

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
REMERCIEMENTS	iv
TABLE DES MATIÈRES	vi
LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES TABLEAUX	xi
CHAPITRE 1	1
INTRODUCTION	1
1.1 Dynamique de formation des dénudés secs	3
1.2 Croissance de la régénération naturelle	4
1.3 Limitations de la croissance de la régénération naturelle	5
1.4 Impact des travaux sylvicoles	6
1.5 Puits de carbone.....	8
1.6 Hypothèses et objectifs.....	8
CHAPITRE 2	11
MÉTHODOLOGIE	11
2.1 Description des sites d'étude	12
2.2 Dispositifs expérimentaux et traitements	13
2.2.1 Dispositif 1999-2001	14
2.2.2 Dispositif 2005	15
2.3 Mesures sur la régénération naturelle	16
2.3.1 Semis naturels.....	18
2.3.2 Régénération pré-établie.....	20
2.4 Analyses statistiques.....	20
CHAPITRE 3	23
RÉSULTATS - DISPOSITIF 1999-2001	23
3.1 Description de la population.....	24
3.2 Croissance des semis	28
3.3 Indice de qualité de station	29
3.4 Rendement des semis naturels.....	30
3.5 Régénération pré-établie.....	31

CHAPITRE 4	34
DISCUSSION – DISPOSITIF 1999-2001	34
4.1 Semis naturels.....	35
4.1.1 <i>Abondance des semis</i>	35
4.1.2 <i>Patron de germination des semis</i>	37
4.1.3 <i>Croissance et rendement des semis</i>	38
4.2 Régénération pré-établie.....	41
CHAPITRE 5	44
RÉSULTATS – DISPOSITIF 2005	44
5.1 Description de la population.....	45
5.2 Croissance des semis	50
5.3 Rendement des semis naturels.....	52
5.4 Régénération pré-établie.....	53
CHAPITRE 6	59
DISCUSSION- DISPOSITIF 2005	59
6.1 Semis naturels.....	60
6.1.1 <i>Abondance des semis</i>	60
6.1.2 <i>Patron de germination des semis</i>	62
6.1.3 <i>Croissance et rendement des semis</i>	63
6.2 Régénération pré-établie.....	65
CHAPITRE 7	69
CONCLUSION	69
CHAPITRE 8	72
RÉFÉRENCES	72

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation des blocs à l'étude	13
Figure 2. Schéma d'un bloc expérimental du dispositif 1999-2001. Les deux types de peuplements (dénudés secs (DS), pessière à mousses (PM)) sont représentés ainsi que les traitements sylvicoles (non perturbé (NP), scarifié (T1) et coupé et scarifié (T2))	15
Figure 3. Schéma d'un bloc expérimental. Les deux types de peuplements (dénudés secs (DS), pessières à mousses (PM)) sont représentés ainsi que les combinaisons de traitements sylvicoles (sans scarifiage (T0), avec scarifiage et coupe (T2), sans coupe (T1))	16
Figure 4. Représentation non à l'échelle des parcelles de 400 m ² (carré pointillé), des micro-parcelles (carrés striés), des transects pour le coefficient de distribution (lignes pleines) ainsi que des placettes d'échantillonnage (cercles picotés) dans une unité expérimentale	17
Figure 5. Représentation non à l'échelle de l'échantillonnage des semis naturels dans une unité expérimentale. Le carré pointillé représente la parcelle de 400 m ² , les lignes pleines représentent les sillons de scarifiage et les carrés striés représentent le mètre dans lequel les semis naturels sont récoltés	19
Figure 6. Effet significatif du peuplement (DS et PM) sur la quantité de semis naturels à l'hectare pour la période d'installation entre 1999 et 2009	25
Figure 7. Effet du peuplement (DS et PM) sur la distribution de l'année de germination des semis naturels à l'hectare	25
Figure 8. Effet significatif du peuplement (DS et PM) sur le diamètre moyen à la base des tiges ainsi que sur la hauteur totale moyenne des semis naturels installés entre 1999 et 2009	26
Figure 9. Effet significatif du peuplement (DS et PM) sur la distribution des fréquences relatives des semis naturels installés entre 1999 et 2009 par classe de diamètre à la base des tiges et de hauteur totale	27
Figure 10. Impact du temps et du peuplement (DS et PM) sur la hauteur des semis naturels germés en 1999 (10 ans), en 2002 (7 ans) et en 2004 (5 ans)	27

