à Villebois, Rouyn, la Station, les colloques du CEF et les réunions LYM-LYR n'auraient pas eu la même saveur : Morgane, Marion, Louis, Marine (les deux), Gabriel, Edwige, Émilie, Benjamin, Joëlle, Cécile, Jonathan, Mélanie, Victor, Lili, Raphaël, Laurence, Béatrice, Anne-Laure, Kamil, Antho et Nico et tous les autres (j'en oublie sûrement, désolé!). Merci d'être les humains extraordinaires que vous êtes. Merci aussi à Marie Robin et Raynald Julien; la Station de recherche du Lac Duparquet n'aurait pas été la même sans vous. Merci!

Thanks to everyone in Freiburg that helped me during my internship, particularly Jürgen Bausch, Julia Sohn and Valentina Vitali. My short time at the Chair of Silviculture, in the Black Forest, and in Germany as a whole was an experience I will never forget, thanks to you and everyone involved. Danke schön and Grazie mille!

Merci à tous mes colocataires et ami(e)s d'avoir cru en moi, même lorsque moi-même je n'y croyais plus trop. Vous m'avez donné une force et une énergie qui m'ont permis de voir la lumière au bout, ou, du moins, d'y apercevoir une petite lueur. Merci!

Finalement, merci à ma famille (Sophie, Anna et Jean) qui m'a encouragé, m'a motivé, m'a poussé au-delà de mes limites et, surtout, qui n'a jamais perdu foi en moi tout le long de ce parcours universitaire. Il n'est pas exagéré de dire que je n'y serais pas arrivé sans vous, je vous aime de tout mon cœur. Merci!

Ce projet de recherche a été réalisé à l'aide du financement de la Chaire industrielle CRSNG – UQAT – UQAM en aménagement forestier durable, le Centre d'étude de la forêt ainsi que dans le cadre d'une subvention du CRSNG en partenariat avec la compagnie Tembec.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
REMERCIEMENTS.....	iii
LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES TABLEAUX	ix
RÉSUMÉ.....	xi
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 Mise en contexte et problématique.....	1
1.2 État des connaissances.....	5
1.2.1 La régénération de l'épinette noire.....	5
1.2.2 La paludification.....	11
1.2.3 L'aménagement de la forêt boréale.....	14
1.3 Objectifs du projet et hypothèses.....	21
CHAPITRE II	
SUCCÈS DE LA RÉGÉNÉRATION APRÈS COUPE PARTIELLE EN PESSIÈRE À MOUSSES PALUDIFIÉE.....	23
2.1 Résumé.....	24
2.2 Introduction.....	25
2.3 Matériel et méthodes	29
2.3.1 Aire d'étude.....	29
2.3.2 Échantillonnage	32
2.3.3 Analyses statistiques	35
2.4 Résultats.....	37
2.4.1 Abondance de la régénération entre les différents traitements résultant de la combinaison du type de coupe et de la perturbation des sols (bande vs	

sentier).....	37
2.4.2 Prise en considération des cofacteurs dans l'analyse des variations de l'abondance de la régénération.....	39
2.4.3 Variations de la croissance de la régénération en fonction du traitement.....	41
2.4.4 Prise en considération des cofacteurs biotiques et abiotiques dans l'analyse des variations de croissance.....	44
2.5 Discussion	44
2.5.1 L'abondance de la régénération : l'effet d'emplacement dans le parterre de coupe (bande vs sentier), une question de perturbation des sols.....	45
2.5.2 La surface terrière des semenciers : un effet positif sur l'abondance de la régénération.....	46
2.5.3 Effets du substrat d'établissement et de la compétition sur l'abondance de la régénération.....	47
2.5.4 La croissance.....	48
2.5.5 La surface terrière résiduelle : un effet d'ombre sur la croissance.....	49
2.5.6 Impact négatif de la paludification sur la croissance.....	50
2.5.7 La compétition et ses conséquences sur la croissance de la régénération.....	51
2.5.8 Recommandations pour l'aménagement forestier.....	53
 CHAPITRE III	
3.1 CONCLUSION GÉNÉRALE.....	55
 ANNEXE A.....	59
 BIBLIOGRAPHIE.....	61

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1. Carte des trois sites à l'étude sélectionnés parmi les sites du RECPA dans la région de l'Abitibi au nord-ouest du Québec.....	30
2. Représentation schématique de l'échantillonnage dans le parterre de coupe ...	32
3. Hauteur de la régénération d'épinette noire selon le traitement de coupe.....	42
4. Relation entre la croissance par la hauteur de la régénération d'épinette noire	42

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1. Description de l'intensité de coupe ainsi que de la surface terrière 10 ans après coupe pour les sites à l'étude.....	31
2. Caractéristiques des placettes échantillonnées.....	38
3. Densité relative ("stocking") des tiges en régénération des essences de conifère d'intérêt commercial.....	39
4. Analyse de variance des logarithmes de l'abondance ainsi que l'analyse de variance de la croissance corrigée.....	40
5. Résultats du modèle mixte reliant l'abondance (<15cm, petite; >15cm, grande) et la croissance des conifères à valeur commerciale (épinette noire et sapin, épinette noire seulement) avec les variables bio et abiotiques explicatives.....	43

RÉSUMÉ

Dans les basses terres de la baie James, la paludification est un phénomène dominant des peuplements d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP), entraînant une baisse de la productivité à long terme. Ces peuplements étant exploités commercialement pour la coupe de bois, il est impératif de connaître l'effet des coupes sur ce phénomène afin de planifier un aménagement forestier viable à long terme. L'effet de la paludification sur les peuplements matures est bien connu, mais peu d'études se sont penchées sur l'effet de la paludification sur la régénération naturelle après les coupes forestières, surtout la coupe partielle. C'est la question que ce présent mémoire se pose, c'est-à-dire quels sont les facteurs biotiques et abiotiques qui influencent le succès de la régénération naturelle après coupe. Plus spécifiquement, l'objectif principal est d'étudier l'abondance et la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire 10 ans après une Coupe adaptée avec maintien du couvert (CAMC, un type de coupe partielle) en comparaison avec une Coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS, un type de coupe totale).

Nos résultats indiquent que l'abondance de la régénération après CPRS et CAMC est en général suffisante pour garantir un bon approvisionnement en bois à long terme dans les deux traitements de coupes. L'abondance varie cependant selon l'emplacement dans le parterre de coupe, étant plus élevée dans les bandes, et selon la présence d'arbres semenciers, mais le type de traitement sylvicole n'apparaît pas avoir d'effet. De plus, l'abondance de la régénération est positivement corrélée avec la présence de substrat d'établissement maintenant les sols humides telles les sphaignes. La croissance de la régénération pourrait être cependant problématique à long terme, apparaissant nettement plus basse que la croissance moyenne attendue pour l'épinette noire. Les facteurs qui l'influencent négativement sont l'épaisseur de matière organique, une luminosité moindre apportée par une surface terrière résiduelle plus élevée ainsi que la présence de compétiteurs interspécifiques.

Cette étude nous permet de recommander 1) de limiter la superficie occupée par les sentiers où les échecs de régénération sont plus courants, 2) d'éviter les coupes forestières sur les terrains les plus fortement paludifiés, 3) de maintenir des semenciers en densité suffisante et 4) d'étudier plus en profondeur l'effet des compétiteurs et autres végétaux ayant un effet négatif sur le succès de la régénération.

Mots clés : épinette noire, CAMC, coupe partielle et totale, CPRS, paludification, régénération

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Mise en contexte et problématique

La forêt boréale canadienne représente quelque 24 % de la surface totale des forêts boréales mondiales (Gouvernement du Canada, 2015) et marque l’imaginaire du peuple canadien depuis toujours. Ses arbres s’étendant d’un océan à l’autre ont construit le pays, nourrissant les castors des premiers trappeurs jusqu’à fournir le bois d’ingénierie utilisé pour bâtir nos métropoles d’aujourd’hui. Historiquement, peu de secteurs industriels ont eu une influence aussi marquée que la foresterie sur l’identité et l’économie canadienne (Drushka, 2003). Au XIXe et XXe siècle s’installèrent dans l’est du Canada les grandes papetières qui tireront avantage des propriétés mécaniques et physiques remarquables du bois de l’épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P) pour fournir du papier aux États-Unis, alors en plein essor économique (Alteyrac *et al*, 2006; Koubaa *et al*, 2005; Krause *et al*, 2009; Harris 1993; Hatton et Johal 1996; Lower, 1938; Singh 1987; Zhang *et al*, 1996). C’est l’âge d’or de la foresterie : on permet aux compagnies forestières de s’approvisionner d’une source quasi infinie de bois de haute qualité à travers leurs grandes concessions sur les terres de la Couronne dans l’est du Canada (Blais, 2008; Charland, 1990; Gilbert, 2012; Paillé, 2012). L’économie canadienne en sera grandement modifiée et la forêt de même. Malheureusement, les ressources naturelles ne sont pas infinies et les grandes coupes à blanc du passé effectuées sans planification à long terme ont eu un impact important sur la qualité de nos forêts (Astrom *et al*, 2005; Keenan et Kimmins, 1993). Ceci a poussé les compagnies forestières à aller chercher le bois de plus en plus loin jusqu’aux limites septentrionales de la forêt exploitable (Paillé, 2012; Bergeron *et al*, 2013). Ces forêts, souvent moins productives, peuvent présenter des problèmes de résilience post-perturbation, telle une coupe, s’il y a une mauvaise planification

forestière. Les forêts paludifiées sont particulièrement sujettes à une baisse de la productivité suite à la récolte (Leroy *et al*, 2014), au détriment de l'exploitation forestière.

Dans les années 90, les coupes à blanc traditionnelles furent remplacées par des coupes dites « careful logging » (ou de protection en français), au Québec nommé « Coupe avec protection de la régénération et des sols » (CPRS) afin de diminuer les coûts associés à la plantation post-coupe (Grenon, 2010; Groot, 1995; Harvey et Brais, 2002; Liu et Ruel, 2007). Ce type de coupe totale, c'est-à-dire qui récolte tous les arbres matures (>9.1cm de DHP), limite le mouvement de la machinerie à des sentiers préétablis qui ne doivent pas dépasser 25% de la surface de coupe, avec des bandes de protection 10-15m entre les sentiers, afin d'éviter d'endommager la régénération naturelle déjà présente avant coupe (Harvey et Brais, 2002; Liu et Ruel, 2007). Ceci a des avantages évidents pour l'industrie forestière puisqu'on diminue la nécessité de replanter tout en assurant un approvisionnement durable de bois à long terme (Gauthier et Vaillancourt 2008; Greene *et al*, 2002; Grenon *et al*, 2010). La régénération naturelle est préférable aux plantations dues au coût élevé de ces dernières et la période d'adaptation des semis nécessaire après plantation (Doucet, 1988; Doucet et Boily, 1986; Greene *et al*, 2002). Malgré ses nombreux avantages, la CPRS reste une coupe totale, c'est-à-dire une coupe où tous les arbres matures sont récoltés, ce qui peut comporter des effets négatifs en soi.

Suite à la Commission Coulombe en 2004, déclenchée entre autres par le tollé soulevé par « l'Erreur boréale » (voir Desjardins et Monderie, 1999), on recommanda de modifier la gestion de la forêt ainsi que les techniques de coupe afin d'assurer sa pérennité (Coulombe *et al*, 2004). Ceci aboutit à un nouvel aménagement forestier qui a comme objectif un développement durable à long terme. En 2013, le Québec adopta un nouveau régime forestier, l'aménagement écosystémique, qui s'inspire davantage des paysages naturels et de leurs perturbations (Gauthier et Vaillancourt

2008; Grenon *et al*, 2010; Normandeau, 2013). À la base, l'aménagement écosystémique se fondait sur l'étude des impacts des perturbations naturelles tels feux, chablis et épidémies d'insectes pour développer des stratégies sylvicoles plus durables (Gauthier et Vaillancourt 2008; Grenon *et al* 2010).

Le maintien de la biodiversité et la structure naturelle de la forêt sont des éléments priorités de nos jours lors de la planification de l'aménagement forestier. Celle-ci vise de plus en plus à reproduire une succession naturelle et diminuer le rajeunissement du paysage apporté par les coupes équiennes qui prévalent en forêt boréale. Les coupes partielles permettent de maintenir davantage ces éléments que les coupes totales et imitent mieux les perturbations partielles telles qu'épidémies d'insectes et chablis (Bose *et al*, 2014; Bergeron *et al*, 1999). Une coupe partielle est un « terme général décrivant toute coupe enlevant une partie des arbres d'un peuplement » (Côté, 2003). Règle générale, on fait très peu de coupe partielle en forêt boréale puisque ses grands peuplements à structure généralement équienne s'y prêtent moins et puisque l'industrie forestière y est réticente, jugeant que les coupes partielles sont peu rentables (Moore *et al*, 2012; Ruel *et al*, 2013). Or, elles pourraient présenter des avantages dans certaines zones complexes structurellement telles les forêts entourées de la Ceinture d'argile. Une coupe partielle comme la Coupe adaptée visant le maintien du couvert forestier (CAMC) va préserver une structure plus complexe qu'une CPRS (Kuuluvainen *et al*, 2015) et, en maintenant des arbres matures sur pied, évite une remontée rapide de la nappe phréatique après coupe (Roy *et al*, 2000a, b). Puisque la CAMC est une technique de coupe nettement moins sévère que la CPRS en termes d'intensité de prélèvement, il pourrait y avoir des répercussions positives sur la régénération naturelle due à une meilleure protection de celle-ci à des changements de conditions brusques associés à une coupe totale, par exemple dans le régime hydrique, la luminosité ou le microclimat. La régénération après coupe peut être influencée de différentes façons selon le type et l'intensité de la perturbation ainsi

que selon les caractéristiques du peuplement avant coupe (Harvey et Brais, 2002; Chen et Wang, 2006).

L'aménagement forestier canadien s'effectue dans des biomes avec des productivités très variables et doit prendre en compte les particularités de chacun afin d'assurer la pérennité de cette industrie. La pessière à mousses paludifiée est située dans certaines zones nordiques de la forêt boréale canadienne où les conditions climatiques et géologiques mènent à l'entourbement des forêts, c'est-à-dire l'accumulation de la matière organique sur le sol (Gauthier, 2001). Ce phénomène, aussi connu sous le terme de paludification, est présent entre autres dans la Ceinture d'argile du nord-ouest du Québec et nord-est de l'Ontario, qui, avec son climat froid et son sous-sol argileux, présente des conditions idéales pour l'accumulation de tourbe (Fenton *et al*, 2005; Gauthier, 2001; Simard *et al*, 2007). Le sol tourbeux est détrempé, acide, peu nutritif et froid, des conditions qui sont accentuées par la présence de certaines plantes (p. ex. sphaignes et éricacées); sa matière organique va donc s'accumuler sur le sol minéral dû à un taux de décomposition inférieur à son taux d'accumulation (Fenton *et al*, 2005; Gauthier, 2001; Simard *et al*, 2007). Sans un brassage de cette matière organique avec le sous-sol minéral, les forêts paludifiées présentent une faible croissance d'arbres (Inderjit et Mallik, 1997; Lafleur *et al*, 2010a; Prévost *et al*, 2001; Simard *et al*, 2007; Thiffault *et al*, 2004). Ce phénomène est amplifié par la présence des sphaignes qui retiennent l'eau à la surface du sol (Fenton *et al*, 2005). En enlevant tous les arbres matures d'un coup lors d'une coupe totale, on crée une ouverture de la canopée entraînant la multiplication des sphaignes de lumière (Fenton *et al*, 2005) ainsi qu'une remontée rapide de la nappe phréatique (Gauthier, 2001; Jeglum et Kennington, 1993; Pothier *et al*, 2003; Roy *et al*, 2000a, b). Par conséquent, la paludification peut pousser des peuplements vers des tourbières peu productives et peu rentables pour l'industrie forestière.

Les recherches faites en pessière à mousses paludifiée ont beaucoup portés sur la productivité des peuplements après CPRS (Leroy *et al*, 2014), les effets des feux sur la paludification et la régénération (Harper *et al*, 2005; Lavoie *et al*, 2007; Lussier *et al*, 1992; Renard, 2010), les modifications à la nappe phréatique ou sur les traitements de site post-coupe telle le scarifiage (Henneb, 2014; Lafleur *et al*, 2011a; Prévost *et al*, 2003; Roy *et al*, 1999). Quoique certaines études aient porté sur la régénération après plantations (Groot *et al*, 2005; Lavoie *et al*, 2007; Malik et Timmer, 1996), rares sont celles qui portent sur la régénération naturelle après coupe partielle en terrain paludifié. On connaît effectivement très peu de choses sur la régénération naturelle d'une espèce d'arbre d'importance commerciale telle l'épinette noire dans ces conditions après CAMC. La CPRS et la CAMC pourraient avoir des impacts différents sur la régénération due aux facteurs abiotiques et biotiques différents. En revanche, les conditions du site pourraient être dominées surtout par l'influence de la paludification sur l'établissement et la croissance de la régénération post-coupe. Ce projet propose donc d'étudier ce qui représente un défi majeur dans l'exploitation forestière, soit la régénération naturelle de l'épinette noire et de sa croissance subséquente après coupe partielle, ici la CAMC, dans une région où la paludification est problématique. Ce mémoire va donc comparer le succès de la régénération naturelle 10 ans après CAMC et CPRS dans des forêts paludifiées de la Ceinture d'argile.

1.2 État des connaissances

1.2.1 La régénération de l'épinette noire

La forêt boréale est le biome le plus vaste du Canada et représente 90 % de sa forêt productive (Drobyshev *et al*, 2010). L'épinette noire en est une des essences forestières principales et forme au Québec le domaine bioclimatique de la pessière à

mousses (MFFP, 2003). L'épinette noire est une espèce polyvalente, pouvant survivre dans des conditions climatiques extrêmes (-62 °C à -34 °C au plus froids à 27 °C à 41 °C au plus chaud avec une moyenne de -11 °C à 7 °C), et sur une grande variété de sols avec des textures et drainages différents (limoneux, humique, mésique, fibreux, etc.) (Groot, 1995; Viereck et Johnston, 1990). Elle préfère néanmoins des conditions froides avec un sol organique humide où ses racines superficielles lui donnent un net avantage par rapport à d'autres espèces d'arbres à racines plus profondes lorsque la nappe phréatique est près de la surface du sol ou en zone de pergélisol (Roy *et al*, 1999; Viereck et Johnston, 1990). En effet, la majorité de ses racines se concentrent dans les premiers 20 cm du sol (Viereck et Johnston, 1990). L'épinette noire est souvent associée avec le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) en début de succession ou au sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill) en fin de succession (MFFP, 2003; Viereck et Johnston, 1990). En pessière à mousses et autres terrains humides, l'épinette noire forme de grands peuplements purs avec un sous couvert d'éricacées tel *Rhododendron groenlandicum* et un sol couvert de mousse hypnacées tels *Pleurozium schreberi* ainsi que de sphaignes, *Sphagnum* spp. (Viereck et Johnston, 1990; Viereck *et al*, 1993).

L'épinette noire possède des cônes semi-sérotineux ce qui protège partiellement les graines lors des feux de forêt, mais inhibe le relâchement complet des graines dans les années sans feux (Viereck et Johnston, 1990). Puisque les arbres matures produisent une grande quantité de graines conservées sur plusieurs années dans les cônes au sommet de l'arbre, ceci crée une banque aérienne de graines et assure la reproduction (Jeglum et Kennington, 1993; Viereck et Johnston, 1990). La quantité d'arbres matures semenciers joue un rôle important lors de la régénération naturelle : les graines se dispersent jusqu'à environ 80 m de l'arbre semencier, malgré leur petite taille (Groot, 1995; Howard, 1970; Viereck et Johnston, 1990), et ont une longévité de 1 à 3 ans (Paquin *et al*, 1999; Thomas et Wein, 1985). Immédiatement après

coupe, il y a un relâchement massif de graines suivi de l'établissement des semis, mais ceci n'est pas maintenu à long terme (Coates, 2002). Une carence en semenciers post-coupe peut compromettre la régénération et entraîner une baisse dans la quantité de semis (Greene *et al*, 2002; Pothier, 2000). De bons substrats de germination, c'est-à-dire là où les sols restent partiellement humides, incluent : du bois décomposé humide, un mélange de sols minéraux et organiques, des tapis de sphaignes denses, et près des souches qui agissent comme protecteur des microsites tels les trous et crevasses (Chen et Wang, 2006; Greene *et al*, 2002; Jeglum et Kennington, 1993). L'établissement de nouveaux semis après coupe dépend donc de trois facteurs principaux : la quantité de graines disponibles, de bons substrats d'établissement, et des conditions optimales pour la germination et la croissance initiale des semis (Jeglum et Kennington, 1993).