Figure 11. Effet significatif de l'interaction entre le peuplement (DS et PM) et l'année d'installation (1999 et 2004) sur la hauteur totale des semis naturels âgés de 5 ans et ayant germés en 1999 ou en 2004	29
Figure 12. Régression entre la hauteur en millimètre des semis naturels installés entre 1999 et 2009 et l'IQS 50 des arbres matures dominants du site	30
Figure 13. Effet non significatif du peuplement (DS et PM) sur la distribution du carbone selon les différents compartiments des semis naturels, soit le carbone aérien (Branches, aiguilles et tiges), le carbone racinaire et le carbone total	31
Figure 14. Effet du temps et du traitement (DS-NP, DS-T1 et PM-T2) sur le taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie	32
Figure 15. Effet significatif du traitement (DS-T0, DS-T1, DS-T2, PM-T0 et PM-T2) sur la quantité de semis naturels à l'hectare pour la période d'installation de 2005-2009.....	46
Figure 16. Effet du traitement (DS-T1, DS-T2 et PM-T2) sur la distribution de l'année de germination des semis naturels à l'hectare	47
Figure 17. Effet significatif des traitements (DS-T1, DS-T2, PM-T2) sur le diamètre moyen à la base des tiges ainsi que sur la hauteur totale des semis naturels installés entre 2005 et 2009	49
Figure 18. Effet significatif des traitements (DS-T1, DS-T2 et PM-T2) sur la distribution des fréquences relatives des semis naturels installés entre 2005 et 2009 par classe de diamètre à la base des tiges et de hauteur totale	49
Figure 19. Impact du temps et du traitement (DS-T1, DS-T2 et PM-T2) sur la hauteur des semis naturels germés en 2005 (5 ans), en 2006 (4 ans) et en 2007 (3 ans)	50
Figure 20. Effet significatif de l'interaction entre les traitements (DS-T1, DS-T2 et PM-T2) et l'année d'installation (2006 et 2007) sur la hauteur totale des semis naturels âgés de 2 ans et ayant germés en 2006 ou en 2007	51
Figure 21. Effet non significatif du traitement (DS-T1, DS-T2 et PM-T2) sur la distribution du carbone selon les différents compartiments des semis naturels installés entre 2005 et 2009, soit le carbone aérien (Branches, aiguilles et tiges), le carbone racinaire et le carbone total (Carbone aérien et carbone racinaire)	53
Figure 22. Effet significatif de l'interaction du temps et des classes de hauteurs sur le taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie des DS	54

Figure 23. Effet significatif de l'interaction du temps, du peuplement (DS et PM) et des classes de hauteurs sur le taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie 56

Figure 24. Effet du peuplement (DS et PM) et du traitement (T0, T1 et T2) sur le gain annuel en hauteur de la régénération pré-établie pour les années après traitements sylvicoles (scarifiage et coupe) (2005 à 2009) 57

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1.** Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et du *F* calculé) des mesures sur le nombre de semis naturels à l'hectare pour les sept blocs et les deux types de peuplements (DS et PM)24
- Tableau 2.** Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et du *F* calculé) des mesures du diamètre à la base de la tige (Diamètre) et de la hauteur totale des semis naturels (Hauteur) pour les sept blocs et les deux types de peuplements (DS et PM)26
- Tableau 3.** Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure de la hauteur totale des semis naturels installés en 1999 et en 2004 pour les sept blocs et les deux types de peuplements (DS et PM)28
- Tableau 4.** Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) du carbone de la biomasse aérienne, racinaire et totale des semis naturels pour les sept blocs et les deux types de peuplements (DS et PM)30
- Tableau 5.** Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure du taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie pour les sept blocs, pour les années 1999 et 2009, les trois types de traitements (DS-NP, DS-T1 et PM-T2) et les quatre classes de hauteur (35-58.5, 59-82.5, 83-106.5 et 107-130.5)32
- Tableau 6.** Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure du taux relatif de croissance en hauteur des opprimés (régénération pré-établis ≥ 1.3 m) pour les six blocs, pour les années 1999 et 2009, les deux types de traitements (DS-NP, DS-T1) 33
- Tableau 7.** Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) des mesures sur le nombre de semis naturel à l'hectare pour les cinq blocs et les deux types de peuplements et trois traitements (DS et PM, T0, T1 et T2)46
- Tableau 8.** Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) des mesures du diamètre à la base de la tige (Diamètre) et de la hauteur totale des semis naturels (Hauteur) pour les cinq blocs et les trois types de traitements (DS-T1, DS-T2 et PM-T2)48
- Tableau 9.** Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure de la hauteur totale des semis naturels installés en 2006 et en 2007 pour les cinq blocs et les trois types de traitements (DS-T1, DS-T2 et PM-T2)51

Tableau 10. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de P et de F calculé) de la mesure de la biomasse aérienne, racinaire et totale des semis naturels pour les cinq blocs et les trois types de traitements (DS-T1, DS-T2 et PM-T2) 52

Tableau 11. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de P et de F calculé) de la mesure du taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie pour les cinq blocs, pour les années 2005 et 2009, un seul type de peuplement (DS), les trois types de traitements (T0, T1 et T2) et les quatre classes de hauteur (35-61, 62-88, 89-115 et 116-142) 54

Tableau 12. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de P et de F calculé) de la mesure du taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie pour les cinq blocs, pour les années 2005 et 2009, les deux type de peuplements (DS et PM), deux types de traitements (T1 et T2) et les quatre classes de hauteur (35-61, 62-88, 89-115 et 116-142) .55

Tableau 13. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de P et de F calculé) de la mesure du taux relatif de croissance en hauteur des opprimés (régénérations pré-établis $\geq 1.3\text{m}$) pour les cinq blocs, pour les années 2005 et 2009, un seul type de peuplement (DS) et les trois types de traitements (T0, T1 et T2) 58

Tableau 14. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de P et de F calculé) de la mesure du taux relatif de croissance en hauteur des opprimés (régénération pré-établie $\geq 1.3\text{m}$) pour les cinq blocs, pour les années 2005 et 2009, les deux types de peuplements (DS et PM) et deux types de traitements (T0 et T2) 58

CHAPITRE 1
INTRODUCTION

La forêt boréale continue du Québec est constituée principalement de pessières à mousses, caractérisées par une forêt dense d'épinettes (plus de 75 % du couvert arborescent composé d'épinettes noires (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.)) (Bergeron 1996; Gagnon et Morin 2001). Cependant, le domaine bioclimatique de la pessière à mousses présente une importante variabilité spatiale de sa densité arborescente avec parfois des peuplements montrant une couverture arborescente inférieure à 25 % et formant ainsi des îlots de forêts clairsemés (Payette 1992; Bergeron 1996; Riverin et Gagnon 1996; Gagnon et Morin 2001). Le sol y est souvent recouvert à plus de 40 % de lichens du genre *Cladina* et on y retrouve régulièrement, en grand nombre, des éricacées (principalement *Kalmia angustifolia* L., *Ledum groenlandicum* Oeder, et *Vaccinium angustifolium* Ait.) (Hébert et al. 2006). Ces milieux sont appelés dénudés secs (DS), ils représentent au moins 7 % (1,6 M ha) du domaine bioclimatique de la pessière à mousses et sont la conséquence d'accidents de régénération (Gaboury et al. 2009).

On retrouve en effet dans la littérature plusieurs explications des processus d'ouverture des peuplements denses d'épinettes vers des dénudés secs (Payette et al. 2000; Le Goff et Sirois 2004; Jasinski et Payette 2005; Girard et al. 2009). Plusieurs études (Girard 2004; Hébert et al. 2006; Tremblay 2010) réalisées dans des DS ont démontré un certain potentiel de croissance des plantations. De plus, les DS offrent un potentiel intéressant de boisement compte tenu des superficies théoriquement disponibles. Cependant, le boisement de ces peuplements par ensemencement naturel est bien peu documenté à ce jour, notamment en ce qui concerne la croissance et le rendement de la régénération naturelle.