Dans les sites paludifiés, l'épinette noire se reproduit aussi en grande partie de façon végétative par marcottage, c'est-à-dire par l'enterrement des branches basses par la mousse qui vont s'enraciner (Doucet, 1988; Groot, 1995; Légère et Payette, 1981; Stanek, 1961). Ceci donne un avantage écologique à cette espèce puisque les marcottes, en restant en contact avec la plante mère, profitent des ressources de celle-ci, et donne une solution de rechange lorsque les conditions de germinations sont défavorables (températures froides, saison de croissance courte, etc.) (Légère et Payette, 1981; Stanek, 1961). Par contre, après coupe, les marcottes peuvent prendre plus de temps à s'acclimater à de nouvelles conditions et avoir une croissance moindre que les semis issus de graine (Paquin *et al*, 1999). Cette tendance n'est par contre pas maintenue et la différence de croissance entre les deux types de régénération est minimale après plusieurs années (Paquin *et al*, 1999; Morin et Gagnon, 1992).

L'évaluation de la hauteur et de la croissance de la régénération constitue une information primordiale dans l'évaluation du succès de la régénération (Chen et

Wang, 2006). En effet, l'abondance de la régénération semble être davantage limitée par la croissance et la survie des jeunes arbres que par l'établissement ou la germination de ces derniers (Coates, 2002). De façon générale pour les végétaux vascularisés, la croissance est influencée par la lumière, les nutriments, le climat, l'eau et la compétition intra et interspécifique, en proportions différentes selon l'espèce. L'épinette noire peut vivre dans des conditions lumineuses variées, survivant même dans des conditions très ombragées, mais sa croissance est optimisée en pleine lumière (Krause *et al*, 2009). Elle est peu exigeante d'un point de vue de nutriments, bien que des études sur la croissance des semis de plantation démontrent qu'elle peut être avantagée lors d'une addition d'engrais (Malik et Timmer, 1996; Paquin *et al*, 1998). Par contre, la régénération naturelle utilise les nutriments de façon beaucoup plus efficace que les semis plantés (Munson et Bernier, 1993). Après une coupe forestière, telle une coupe avec protection de la régénération, il y a une croissance accrue de la régénération à long terme liée à l'ouverture de la canopée (Greene *et al*, 1999; Teng *et al*, 2003). Néanmoins chez la régénération préétablie, la croissance en hauteur peut stagner de 5 à 12 ans après coupe due à une période d'acclimatation nécessaire aux nouvelles conditions (Groot et Hökkä, 2000; Hébert *et al*, 2010ab; Kneeshaw *et al*, 2002). Ceci peut cependant être dû à une croissance accrue des racines afin de compenser pour une plus grande évapotranspiration due à des températures et une luminosité plus élevées (Kneeshaw *et al*, 2002) ainsi qu'à une pression accrue du vent (Nicoll et Ray, 1996). La coupe peut aussi nuire à la régénération préétablie en l'écrasant, la blessant, ou indirectement en changeant le micro-environnement qui stresse les jeunes arbres physiologiquement (Greene *et al*, 1999).

La compétition et son effet sur la régénération

Le succès de la régénération de conifères peut aussi dépendre de l'interaction avec la compétition interspécifique (Hébert *et al*, 2010; Uprety *et al*, 2013). Généralement tolérante à l'ombre, l'épinette noire peut survivre à une pression compétitive assez forte (Viereck et Johnston, 1990). Une pratique courante en foresterie est de réduire la compétition interspécifique avec certains traitements sylvicoles manuels ou chimiques après plantation afin d'augmenter la croissance de la régénération d'arbres à valeur commerciale (Jobidon, 2000). Cependant, dans certains cas comme pour *Rhododendron groenlandicum*, le contraire peut aussi se produire pour l'épinette noire dû à un changement dans l'absorption des nutriments malgré que le phénomène responsable ne soit pas encore complètement élucidé (Lavoie *et al*, 2006).

La zone à l'étude étant près de la frontière entre la forêt boréale mixte et la pessière à mousses, il est important de prendre en compte les espèces compétitrices présentes dans ces deux types de forêts. En forêt boréale mixte, l'épinette noire peut être présente en sous couvert dans des peuplements de peuplier faux-tremble, d'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss), de bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.) ou de mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch) pour plusieurs années avant de parvenir à dominer le couvert (Viereck et Johnston, 1990). Elle sera succédée par le sapin baumier et, en moindre proportion, par le cèdre blanc (*Thuja occidentalis* L.) s'il n'y a pas de feu (Paul *et al*, 2014; Viereck et Johnston, 1990). Les compétiteurs arbustifs dans ces conditions sont principalement les framboisiers (*Rubus idaeus*) et l'aulne (*Alnus* spp.), particulièrement dans les sentiers de débardage après coupe (Harvey et Brais, 2002).

En pessière à mousses, le feu étant l'agent perturbateur naturel, l'épinette noire sera l'essence d'arbre principale sur les terrains mal drainés (Viereck et Johnston, 1990). Le sous-couvert forestier contient des espèces arbustives qui peuvent, après une

perturbation ouvrant la canopée tels un feu ou une coupe, agir comme compétiteur efficace sur l'établissement et la croissance de l'épinette noire (Mallik, 1995). En zones très humides, on retrouve les aulnes, les saules (*Salix* spp.) et les herbacées (*Carex* spp.) comme compétiteurs efficaces (Viereck et Johnston, 1990), particulièrement dans les sentiers. Ce sont par contre les éricacées tels le thé du labrador (*Rhododendron groenlandicum*), le Kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia* L.) et les différentes espèces de vacciniums qui sont les compétiteurs arbustifs les plus efficaces (Inderjit et Mallik, 1996; Lavoie *et al*, 2006; Viereck et Johnston, 1990). La compétition éricacée peut être directe pour les nutriments du sol ou indirecte avec le relâchement de composés allélopathiques (tels les tannins) dans le sol (Hébert *et al*, 2010ab). Les feuilles des éricacées, plus particulièrement le thé du Labrador (*Rhododendron groenlandicum*) et Kalmia, relâchent des tannins au sol lors de leur décomposition, ce qui inhibe la croissance des arbres et dégrade la qualité du sol en agissant sur la composition chimique de celui-ci (Inderjit et Mallik 1997; Joannis *et al*, 2007; Lavoie *et al*, 2006; Titus *et al*, 1995). Ce sont des plantes ayant un réseau racinaire dense qui peuvent même entraîner la transformation d'une forêt fermée vers une lande ouverte après perturbation (Mallik, 2001).

En ce qui a trait à la compétition due aux mousses, les sphaignes platières à croissance rapide peuvent dépasser et étouffer les très jeunes épinettes (Viereck et Johnston, 1990). Les sphaignes exercent aussi une pression compétitive directe en séquestrant les nutriments disponibles dans la rhizosphère (Malmer *et al*, 2003). Les mousses hypnacées tel *Pleurozium schreberi* peuvent de leur côté agir comme compétiteurs à la régénération d'épinette noire en occupant l'espace et laissant peu de substrat adéquat à l'établissement de semis (Jeglum et Kennington, 1993). De plus, ils peuvent compétitionner directement pour l'eau dans les microsites plus secs (Rothwell *et al*, 1993). Les facteurs réglant la compétition sont donc complexes et nécessitent un approfondissement de connaissances.

1.2.2 La paludification

Dans les sols forestiers, la décomposition de la matière organique est réglée par trois facteurs hautement interreliés : le climat (la température et l'humidité), les propriétés physico-chimiques de la matière organique et la composition et l'abondance des décomposeurs (Prescott *et al*, 2000). Lorsque la température est trop froide et l'humidité du sol trop élevée, l'activité des décomposeurs est ralentie, voire arrêtée, et la matière organique s'accumule au sol (Prescott *et al*, 2000). Ce phénomène est nommé paludification, c'est-à-dire le processus d'accumulation de tourbe au sol (Crawford *et al*, 2003; Payette et Rochefort, 2001). La paludification crée deux types principaux de tourbières : les tourbières édaphiques et les tourbières de succession. Les tourbières édaphiques sont générées principalement par la topographie du paysage où l'eau s'accumule dans les basses terres (Gauthier, 2001; Lavoie *et al*, 2005; Simard *et al*, 2007). Un exemple concret de formation de tourbière édaphique, connu sous le terme de « terrestrialisation », est lorsqu'un lac ou un étang d'eau accumule des sédiments jusqu'au moment où ceux-ci sont complètement recouverts (Lavoie *et al*, 2005). Les tourbières édaphiques de ce type ne supportent pas normalement de grandes quantités d'arbres et ne sont donc pas exploitées par l'industrie forestière (Lavoie *et al*, 2005).

La paludification de succession

Un deuxième type de paludification est causé par la succession forestière, nommé paludification de succession. Dans de pareilles conditions, l'épaisseur de la matière organique est directement liée au temps depuis feu (Taylor *et al*, 1987). Au contraire de la paludification édaphique, la paludification de succession est un processus qui peut être réversible (Gauthier *et al*, 2008). La paludification de succession débute lors d'un feu sévère qui remet la forêt en production en brûlant la matière organique au sol

et où les épinettes noires vont s'établir rapidement (Simard *et al*, 2007). S'il n'y a pas de perturbations majeures par la suite, le couvert du sol peuplé de mousses hypnacées telles *Pleurozium schreberi* va être colonisé graduellement par les sphaignes 80-90 ans après feu (Fenton *et al*, 2007). Les mousses et sphaignes peuvent en effet coloniser les communautés forestières même à de grandes distances à partir d'îlots résiduels de forêt maintenus après perturbation (Barbé *et al*, 2016). Les sphaignes, grâce à leur structure spécifique, ont un fort pouvoir capillaire et retiennent l'eau à la surface du sol ce qui contribue à maintenir la nappe phréatique à un niveau élevé (Gauthier, 2001; Fenton *et al*, 2007). Lorsque le sol est faiblement drainé (comme à texture fine comme l'argile par exemple), il va s'ensuivre des conditions de sol défavorable à la décomposition : engorgement d'eau, températures froides et conditions acides qui mènent à l'accumulation de la matière organique au sol (Prescott *et al*, 2000). En effet, les sphaignes ont un effet notable sur la nappe phréatique (Bisbee *et al*, 2001), sur le pH (Clymo et Hayward, 1984) et sur la séquestration des nutriments (Malmer *et al*, 2003). Il en résulte une baisse de la productivité forestière (Hamel *et al*, 2004; Malmer *et al*, 2003; Simard *et al*, 2007) et de la croissance de la régénération en raison de conditions moins optimales tel un sol plus froid, plus humide et parfois anaérobique (Crawford *et al*, 2003; Fenton *et al*, 2005; Hamel *et al*, 2004; Malmer *et al*, 2003; Pothier, 2000). La paludification est souvent accompagnée d'un manque de nutriments disponibles dans la rhizosphère (Hamel *et al*, 2004; Malmer *et al*, 2003). Un haut pourcentage de recouvrement du sol par les sphaignes est donc négativement corrélé avec la hauteur des arbres (Bubier, 1991) et de la température du sol (Bisbee *et al*, 2001) et est positivement corrélé avec la hauteur de la couche de matière organique (Bubier, 1991; Fenton *et al*, 2005;). Tout ceci inhibe la croissance des arbres (Simard *et al*, 2007; Van Cleve et Viereck, 1981).

La paludification successionnelle se déroule dans certains endroits précis dus à une combinaison spécifique de facteurs climatiques et de composition du sol comme au

Minnesota (Heinselman, 1963), en Alaska (Viereck *et al*, 1993), en Colombie-Britannique (Asada *et al*, 2004), au Labrador (Foster, 1985) et dans la Ceinture d'argile du nord-est de l'Ontario et nord-ouest du Québec (Fenton *et al*, 2005). Cette dernière est la zone à l'étude dans ce présent mémoire. La Ceinture d'argile fait partie des basses terres de la baie James et est caractérisée par une topographie avec peu de relief et un sous-sol argileux combiné avec un climat froid (Simard *et al*, 2007). Elle a une fréquence de feu assez élevée, incluant des feux de basse sévérité qui accroissent nettement la paludification et la baisse de productivité forestière subséquente (Simard *et al*, 2007). Elle est donc hautement susceptible à ce type de paludification (Fenton *et al*, 2005).

La paludification post-coupe

Dans les basses terres de la baie James, la majorité des peuplements exploités par l'industrie forestière sont situés dans des sites sujets à la paludification (Lavoie *et al*, 2005, 2007b). Ceci peut inquiéter dû aux problèmes de productivité énumérés ci-haut et aux effets qu'une coupe peut avoir sur les sols. L'impact d'une coupe sur le sol est grandement lié à l'intensité de celle-ci ainsi que des conditions existant avant la perturbation. Par exemple, Lafleur *et al* (2010a) constatent une plus grande baisse de la couverture de sphaignes et d'éricacées après une coupe totale en comparaison à la CPRS. En effet, une coupe qui perturbe sévèrement les sols va brasser les différentes couches de sol et exposer le sol minéral (Deans *et al*, 2003). Ceci aura comme conséquence une meilleure croissance de la régénération qui trouve un substrat de qualité supérieure ainsi qu'un meilleur drainage (Lafleur *et al*, 2011a). Les coupes en général ont le potentiel de diminuer à court terme l'épaisseur de la matière organique au sol, surtout dans les sentiers de débardage (Harvey et Brais, 2002). Il y a cependant une augmentation des sphaignes dans ces mêmes sentiers due à l'ouverture de la canopée (Harvey et Brais, 2002; Fenton et Bergeron 2007) et à une

augmentation de l'humidité du sol post-coupe due à la baisse soudaine d'évapotranspiration et de la remontée de la nappe phréatique (Dubé *et al*, 1995; Pothier *et al*, 2003; Roy *et al*, 2000 b). Les sphaignes vont s'établir dans ces conditions où l'humidité du sol est élevée, particulièrement comme celles présentes dans les ornières créées par les machines qui, avec leurs roues, vont aussi les propager dues à leur fort potentiel de reproduction par fractionnement végétal (Gauthier, 2001). La remontée de la nappe phréatique a le potentiel d'accélérer la paludification après coupes sévères puisqu'un engorgement en eau du sol peut aussi négativement impacter l'assimilation des nutriments (Lévy, 1981), la croissance de la régénération (Mueller-Dombois, 1964) et avoir un effet important sur la morphologie des racines (Boggie, 1972). Tous ces impacts doivent nécessairement être pris en compte lors de l'aménagement forestier.

1.2.3 L'aménagement de la forêt boréale

Court historique, de 1826 jusqu'à la CPRS

Pendant longtemps, l'exploitation de la forêt boréale québécoise a été effectuée sans qu'il y ait de règlements sur la quantité d'arbres qui pouvaient être coupés. Une compagnie forestière détenait presque tous les droits sur son territoire alloué sur les terres publiques (le système de licences de 1826-1849) et avait peu ou pas de compte à rendre sur le comment et le où qu'elle coupait (Blais et Boucher, 2008; Castonguay, 2006). L'introduction graduelle de mesures de contrôle et d'aménagement par le gouvernement provincial sur les compagnies forestières a permis d'avoir une meilleure idée des interventions en forêt publique et ainsi améliorer la planification à long terme des forêts exploitées (Castonguay, 2006; Paillé, 2012). Le système de concessions qui dura de 1849 à 1960 sera marqué par une implication de plus en plus prononcée du gouvernement dans la gestion des forêts, avec une industrialisation des

opérations forestière et une récolte de grandes quantités de bois résineux (Blais et Boucher, 2008). Ceci culminera dans les années 1960 à une prise en charge complète de l'aménagement forestier par le gouvernement du Québec (Paillé, 2006). De plus grands volumes de bois furent octroyés aux compagnies forestières locales et, avec l'intensification de l'exploitation forestière dans une optique d'amélioration de l'économie dans les années 70, les effets des coupes s'accrochèrent sur le paysage (Norbert, 2013).

Avec la mécanisation des opérations forestières, les impacts des coupes sur les forêts de l'Ontario et du Québec ont grandement augmenté et les grandes coupes à blanc eurent un effet négatif sur l'approvisionnement en bois et la structure même de la forêt (Blais et Boucher, 2008; Groot *et al*, 2001; Keenan et Kimmins, 1993; Marek, 1975). Lorsqu'elles succèdent à une perturbation telle un feu, les coupes ont la capacité de changer la vocation d'un peuplement forestier qui peut carrément passer d'une forêt fermée à une forêt ouverte telle une lande à lichen (Dussart et Payette, 2002). Par contre, la coupe totale peut avoir un effet positif en terrain paludifié puisqu'on brasse le sol, ce qui mélange la couche de matière organique avec la sous-couche minérale et crée un meilleur substrat d'établissement que seulement la matière organique (Lafleur *et al*, 2010a). Les coupes sont donc des perturbations avec tout un gradient de sévérité et les écosystèmes forestiers vont y réagir de façons différentes selon leurs conditions initiales. Un exemple concret de ceci est qu'une forêt subissant une coupe forestière aura une configuration spatiale végétale simplifiée comparativement à une perturbation naturelle telle un feu (Lorente *et al*, 2013)

De nos jours, la CPRS est la technique de coupe la plus utilisée au Québec (Cimon-Morin *et al*, 2010; Harvey et Brais, 2002). C'est une coupe totale qui tire avantage de la régénération naturelle abondante dans les peuplements de conifères (Groot, 1995). Cette méthode de prélèvement limite le déplacement de la machinerie aux sentiers de débardage, espacés aux 10-15 m, qui ne doivent pas occuper plus de 25 % de la

surface de coupe (Harvey et Brais, 2002). Puisque les sentiers de débardages sont des microenvironnements fortement perturbés où, en forêt boréale mixte, on retrouve plus de compétiteurs que dans les bandes intersentiers, il est recommandé de limiter leur quantité et étendue afin de limiter les effets négatifs (Harvey et Brais, 2002). Les opérateurs doivent laisser sur pieds tous les arbres plus petits que 9 cm de diamètre à hauteur de poitrine et, en effectuant les coupes surtout l'hiver, ceci minimise les perturbations au sol et les dommages à la régénération préétablie (Harvey et Brais, 2002; Lafleur *et al*, 2010a, b). En utilisant la CPRS, les compagnies forestières n'ont normalement plus besoin de planter après chaque coupe, du moment où la régénération préétablie est suffisante. C'est dans les années 90 que l'on réalise l'amplitude du problème du manque de bois et de l'empreinte écologique des coupes à blanc (Keenan et Kimmins, 1993). Ceci, combiné avec une pression du public de plus en plus intense sur le gouvernement pour réduire l'impact écologique des coupes, apporta un changement de méthodes dans l'industrie forestière. (Paillé, 2012; Groot, 1995). De nouvelles stratégies d'aménagement virent le jour : maintenir plus d'arbres dans les peuplements exploités et tenter de diminuer les écarts entre les paysages naturels et les paysages aménagés (Groot, 1995).

L'aménagement écosystémique, la structure forestière et la coupe partielle

L'idée de se baser sur les processus naturels pour gérer la forêt ne date pas d'hier, mais son application en forêt québécoise est relativement récente (Bergeron et Harvey, 1997). Ce concept, nommé aménagement écosystémique (AE), est au cœur du nouveau régime forestier québécois qui a été adopté en 2010 et est entré en vigueur en 2013 (Normandeau, 2009). L'AE, selon la définition donnée par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, est :

« ... une vision écologique appliquée à l'aménagement durable des forêts. Sa mise en œuvre vise à assurer le maintien de la biodiversité et de la viabilité des écosystèmes en diminuant les écarts entre la forêt aménagée et la forêt jugée naturelle. Elle vise, en même temps, à répondre à des besoins socio-économiques, dans le respect des valeurs sociales liées au milieu forestier. »

(Grenon *et al*, 2010)

Le livre d'aménagement écosystémique en forêt boréale donne plutôt la définition suivante :

« Une approche d'aménagement qui vise à maintenir des écosystèmes sains et résilients en misant sur une diminution des écarts entre les paysages naturels et ceux qui sont aménagés afin d'assurer, à long terme, le maintien des multiples fonctions de l'écosystème et, par conséquent, de conserver les bénéfices sociaux et économiques que l'on en retire. »

(p. 27, Gauthier *et al*, 2008)

En résumé, on tente de réduire les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle et de faire un aménagement durable à la fois sur le plan économique, social et écologique. Ce concept est particulièrement applicable aux forêts canadiennes où il reste beaucoup de forêts dites naturelles, c'est-à-dire peu ou pas modifiées par l'aménagement forestier (Grenon *et al*, 2016).