1.1 Dynamique de formation des dénudés secs

L'épinette noire est connue pour sa capacité à se régénérer après feu. Cette régénération est possible grâce aux cônes semi-sérotineux qui libèrent massivement des réserves de graines sous l'effet de la chaleur (Viereck et Johnston 1990; Côté 2004; Tremblay 2009). De plus, un feu sévère expose le sol minéral contribuant ainsi à la mise en place de lits de germination propices aux semis d'épinette noire (St-Pierre et al. 1992; Côté 2004; Girard et al. 2009). Le peuplement retrouve donc normalement sa densité initiale à la suite d'un feu. Cependant, il peut arriver qu'un accident de régénération, suite à des perturbations successives, conduise à un recrutement déficient (Riverin et Gagnon 1996; Payette et al. 2000; Gagnon et Morin 2001; Le Goff et Sirois 2004; Jasinski et Payette 2005; Girard et al. 2009). Ces perturbations successives sont généralement deux feux rapprochés ou une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) rapidement suivie d'un feu (Payette et al. 2000; Le Goff et Sirois 2004). Une faible régénération peut également survenir après le passage d'un feu trop léger pour générer de bons lits de germination (St-Pierre et al. 1992; Girard et al. 2009). Si d'autres essences sont présentes (*Betula papyrifera*, *Populus tremuloides* etc.) et ont survécu au feu, elles peuvent prendre la relève du territoire (Gagnon et Morin 2001). Sinon, le milieu sera pris en charge par les lichens et les éricacées, qui profitent de l'ouverture du couvert forestier, formant ainsi un dénudé sec (Riverin et Gagnon 1996; Gagnon et Morin 2001). Le retour de façon naturelle des dénudés secs vers des pessières à mousses n'a pas été encore observé (Jasinski et Payette 2005). Même après passage du feu, les bons lits de germination semblent trop peu nombreux pour permettre une redensification naturelle (Jasinski et Payette 2005).

1.2 Croissance de la régénération naturelle

L'épinette noire se régénère selon deux modes de reproduction, soit par graine ou par marcottage (Boily et Doucet 1993). Le marcottage est un mode de reproduction végétatif qui survient lorsque des branches vivantes entrent en contact avec le sol et s'y enracinent (Viereck et Johnston 1990). Les marcottes possèdent le potentiel de régénérer avec succès les sites de coupe, constituant donc la régénération pré-établie, et, ainsi, former un peuplement productif à maturité (Lussier et al. 1992; Paquin et Doucet 1992). Le marcottage est favorisé dans les peuplements de faible densité, puisque la compétition exercée par le sous couvert forestier pour la lumière est moindre (Paquin et Doucet 1992) et à cause de la présence de nombreuses branches basses (Viereck et Johnston 1990). Par contre, aucune densification par la régénération pré-établie n'a été observée jusqu'à maintenant dans les DS, les marcottes étant surtout concentrées autour des très peu nombreux arbres matures (Blais 2007). Cependant, l'étude de Blais (2007) a démontré que la régénération pré-établie des DS avait un coefficient de distribution semblable à celui des pessières noires à mousses (PM), suite à des travaux sylvicoles (tels que la coupe et le scarifiage). Cependant, aucune étude n'a encore démontré si la régénération pré-établie densifiait les DS suite à des travaux sylvicoles.

La redensification des DS via les graines d'épinette noire ne fut pas plus observée jusqu'à ce jour (Jasinski et Payette 2005). Pourtant, l'étude de Tremblay (2009) a noté la présence d'une pluie de graines significative. Les semenciers retrouvés en bordure des peuplements de DS ainsi que ceux présents dans le peuplement sont théoriquement suffisants pour permettre une redensification naturelle (Madec 2005; Tremblay 2009). De plus, des études antérieures (Delisle 2008; Tremblay 2009) ont démontré que les graines d'épinette noire provenant des DS possédaient un potentiel de germination similaire à celui retrouvé dans les PM. La germination des graines d'épinette noire fut également observée dans les DS suite à des travaux sylvicoles de type scarifiage, même si leur croissance, à court terme, est restée inférieure à celle des semis des PM (Madec 2005; Tremblay 2009). Il s'avèrerait, par conséquent, que la quantité et la qualité des lits de germination expliquent

d'avantage l'absence de redensification naturelle des DS que le manque d'arbres semenciers (Tremblay 2009). Les DS démontrent donc un potentiel, du moins à court terme, de redensification via la régénération pré-établie ainsi que par les semis naturels suite à des perturbations anthropiques du milieu.

1.3 Limitations de la croissance de la régénération naturelle

Outre la limitation attribuable au manque de bons lits de germinations, la présence de lichens constitue également une barrière à la croissance de la régénération naturelle (régénération pré-établie et semis naturels) (Tremblay 2009). Les lichens constituent une barrière tant sur le plan physique, en interférant avec l'établissement des semis naturels (Houle et Filion 2003) que chimique en nuisant à leur croissance et à leur développement (Brown et Mikola 1974; Arseneault 1978; Fisher 1979). La limitation chimique de la croissance des semis naturels attribuable aux lichens serait liée à la libération de substances toxiques qui affecteraient le développement des mycorhizes en plus de diminuer les concentrations d'azote et de phosphore du sol (Brown et Mikola 1974; Fisher 1979) ce qui entraîne une diminution de la capacité des plants à absorber les nutriments essentiels (Rowe 1984). Les lichens créent également des interférences allélopathiques, inhibant ainsi l'établissement des semis (Brown et Mikola 1974; Fisher 1979; Sedia et Ehrenfeld 2003). De plus, les surfaces recouvertes de lichens possèdent un albédo élevé, se traduisant par une diminution de la température du sol, ce qui crée également une barrière à la germination des graines d'épinette noire et à la croissance des plantules en limitant l'entrée d'eau par les racines et en ralentissant la croissance racinaire (Hare 1950; Petzold et Rencz 1975; Kershaw 1978; Grossnickle 1988).

La présence d'éricacées constituerait également une barrière à la croissance des semis naturels. Les éricacées diminuent la disponibilité des éléments nutritifs dans le sol, notamment les concentrations d'azote et de phosphore (Thiffault et al. 2004), par des effets

allélopathiques ainsi que par les impacts sur la colonisation mychorizienne (Yamasaki et al. 2002). Les éricacées accentueraient également le stress hydrique des semis en absorbant une quantité importante d'eau du sol (Prévost 1992). À long terme, les éricacées peuvent modifier les propriétés physico-chimiques du sol, appauvrissant ce dernier (Mallik 1995; Bradley et al. 1997).

1.4 Impact des travaux sylvicoles

Des études antérieures (Madec 2005; Blais 2007; Tremblay 2009) ont démontré qu'il était possible de boiser les DS par ensemencement naturel et la régénération pré-établie, mais qu'une perturbation du milieu était nécessaire à cette réalisation. Plusieurs études ont d'ailleurs démontré l'impact positif d'une préparation de terrain de type scarifiage sur l'ensemencement de l'épinette noire (Stathers et Spittlehouse 1990; Prévost et Dumais 2003; Thiffault et al. 2003a; Girard 2004; Thiffault et al. 2004; Hébert et al. 2006). L'étude d'Hébert et al. (2006), qui portait sur des plantations dans des pessières à lichens, a également démontré l'importance de la perturbation du milieu, notamment par le scarifiage, afin d'atténuer les impacts des lichens et des éricacées sur la régénération d'épinettes noires. Le scarifiage est une modalité sylvicole qui consiste dans sa forme la plus simple à retirer la matière organique pour exposer le sol minéral. De plus, le scarifiage améliore l'établissement et la croissance des plants (Orlander et al. 1990). Plus précisément, le scarifiage diminue l'intensité de la compétition, notamment les lichens et les éricacées, augmente la température du sol, crée des conditions d'humidité plus favorables et accélère la minéralisation des éléments nutritifs dans le sol (Orlander et al. 1990; Munson et Bernier 1993; Fleming et al. 1994; Winsa et Bergsten 1994; Prévost 1996, 1997; Man et Lieffers 1999; Karlsson et Orlander 2000; Sutherland et Foreman 2000; Karlsson et al. 2002; Prévost et Dumais 2003). Le scarifiage favorise donc l'émergence de semis ainsi que la croissance de la régénération pré-établie (Orlander et al. 1990; Winsa et Bergsten 1994; Prévost 1996, 1997; Karlsson et Orlander 2000; Karlsson et al. 2002;

Prévost et Dumais 2003). Suite au scarifiage, il est probable qu'une quantité de semis s'établissent naturellement (Ackzell 1994; Prévost 1996) puisqu'il expose des microsites reconnus comme réceptifs pour les semences contenues dans les débris de coupe ou produites par les arbres environnants (Jeglum 1987; Prévost 1997; Wurtz et Zasada 2001). Comme les graines d'épinette noire n'ont pas la capacité de perdurer de façon prolongée dans le sol (Greene et al. 1999), il est primordial que le substrat soit favorable à la germination au moment de la chute de graines. D'ailleurs, les études de St-Pierre et al. (1992), de Pothier (2000) et de Madec (2005), ont démontré que l'installation des semis se faisait dans les cinq années suivant la perturbation. De plus, un scarifiage plus intense favoriserait davantage la régénération naturelle en augmentant le nombre de microsites réceptifs, atténuant ainsi la distribution aléatoire des graines (Brown 1977; Robinson 1987; Orlander et al. 1990), en plus de diminuer davantage la végétation de compétition (Boucher et al. 1998). Cependant, le retrait des arbres matures ainsi que le passage de la machinerie causent des dommages pouvant se traduire par une diminution de croissance ou la mortalité de la régénération pré-établie (Ruel et al. 1991; Boucher et al. 1998; Pothier 2000; Prévost et Dumais 2003; Boucher et al. 2007), ce qui pourrait s'amplifier à mesure qu'augmente l'intensité de la perturbation.