Parmi ces forêts naturelles, on retrouve dans la forêt boréale du nord-ouest du Québec les peuplements de pessière à mousses provenant de feu. Les jeunes peuplements en pessière à mousses sont souvent caractérisés par une structure équiennne jusqu'à maturité, mais leur complexité structurale augmente avec le temps depuis feu pour devenir inéquiennne pour les vieilles forêts (>160 ans) (Groot et Horton, 1994; Harper *et al*, 2005). En effet, en l'absence de feu, les perturbations à plus petite échelle tels les chablis sont les facteurs déterminants de la structure forestière; on y retrouve donc plusieurs cohortes d'arbres d'âges différents dans un même peuplement (Groot, 2002; Kuuluvainen, 2002). L'épinette noire, l'espèce forestière principale en pessière telle que mentionnée plus haut, est particulièrement susceptible au chablis dû à ses racines

superficielles (Groot, 1995). De plus, en terrain paludifiés, plusieurs peuplements d'épinette noire développent une structure irrégulière puisque le temps depuis feu est plus long (Bergeron et Fenton, 2012; Groot et Horton, 1994). La topographie, les dépôts de surface ainsi que le climat peuvent aussi influencer le développement d'une structure inéquienne pour certaines forêts (Boucher *et al*, 2003; Lindenmayer *et al*, 1999). Il est donc impératif dans un contexte d'aménagement écosystémique d'inclure des techniques de coupe, tels certains types de coupes partielles, qui préservent la structure irrégulière de peuplements naturels (Deal, 2001).

Le terme « coupe partielle » est un terme générique, englobant tout le spectre de sévérité de coupe, passant d'une coupe visant à récolter quelques arbres jusqu'à la coupe quasi totale qui ne laisse sur place que quelques arbres matures dans le peuplement. Les coupes partielles peuvent être de sélection (ex. : coupe de jardinage) ou non-sélectives, c'est-à-dire récolter avec un certain pourcentage toutes les tiges d'arbres matures sans distinction pour l'espèce. La coupe de sélection est celle qui est privilégiée dans les peuplements mixtes ou de feuillus par exemple où seulement certaines espèces ont une valeur économique élevée. Dans ce cas, il est beaucoup plus avantageux de récolter que les tiges qui ont une valeur élevée que de couper le peuplement en entier. Par exemple, dans le Maine aux États-Unis, la coupe partielle de sélection comprenait 97 % de la superficie de coupe en 2001 (Fuller *et al*, 2004).

Le nouveau régime forestier entend mieux intégrer les connaissances sur la dynamique forestière naturelle dans un aménagement durable à long terme (Grenon *et al*, 2016). Dans cette optique, de nouvelles techniques de coupe telles les différentes coupes partielles sont mises à l'essai en forêt boréale. Dans notre secteur d'étude, la coupe partielle utilisée est une Coupe adaptée visant au maintien du couvert forestier (CAMC) et est effectuée dans des peuplements de structure variée dominés par l'épinette noire. Elle est non-sélective à l'espèce, c'est-à-dire que les arbres matures (DHP > 9cm) de toutes les classes de diamètres et de toutes les espèces à valeur

commerciale sont récoltés afin de maintenir une proportion semblable à celle qui est présente avant la coupe. Le pourcentage de surface terrière d'arbres matures récoltés dans les sites à l'étude est en moyenne de 63 à 77 % du peuplement, mais varie énormément selon le site spécifique dû à la nature même de la coupe (Fenton *et al*, 2013). Les CAMC ont été choisies ici puisqu'elles permettent de maintenir une structure plus semblable à celle présente avant coupe que les autres types de coupes partielles (Fenton *et al*, 2008). Les opérateurs doivent par contre être formés professionnellement pour s'assurer que la coupe soit appliquée selon les normes exigées (Fenton *et al*, 2008).

Les coupes partielles, dont la CAMC, ont été proposées récemment comme solutions de rechange à la CPRS en forêt boréale (Bescond *et al*, 2011; Bose *et al*, 2013). Cette technique sylvicole a des avantages écologiques, soit de permettre à la forêt de maintenir une plus grande biodiversité végétale (Ruel *et al*, 2013), une meilleure intégrité de ses fonctions écosystémiques et de la structure de la forêt (Harvey et Bergeron, 1997; Fuller *et al*, 2004). Les coupes partielles en général auront un impact moindre sur les caractéristiques des peuplements telles la surface terrière ou la récupération de produits attendus par rapport aux autres types de récolte (Liu *et al*, 2007), elles maintiennent des structures similaires aux vieilles forêts (Ruel *et al*, 2013) et n'ont généralement pas d'effets sur la composition des peuplements (Deal et Tappeiner, 2002). Elles ont aussi comme avantage d'être visuellement moins apparentes que les CPRS ou les coupes à blanc, ce qui peut être un facteur d'influence lors des consultations avec les autres utilisateurs de la forêt (grand public, chasseurs, etc.). Enfin, les coupes partielles, si elles sont bien effectuées, peuvent être profitables économiquement à long terme, tandis que les coupes totales restent plus profitables à court terme (Moore *et al*, 2012; Ruel *et al*, 2013). Ainsi, une plus grande faveur pourrait leur être accordée par les nombreux décideurs de l'aménagement de la forêt publique canadienne. Conséquemment, les coupes partielles telles la CAMC pourraient offrir une solution équilibrée pour l'industrie forestière puisqu'elles

permettent de balancer les avantages économiques et écologiques mentionnés ci-haut de l'exploitation forestière.

Le RECPA

C'est dans ce contexte qu'a été établi le Réseau expérimental de coupes partielles de l'Abitibi (RECPA). Le RECPA a été mis en place en 1998 afin d'évaluer l'efficacité économique et écologique des coupes partielles dans la Ceinture d'argile de l'Abitibi au nord-ouest du Québec. Deux objectifs du RECPA sont d'évaluer les aspects sylvicoles et opérationnels de la récolte par coupe partielle et comment celle-ci permet de maintenir ou recréer une structure de peuplement qui ressemble à celle des peuplements anciens provenant d'une mosaïque naturelle (Fenton *et al*, 2008). Ce réseau compte une dizaine de sites répartis dans la Ceinture d'argile qui couvre en partie deux domaines bioclimatiques, la sapinière à bouleaux blancs et la pessière à mousses de l'Ouest. Chaque site est constitué d'une CPRS et d'une CAMC et chaque bloc de coupe est d'une superficie d'au moins 25 ha (Fenton *et al*, 2008). De nombreuses études ont été effectuées dans le RECPA au cours des années, ce qui a permis de suivre la santé des peuplements et l'impact des coupes sur ceux-ci. La CAMC dans les sites étudiés apporte des changements dans la dynamique de végétation du parterre forestier, permettant à des espèces de fin de succession de s'établir (Fenton et Bergeron, 2007). Elle permet aussi de maintenir une structure complexe telle que retrouvée dans les vieux peuplements propres à la région (Fenton *et al*, 2013). Par contre, ce vieillissement peut compromettre la qualité marchande des peuplements en diminuant leur productivité à long terme (Fenton et Bergeron, 2007). En effet, une étude récente (Poupart-Montpetit, 2017a) fait état d'une mortalité élevée (29.8 %) des tiges adultes échantillonnées 10 ans après coupe dans certains de nos sites dans le RECPA. Ceci est particulièrement vrai lors d'application d'une coupe sévère (plus de 80 % de tiges récoltés = 45.6 % de mortalité) ainsi que sur des sites

avec une forte épaisseur (>30 cm) de matière organique (51 % de mortalité lors d'une coupe sévère) (Poupart-Montpetit, 2017a). Pour la régénération, le portrait est moins sombre, bien que directement après coupe, les blessures à la régénération préétablie se situaient entre 11 et 17 % (Fenton *et al*, 2008). Poupart-Montpetit (2017b) observe effectivement une meilleure régénération dans les coupes partielles, ce qui est prometteur pour la pessière à mousses paludifiée. Néanmoins, l'établissement et la croissance des arbres ainsi que les facteurs réglant le succès de la régénération restent à être étudiés afin d'obtenir un portrait beaucoup plus détaillé de la dynamique forestière de cette région.

1.3 Objectifs du projet et hypothèses

La régénération naturelle après coupe est un sujet qui a été étudié à maintes reprises vu son importance pour l'industrie forestière ainsi que son importance écologique. De même, la productivité en pessière à mousses ainsi que le processus de paludification ont été étudiés de façon extensive, notamment dans la région à l'étude. Par contre, très peu de recherches se sont penchées sur le succès de la régénération en terrains paludifiés après coupes partielles telles la CAMC, et encore moins en comparaison avec une coupe totale telle la CPRS. Notre étude a donc comme objectif principal de déterminer les facteurs qui contribuent au succès (l'abondance et la croissance) de la régénération 10 ans après la CAMC en comparaison avec la CPRS en forêt boréale paludifiée,

Hypothèse 1 : L'abondance de la régénération (semis et marcottes) dépend de conditions d'établissement de celle-ci et est gérée par la quantité de bons substrats d'établissement et l'abondance d'arbres matures, dits semenciers. On pose donc comme hypothèse que la régénération sera plus abondante :

1) là où l'on retrouve plus de tapis dense de sphaignes qui sont de bons lits de germination, soit dans les sites plus fortement paludifiés;

2a) dans les sentiers où, après coupe, il y a eu plus de brassage de sol ce qui a créé de bons lits de germination

ou

2b - alternative) là où la régénération préétablie a été maintenue, soit dans les bandes intersentiers;

3) là où l'on retrouve le plus de semenciers matures, soit dans les CAMC.

Hypothèse 2 : La croissance de la régénération étant réglée par une multitude de facteurs (lumière, accès aux nutriments, climat, humidité du sol) principalement gérés par la paludification ainsi que par la compétition intra et interspécifique, on pose comme hypothèse qu'il y aura une meilleure croissance de la régénération:

1) où les conditions de site sont moins paludifiées, c'est-à-dire où l'épaisseur de matière organique est moindre, soit dans le milieu des sentiers entre les ornières;

2) où il y a plus de lumière, c'est-à-dire où la canopée est plus ouverte, soit en CPRS;

3) où il y a moins de compétition interspécifique, indépendamment du type de coupe.

CHAPITRE 2

ABONDANCE ET CROISSANCE DE L'ÉPINETTE NOIRE APRÈS COUPE : UNE ÉTUDE COMPARATIVE ENTRE LA COUPE ADAPTÉE AVEC MAINTIEN DU COUVERT ET LA COUPE AVEC PROTECTION DE LA RÉGÉNÉRATION ET DES SOLS

Raphaële Piché¹, Alain Leduc¹, Yves Bergeron^{1,2}

¹Centre d'étude de la forêt et Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable. Université du Québec à Montréal. 141, avenue du Président-Kennedy, Montréal, Québec, Canada. H2X 1Y4

²Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable. Institut de recherche sur les forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 445, boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, Canada. J9X 5E4

2.1 Résumé

En forêt boréale, les peuplements de la pessière à mousses des basses terres de la baie James exploités par l'industrie forestière présentent des conditions de sites à faible productivité dues à la paludification. Ce processus d'accumulation de matière organique pourrait affecter la régénération post-récolte de l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP)), compromettant l'approvisionnement en bois à long terme. L'objectif de cette étude est d'analyser le succès de la régénération de l'épinette noire après la CAMC, un type de coupe partielle, en comparaison avec la CPRS, un type de coupe totale, en pessière à mousse paludifiée. L'abondance et la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire ont été évaluées 10 ans après coupe. L'abondance de la régénération d'épinette noire est suffisamment élevée pour assurer un approvisionnement à long terme, malgré des échecs de régénération dans les sentiers de débardage. Par contre, la croissance de la régénération de l'épinette noire est sous la moyenne attendue pour cette espèce. Il y a peu de différences entre les deux traitements sylvicoles, ce sont surtout d'autres facteurs comme la lumière, la quantité de semenciers, l'épaisseur de matière organique, les compétiteurs et le substrat d'établissement qui influenceront le succès de la régénération. Ces résultats suggèrent qu'un aménagement qui prend compte ces caractéristiques est nécessaire pour maintenir une productivité et un rendement élevé des sites.

Mots-clés : épinette noire, abondance, paludification, croissance, régénération, coupe partielle, CAMC, CPRS

2.2 Introduction

Au Canada, l'aménagement forestier en forêt boréale se fait généralement dans des peuplements d'origine naturelle (Gouvernement du Canada, 2015), quoique ceux-ci soient de plus en plus loin des usines de transformation. S'ajoute à ce problème d'approvisionnement une nécessité d'exploiter la forêt de façon durable, notamment en maintenant une bonne régénération post-coupe. Ceci est particulièrement important dans les peuplements d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) de la pessière à mousses tels ceux retrouvés dans la Ceinture d'argile, s'étendant du nord-est ontarien au nord-ouest du Québec. Cette espèce est une des plus prisées par l'industrie forestière canadienne et joue un rôle important dans l'économie locale souvent dépendante de l'industrie forestière (Boulianne *et al*, 2000; Gouvernement du Canada, 2015; Koubaa *et al*, 2005; Lavoie *et al*, 2005, 2007b). Par contre, ces forêts sont en grande partie sujettes à la paludification, un processus d'accumulation de matière organique au sol qui peut entraîner une baisse de la productivité suite à la récolte (Leroy *et al*, 2014), au détriment de l'exploitation forestière.

La coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) a été mise en place au Québec dans les années 90 dans cette optique de protection de la régénération (Harvey et Brais, 2002). La CPRS est une coupe où sont récoltés tous les arbres de taille marchande (DHP > 9cm) et où le déplacement des machines est restreint à des sentiers précis (Harvey et Brais, 2002). Cette coupe a comme but de protéger la régénération préétablie entre les sentiers, diminuant ainsi la nécessité de devoir replanter après coupe (Harvey et Brais, 2002). Cependant, la CPRS étant un type de coupe totale, la structure forestière post-coupe va être simplifiée post-coupe, surtout si le peuplement à la base était d'une structure complexe souvent retrouvée dans les vieilles forêts telles celles de la Ceinture d'argile (Bergeron et Fenton, 2012; Kuuluvainen *et al*, 2016). En effet, certains peuplements d'épinette noire paludifiés

de cette région présentent une structure complexe; celle-ci étant associée au temps depuis feu, naturellement réprimés en terrains paludifiés, ces peuplements peuvent donc être âgés de plus de 200 ans (Bergeron et Fenton, 2012; Fenton *et al*, 2008; Groot, 2002). Lors de l'absence de feu, les perturbations à moindre impact telles les chablis et les épidémies d'insectes sont les facteurs déterminants la structure forestière (Bergeron et Fenton, 2012; Kuuluvainen *et al*, 2016). Dans un contexte de modifications profondes de la forêt boréale dû aux pressions anthropiques croissantes (Bergeron *et al*, 2017), l'aménagement de la forêt boréale canadienne doit s'efforcer de maintenir cette complexité de structures forestières.

La paludification, ou l'entourbement, est le phénomène d'accumulation d'une couche organique se décomposant très peu dû aux conditions de sol froides et humides (parfois anaérobiques) liées au climat, à la végétation et à la topographie (Fenton *et al*, 2005a; Simard *et al*, 2008; Taylor *et al*, 1987). Les sites paludifiés sont caractérisés par une nappe phréatique près de la surface du sol. Dans la Ceinture d'argile, les dépôts de sol argileux empêchent le drainage de l'eau qui s'accumule en surface (Fenton *et al*, 2005). Combiné avec un climat froid, cette zone subit la paludification forestière (aussi nommée « de succession ») où le temps depuis feu est lié à l'épaisseur de la couche organique au sol (Fenton *et al*, 2007; Taylor *et al*, 1987). Ceci est fortement lié à la présence de sphaignes qui amplifient les effets de la paludification en retenant l'eau à la surface du sol, en séquestrant les nutriments et en acidifiant le sol (Bisbee *et al*, 2001; Clymo et Hayward, 1984; Fenton *et al*, 2005; Malmer *et al*, 2003). Les conditions de croissance sont donc mauvaises dans ces sites : sols froids, détrempés et parfois anaérobiques, peu nutritifs et acides. La paludification affecte donc la croissance des arbres, dont l'épinette noire qui est l'espèce forestière la plus commune en pessière à mousses de la Ceinture d'argile (Lavoie *et al*, 2005). La paludification étant un des moteurs déterminant les conditions de site, et donc de la productivité forestière, on se questionne sur l'effet de ce phénomène sur la régénération.

Certaines techniques sylvicoles préservent une structure complexe post-coupe telle la Coupe adaptée visant au maintien du couvert forestier (CAMC). La CAMC est un type de coupe partielle qui est non-sélective de l'espèce et récolte les arbres de tous les diamètres marchands afin de maintenir la même structure qui était présente avant coupe. Ainsi, en raison de la nature de cette coupe, la sévérité, c'est-à-dire le pourcentage de tiges marchandes récoltées, peut ainsi passablement varier. Les coupes partielles en général peuvent être vues comme une solution de remplacement à la CPRS, reproduisant en théorie les perturbations à moindre impact tel chablis et épidémies d'insectes aussi communes en forêt boréale (Bose *et al*, 2013). Elles ont comme avantage de ne pas avoir d'effets sur la composition des peuplements (Deal et Tappeiner, 2002) et de maintenir une structure complexe similaire aux vieilles forêts (Kuuluvainen *et al*, 2015; Ruel *et al*, 2013). Les coupes partielles telle la CAMC peuvent présenter d'autres avantages écologiques tels maintenir plus de fonctions et services écosystémiques (par ex. maintenir l'habitat pour les micromammifères) (Harvey et Bergeron, 1997; Fuller *et al*, 2004) et une plus grande biodiversité tout en offrant une option économiquement viable à long terme aux CPRS (Liu et Ruel, 2007; Moore *et al*, 2012). De plus, contrairement à une coupe totale qui retire tous les arbres matures d'un seul coup, entraînant une baisse drastique de l'évapotranspiration et provoquant subséquemment une remontée de la nappe phréatique, une coupe partielle telle la CAMC aura un impact moindre sur le régime hydrique, donc sur la paludification, puisqu'il y a maintien des arbres matures sur pied (Dubé *et al*, 1995; Pothier *et al*, 2003; Roy *et al*, 2000 b). L'industrie forestière pourrait donc accroître son utilisation en forêt boréale dans le futur.

Il est connu que le succès de la régénération dépend des conditions d'établissement et de croissance de celle-ci, par exemple la quantité et qualité de substrat disponible, la quantité de semences, etc. (Roy *et al*, 2000b). L'établissement et la croissance de semis d'arbres peuvent aussi être grandement affectés par la présence de compétition

telles les éricacées, par exemple *Rhododendron groenlandicum* et *Kalmia angustifolia*, qui relâchent des composés tanniques dans le sol pouvant inhiber la croissance d'autres espèces végétales (Inderjit et Mallik, 1996; Joanisse *et al*, 2007). Après perturbation telle une coupe ou un feu, les conditions du site peuvent changer drastiquement et compromettre la régénération ou au contraire la favoriser. Notamment après coupe, le sol peut être fortement perturbé par la machinerie dans les sentiers de débardage, y affectant le potentiel de régénération (Harvey et Brais, 2002). Les coupes pourraient donc avoir des effets différents sur la régénération selon leur sévérité. Dans des sites où la productivité est déjà largement compromise telle la Ceinture d'argile, avoir une régénération abondante et une croissance élevée après coupe est primordial pour y assurer le futur de l'exploitation forestière. Dans cette zone paludifiée, il est impératif de déterminer l'effet des coupes sur la régénération naturelle, que ce soit la CAMC ou la CPRS.