Le scarifiage est régulièrement combiné à la coupe. Cette combinaison perturbe également le milieu plus intensément que le scarifiage seul, en plus de laisser sur le site des débris de coupe, pouvant ainsi contribuer à fournir des semences (Jeglum 1987; Prévost 1997; Wurtz et Zasada 2001). Cependant, la coupe élimine les semenciers sur le site même, ne laissant que ceux en bordure et les résidus de coupe comme seuls vecteurs d'ensemencement. Comme la dispersion des graines est fortement influencée par la distance par rapport à la lisière boisée (Greene et Johnson 1996; Hughes et Bechtel 1997; Prévost 1997; Hanssen 2003; Tremblay 2009), ainsi que par la hauteur des semenciers (Greene et al. 2002) cette modalité doit nécessairement être effectuée sur de petites superficies afin d'assurer une dispersion suffisante des graines pour régénérer le site.

1.5 Puits de carbone

Le boisement des DS créerait de nouvelles possibilités d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre par la création de puits de carbone (Gaboury et al. 2009). Les territoires forestiers sont un atout considérable dans la lutte aux changements climatiques en séquestrant une quantité de carbone quasi équivalente à la séquestration par les océans (Schulze et al. 2000). La forêt boréale apporte une importante contribution à ce bilan en couvrant 14,5 % du territoire terrestre (Melillo et al. 1993) et en contenant 26 % du carbone stocké dans les écosystèmes de la planète (Dixon et al. 1994) ainsi que 31 % de la quantité de carbone stocké dans les sols forestiers (Gower et al. 1997). L'ensemencement naturel et la densification par la régénération pré-établie des DS sont avantageux d'un point de vue monétaire, étant moins coûteux que la plantation. Cette approche permet également de conserver le pool génétique des peuplements de ces milieux tout en limitant les émissions de gaz à effet de serre attribuables à la plantation. Même si les émissions liées à la plantation sont faibles, les éviter reste tout de même préférable surtout lorsque le scarifiage n'est pas combiné à la récolte préalable des arbres semenciers (Gaboury et al. 2009).

1.6 Hypothèses et objectifs

L'étude provient, notamment, des travaux préliminaires de Madec (2005) et de Tremblay (2009) qui ont démontré un potentiel de germination par ensemencement naturel des DS suite au scarifiage. La croissance des semis naturels a également observé à court terme, bien qu'elle demeure inférieure à celle des semis présents dans les PM. Ceux-ci servant de comparatifs d'un point de vue sylvicole avec les DS puisque que leurs caractéristiques géomorphologiques sont comparables, mais que les PM forment un peuplement productif. De plus, afin de tester les différentes hypothèses, deux dispositifs expérimentaux ont été utilisés, chacun possédant ses propres particularités. Le premier

dispositif, installé en 1999-2001, offre du recul dans le temps tandis que le second, installé en 2005, permet de tester les différents degrés d'intensité de la perturbation.

Selon les études de Madec (2005), de Blais (2007) et de Tremblay (2009), malgré le potentiel de germination et de croissance de la régénération naturelle des DS similaire à celui retrouvé dans les PM, leur croissance est tout de même inférieure à la régénération naturelle des PM dans les années suivant les travaux sylvicoles. De plus, l'étude de Blais (2007) a également permis d'observer une abondance ainsi qu'une distribution de la régénération pré-établie similaire dans les DS et les PM suite à des travaux sylvicoles. Cependant, l'ensemble de ces études s'est déroulé dans les années suivant de près les travaux sylvicoles. Comme le milieu se modifie avec le temps, notamment par l'influence grandissante des semis naturels et de la végétation concurrente sur leur milieu, il s'avère nécessaire de pousser l'étude à plus long terme. Effectivement, la présence d'arbres sur un site, en l'occurrence les semis naturels, permet d'augmenter les nutriments du sol, la qualité de la matière organique décomposable, la capacité d'échange cationique, l'humidité du sol et de diminuer l'érosion du sol (Dahlgren et al. 1997; Moreno et Obrador 2007; Moreno et al. 2007; Lebel et al. 2008; Butterfield et Briggs 2009; Jeddi et Chaieb 2009; Moroni et al. 2009). Cette étude permettrait donc de déterminer si ces limitations de croissance s'estompent avec le temps ainsi que d'estimer l'impact des différents degrés d'intensité des perturbations sur la croissance et le rendement de la régénération naturelle.

Ainsi, les hypothèses sont que i) les approches sylvicoles auront un impact positif sur la croissance, le rendement et l'abondance de la régénération naturelle des épinettes noires, et ce, autant dans les DS que dans les PM, et que ii) la croissance et le rendement des semis naturels d'épinettes noires dans les DS perturbés seront inférieurs à ceux dans les PM. iii) La croissance et le rendement seront, cependant, supérieurs dans les DS ayant subi une perturbation plus intense que dans ceux ayant subi une perturbation moins intense. Finalement, la dernière hypothèse est que iv) dans les DS où les arbres matures (semenciers) présentent un rendement en volume supérieur, la croissance de la régénération naturelle sera également supérieure.

Les objectifs de ce projet sont de 1) déterminer l'impact des approches sylvicoles sur la croissance et le rendement de la régénération pré-établie, 2) comparer la croissance et le rendement de la régénération naturelle, en termes de hauteur, diamètre, d'âge et de biomasse, dans les DS et PM, 3) relier le rendement en volume des arbres matures à la croissance et au rendement de la régénération naturelle et, ainsi, 4) d'évaluer la contribution potentielle de la régénération naturelle dans les efforts de boisement des DS.

Rapport-gratuit.com 
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

CHAPITRE 2
MÉTHODOLOGIE

2.1 Description des sites d'étude

L'étude comprend deux expériences distinctes, chacune ayant son plan d'expérience et son dispositif. Les expériences se déroulent dans 12 blocs expérimentaux, sept établis entre 1999 et 2001 et cinq établis en 2005. Les blocs sont répartis sur cinq sites d'étude (Figure 1). Les blocs du dispositif 1999-2001 proviennent d'un réseau de 19 blocs établis en 1999-2001. Les blocs utilisés dans cette étude ont été sélectionnés afin qu'ils soient le plus uniforme possible, en possédant les mêmes caractéristiques et en ayant subi les mêmes perturbations. Les blocs établis en 1999-2001 sont localisés dans le secteur de la rivière Péribonka (blocs 4 à 6) dans le sous-domaine de la pessière à mousses de l'est, dans le secteur de la rivière Trenche (bloc 11) dans le sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'est, à Chibougamau (bloc 9) ainsi qu'au nord de Chibougamau, dans le secteur de Broadback sud (blocs 15 et 16) dans le sous-domaine de la pessière à mousses de l'est. Les blocs établis en 2005 sont localisés à l'ouest de la rivière Péribonka (blocs 1 à 4) à la jonction des sous-domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc de l'est et de la pessière à mousses de l'est (42° 57' 59" N, 71° 20' 51" O) et à l'ouest de la rivière Mistassibi (bloc 5) dans le sous-domaine de la pessière à mousses de l'est (50° 17' 822" N, 72° 02' 664" O) (Saucier et al. 1998). Les sept blocs établis en 1999-2001 présentent un drainage bon à modéré et un till indifférencié recouvre les blocs 4, 5, 6, 9, 15 et la PM du bloc 11 et 16, tandis que le DS du bloc 16 repose sur des dépôts juxta-glaciaires et le DS du bloc 11 sur des dépôts alluviaux anciens. Les cinq blocs établis en 2005 présentent un sol de type podzol, un humus de type mor et un drainage bon à modéré. Un till indifférencié recouvre quatre des cinq blocs tandis que le bloc 4 repose sur une plaine d'épandage (Saucier et al. 1994).