Le Réseau expérimental de coupes partielles de l'Abitibi (RECPA) a été établi dans les années 90 afin d'étudier les coupes partielles telle la CAMC comparativement aux CPRS (Fenton *et al*, 2008). De nombreuses études ont porté sur la structure des peuplements matures, la succession de végétation en sous couvert ainsi que sur la réponse des tiges matures à la coupe, mais très peu ont directement étudié la régénération après coupe (Bescond *et al*, 2011; Fenton *et al*, 2013; Poupart-Montpetit, 2017a, b). Cette étude a donc comme objectif principal d'étudier le succès de la régénération après deux coupes d'intensités de prélèvement différentes en forêt paludifiée. Plus précisément, nous voulons comparer l'abondance et la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire dans les sentiers de coupe ainsi que les bandes de protection intersentiers après CAMC en comparaison avec la CPRS 10 ans après coupe dans les sites paludifiée de la Ceinture d'argile. Nous émettons les hypothèses suivantes : premièrement, l'abondance de la régénération sera plus élevée 1a) là où il y a plus de bons sites de germination, c.-à-d. là où le sol a été brassé lors de la coupe, donc dans les sentiers de débardage 1b) ou, au contraire, là où la

régénération préétablie a été mieux conservée, soit dans les bandes; 1c) là où les sphaignes qui sont un substrat d'établissement pour les semis d'épinette noire forment des tapis denses, donc dans les sites les plus paludifiés où on les retrouve plus souvent; 1d) là où il y a le plus d'arbres matures laissés sur pieds qui agissent comme semenciers, donc en CAMC peu sévère. Deuxièmement, nous posons comme hypothèse que la croissance de la régénération, qui est gérée par les conditions du site, sera plus élevée 2a) là où la paludification et, conséquemment, l'épaisseur de matière organique au sol, est moindre, donc en CAMC peu sévère; 2b) là où il y a plus de lumière, donc où la surface terrière est la plus réduite telle en CPRS et en CAMC sévère; 2c) là où la compétition interspécifique (par ex. éricacées) est la moins forte.

2.3 Matériel et méthodes

2.3.1 Aire d'étude

Les sites d'étude (Figure 1) font partie du RECPA, qui est situé dans la Ceinture d'argile du nord-ouest du Québec. Cette région a comme sous-sol géologique des dépôts fins glaciaux lacustres formés par la sédimentation du lac glaciaire Barlow-Ojibway durant la dernière glaciation (Harvey et Brais, 2002; Fenton, 2005). Le climat est frais et modérément humide avec une température moyenne annuelle de 0.1°C et une moyenne de précipitations de 892,2 mm annuellement (Station de Joutel, QC [Environnement Canada, 2017]). Compte tenu de ces caractéristiques climatiques et physiques, le sol de la Ceinture d'argile est sujet à l'accumulation de matière organique et donc à la paludification (Bescond et al, 2011; Fenton et al, 2005). Les trois sites du RECPA dans cette étude (Puisseaux, Gaudet et Fénélon) sont situés dans la pessière à mousses de l'Ouest, entre le 49e et le 50e degré de latitude au nord de

Villebois, Québec, Canada. Ce domaine bioclimatique est dominé par l'épinette noire (*Picea mariana*) et a un sous couvert composé principalement d'éricacées et un sol généralement couvert de mousses et sphaignes (MFFP, 2003). L'épinette noire dans cette région se reproduit en grande partie par marcottes dues aux conditions climatiques et l'accumulation de mousse sur les branches basses (Légère et Payette, 1981).

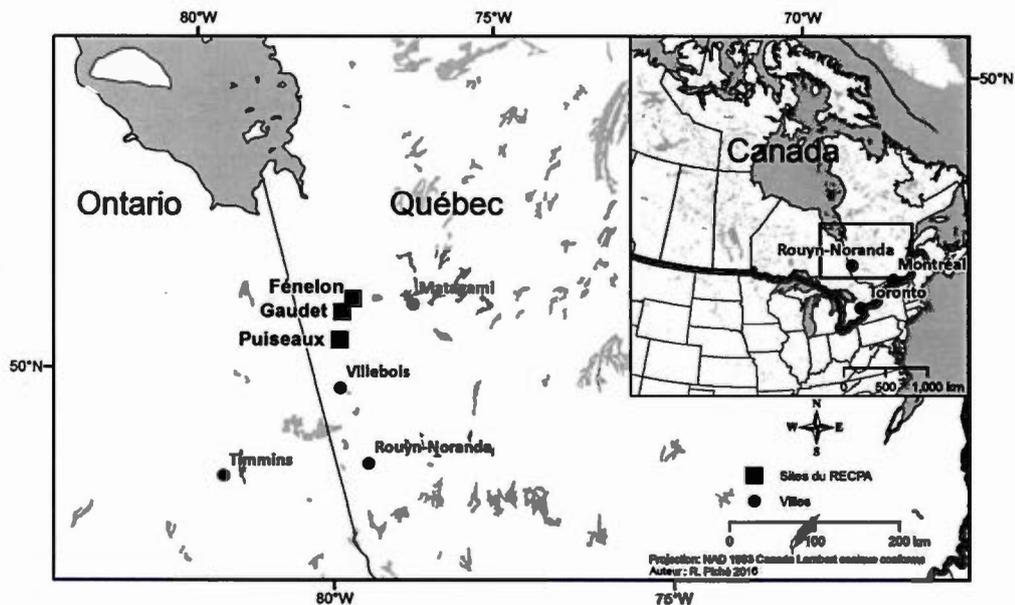


Figure 1 : carte des trois sites à l'étude sélectionnés parmi les sites du RECPA dans la région de l'Abitibi au nord-ouest du Québec.

Les deux traitements de coupe soit la CAMC (Coupe adaptée visant au maintien du couvert forestier, un type de coupe partielle) et la CPRS (Coupe avec protection de la régénération et des sols, un type de coupe totale) ont été effectués à l'automne 2003 (site Gaudet) et à l'hiver suivant (2004, sites Fénelon et Puiseaux). Tous les blocs de coupes ont plus de 50ha. Les peuplements de ces sites sont de structures variées dominées par l'épinette noire. La CAMC est non-sélective, c'est-à-dire que les arbres de toutes les classes de diamètres sont récoltés afin de maintenir une proportion

semblable à celle présente avant la coupe. Chaque bloc de coupe de CAMC est apparié à un bloc de CPRS situé à moins de 5km. Dû à la nature même de la CAMC qui est à rétention variable, le pourcentage de coupe dans les sites du RECPA en général varie énormément (de 11 à 75 % de la surface terrière récoltée), mais dans les sites à l'étude la surface terrière qui a été récoltée est en moyenne de 63 à 77 % du peuplement avec de larges variations dans un même site (Tableau 1; Fenton *et al*, 2013). La récolte de bois dans les deux types de coupes a été effectuée avec abatteuse-façonneuse et porteur suivant des sentiers de débardage parallèles séparés par une bande intersentier ayant une largeur de 10 à 15 m où le sol est peu ou pas perturbé malgré la récolte s'y effectuant. Pour la CAMC, l'opérateur de machinerie choisit lors de la coupe quelles tiges seront récoltées afin de maintenir la structure d'âge et de taille présente; ceci explique en partie la grande variabilité dans le pourcentage de rétention.

Tableau 1 : Description de l'intensité de coupe ainsi que la surface terrière 10 ans après coupe pour les trois sites du RECPA étudiés.

Site	¹ Surface terrière totale avant coupe (m ² /ha)	¹ Surface terrière totale après coupe (m ² /ha)	¹ Pourcentage de tiges matures récoltées	Surface terrière totale 10 ans après coupe (m ² /ha)	Surface terrière totale selon le traitement de coupe 10 ans après coupe (m ² /ha)	
Fénélon	22.66	3.47	76.97	4.65	CPRS	0.5
					CAMC	8.3
Gaudet	12.55	2.13	76.13	3.70	CPRS	1.2
					CAMC	6.2
Puisseaux	19.68	4.87	63.17	1.55	CPRS	0.7
					CAMC	2.4

¹Données avant et après coupe tirées de Fenton *et al*, 2013.

2.3.2 Échantillonnage

Nous avons échantillonné en tout 430 placettes de 1.13m de rayon dans trois sites du RECPA à l'été 2014; 50% des placettes sont dans les sentiers de débardage, et 50% dans les bandes de protection (la zone de coupe entre deux sentiers) (Figure 2). La présélection de l'emplacement des placettes a été effectuée en utilisant les données des placettes permanentes du RECPA avec comme objectif de couvrir la gamme d'intensité de

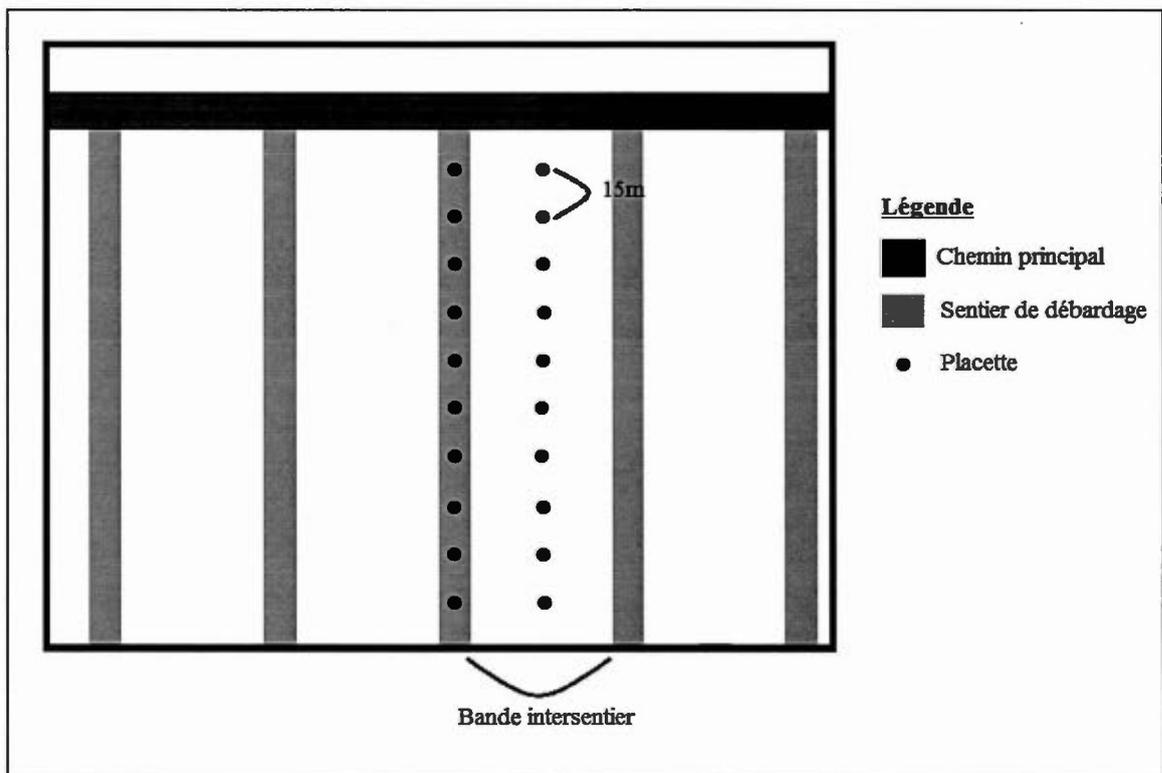


Figure 2 : Représentation schématique de l'échantillonnage pour 2 grappes de 10 placettes dans un bloc de coupe. Note : les proportions de cette figure ne sont pas représentatives de la réalité.

coupe dans les CAMC. Une priorité a été donnée aux sites ayant une plus grande gamme de variabilité de surface terrière post-coupe (200 placettes à Fénélon, 140 à

Gaudet et 90 à Puiseaux). Le deuxième critère de sélection d'emplacements des placettes concernait la paludification : les placettes devaient être situées où la paludification est élevée (en moyenne plus de 40cm). Les placettes de sentier ont été placées au milieu du sentier afin d'englober à la fois les ornières et l'espace au milieu de celles-ci. Les placettes dans les bandes intersentiers, placées vis-à-vis les placettes des sentiers, sont situées au milieu de la bande pour éviter d'avoir un effet de bordure des sentiers. Les placettes ont été réparties en groupes de 10 (espacés de 15 m entre elles) de façon linéaire en suivant les sentiers. Dans chaque placette, nous avons dénombré la régénération d'épinette noire et de sapin baumier (*Abies balsamea*, une autre espèce de conifère à valeur commerciale retrouvée dans nos sites) (l'abondance), séparés en deux catégories de taille : petites tiges (0-15cm), et grandes tiges (15cm à 300cm). Les arbres plus grands que 300cm sont considérés des gaules et ne sont pas pris en compte dans l'abondance, mais dans la surface terrière. Une différenciation entre les semis issus de graines et les marcottes n'a pas été effectuée lors de l'échantillonnage dû à la difficulté de différenciation entre ces deux pour l'épinette noire où le collet racinaire n'est pas nécessairement situé à la jonction de l'arbre avec le sol (Desrochers et Gagnon, 1992).

Pour la croissance, une jeune épinette noire représentative de la régénération a été sélectionnée dans chaque placette. Cette sélection a été effectuée de façon visuelle en choisissant une tige de taille moyenne dans la placette. Une moyenne de croissance a été calculée pour cette tige à l'aide de la longueur totale de ses trois derniers verticilles divisés par trois (qui représentent les trois dernières années de croissance pré-2014). Le verticille de l'année en cours n'a pas été mesuré puisque l'échantillonnage a été accompli tout le long de l'été lors de la période de croissance. La hauteur du sol au dernier verticille mesuré pour la croissance a été notée afin de corriger pour tout effet de taille. Ceci est nécessaire puisque la régénération plus grande pourrait avoir un taux de croissance différent que les tiges plus petites. Ce

procédé est une version modifiée de la méthode de croissance internodale Mailly présente dans le 4e manuel d'aménagement forestier (MFFP, 2007).

Pour les variables abiotiques, la surface terrière de toutes les espèces d'arbres ainsi que pour seulement l'épinette noire a été évaluée à partir du milieu de chaque placette à l'aide d'un prisme forestier (Facteur 1x). Il est important de noter la surface terrière puisque, comme mentionné ci-haut, le pourcentage de coupe n'est pas homogène dans les blocs de CAMC. La surface terrière totale (arbres morts et vivants) donne une mesure indirecte de la lumière disponible pour les semis tandis que la mesure de surface terrière des épinettes noires vivantes seulement donne une mesure de la quantité d'arbres matures encore présents sur le parterre de coupe pouvant agir comme semenciers. La mesure de l'épaisseur de la couche organique a été prise à l'aide d'une tige graduée (jusqu'à 70cm d'épaisseur) aux quatre points cardinaux de la placette de 1.13m de rayon ainsi qu'au centre de celle-ci afin de faire une moyenne pour chaque placette. Cette méthode est basée sur celle d'Uprety *et al* (2013) qui note que l'épaisseur de la matière organique est grandement variable sur quelques mètres.

À l'intérieur de chaque placette, nous avons mesuré les variables biotiques suivantes : le pourcentage de surface de recouvrement des principales espèces végétales compétitrices ainsi que des substrats d'établissement. Les espèces végétales compétitrices (framboisiers, autres *Rubus spp.* et *Epilobium*; fougères et carex; éricacées telles *Rhododendron groenlandicum*, *Kalmia angustifolia* et *Vaccinium spp.*; strate arbustive tels *Alnus spp.* et *Salix spp.*; sphaignes; *Pleurozium schreberi* et autres mousses hypnacées; lichen de sol) a été notée pour chaque placette. Ces espèces compétitrices, excluant le lichen, proviennent de la revue de littérature de Jobidon (1995) publiée par le Ministère des Ressources naturelles (maintenant nommé : Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs). La catégorie des lichens de sol a été ajoutée lors de l'échantillonnage dû à son pourcentage de recouvrement de sol élevé dans certains sites. Dans chaque placette, le pourcentage de substrat

d'établissement a été mesuré pour les catégories suivantes : sol minéral exposé, humus mince (matière organique décomposée), débris ligneux en décomposition, débris ligneux secs, gravier et roches, litière d'éricacées, litière de feuilles, litière d'aiguilles, matière organique non décomposée et sphaignes. Ces catégories proviennent d'une revue de littérature (dont principalement Greene *et al*, 2002; Prévost, 1997) ainsi que leur présence dans les sites à l'étude.

2.3.3 Analyses statistiques

Les données caractérisant les différents types de substrat et les espèces de compétition ont subi une transformation d'Hellinger à l'aide du logiciel R (package « vegan », R Development Core Team, 2012) afin de normaliser leur distribution (Legendre et Gallagher, 2001). Par la suite, une analyse en composantes principales (ACP) a été utilisée afin de réduire la quantité de facteurs explicatifs à ceux décrivant les principaux gradients de composition. L'ACP a permis de séparer la compétition en trois catégories (1 - éricacées, 2 – mousses hypnacées tel *Pleurozium schreberi* et 3 - lichens) et les substrats en deux catégories (1 - sphaignes, 2 - débris secs, litière d'éricacées et matière organique non décomposée) qui ont été utilisés dans les analyses subséquentes (voir Annexe A). Le stocking, ou la densité relative de tiges en régénération, a été mesuré en notant le pourcentage de placettes dans une grappe (une grappe contenant dix placettes) où l'on trouve au moins une tige en régénération des essences de conifère d'intérêt commercial (épinette noire et sapin baumier), et de seulement l'épinette noire.

Une première analyse de variance (ANOVA) suivie d'un test Tukey-Kramer post hoc a été utilisée afin de déterminer les différences entre les traitements sylvicoles (CAMC bande, CAMC sentier, CPRS bande, CPRS sentier) pour la croissance et

l'abondance. Cette analyse a été effectuée dans une optique de diagnostic général de l'effet du traitement de coupe.

Par la suite, comme analyse principale, des modèles mixtes linéaires ont été effectués puisque certaines variables ont des effets fixes tandis que le site constitue un effet aléatoire. Pour le modèle de croissance, le traitement sylvicole correspond aux types de coupe combinés à l'emplacement des placettes (CAMC bande, CAMC sentier, CPRS bande, CPRS sentier). Les covariables sont les espèces compétitrices, l'épaisseur de la matière organique (indice de paludification) et la surface terrière totale (indice de lumière); comme mentionné, l'effet aléatoire de notre analyse est constitué de la provenance des placettes ou de leur appartenance à un site. Dans le modèle d'abondance, pour les petites tiges, les covariables au traitement sylvicole sont le substrat d'établissement, la surface terrière (indice de la quantité de semenciers) totale et seulement des tiges matures d'épinette noire pour l'analyse de la régénération d'épinette noire; l'effet aléatoire du site est aussi inclus. Pour les grandes tiges de régénération, le modèle utilise comme covariables au traitement sylvicole : la compétition, la surface terrière de l'épinette noire (indice de la quantité de semenciers) et prend aussi en compte l'effet aléatoire du site. Toutes les mesures sont à l'échelle de la placette, sauf la croissance qui est à l'échelle de la tige en régénération échantillonnée et la surface terrière qui n'a pas d'échelle puisque mesurée à l'aide d'un prisme forestier. Les analyses ont été effectuées à la fois pour la régénération de toutes les espèces de conifères à valeur commerciale trouvées dans les sites, soit le sapin baumier et l'épinette noire, ainsi que pour seulement l'épinette noire.

La normalité, l'homoscédasticité ainsi que l'indépendance des résidus ont été vérifiées avant les analyses statistiques. La croissance a été corrigée par la hauteur afin d'éliminer tout effet de taille qui pourrait inclure un biais dans les analyses. Les données d'abondance ainsi que ceux de croissance ont subi une transformation

logarithmique afin de normaliser leur distribution. Les placettes n'ayant aucun conifère ont été exclues des analyses de croissance. Sauf si autrement indiqué, toutes les analyses ont été effectuées à l'aide de JMP 10 (SAS Institute Inc., 2013).

2.4 Résultats

2.4.1 Abondance de la régénération entre les différents traitements résultant de la combinaison du type de coupe et de la perturbation des sols (emplacement dans le parterre de coupe, c.-à-d. bande vs sentier)

L'abondance moyenne totale (toutes tailles confondues) la plus élevée est de 23.5 tiges par placette dans les bandes de CPRS et la plus basse est 9.2 tiges par placette dans les sentiers de la CPRS (Tableau 2). De plus, le nombre moyen de petites tiges de régénération (moins que 15 cm) est moindre que celui des tiges plus grandes (Tableau 2). Il n'y a aucune différence statistiquement de l'abondance entre les deux traitements sylvicoles (Tableau 4).

Les grandes tiges de régénération sont plus abondantes dans les bandes que dans les sentiers de débardage (Tableau 2), avec la plus haute moyenne située dans les bandes de CPRS. L'emplacement dans le parterre de coupe (bande vs sentier), un indice de la perturbation des sols, a un effet sur l'abondance qui est confirmé pour les grandes tiges par l'ANOVA qui montre que l'abondance de celle-ci est significativement plus grande dans les bandes que dans les sentiers ($p < .0001$) (Tableau 4). Les bandes ont en moyenne plus de grandes tiges que les sentiers, que ce soit seulement pour l'épinette noire ou pour la régénération de toutes les espèces (Tableau 4).

Tableau 2 : Caractéristiques des placettes échantillonnées. Tous les facteurs évalués sont représentés par leur médiane (avec l'écart de variation) et leur *moyenne ± écart-type* par placettes et sont exclusivement pour l'épinette noire.

L'abondance de la régénération est le nombre de tiges; les moyennes de croissance sont calculées à partir de la moyenne des trois derniers verticilles de chaque jeune arbre dans chaque placette. (n=430, ST : surface terrière, EPN : épinette noire et MO : épaisseur de la matière organique)

Type de coupe	Bande ou sentier	Nombre de tiges (sans classes de taille)	Nombre de petites tiges	Nombre de grandes tiges	Croissance (cm)	ST EPN (m ² · ha ⁻¹)	ST totale (m ² · ha ⁻¹)	MO (cm)
CPRS (totale)	Bande	15 (0-144) / 23.5 ± 26.8	2 (0-65) / 5.5 ± 9.9	10.5 (0-131) / 18.1 ± 22.2	5.55 (0.9-24.2) / 7.1 ± 4.8	2 (0-8) / 1.3 ± 2.2	0 (0-9) / 1.4 ± 2.4	46.5 (10-70+) / 45.2 ± 18.3
	Sentier	5 (0-60) / 9.2 ± 11.9	1 (0-37) / 3.2 ± 6.9	4 (0-41) / 6 ± 7.8	6.6 (1.9-18.6) / 7.6 ± 3.9	0 (0-3.5) / 0.1 ± 0.5	0 (0-3.5) / 0.1 ± 0.5	39 (9-70+) / 40.3 ± 21.0
CAMC (partielle)	Bande	9 (0-110) / 15.5 ± 17.7	1 (0-52) / 3 ± 6.0	8.5 (0-83) / 12.5 ± 13.9	4.8 (0.5-32.4) / 6.4 ± 5.1	3.3 (0-27) / 5 ± 5.7	6.8 (0-49) / 9.2 ± 9.3	42 (15-70+) / 44 ± 17.1
	Sentier	6 (0-71) / 9.5 ± 11.8	1 (0-33) / 3 ± 5.4	4 (0-44) / 6.5 ± 7.7	6.5 (1-40) / 7.7 ± 5.3	0.5 (0-12) / 1.6 ± 2.6	1.3 (0-29) / 2.9 ± 4.3	43 (0-70+) / 46.6 ± 17.3
Moyennes totales		14.4	3.7	7.2	2	10.8	3.4	44

Pour le stocking, des 430 placettes échantillonnées, seulement 64 placettes n'ont pas de régénération d'épinette noire et de ceux-là, 33 placettes (7.7% des placettes) présentent des échecs de régénération, c'est-à-dire qu'elles n'ont aucune régénération de conifère (épinette noire ou sapin baumier). De ces placettes sans conifères, la majorité (78%) sont situés dans les sentiers (16 sont dans les sentiers de CAMC, 10 sont dans les sentiers de CPRS, 3 dans les bandes de CPRS et 4 dans les bandes de CAMC). Nos résultats démontrent donc que la plupart des sites sont stockés de façon adéquate (60% ou plus de placettes ayant une tige en régénération d'une épinette noire ou d'une espèce de conifère à valeur commerciale dans une grappe de 10 placettes) ou même de façon supérieure (de 70 à 100% de placettes stockées dans une grappe) (Tableau 3).

Tableau 3 : Densité relative ("stocking") des tiges en régénération des essences de conifère d'intérêt commercial. Une grappe contient 10 placettes placées de façon linéaire suivant le sentier ou la bande.

Site		Catégories de stocking ¹	Nombre de grappes stockées, épinette noire	Stocking (%), épinette noire	Nombre de grappes stockées, tous conifères à valeur commerciale ²	Stocking (%), tous conifères
Total (n=43)		Supérieur	37	0.86	43	1.00
		Adéquat	1	0.88	0	1.00
		Insuffisant	5	0.12	0	0.00
Traitement sylvicole	CAMC (n=31)	Supérieur	26	0.84	31	1.00
		Adéquat	0	0.84	0	1.00
		Insuffisant	5	0.16	0	0.00
	CPRS (n=12)	Supérieur	11	0.92	12	1.00
		Adéquat	1	1.00	0	1.00
		Insuffisant	0	0.00	0	0.00
Placement dans le parterre de coupe	Sentier (n=21)	Supérieur	18	0.86	21	1.00
		Adéquat	1	0.91	0	1.00
		Insuffisant	2	0.09	0	0.00
	Bande ³ (n=22)	Supérieur	19	0.86	22	1.00
		Adéquat	0	0.86	0	1.00
		Insuffisant	3	0.14	0	0.00

¹Catégories: stocking supérieur: 7/10 à 10/10 de placettes stockées dans une grappe; adéquat : $\geq 0.6/10$; insuffisant : $\leq 5 / 10$

²Conifères à valeur commerciale dans les sites: épinette noire et sapin baumier (*Abies balsamea*)

³Grappe 34 supprimée due à un mauvais placement lors de l'échantillonnage

2.4.2 Prise en considération des cofacteurs dans l'analyse des variations de l'abondance de la régénération

Pour le type de coupe, lorsque l'on pousse l'analyse plus loin en incluant les cofacteurs que sont la surface terrière et la compétition, le modèle linéaire mixte montre que le traitement sylvicole combiné avec le placement sur le parterre de coupe (bande ou sentier) a un effet significatif sur la quantité de grandes tiges seulement ($p < .0001$ pour toutes les espèces, $p = 0.0117$ pour l'épinette noire) (Tableau 5).

Tableau 4 : analyse de variance des logarithmes de l'abondance, ainsi que l'analyse de variance de la croissance corrigée. Les coefficients \pm l'erreur-type sont affichés pour les quatre traitements. (n=430).

Variable	CAMC bande	CPRS bande	CAMC sentier	CPRS sentier	F	F > p
Nombre total de semis RES (R ² : 0.085)	2.582 (\pm 0.080) ^a	2.713 (\pm 0.132) ^a	2.058 (\pm 0.085) ^b	1.935 (\pm 0.138) ^b	12.273	<0.0001
Nombre total de semis EPN (R ² : 0.076)	2.426 (\pm 0.092) ^a	2.708 (\pm 0.141) ^a	1.929 (\pm 0.096) ^b	1.931 (\pm 0.151) ^b	9.953	<0.0001
Petits semis RES (R ² : 0.009)	1.109 (\pm 0.079)	1.198 (\pm 0.129)	1.015 (0.082)	0.876 (\pm 0.129)	1.286	0.279
Petits semis EPN (R ² : 0.016)	0.823 (\pm 0.078)	1.197 (\pm 0.127)	0.864 (\pm 0.08)	0.831 (\pm 0.127)	2.309	0.076
Grands semis RES (R ² : 0.124)	2.398 (\pm 0.076) ^a	2.44 (\pm 0.124) ^a	1.774 (\pm 0.079) ^b	1.530 (\pm 0.124) ^b	20.104	<0.0001
Grands semis EPN (R ² : 0.087)	2.007 (\pm 0.096) ^a	2.437 (\pm 0.138) ^a	1.507 (\pm 0.086) ^b	1.472 (\pm 0.130) ^b	13.57	<0.0001
Croissance EPN (R ² : 0.06)	-0.797 (\pm 0.427) ^b	0.1582 (\pm 0.632) ^{ab}	1.854 (\pm 0.447) ^a	2.082 (\pm 0.689) ^a	7.882	<0.0001

Dans le tableau 2, on remarque qu'il y a le plus grand nombre d'arbres matures dans les bandes de CAMC avec une surface terrière moyenne de 5m² ha⁻¹ (médiane de 3.3 m²ha⁻¹) (Tableau 2). L'analyse d'abondance de la régénération démontre qu'elle est positivement corrélée avec la surface terrière. Nos résultats démontrent que plus il y a une grande surface terrière (toutes espèces confondues et des épinettes noires matures seulement), plus il y a de petites tiges d'épinette noire en régénération (p = 0.0076), de régénération de petite taille toutes espèces confondues (p < 0.0001) et de grande régénération d'épinette noire (p = 0.0249) (Tableau 5).

La quantité des petites tiges est aussi positivement corrélée avec un substrat de sphaigne ($p < 0.0001$) (Tableau 5). La présence de compétiteurs a un effet négatif sur la quantité de grande régénération, dont les éricacées (toutes espèces confondues, $p = 0.0003$) et les mousses hypnacées tel *Pleurozium schreberi* ($p = 0.0022$ pour l'épinette noire) (Tableau 5).

2.4.3 Variations de la croissance de la régénération en fonction du traitement

Il n'y a pas de différence significative entre les moyennes de la croissance de l'épinette noire dans les différents traitements selon l'ANOVA portant sur les moyennes de croissance non transformées ($p = 0.1872$). Dans le tableau 2, on remarque que les plus faibles croissances sont dans les bandes de la CAMC ce qui contraste avec les autres traitements qui présentent des croissances moyennes plus similaires entre elles. La régénération étant plus haute dans les bandes que dans les sentiers (Figure 3), tel que mentionné plus haut, nous avons utilisé la croissance corrigée par la hauteur pour les analyses subséquentes afin qu'elles prennent en compte cet effet de taille, c'est-à-dire que plus les tiges sont grandes, meilleur risque d'être la croissance (Figure 4). L'ANOVA de la croissance corrigée démontre donc qu'il y a une différence significative entre les différents traitements, avec la meilleure croissance dans les sentiers (CPRS et CAMC) et la pire croissance dans les bandes de CAMC (tableau 3).

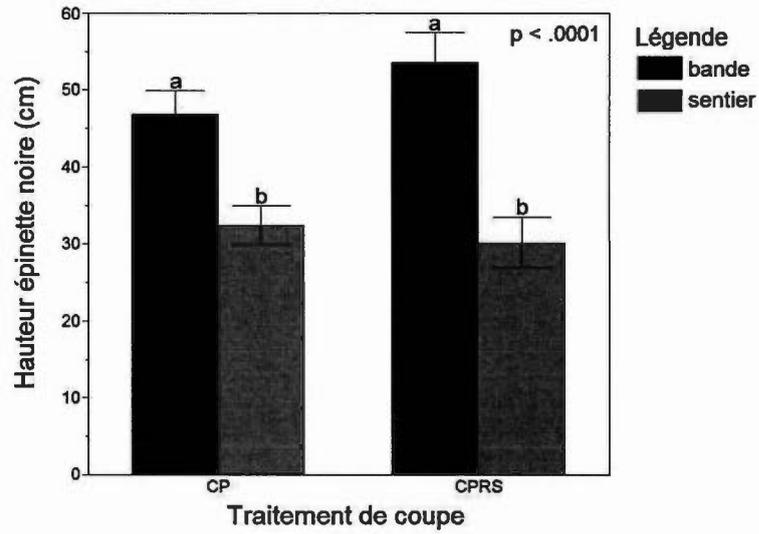


Figure 3 : Hauteur de la régénération d'épinette noire selon le traitement de coupe. Les lettres démontrent les différences significatives entre moyennes selon l'analyse Tukey-Kramer post-ANOVA. (n=430).

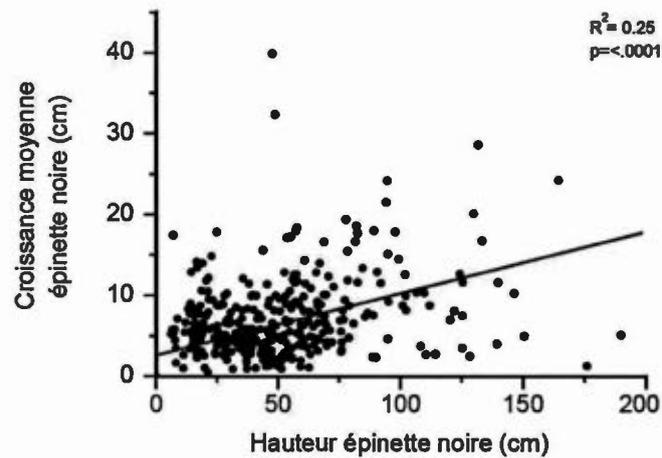


Figure 4 : Relation entre la croissance et la hauteur de la régénération d'épinette noire. (n=430).

Tableau 5 : Résultats du modèle mixte reliant l'abondance (<15cm, petite; >15cm, grande) et la croissance des conifères à valeur commerciale (épinette noire et sapin, épinette noire seulement) avec les variables bio et abiotiques explicatives

Variable réponse	Espèces	Facteur explicatif	Degrés de liberté	Ratio F	effet (+ ou -)	p-value
Quantité petites tiges	Toutes espèces (<i>P. mariana</i> , <i>A. balsamea</i>) R ² = 0.21 n=430	Surface terrière	1	26.820	(+)	<.0001
		Substrat 1 ¹	1	41.496	(+)	<.0001
		Substrat 2	1	1.543	(-)	0.2157
		Traitement/emplacement	3	1.957	n/a	0.1348
	Épinette noire (<i>P. mariana</i>) R ² = 0.27 n=430	Surface terrière	1	7.218	(+)	0.0076
		Substrat 1	1	70.289	(+)	<.0001
		Substrat 2	1	0.0152	(+)	0.9019
		Traitement/emplacement	3	2.486	n/a	0.0739
Quantité grandes tiges	Toutes espèces (<i>P. mariana</i> , <i>A. balsamea</i>) R ² = 0.20 n=430	Surface terrière	1	1.719	(-)	0.1908
		Compétition 1 ²	1	13.670	(-)	0.0003
		Compétition 2	1	3.466	(-)	0.064
		Compétition 3	1	1.841	(+)	0.1756
		Traitement/emplacement	3	15.609	n/a	<.0001
	Épinette noire (<i>P. mariana</i>) R ² = 0.36 n=430	Surface terrière	1	5.069	(+)	0.0249
		Compétition 1	1	2.676	(-)	0.1026
		Compétition 2	1	9.530	(-)	0.0022
		Compétition 3	1	1.957	(+)	0.1626
		Traitement/emplacement	3	4.196	n/a	0.0117
Croissance	Toutes espèces (<i>P. mariana</i> , <i>A. balsamea</i>) R ² = 0.24 n=393	Épaisseur de MO	1	2.683	(-)	0.1032
		Surface terrière	1	29.12	(-)	<.0001
		Compétition 1	1	0.067	(-)	0.7957
		Compétition 2	1	0.012	(+)	0.9136
		Compétition 3	1	9.706	(-)	0.0020
		Traitement/emplacement	3	1.114	n/a	0.3542
Croissance	Épinette noire (<i>P. mariana</i>) R ² = 0.25 n=344	Épaisseur de MO	1	6.196	(-)	0.0138
		Surface terrière	1	29.505	(-)	<.0001
		Compétition 1	1	0.057	(-)	0.8116
		Compétition 2	1	0.022	(-)	0.8812
		Compétition 3	1	9.444	(-)	0.0023
		Traitement/emplacement	3	1.291	n/a	0.2908

¹substrat 1 : sphaignes, substrat 2 : débris secs, litière d'éricacées et matière organique non décomposée

²compétition 1 : éricacées, compétiteurs 2 : mousses tel *Pleurozium schreberi* et compétiteurs 3 : lichens.

2.4.4 Prise en considération des cofacteurs dans l'analyse des variations de croissance

La croissance moyenne de l'épinette noire dans les placettes est de 7.2 cm (Tableau 2). Une surface terrière élevée a un effet significativement négatif sur la croissance ($p < 0.0001$), que ce soit seulement pour l'épinette noire ou pour toutes les espèces résineuses (Tableau 5). Un effet négatif sur la croissance est aussi observé lorsqu'il y a la présence de lichen au sol ($p = 0.0023$ pour l'épinette noire et $p = 0.002$ pour toutes les espèces résineuses combinées). Finalement, pour les petites tiges en régénération d'épinette noire seulement, l'épaisseur de matière organique affecte négativement la croissance des semis ($p = 0.0138$), donc plus la matière organique est épaisse, moins bonne est la croissance (Tableau 5). Aucune variable retenue n'a un effet positif sur la croissance de la régénération, que ce soit l'épinette noire ou tous les conifères confondus (épinette noire et sapin baumier).

2.5 Discussion

La CAMC présente un taux de régénération similaire à la CPRS, c'est-à-dire que 10 ans après les deux traitements, les conditions du site et l'emplacement sur le parterre de coupe (donc la perturbation du sol) sont ce qui influence le plus la régénération et non le type de coupe même. Les deux traitements sylvicoles ont un bon succès de régénération 10 ans après coupe comme le montre le faible pourcentage de placettes dépourvues de régénération (moins de 8%). L'abondance dans les sites étudiés est suffisante pour assurer une forte densité de tiges avec en moyenne 14.4 semis par placettes de 4 m² (soit 36 000 semis par hectare).

2.5.1 L'abondance de la régénération : l'effet d'emplacement dans le parterre de coupe (bande vs sentier), une question de perturbation des sols

L'emplacement sur le parterre de coupe, soit la bande ou le sentier de débardage, a un effet significatif sur l'abondance de la régénération, et cet effet peut être expliqué par les cofacteurs qui influencent le plus l'abondance de la régénération dans nos sites. Les petites (<15cm) tiges en régénération d'épinette noire sont plus abondantes là où il y a plus de semenciers matures et où la sphaigne forme des tapis denses. Les grandes tiges en régénération ont en moyenne une taille plus grande ainsi qu'une plus forte abondance dans les bandes que dans les sentiers. Notre hypothèse 1a que l'abondance serait plus élevée dans les sentiers est donc invalidée puisque c'est dans les bandes qu'on retrouve la plus grande abondance, confirmant l'hypothèse 1b. De plus, les placettes où l'on retrouve des échecs de régénération (aucune tige en régénération) se situaient dans les sentiers, donc on pourrait observer des problèmes de régénération à long terme dans ces derniers.

Cette différence entre l'abondance de la régénération entre les bandes et les sentiers peut être attribuable à l'effet destructeur de la machinerie dans les sentiers versus la protection du sol dans les bandes où la régénération préétablie est maintenue. Selon Lorente *et al* (2012) et Brais et Camiré (1998), les sentiers de débardage présentent une compaction du sol plus grande, favorisant l'accumulation d'eau dans les ornières, ainsi que présentant du lessivage du sol et de l'érosion plus importants que les bandes. Dans les sites à l'étude, l'emplacement des sentiers est encore visible même 10 ans après coupe, et la plupart des ornières montraient une saturation en eau (observation visuelle). La compaction du sol telle ce qui est retrouvé dans les ornières a un impact négatif sur la survie des semis (Ampoorter 2011; Gebauer et Martinková, 2005; Prévost et Bolghari 1990). La saturation en eau qui s'ensuit dans les sites mal drainés affecte négativement l'établissement des semis (Landhäusser *et al*, 2003), la taille des arbres (MacDonald et Yin, 1999) ainsi que leur vitalité ou la mortalité

(Ahlgren et Hansen, 1957; Zinkan *et al*, 1974) due principalement à des conditions racinaires anaérobiques. Afin d'augmenter l'abondance de la régénération après coupe, il pourrait être bénéfique de replanter dans les sentiers après y avoir effectué une préparation du sol (si praticable), et espacer le plus possible les sentiers dans le parterre de coupe. Cette dernière suggestion a aussi été proposée par Harvey et Brais (2002) afin de réduire les impacts des sentiers dans le parterre de coupe.

2.5.2 La surface terrière de semenciers : un effet positif sur l'abondance de la régénération

Plus la surface terrière en semenciers laissés après coupe est élevée, plus la régénération est abondante, surtout de petits semis puisqu'il y a une plus grande pluie de semences. Ceci confirme une de nos hypothèses sur l'abondance de la régénération, soit qu'une plus grande surface terrière de semenciers matures donne un meilleur recrutement dû à une plus grande quantité de graines. Dû à la courte longévité des graines (1-3 ans) (Paquin *et al*, 1999; Thomas et Wein, 1985) et leur faible pouvoir de dispersion (80 m de l'arbre semencier) (Viereck et Johnston, 1990), il doit donc y avoir un apport constant de graines dans le temps pour assurer la régénération; une carence en semenciers peut donc compromettre celle-ci en entraînant une baisse dans la quantité de semis recrutée (Greene et al, 2002; Pothier, 2000). Ensuite, bien que n'ayant fait aucune différenciation entre semis et marcottes lors des analyses, nous avons remarqué sur le terrain que lorsqu'il y a une grande quantité d'arbres matures ou âgés, il y a aussi beaucoup de marcottes provenant de branches basses enterrées par la mousse, ou provenant de chablis partiels. En raison de ses racines superficielles, l'épinette noire est beaucoup plus sujette au chablis, notamment après coupe partielle où les arbres isolés perdent la protection d'un système racinaire plus stable des peuplements denses où les arbres se supportent entre eux (Lamhamedi et Bernier, 1994). Les chablis se produisent aussi en grande partie

dans les peuplements paludifiés et surannés où les conditions racinaires encouragent encore plus un enracinement superficiel dans les peuplements d'épinette noire, espèce qui a déjà une tendance à s'enraciner dans la couche supérieure du sol tel que mentionné plus haut (Kerharo, 2013).

2.5.3 Effets du substrat d'établissement et de la compétition sur l'abondance de la régénération

Jarvis et Cayford (1967) n'ont observé aucune différence dans le recrutement entre la coupe totale et la coupe partielle, confirmant nos résultats qu'il n'y a aucune différence entre les deux traitements de coupe en termes d'abondance de la régénération. Dans les deux cas, la régénération était surtout retrouvée sur des substrats humides. De même, Lafleur *et al* (2010b) n'ont trouvé aucune différence de stocking entre des coupes de différentes intensités en conditions paludifiées. Dans ces conditions, les sphaignes constituent un bon substrat, ce qui peut expliquer la corrélation positive sur l'abondance des petites tiges de régénération. Cette corrélation positive entre la densité de régénération et les sphaignes a aussi été observé par St-Denis (2008) dans des sites similaires de cette même région. Dû à leur haut potentiel capillaire, les sphaignes maintiennent le sol humide, ce qui en fait un substrat potentiellement propice à la germination de graines de conifères (Fenton *et al*, 2005; Lavoie *et al*, 2007). Cependant, ce substrat offre très peu d'éléments nutritifs, limitant ainsi la croissance de la régénération nouvellement établie (Fenton *et al*, 2005).

Pour les mousses hypnacées tel *Pleurozium schreberi*, la corrélation négative observée entre leur présence et l'abondance de grands semis d'épinette noire s'explique par le fait qu'un tapis de *Pleurozium* constitue un lit de germination de piètre qualité puisqu'on y retrouve une piètre rétention d'eau (Jeglum 1979). Dans

nos sites, les mousses hypnacées occupent le sol en pourcentages très élevés, limitant ainsi la présence de meilleurs lits de germination. Nos résultats confirment aussi l'effet compétitif de *Rhododendron groenlandicum* qui a un impact négatif sur l'abondance des grandes tiges de régénération d'épinette noire. Une explication de ceci pourrait être liée à la tendance de ces plantes à occuper des superficies en grande concentration, occupant l'espace et laissant peu d'espace aux semis, ainsi qu'à leur caractère allélopathique et leurs effets sur les nutriments pour l'épinette noire par Inderjit et Mallik (1996). Par contre, ce résultat contraste avec ceux de Lavoie *et al* (2006) qui n'ont trouvé aucun effet négatif du thé du labrador sur la croissance, mais n'ayant pas mesuré l'effet sur l'abondance, peu de concordance peut être fait entre cette étude et nos résultats d'abondance.

2.5.4 La croissance

Même si la croissance apparaît plus élevée dans les sentiers que dans les bandes, elle demeure somme toute relativement similaire entre les traitements sylvicoles, et faible par rapport à ce qui est rapporté dans la littérature. La croissance apparaît principalement limitée par la compétition intra et interspécifique ainsi que par l'épaisseur de matière organique. La croissance moyenne observée était de $7 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$ versus une moyenne de $10 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$ pour l'épinette noire dans les sites humides selon St-Martin et Mallik (2015) et Krause (2009). D'autres études dans la même région ont montré des valeurs de croissance annuelle d'épinette noire variant entre 8.4 et $18.9 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$ (Leroy *et al*, 2014) et de 13 - $15.9 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$ (Malik et Timmer 1996). Dans des sites fortement paludifiées (plus que 40 cm d'épaisseur), Roy *et al* (1999) rapportent des croissances terminales de 6.7 à $8.4 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$, ce qui est semblable à nos résultats. À l'autre extrême, Paquin *et al* (1999), sur des sites beaucoup plus productifs que les nôtres, obtiennent des croissances apicales qui atteignent $25 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$.

an⁻¹ avec un sol bien drainant. La croissance pourrait donc être problématique dans les forêts paludifiées après coupe et cela peu importe le traitement sylvicole. Selon nos résultats, ce serait les conditions de site, influencés par la surface terrière, la paludification et les compétiteurs, plutôt que le traitement de coupe qui semblent donc être ce qui influence le plus la croissance de la régénération. Ceci est confirmé par Lafleur *et al* (2011) qui montrent la croissance des semis est influencée par le type de substrat et le drainage, ayant un impact sur les microsites, et non pas par le type de traitement sylvicole même.

2.5.5 La surface terrière résiduelle : un effet d'ombre sur la croissance

Les sites à l'étude ont subi en moyenne une diminution assez importante de leur surface terrière, surtout dans les CPRS où toutes les tiges matures ont été récoltées et où la surface terrière moyenne est passée de 18.3 m²·ha⁻¹ (Gauthier *et al*, 2008; Poupart-Montpetit, 2017) à 0.8 m²·ha⁻¹ après coupe. Avec une surface terrière résiduelle de 5.6 m²·ha⁻¹, les coupes partielles pratiquées ici ont un pourcentage de récolte élevé. En effet, Viereck et Johnston (1990) considèrent un seuil de 11 m²·ha⁻¹ au-dessus duquel les semis d'épinette noire perdent leur vigueur en raison d'un manque de lumière. Néanmoins, la nature même du type de coupe partielle pratiquée ici fait qu'il y a une forte hétérogénéité spatiale de la surface terrière post-coupe. L'effet négatif de la surface terrière sur la croissance explique la plus forte croissance observée dans les sentiers de débardage des CAMC, mais ne peut expliquer la plus forte croissance observée dans les sentiers de débardage des CPRS seulement avec la surface terrière (voir la section compétition ici-bas). Nos résultats sont confirmés par ceux de Groot et Hökkä (2000) qui ont démontré que malgré des conditions de croissances mauvaises, une ouverture de la canopée due à la coupe va entraîner une

augmentation de la croissance de la régénération préétablie, après une période de suppression, et ce dans les peuplements d'épinette noire dans la Ceinture d'argile.

En général, l'établissement et la croissance de plantes vasculaire dépendent en grande partie sur la disponibilité de lumière (Lieffers et al, 1999). De plus, en forêt boréale, la disponibilité de lumière est très variable, et la dynamique de trouées est un phénomène important pour permettre l'établissement et la croissance initiale des semis (Lieffers *et al*, 1999). Par contre, la lumière directe du soleil accompagné par des températures sous le point de congélation la nuit peut endommager les arbres (Lundmark et Hällgren, 1987; Örlander, 1993). Malgré ceci, les ouvertures créées par la coupe partielle ont augmenté le pourcentage de lumière disponible pour la régénération, d'où notre résultat d'une meilleure croissance là où il y a moins de surface terrière.

2.5.6 Impact négatif de la paludification sur la croissance

Nos résultats confirment notre hypothèse que la croissance est moins bonne là où l'épaisseur de la couche organique est plus grande. L'épaisseur de la couche organique au sol étant un indice de paludification, le principal mécanisme évoqué pour expliquer l'effet négatif de ce phénomène est le mauvais drainage et les conditions racinaires défavorables qui y sont associées. Comme mentionné plus haut, ces mauvaises conditions sont une diminution de l'accès aux nutriments, des températures racinaires plus froides ainsi que des conditions racinaires anaérobiques (Crawford *et al*, 2003; Fenton *et al*, 2005; Hamel *et al*, 2004; Malmer *et al*, 2003; Simard *et al*, 2007). Après coupe, une hausse de la nappe phréatique est dénotée dans d'autres études (Dubé *et al*, 1995; Gauthier, 2001; Jeglum et Kennington, 1993; Pothier *et al*, 2003; Roy *et al*, 2000a,b), aggravant la paludification dans ces forêts. D'autre part, une ouverture de la canopée entraîne une augmentation de certaines

espèces de bryophytes telles les sphaignes qui, avec leur fort potentiel capillaire, amplifient la paludification en retenant l'eau à la surface du sol, entraînant une rétroaction positive sur ce phénomène (Fenton et Bergeron, 2006; Malmer *et al*, 2003). Ainsi, la remontée de la nappe phréatique pourrait théoriquement accroître l'effet de la paludification; ceci devrait être d'autant plus notable après la CPRS puisque tous les arbres sont récoltés. Après coupe partielle telle la CAMC, il y a un maintien d'une portion plus ou moins importante des tiges commerciales, ce qui devrait avoir pour effet de limiter la remontée de la nappe phréatique (Jeglum et Kennington, 1993; Pothier *et al*, 2003), ainsi que limitant la prolifération des sphaignes de lumière, maintenant plus d'ombrage au sol, qui sont les principales causes de l'accumulation de la couche organique au sol après coupe (Fenton *et al*, 2005).

2.5.7 La compétition et ses conséquences sur la croissance de la régénération d'épinette noire

La plus faible croissance de la régénération en bande observée dans nos résultats pourrait en partie être attribuable à la présence d'un fort tapis de sphaigne dans celles-ci. Selon la littérature (Lavoie *et al*, 2007b; Malmer *et al*, 2003), les sphaignes peuvent être en compétition directe avec les semis due à leur tendance à séquestrer à la surface du sol les nutriments (dont l'azote et le phosphore) provenant de l'atmosphère, empêchant leur minéralisation et du coup leur disponibilité pour les plantes vasculaires; ceci va conséquemment affecter négativement la croissance de la régénération. Pour les mousses hypnacées tel *Pleurozium schreberi*, selon la littérature, elles seraient plus efficaces que les racines d'épinette noire pour absorber le phosphate (Chapin *et al*, 1987). En revanche, celles-ci peuvent libérer des nutriments lors d'une perturbation du sol; elles ont en plus une capacité à fixer l'azote (Lafleur *et al*, 2011b; Lagerström *et al*, 2007). Ces deux phénomènes paradoxaux

peuvent expliquer pourquoi aucun effet négatif sur la croissance n'a été observé dans la présente étude en présence d'un substrat de mousses hypnacées.

Les lichens n'avaient pas été inclus dans le protocole d'échantillonnage au début puisqu'ils ne figurent pas parmi les compétiteurs généralement considérés par le ministère (Jobidon, 1995), malgré que leur effet négatif sur la croissance de la régénération constitue un phénomène connu dans la littérature. Sedia et Ehrenfeld (2003) ont montré l'effet inhibiteur des lichens sur des semis de plantes vascularisés à travers leur effet sur la chimie du sol, dont un possible effet allélopathique (Brown et Mikola, 1974; Fisher, 1979; Zamfir, 2000). Les lichens peuvent affecter négativement la régénération de l'épinette noire en agissant comme une barrière physique ou chimique à la croissance des semis (Johnson, 2007) et en affectant les nutriments racinaires (Pacé *et al*, 2017, sous presse). Bien que certains pourraient affirmer que ce n'est pas un effet de compétition directe comme tel, mais bien plutôt un effet indirect, peu importe le mécanisme, selon nos résultats, les lichens ont un effet négatif sur la croissance de la régénération, ce qui est confirmé par les études mentionnées ci-haut. D'autre part, plus la canopée est ouverte, plus il y a de lichens terrestres (Boudreault *et al*, 2015), ce qui a aussi été constaté dans certains de nos sites. Il pourrait donc y avoir une interaction entre la surface terrière, les lichens, et leur effet sur la régénération.

On ne dénote pas d'effet direct de *Rhododendron groenlandicum* sur la croissance, au contraire des autres études qui ont abordé le sujet. Selon la littérature, il affecterait négativement l'établissement et la croissance de la régénération d'épinette noire due à sa capacité de croissance supérieure à celle de l'épinette noire (Chapin, 1983). De plus, il a été démontré par des études précédentes que les éricacées en général exercent une compétition directe et indirecte sur les semis d'arbre (Hébert *et al*, 2010ab; Inderjit et Mallik, 1996). La compétition directe des éricacées, particulièrement *Kalmia angustifolia* avec la régénération est pour les ressources

telles que les nutriments et la lumière (Hébert *et al*, 2010ab; Munson et Timmer, 1989) et indirectement par possible allélopathie. En effet, les feuilles mortes du *Rhododendron* relâchent des composés secondaires au sol (Joanisse *et al*, 2007), qui vont affecter la qualité de substrat de sol ainsi que la croissance. *Rhododendron groenlandicum* s'adapte beaucoup mieux à de nouvelles conditions après coupe, ce qui lui donne un avantage physiologique par rapport à l'épinette noire (Hébert *et al*, 2010a,b). Une explication de notre absence de résultat négatif des éricacées, surtout *Rhododendron groenlandicum*, sur la croissance pourrait s'expliquer par le fait que bien que cette dernière soit une éricacée, la recherche ci-mentionnée porte principalement sur *Kalmia augustifolia*, une autre espèce d'éricacée présente en terrains paludifiés. Lavoie *et al* (2006) ont montré un effet négatif sur la croissance lors d'un contrôle mécanique de *Rhododendron groenlandicum*, au contraire d'autres études portant sur cette espèce. Les résultats contradictoires de la littérature scientifique concordent avec notre absence d'effet de cette espèce sur la régénération d'épinette noire; d'autres facteurs pourraient en effet entrer en compte dans cette interaction.

2.5.8 Recommandations pour l'aménagement forestier

L'abondance de la régénération apparaît amplement suffisante pour garantir la fermeture du peuplement. En effet, il est recommandé (Poulin, 2013; Fleming *et al*, 1996) d'avoir au minimum de 2000 tiges par hectare lors des plantations afin d'assurer un renouveau de la canopée, ce qui est largement dépassé dans nos sites qui étaient de 36 000 semis par hectare. Par contre, notre étude démontre la nécessité de se pencher sur les déficiences de la croissance qui sont nettement sous la moyenne pour l'épinette noire dans nos sites. Pour les aménagements futurs, nous recommandons d'ouvrir la canopée suffisamment pour augmenter la lumière disponible tout en conservant assez de semenciers pour assurer un recrutement

continu dans le temps ainsi que conserver une structure complexe. Une deuxième recommandation serait de limiter la quantité de sentiers et, si possible, faire une préparation de sol dans ceux-ci suivi d'un regarni sélectif, les bandes ayant une régénération plus haute en moyenne que les sentiers. On recommande de couper dans les sites moins paludifiées en évitant ceux qui présentent une accumulation de matière organique élevée (>40cm) et de continuer la technique de coupe d'hiver dans les sites moins paludifiés. Cette dernière recommandation est nécessaire afin de diminuer l'effet de compaction des sols par la machinerie, limiter le fractionnement des sphagnes par les roues de la machinerie ainsi que diminuer les blessures à la régénération préétablie. Si la coupe est pour être effectuée en terrain fortement paludifiée, nous recommandons une préparation du sol post-coupe à forte intensité, ex. scarifiage (c'est-à-dire entraînant un brassage des couches minérales et organiques des sols) suivi de plantation selon les résultats de Lafleur *et al* (2011). En dernier lieu, nous recommandons d'étudier les techniques de réduction des végétaux ayant un effet négatif sur la régénération particulièrement les mousses hypnacées et le lichen afin de limiter leur impact sur le succès de la régénération.

CHAPITRE III

3.1 CONCLUSION GÉNÉRALE

La paludification, un phénomène d'accumulation d'une épaisse couche organique au sol, peut diminuer la productivité à long terme de peuplements d'épinette noire (Lafleur *et al*, 2010a; Leroy *et al*, 2014; Simard *et al*, 2007). L'objectif principal de notre recherche était d'étudier le succès de la régénération après deux coupes de sévérités différentes, en particulier la coupe partielle, en forêt paludifiée. Plus précisément, cette étude porte sur l'abondance et la croissance des semis d'épinette noire 10 ans après CAMC en comparaison avec la CPRS. Nos résultats montrent que l'abondance de la régénération dans nos sites est suffisante pour assurer un approvisionnement en bois à long terme dans les deux traitements de coupe, avec un stocking et une abondance élevée (malgré quelques échecs de régénération dans les sentiers de débardage). Par contre, la croissance de la régénération pourrait être problématique à long terme, particulièrement dans les sites les plus fortement paludifiés. La croissance est négativement affectée par la compétition. Par contre, les traitements sylvicoles (CAMC ou CPRS) n'ont pas d'effet notable sur l'abondance ou la croissance de la régénération, c'est plutôt les conditions de site (surface terrière, paludification, autres végétaux) qui vont influencer le succès de régénération de l'épinette noire.

Évidemment, la première implication de cette étude est d'améliorer les connaissances des processus régulant la forêt boréale post-perturbation. Les coupes étant des éléments perturbateurs où l'impact dépend de leur sévérité, l'écosystème va en être affecté conséquemment, d'où l'intérêt ici de comparer une coupe totale (la CPRS) avec une technique de coupe partielle (CAMC) qui nous intéresse plus particulièrement. Cette étude visait aussi à améliorer les techniques d'exploitation sylvicole des peuplements d'épinette noire des terres basses de la baie James. Cette

région étant grandement dépendante économiquement de l'industrie forestière (Lavoie *et al*, 2005), notre recherche s'inscrit donc dans une optique d'amélioration des pratiques sylvicoles, d'où l'importance des recommandations suivantes.

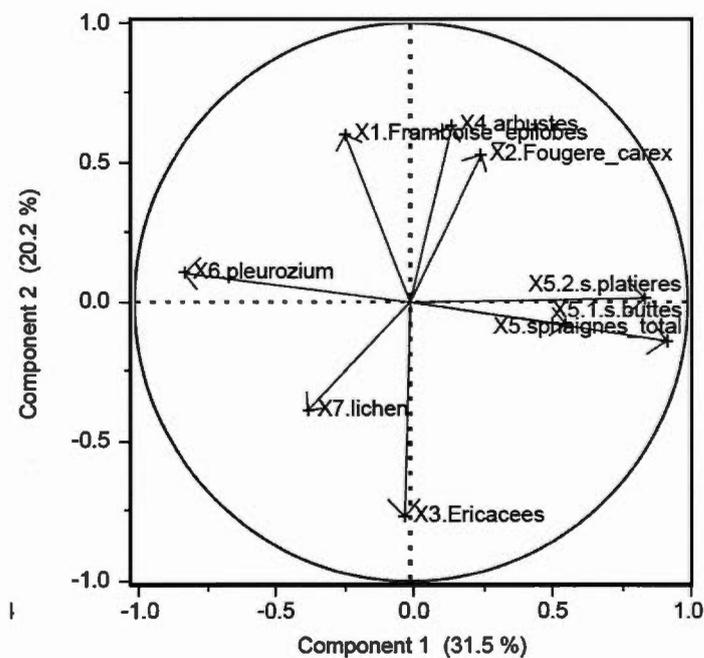
Premièrement, en diminuant la quantité de sentiers de débardage dans le parterre de coupe, on diminue les dommages à la régénération préétablie et à la structure du sol. En faisant les coupes l'hiver, l'industrie forestière applique déjà ce principe de minimiser les dommages aux sols et de protection de la régénération préétablie. Nous recommandons tout de même de porter une attention particulière lors de la planification afin de limiter la quantité de sentiers dans la mesure du possible et d'éviter les terrains les plus fortement paludifiés (>40cm) pour empêcher que ceux-ci perdent toute productivité. Nous recommandons aussi, lors des coupes, de conserver un équilibre entre l'ouverture de la canopée et la conservation d'arbres semenciers matures, spécifiquement en maintenant une surface terrière résiduelle inférieure à $11\text{m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$ (où la régénération perd de la vigueur en raison de manque de lumière selon Viereck et Johnston, 1990) lors des CAMC.

Une limite de cette étude est que celle-ci ne représente qu'un aperçu instantané 10 ans après coupe et non la dynamique de régénération dans le temps. Pour que notre étude représente la réalité biologique à long terme et non pas seulement un aperçu des processus écologiques, il serait important de faire un suivi dans le temps (15 ou 20 ans après coupe) afin de voir l'impact des coupes non seulement à moyen, mais aussi à long terme. Notre étude est une étape de plus dans la compréhension des processus régulant la régénération arborescente en forêt boréale paludifiée et ouvre la porte sur des questions spécifiques pouvant entraîner des recherches futures. Plus précisément, il y a des lacunes de connaissances sur les compétiteurs interspécifiques, principalement sur les techniques de contrôle efficace en pessière à mousses. Ainsi, notre seule recommandation ici serait d'étudier la question des compétiteurs et

végétaux ayant un effet négatif sur la régénération (notamment les lichens et mousses hypnacés) plus en profondeur. Il pourrait notamment y avoir un effet non-négligeable de ceux-ci sur les microsites, et pas seulement un effet de compétition directe et indirecte (voir Lafleur *et al*, 2010a et Lavoie *et al*, 2007). Notre étude ne s'est pas penchée sur le rôle de la nappe phréatique et des nutriments sur la croissance de la régénération d'épinette noire, une espèce normalement peu exigeante (Viereck et Johnston, 1990), puisque ces sujets ont été largement couverts dans la littérature scientifique, mais ces facteurs pourraient grandement influencer le peuplement futur. Finalement, d'autres avenues de recherche pourraient être explorées par rapport aux blessures subies par la régénération préétablie lors de la coupe ainsi que comparer les dommages créés par la lumière forte sur les semis de la CPRS et de la CAMC.

ANNEXE A - Résultats de l'analyse des composantes principales pour a) les compétiteurs interspécifiques principaux.

Celle-ci a été utilisée afin de réduire la quantité de facteurs explicatifs à ceux décrivant les principaux gradients de composition. Les catégories (1,2,3) ont été utilisées dans les analyses subséquentes



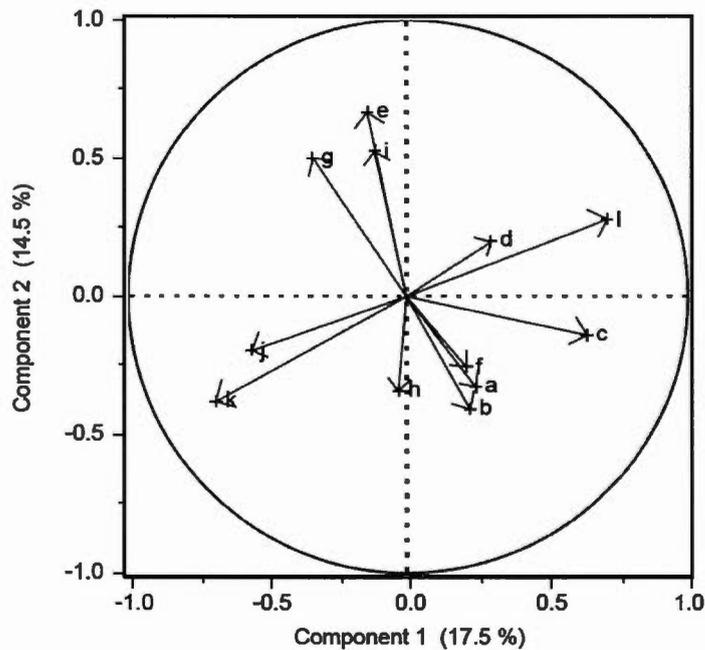
1- les framboises, arbustes, épilobes, fougères et carex ont tous un effet semblable, inverse des éricacées.

2-Les sphaignes ont tous un effet semblable, inverse du pleurozium

3-Le lichen a un effet entre les éricacées et le pleurozium.

Résultats de l'analyse des composantes principales (ACP) pour b) les substrats principaux.

L'ACP a été utilisée afin de réduire la quantité de facteurs explicatifs à ceux décrivant les principaux gradients de composition. Les catégories (1,2) ont été utilisées dans les analyses subséquentes



1-Les débris secs (e), éricacées (g) et la matière organique non décomposée (i) forment un groupe, inverse du gravier (f), sol minéral (a), humus mince (b)

2-Les sphaignes (j,k) forment un groupe, à l'opposé de la litière d'aiguille(d), pleurozium (l)

BIBLIOGRAPHIE COMPLÈTE

Ahlgren, C. E. et Hansen, H.L. (1957). Some effects of temporary flooding on coniferous trees. *Journal of Forestry* 55(9): 647-650.

Alteyrac, J., A. Cloutier, C. Ung et Zhang, S.Y. (2006). Mechanical properties in relation to selected wood characteristics of black spruce. *Wood Fiber Science* 38 (2) : 229–237.

Ampoorter, E., De Frenne, P., Hermy, M. et Verheyen, K. (2011). Effects of soil compaction on growth and survival of tree saplings: A meta-analysis. *Basic and Applied Ecology* 12 : 394-402.

Asada, T., Warner, B.G. et Banner, A. (2004). Sphagnum invasion after clear-cutting and excavator mounding in a hypermaritime forest of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 34:1730–1746.

Åström, M., Dynesius, M., Hylander, K., et Nilsson, C. (2005). Effects of slash harvest on bryophytes and vascular plants in southern boreal forest clear-cuts. *Journal of Applied Ecology*, 42(6) : 1194-1202.

Barbé, M., Fenton, N. J. et Bergeron, Y. (2016). So close and yet so far away: long-distance dispersal events govern bryophyte metacommunity reassembly. *Journal of Ecology* (early view).

Bergeron, Y. et Harvey, B. (1997). Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* 92 : 235-242.

Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. et Gauthier, S. (1999). Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand-and forest-level considerations. *The Forestry Chronicle* 75 (1) : 49-54.

Bergeron, Y., Jobidon, R., Brodeur, V., Campagna, M., Chabot, M., Côté, D., Duval, J., Gauthier, S., Haché, M., Imbeau, L., Lord, D., Lothar, M., Raulier, F., Robitaille, A., St-Laurent, M.-H. et Saucier, J.-P. (2013). Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Secteur des forêts. 148p.

Bergeron, Y., Vijayakumar, I. P., Babu, D., Ouzennou, H., Raulier, F., Leduc, A., et Gauthier, S. (2017). Projections of future forest age class structure under the

influence of fire and harvesting: implications for forest management in the boreal forest of eastern Canada. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 1-11.

Bescond, H., Fenton, N.J. et Bergeron, Y. (2011). Partial harvests in the boreal forest: Response of the understory vegetation five years after harvest. *Forestry Chronicle*, 87 : 86-98.

Bisbee, K.E., Gower, S.T., Norman, J.M. et Nordheim, E.V. (2001). Environmental controls on ground cover species composition and productivity in a boreal black spruce forest. *Oecologia* 129 : 261–270

Blais, R. et Boucher, J.L. (2008). Les régimes forestiers québécois; Régimes d'accumulation, structure d'acteurs et modèles de développement. Les Cahiers du Centre de recherche sur les innovations sociales. Collection Études théoriques no. ET0803. Québec : Bibliothèque et Archives nationales du Québec.

Boggie, R. (1972). Effect of water-table height on root development of *Pinus contorta* on deep peat in Scotland. *Oikos* 23 : 304-312

Bose, A. K, Harvey, B.D., Brais, S., Beaudet, M. et Leduc, A. (2014). Constraints to partial cutting in the boreal forest of Canada in the context of natural disturbance-based management: a review. Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Boudreault, C., Drapeau, P., Bouchard, M., St-Laurent, M. H., Imbeau, L., et Bergeron, Y. (2015). Contrasting responses of epiphytic and terricolous lichens to variations in forest characteristics in northern boreal ecosystems 1. *Canadian Journal of Forest Research* 45(5): 595-606.

Boulianne, N., Turcotte, C., L'Allier, A. et Ménard, P. (2000). Stratégies de développement de l'industrie des produits forestiers en Abitibi-Témiscamingue, profil et opportunités de développement. Ministère des Ressources naturelles, Secteur des forêts, Direction du développement de l'industrie des produits forestiers. [Disponible en ligne]. <https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/entreprises/Abitibi.pdf>

Brais, S., et Camiré, C. (1998). Soil compaction induced by careful logging in the claybelt region of northwestern Quebec (Canada). *Canadian Journal of Soil Science* 78: 197–206.

Brown, R.T. et Mikola, P. (1974). The influence of fruticose soil lichens upon the mycorrhizae and seedling growth of forest trees. *Acta Forestalia Fennica* 141: 1-22

Bubier, J.L. (1991). Patterns of *Picea mariana* (Black Spruce) Growth and Raised Bog Development in Victory Basin, Vermont. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 118 (4) : 399-411.

Castonguay, S. (2006). Foresterie scientifique et reforestation : l'État et la production d'une « forêt à pâte » au Québec dans la première moitié du xx^e siècle. *Revue d'histoire de l'Amérique française* 60 (1-2) : 61-93.

Chapin, F.S. (1983). Nitrogen and phosphorus nutrition and nutrient cycling by evergreen and deciduous understory shrubs in an Alaskan black spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 773-781

Chapin, F.S., Oechel, W.C., Van Cleve, K. et Lawrence, W. (1987). The role of mosses in the phosphorus cycling of an Alaskan black spruce forest. *Oecologia* 74: 310-315.

Charland J.P. (1990). Les pâtes et papiers au Québec, 1880-1980, Technologies, travail et travailleurs. Québec : Institut québécois de recherche sur la culture.

Chen, H.Y.H. et Wang, J.R. (2006). Post-harvest regeneration of lowland black spruce forests in northeastern Ontario. *New Forests* 31:115–129.

Cimon-Morin, J., Ruel, J.C. et Darveau, M. (2010). Short term effects of alternative silvicultural treatments on stand attributes in irregular balsam fir-black spruce stands. *Forest Ecology and Management* 260 : 907-914.

Clymo, R.S. et Hayward, P. M. (1984). The ecology of Sphagnum. Dans : Smith, A.J.E. (ed). *Bryophyte ecology*. Chapman et Hall, Londres, pp 229–279.

Coates, K. D. (2002). Tree recruitment in gaps of various size, clearcuts and undisturbed mixed forest of interior British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management* 155, 387–398.

Côté, M. (2003). Dictionnaire de la foresterie – Dictionary of Forestry – Diccionario de foresteria. Éd. Spéciale XII^e Congrès forestier mondial. Québec : Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, p. 80.

Coulombe, G. Huot, J., Arsenault, J., Bauce, E., Bernard, J.-T., Bouchard., A., Liboiron, M.A. et Szaraz, G. (2004). Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Rapport déposé le 14 décembre 2004 à l'Assemblée nationale du Québec. Québec : Bibliothèque nationale du Québec.

Crawford, R.M.M., Jeffree, C.E. et Rees, W.G. (2003). Paludification and forest retreat in Northern Oceanic environments. *Annals of Botany* 91 : 213-226.

Deal, R. L. (2001). The effects of partial cutting on forest plant communities of western hemlock Sitka spruce stands in southeast Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 31(12): 2067-2079.

Deal, R.L et Tappeiner, J.C. (2002). The effects of partial cutting on stand structure and growth of western hemlock–Sitka spruce stands in southeast Alaska. *Forest Ecology and Management* 159(3) : 173–186.

Deans, A.M., Malcolm, J.R., Smith, S.M. et Carleton, T.J. (2003). A comparison of forest structure among old-growth, variable retention harvested, and clearcut peatland black spruce (*Picea mariana*) forests in boreal northeastern Ontario. *Forestry Chronicle* 79(3) : 579-589.

Desjardins, R., et Monderie, R. (1999). L'erreur boréale. Maison de production : ACPAV Inc. et Office national du film du Canada. 68 min 37 s.

DesRochers, A. et Gagnon, R. (1997). Is ring count at ground level a good estimation of black spruce age? *Canadian Journal of Forest Research* 27 : 1263-1267

Doucet, R. (1988). La régénération préétablie dans les peuplements forestiers naturels au Québec. *The Forestry Chronicle* 64 (2) : 116-120.

Doucet, R. et Boily, J. (1986). Croissance en hauteur comparée de marcottes et de plants à racines nues d'épinette noire, ainsi que de plants de pin gris. *Canadian Journal of Forest Research* 16 (6) : 1365-1368.

Drobyshev, I., Simard, M., Bergeron, Y. et Hofgaard, A. (2010). Does Soil Organic Layer Thickness Affect Climate–Growth Relationships in the Black Spruce Boreal Ecosystem? *Ecosystems* 13 : 556–574.

Drushka, K. (2003). *Canada's Forests : A History*. Montreal: McGill-Queen's University Press.

Dubé, S., Plamondon A. P. et Rothwell, R.L. (1995). Watering up After Clear-Cutting on Forested Wetlands of the St. Lawrence Lowland. *Water Resources Research* 31(7): 1741-1750.

Dussart, E et Payette, S. (2002). Ecological impact of clear-cutting on black spruce-moss forests in southern Quebec. *Ecoscience* 9 (4) : 533-543.

Environnement Canada, Gouvernement du Canada. (2017). Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1971 à 2000; Données sur les normales; Station : Joutel, Québec. [Disponible en ligne]. [http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html]

Fenton, N.J., Lecomte, N., Légaré, S. et Bergeron, Y. (2005). Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. *Forest Ecology and Management* 213 (1) : 151–159.

Fenton, N. et Bergeron, Y. (2007). Sphagnum community change after partial harvest in black spruce boreal forests. *Forest Ecology and Management* 242 : 24-33.

Fenton, N., Bescond, H., Imbeau, L., Boudreault, C., Drapeau, P. et Bergeron, Y. (2008). Chapitre 15 : Évaluation sylvicole et écologique de la coupe partielle dans la forêt boréale de la ceinture d'argile. pp.393-419. Dans : Aménagement écosystémique en forêt boréale. Ed : Gauthier, S. Québec : Presses de l'Université du Québec.

Fenton, N., Imbeau, L., Work, T., Jacobs, J., Bescond, H., Drapeau, P. et Bergeron, Y. (2013). Lessons learned from 12 years of ecological research on partial cuts in black spruce forests of northwestern Québec. *Forestry Chronicle* 89(3) : 350-359.

Fisher, R. F. (1979). Possible allelopathic effects of reindeer-moss (*Cladonia*) on jack pine and white spruce. *Forest science* 25(2): 256-260.

Fleming, R. L., Marek, G. T., et Mossa, D. S. (1996). Density management of black spruce on highly productive sites: 9th-year results and implications of precommercial thinning. NODA File Report 59.

Foster, D. R. (1985). Vegetation development following fire in *Picea mariana* (black spruce)–*Pleurozium* forests of southeastern Labrador, Canada. *Journal of Ecology* 73:517–534.

Fuller, A.K., Harrison, D.J. et Lachowski, H.J. (2004). Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure. *Forest Ecology and Management* 191 : 373–386.

Gauthier, S., Vaillancourt, M. A., Leduc, A., De Grandpré, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Drapeau, P. et Bergeron, Y. (2008). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Québec : Presses de l'Université du Québec.

Gauthier, R. (2001). Chapitre 3 : Les sphaignes. Dans : Payette, S. et Rochefort, L. (ed). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Québec : Les presses de l'Université Laval, pp 91-127.

Gebauer, R., et Martinková, M. (2005). Effects of pressure on the root systems of Norway spruce plants (*Picea abies* [L.] Karst.). *Journal of Forest Science* 51: 268–275.

Gilbert J.P. (2012). *Survol de l'évolution de l'industrie des pâtes et papiers au Québec 1805-2011*. Québec, SHFQ.

Gouvernement du Canada, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. (2015). *L'État des forêts au Canada — Rapport annuel 2015*. Ottawa. 75p.

Greene, D.F., Zasada, J.C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, I., et Simard, M.-J. (1999). A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 29(6) : 824-839.

Greene, D.F., Kneeshaw, D.D., Messier, C., Lieffers, V., Cormier, D., Doucet, R., Coates, K.D., Groot, A., Grover, G. et Calogeropoulos, C. (2002). Modelling silvicultural alternatives for conifer regeneration in boreal mixedwood stands (aspen/white spruce/balsam fir). *The Forestry Chronicle* 78 (2) : 281-295.

Grenon, F., Jetté, J.-P. et Leblanc, M. (2010). *Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec – Module 1, Fondements et démarche de la mise en œuvre*. Québec : Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy Inc. et Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (maintenant Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs – MFFP), Direction de l'environnement et de la protection des forêts. [Disponible en ligne]. [<https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/amenagement/manuel-reference-ecosystemique.pdf>]. 51 p

Groot, A., et Horton, B. J. (1994). Age and size structure of natural and second-growth peatland *Picea mariana* stands. *Canadian Journal of Forest Research* 24(2) : 225-233.

Groot, A. (1995). Silvicultural systems for black spruce ecosystems. *Proceedings: Innovative silvicultural systems in boreal forests*. Edité par CR Bamsey. Clear Lake Ltd., Edmonton, Alberta. p. 47-51

Groot, A., et Carlson, D.W. (1996). Influence of shelter on night temperatures, frost damage, and bud break of white spruce seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1531–1538.

Groot, A. et Hannu Hökkä. (2000). Persistence of suppression effects on peatland black spruce advance regeneration after overstory removal. *Canadian Journal of Forest Research* 30(5) : 753-760.

Groot, A., Jeglum J.K et Brown, W. (2001). Natural regeneration of conifers. pp. 375–392. Dans : *Regenerating the Canadian Forest: Principles and Practice for Ontario*. (Éd) : Wagner, R.G. et Colombo S.J. Markham : Fitzhenry and Whiteside.

Groot, A. (2002). Is uneven-aged silviculture applicable to peatland black spruce (*Picea mariana*) in Ontario, Canada?. *Forestry* 75(4): 437-442.

Hamel, B., Bélanger, N., et Paré, D. (2004). Productivity of black spruce and Jack pine stands in Quebec as related to climate, site biological features and soil properties. *Forest Ecology and Management* 191 : 239–251.

Harper, K. A., Bergeron, Y., Drapeau, P., Gauthier, S. et De Grandpré, L. (2005). Structural development following fire in a black spruce boreal forest. *Forest Ecology and Management* 206 : 293-306

Harris, G. (1993). Comparison of northern softwood and southern pine fiber characteristics for groundwood publication papers. *Tappi journal*, 76(6) : 55-61.

Harvey, B. et Bergeron, Y. (1997). Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* 92 : 235–242.

Harvey, B. et Brais, S. (2002). Effects of mechanized careful logging on natural regeneration and vegetation competition in the southeastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32 (4) : 653–666.

Hébert, F., Thiffault, N., Ruel, J.-C. et Munson, A.D. (2010a). Ericaceous shrubs affect black spruce physiology independently from inherent site fertility. *Forest Ecology and Management* 260 : 219–228.

Hébert, F., Thiffault, N., Ruel, J.-C. et Munson, A.D. (2010b). Comparative physiological responses of *Rhododendron groenlandicum* and regenerating *Picea mariana* following partial canopy removal in northeastern Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 1791-1802.

Heinselman, M.L. (1963). Forest sites, bog processes and peatland types in the glacial Lake Agassiz region, Minnesota. *Ecological Monography* 33: 327–374.

- Henneb, M. (2014). Efficacité de la préparation de terrain dans des sites paludifiés de la Ceinture d'argile. Mémoire. Montréal (Québec, Canada), Université du Québec à Montréal, Maîtrise en biologie.
- Howard, E. W. (1970). Dissemination and viability of seed from upland black spruce in central Newfoundland. Department of Fisheries and Forestry, Ottawa, Canada, Monthly Research Notes 26 (3) : 29
- Inderjit, I. et Mallik, A.U. (1996). Growth and physiological responses of Black Spruce (*Picea mariana*) to sites dominated by *Ledum groenlandicum*. Journal of Chemical Ecology 22(3) : 575-585
- Inderjit, I. et Mallik, A.U. (1997). Effects of *Ledum groenlandicum* amendments on soil characteristics and black spruce seedling growth. Plant Ecology 133(1) : 29-36.
- Jarvis, J. M., and J. H. Cayford. (1967). "Effects of partial cutting, clear-cutting and seedbed treatment on growth and regeneration in Black Spruce stands in Manitoba." Pulp and Paper in Canada 68 (8): WR-362.
- Jeglum, J. K. (1979). Effects of some seedbed types and watering frequencies on germination and growth of black spruce: a greenhouse study. Canadian Forestry Service, Report O-X-292. Great Lakes Forest Research Centre, Sault Ste. Marie, ON. 33 p.
- Jeglum, J.K., et Kennington, D.J. (1993). Strip clearcutting in black spruce: a guide for the practicing forester. Canadian Forest Service, Great Lakes Forestry Centre, Sault Ste Marie, Ont.
- Joanisse, G.D., Bradley, R.L., Preston, C.M et Munson, A.D. (2007). Soil enzyme inhibition by condensed litter tannins may drive ecosystem structure and processes: the case of *Kalmia angustifolia*. New Phytologist 175 : 535–546.
- Jobidon, R. (1995). Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec. Revue de littérature, Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, 180 p. (Mémoire de recherche forestière no 117). [En ligne] [<https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Divers/Memoire117.pdf>]
- Jobidon, R. (2000). Density-dependent effects of northern hardwood competition on selected environmental resources and young white spruce (*Picea glauca*) plantation growth, mineral nutrition, and stand structural development - a 5-year study. Forest Ecology and Management 130 : 77-97.

- Johnson, D. (2007). Dynamique de régénération de *Picea mariana* dans le domaine de la pessière ouverte à lichen au Québec nordique. Mémoire. Montréal (Québec, Canada), Université du Québec à Rimouski, Maîtrise en Gestion de la faune et de ses habitats.
- Keenan, R. J., et Kimmins, J. P. (1993). The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*, 1(2) : 121-144.
- Kerharo, L. (2013). Dynamique des chablis dans les pessières de la ceinture d'argile. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal. 152 p.
- Kneeshaw, D.D., Williams, H., Nikinmaa, E. et Messier, C. (2002). Patterns of above- and below-ground response of understory conifer release 6 years after partial cutting. *Canadian Journal of Forest Research* 32 (2) : 255-265.
- Koubaa, A., Isabel, N., Zhang, S., Beaulieu, J. et Bousquet, J. (2005). Transition from juvenile to mature wood in black spruce (*Picea mariana*). *Wood Fiber Science* 37 (3) : 445-455.
- Krause, C., Morin, H. et Plourde, P.-Y. (2009). Juvenile growth of black spruce (*Picea mariana* [Mill.] BSP) stands established during endemic and epidemic attacks by spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* [Clemens]) in the boreal forest of Quebec, Canada. *The Forestry Chronicle* 85 (2) : 267-276.
- Kuuluvainen, T. (2002). Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica*, 36(1) : 97-125.
- Kuuluvainen, T., Bergeron, Y. et Coates, K.D. (2015). 12: Restoration and Ecosystem-Based Management in the Circumboreal Forest: Background, Challenges, and Opportunities. *Restoration of Boreal and Temperate Forests*, CRC Press (an imprint of the Taylor and Francis Group): 251-270.
- Lafleur, B., Fenton, N.J., Paré, D., Simard, M. et Bergeron, Y. (2010a). Contrasting Effects of Season and Method of Harvest on Soil Properties and the Growth of Black Spruce Regeneration in the Boreal Forested Peatlands of Eastern Canada. *Silva Fennica* 44 (5) : 799-813.
- Lafleur, B., Fenton, N.J., Paré, D., Simard, M. et Bergeron, Y. (2010 b). Do harvest methods and soil type impact the regeneration and growth of black spruce stands in northwestern Quebec? *Canadian Journal of Forest Research* 40 (9) : 1843-1851.
- Lafleur, B., Paré, D., Fenton, N.J., et Bergeron, Y. (2011a). Growth of planted black spruce seedlings following mechanical site preparation in boreal forested peatlands

with variable organic layer thickness: 5-year results. *Annals of Forest Science* 68 : 1291–1302.

Lafleur, B., Paré, D., Fenton, N. J., et Bergeron, Y. (2011b). Growth and nutrition of black spruce seedlings in response to disruption of Pleurozium and Sphagnum moss carpets in boreal forested peatlands. *Plant and soil* 345(1-2): 141-153.

Lagerström, A., Nilsson, M. C., Zackrisson, O., et Wardle, D. A. (2007). Ecosystem input of nitrogen through biological fixation in feather mosses during ecosystem retrogression. *Functional Ecology* 21(6): 1027-1033.

Lamhamedi, M.S. et Bernier, P.Y. (1994). Ecophysiology and field performance of black spruce (*Picea mariana*): a review. *Annales des sciences forestières* 51(6) : 529-551.

Lavoie, M., Paré, D., Fenton, N. J., Groot, A. et Taylor, K. (2005). Paludification and management of forested peatlands in Canada: a literature review. *Environmental Reviews* 13(2) : 21-50.

Lavoie, M., Paré, D., et Bergeron, Y. (2006). Unusual effect of controlling aboveground competition by *Ledum groenlandicum* on black spruce (*Picea mariana*) in boreal forested peatland. *Canadian Journal of Forest Research* 36 : 2058-2062.

Lavoie, M., Harper, K., Paré, D. et Bergeron, Y. (2007a). Spatial pattern in the organic layer and tree growth: A case study from regenerating *Picea mariana* stands prone to paludification. *Journal of Vegetation Science* 18 (2) : 213-222.

Lavoie, M., Paré, D. et Bergeron, Y. (2007b). Relationships between microsite type and the growth and nutrition of young black spruce on post-disturbed lowland black spruce sites in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 37 : 62-73.

Legendre, P. et Gallagher, E.D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129 (2) : 271-280.

Légère, A. et Payette, S. (1981). Ecology of a Black Spruce (*Picea mariana*) Clonal Population in the Hemi-arctic Zone, Northern Quebec: Population Dynamics and Spatial Development. *Arctic and Alpine Research* 13 (3) : 261-276.

Leroy, C. (2014). Croissance juvénile après coupe de l'épinette noire sur la ceinture d'argile des basses terres de la Baie James : comparaison in situ de la croissance passée du peuplement récolté à la croissance actuelle du peuplement issu de coupe. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal.

- Leroy, C., Leduc, A., Thiffault, N., et Bergeron, Y. (2016). Forest productivity after careful logging and fire in black spruce stands of the Canadian Clay Belt. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(6), 783-793.
- Lévy, G. (1981). La nutrition azotée de l'Épicéa en sol engorge : étude expérimentale. *Annale des sciences forestières* 38 (2) : 163-178.
- Lieffers, V.J., Messier, C., Stadt, K.J., Gendron, F. et Comeau, P.G. (1999). Predicting and managing light in the understory of boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 796–811.
- Lindenmayer, D. B., Mackey, B. G., Mullen, I. C., McCarthy, M. A., Gill, A. M., Cunningham, R. B., et Donnelly, C. F. (1999). Factors affecting stand structure in forests—are there climatic and topographic determinants?. *Forest Ecology and Management* 123(1): 55-63.
- Liu, C., Ruel, J-C. et Zhang, S.Y. (2007). Immediate impacts of partial cutting strategies on stand characteristics and value. *Forest Ecology and Management* 250 (3) : 148-155.
- Lorente, M., Parsons, W.F., Bradley, R.L. et Munson, A.D. (2012). Soil and plant legacies associated with harvest trails in boreal black spruce forests. *Forest Ecology and Management* 269 : 168-176.
- Lower, A. R. M. (1938). *The North American assault on the Canadian forest: a history of the lumber trade between Canada and the United States*. Toronto : Ryerson Press.
- Lundmark, T., et Hällgren, J.E. (1987). Effects of frost on shaded and exposed spruce and pine seedlings planted in the field. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 1197–1201.
- Lussier, J.-M., Morin, H. et Gagnon, R. (1992). Comparaison de la croissance de marcottes d'épinette noire (*Picea mariana*) adultes après coupe à celle d'individus issus de graines après feu. *Canadian Journal of Forest Research* 22(10) : 1524-1535.
- MacDonald, S.E et Yin, F. (1999). Factors influencing size inequality in peatland black spruce and tamarack: evidence from post-drainage release growth. *Journal of Ecology* 87: 404-412.
- Malik, V. et Timmer, V.R. (1996). Growth, nutrient dynamics, and interspecific competition of nutrient-loaded black spruce seedlings on a boreal mixedwood site. *Canadian Journal of Forest Research* 26 : 1651-1659.

Mallik, A. (1995). Conversion of Temperate Forests into Heaths: Role of Ecosystem Disturbance and Ericaceous Plants. *Environmental Management* 19 (5) : 675-684.

Mallik, A. (2001). Black Spruce Growth and Understory Species Diversity with and without Sheep Laurel. *Agronomy Journal* 93 : 92-98.

Malmer, N., Albinsson, C., Svensson, B. M. et Wallén, B. (2003). Interferences between Sphagnum and vascular plants: effects on plant community structure and peat formation. *Oikos* 100 : 469-482.

Marek, G. T. (1975). Ecosystem management on shallow sites in the Lake Nipigon-Beardmore area. Dans : *Black Spruce Symposium* pp. 23-25.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). (2003). Manuel d'aménagement forestier, 4e édition. [En ligne] [<http://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/amenagement/manuel.pdf>].

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). (2007). Méthode développée en vue de recueillir l'information nécessaire au suivi des interventions des années antérieures, Manuel d'aménagement forestier, 4e édition. [En ligne] [<ftp://ftp.mrn.gouv.qc.ca/Public/Bibliointer/Mono/2012/02/1087223.pdf>]

Moore, T. Y., Ruel, J.-C., Lapointe, M.-A. et Lussier, J.-M. (2012). Evaluating the profitability of selection cuts in irregular boreal forests: an approach based on Monte Carlo simulations. *Forestry* 85 (1) : 63-77.

Morin, H., et Gagnon, R. (1992). Comparative growth and yield of layer- and seed-origin black spruce (*Picea mariana*) stands in Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 22 (4) : 465-473.

Mueller-Dombois, D. (1964). Effect of depth to water table on height growth of tree seedlings in a greenhouse. *Forest science* 10(3) : 306-316.

Munson, A.D. et Bernier, P. Y. (1993). Comparing natural and planted black spruce seedlings – II: Nutrient uptake and efficiency of use. *Canadian Journal of Forest Research* 23 : 2435-2442.

Nicoll, B. C. et Ray, D. (1996). Adaptive growth of tree root systems in response to wind action and site conditions. *Tree Physiology* 16, 891-898.

- Norbert, S. (2013). Nationalism, (Dis) simulation, and the Politics of Science in Québec's Forest Crisis. *Annals of the Association of American Geographers* 103(6) : 1332-1347
- Normandeau, N. (2009). *Projet de loi no 57 (Réimpression) — Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (nouveau titre : Loi sur l'occupation du territoire forestier)*. Présenté à l'Assemblée nationale du Québec une première fois le 12 juin 2009, adopté le 23 mars 2010. Mise en vigueur : 1^{er} avril 2013. Gouvernement du Québec.
- Örlander, G. (1993). Shading reduces both visible and invisible frost damage to Norway spruce seedlings in the field. *Forestry*, 66(1) : 27-36.
- Pacé, M., Fenton, N.J., Paré, D. et Bergeron, Y. (2017). Ground layer composition affects tree fine root biomass and soil nutrient availability in jack pine and black spruce forests under extreme drainage conditions. (En préparation).
- Paillé, G. (2012). *Histoire forestière du Canada*. Québec : Publications du Québec
- Paquin, R., Margolis, H. A. et Doucet, R. (1998). Nutrient status and growth of black spruce layers and planted seedlings in response to nutrient addition in the boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 28 (5) : 729-736.
- Paquin, R., Margolis, H.A., Doucet, R. et Coyea, M.R. (1999). Comparison of growth and physiology of layers and naturally established seedlings of black spruce in a boreal cutover in Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 29(1) : 1-8.
- Paul, V., Bergeron, Y. et Tremblay, F. (2014). Does climate control the northern range limit of eastern white cedar (*Thuja occidentalis* L.)? *Plant Ecology* 215 : 181-194.
- Payette, S. et Rochefort, L. (2001). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Québec : Presses Université Laval.
- Pothier, D. (2000). Ten-year results of strip clear-cutting in Quebec black spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research — Revue canadienne de recherche forestière* 30 : 59-66.
- Pothier, D., Prévost, M. et Auger, I. (2003). Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. *Forest Ecology and Management*, 179(1-3) : 573-583.

- Poulin, J. (2013). Plantation. Fascicule 3.1. Dans : Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Roberval, Qc : Gouvernement du Québec. pp. 77-81.
- Poupart-Montpetit, J. (2017a). Effets des coupes partielles sur la croissance et la survie des épinettes noires au sein des pessières à mousse d'Abitibi 10 années après coupe (En préparation)
- Poupart-Montpetit, J. (2017b). Evaluating 10 years' effects of partial cuts within Canadian boreal spruce-feathermoss forests: Growth, mortality, yields and factors determining treatment success (En préparation)
- Prescott, C. E., Maynard, D.G. et Laiho, R. (2000). Humus in northern forests: friend or foe? *Forest Ecology and Management* 133 : 23-36.
- Prévost, M. (1997). Effects of scarification on seedbed coverage and natural regeneration after a group seed-tree cutting in a black spruce (*Picea mariana*) stand. *Forest Ecology and Management*, 94(1-3) : 219-231.
- Prévost, M., Plamondon, P. et Roy, V. (2001). La production forestière. Dans : *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. (Ed.) Payette, S. et Rochefort, L. Québec : Les Presses de l'Université Laval. p. 423-447.
- Prévost, M., et Dumais, D. (2003). Croissance et statut nutritif de marcottes, de semis naturels et de plants d'épinette noire à la suite du scarifiage : résultats de 10 ans. *Canadian Journal of Forest Research* 33 : 2097-2107.
- Renard, S. (2010). Impact du brûlage dirigé comme préparation de terrain pour contrer l'entourbement et favoriser la croissance de l'épinette noire dans les pessières à mousses paludifiées de la ceinture d'argile. Mémoire. Montréal (Québec, Canada), Université du Québec à Montréal, Maîtrise en biologie.
- Rothwell, R. L., Woodard, P. M. et Rivard, P. G. (1993). The effect of peatland drainage and planting position on the growth of white spruce seedlings. *Northern Journal of Applied Forestry* 10(4) : 154-160.
- Roy, V., Bernier, P.Y., Plamondon, A.P. et Ruel, J.-C. (1999). Effect of drainage and microtopography in forested wetlands on the microenvironment and growth of planted black spruce seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 29 : 563-574.
- Roy, V., Plamondon, A. P. et Bernier, P. Y. (2000a). Influence of vegetation removal and regrowth on interception and water table level on wetlands. *International Peat Journal* 10 : 3-12.

Roy, V., Ruel, J.-C. et Plamondon, A. P. (2000b). Establishment, growth and survival of natural regeneration after clearcutting and drainage on forested wetlands. *Forest Ecology and Management* 129: 253-267.

Ruel, J.-C., Fortin, D. et Pothier, D. (2013). Partial cutting in old-growth boreal stands: an integrated experiment. *The Forestry Chronicle* 89 (3) : 360-369.

Sedia, E. G. et Ehrenfeld, J. G. (2003). Lichens and mosses promote alternate stable plant communities in the New Jersey Pinelands. *Oikos* 100: 447-458.

Simard, M., Lecomte, N., Bergeron, Y., Bernier, P.Y. et Paré, D. (2007). Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecological Applications* 17 (6) : 1619–1637.

Simard, M., Lecomte, N., Bergeron, Y., Bernier, P.Y. et Paré, D. (2008). Chapitre 11 : Un aménagement écosystémique de la pessière du nord de la ceinture d'argile québécoise : gérer la forêt... mais surtout les sols. pp. 269-300. Dans : *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Ed : Gauthier, S. Québec : Presses de l'Université du Québec.

Singh, T. (1987). Wood density variations in thirteen Canadian tree species. *Wood Fiber Science* 19 (4) : 362–369.

St. Denis, A. (2008). Dynamique des trouées dans les peuplements d'épinettes noires du nord-ouest québécois. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal.

St. Martin, P., et Mallik, A. U. (2016). Growth release of stunted black spruce (*Picea mariana*) in Kalmia heath: the role of ectomycorrhizal fungi and near-ground microclimate. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(5) : 666-673.

Stanek, W. (1961). Natural layering of black spruce in northern Ontario. *The Forestry Chronicle* 37: 245–258.

Taylor, S. J., Carleton, T.J. et Adams, P. (1987). Understorey vegetation change in a *Picea mariana* chronosequence. *Vegetatio* 73 : 63-72.

Teng, Y., Bailey, S.E., Foster, N.W. et Hazlett, P.W. (2003). Response of advance regeneration to intensity of harvest and fertilization on boreal wetlands. *Forestry Chronicle* 79 (1) : 119-126.

Thiffault, N., Titus, B. D. et Munson, A. D. (2004). Black spruce seedlings in a *Kalmia-Vaccinium* association: microsite manipulation to explore interactions in the field. *Canadian Journal of Forest Research* 34(8) : 1657-1668

Thomas, P.A., et Wein, R.W. (1985). Delayed emergence of four conifer species on postfire seedbeds in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 15 : 727–729.

Timoney, K.P. et Peterson, G. (1996). Failure of natural regeneration after clearcut logging in Wood Buffalo National Park, Canada. *Forest Ecology and Management* 87 (1) : 89–105.

Titus, B.D., Sidhu, S.S. et Mallik, A.U. (1995). A summary of some studies on *Kalmia angustifolia* L. A problem species in Newfoundland forestry. *Canadian Forest Service Report N-X-296*. St John's, NL, Canada: Canadian Forest Service.

Uprety, Y., Asselin, H., Bergeron, Y. et Mazerolle, M.J. (2013). White pine (*Pinus strobus* L.) regeneration dynamics at the species' northern limit of continuous distribution. *New Forests* 45 (1) : 131-147.

Van Cleve, K. et Viereck, L. (1981). Forest succession in relation to nutrient cycling in the boreal forest of Alaska. Dans : West, D.C., Shugart, H.H., Botkin, D.B. (Eds.), *Forest Succession : Concepts and Applications*. Springer-Verlag, New York, pp.185–211.

Viereck, L.A. et Johnston, W.F. (1990). *Picea mariana* (Mill.) B.S.P. – Black Spruce. pp. 227-235. Dans : *Silvics of North America, Volume 1, Conifers, Agriculture Handbook*. (Ed) : Burns, R.M. et Honkala, B.H. Washington, D.C. : U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

Viereck, L.A., Dyrness, C.T., et Foote, M.J. (1993). An overview of the vegetation and soils of the floodplain ecosystems of the Tanana River, interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 23(5) : 889–898.

Zamfir, M. (2000). Effects of bryophytes and lichens on seedling emergence of alvar plants : evidence from greenhouse experiments. *Oikos*. 88: 603-611.

Zhang, S.Y., Simpson, D., et Morgenstern, E.K. (1996). Variation in the relationship of wood density with growth in 40 black spruce (*Picea mariana*) families grown in New Brunswick. *Wood Fiber Science* 28 (1) : 91–99.

Zielonka, T. (2006). When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science*. 17: 739-746.

Zinkan, C.G., Jeglum, J.K. et Harvey, D.E. (1974). Oxygen in water culture influences growth and nutrient uptake of jack pine, black spruce and white spruce seedlings. *Canadian Journal of Plant Science* 54: 553-558.