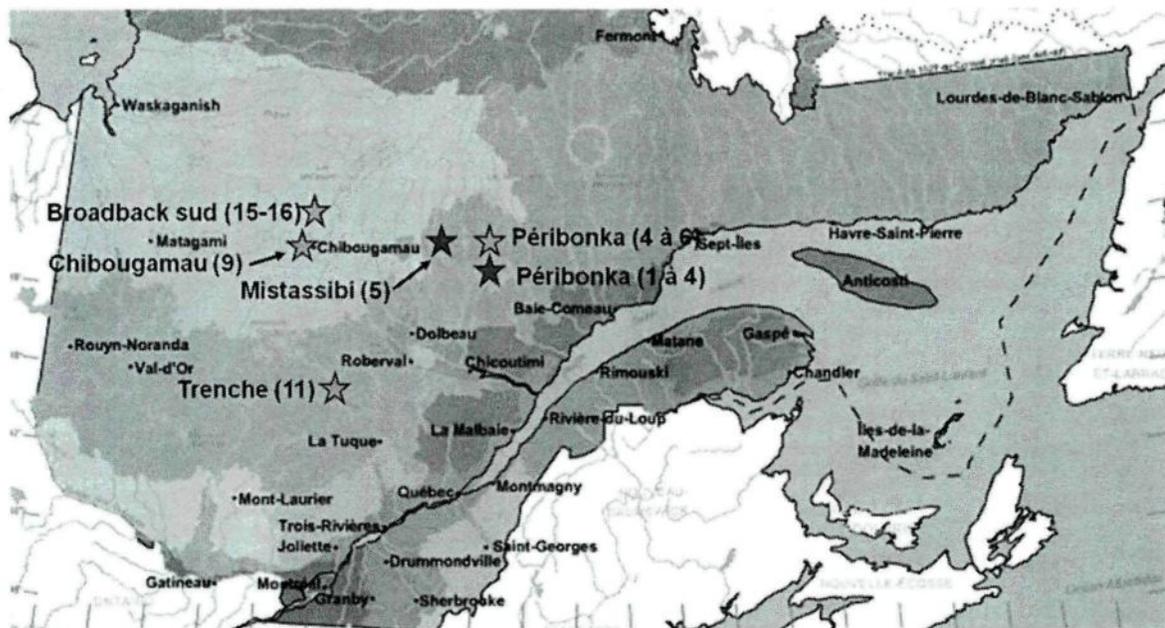


Figure 1. Localisation des blocs à l'étude. Étoiles pâles = dispositif 1999-2001, étoiles foncées = dispositif 2005.

Les données des stations météorologiques d'Environnement Canada les plus près des sites d'étude montrent une température annuelle moyenne qui oscille entre $-1,8^{\circ}\text{C}$ et $1,4^{\circ}\text{C}$ pour les secteurs Péribonka et Mistassibi, $-1,3^{\circ}\text{C}$ et $1,3^{\circ}\text{C}$ pour Chibougamau et Broadback Sud et $-3,4^{\circ}\text{C}$ et $5,8^{\circ}\text{C}$ pour rivière Trenché. Les précipitations annuelles sont de 944,9 mm, de 961,3 mm et de 815,8mm. Le nombre moyen de jours sans gel est de 142,4, de 151 et de 166,3 et le nombre de degrés-jour au dessus de 5°C est de 1172,3, de 1235,4 et de 1477,4. (Environnement Canada 2004).

2.2 Dispositifs expérimentaux et traitements

Les travaux ont été effectués sur deux dispositifs en sept blocs aléatoires complets (dispositif 1999-2001) et en trois blocs aléatoires complets et deux incomplets (dispositif 2005). Chaque bloc comprenait une PM et un DS dominés par l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill) B.S.P.) sur plus de 75 % de la surface terrière. Les deux peuplements d'un

même bloc étaient situés à proximité l'un de l'autre et possédaient des caractéristiques similaires de dépôts, de drainage, de pente, d'exposition, de type de couvert et de groupement d'essences. La densité arborescente des PM était entre 60 % et 80 % de recouvrement des cimes et celle des DS de moins de 25 %. De plus, les lichens couvraient au moins 40 % du sol des DS et étaient composés principalement de *Cladina mitis* (Sandst.) Hutish, de *Cladina stellaris* (Opiz) Brodo et de *Cladina rangiferina* (L.) Nyl.) (Gonzalez 2011).

2.2.1 Dispositif 1999-2001

Afin d'alléger la lecture, des codes seront utilisés pour représenter les différents traitements (T). Le scarifiage sera représenté par le nombre 1, son absence par le nombre 0 et la combinaison du scarifiage avec la récolte par le nombre 2. Pour chacun des peuplements des DS, une partie était conservée intacte (NP) et une autre scarifiée à l'aide d'un scarificateur à disques de type TTS hydraulique ou mécanique au cours des étés de 1999 à 2001 (T1). Les recommandations données aux opérateurs étaient de maximiser le nombre de sillons en se faufilant entre les arbres matures et en minimisant le nombre d'arbres que la machinerie faisait tomber (J. Allaire, com. Pers). L'objectif de ce traitement était de préparer les sites pour la plantation tout en permettant d'exposer des lits de germination favorables à l'installation de semis naturels. Pour ce qui est des PM, une superficie équivalente était coupée à l'aide d'une abatteuse multifonctionnelle selon les normes de la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) en vigueur au Québec (Gouvernement du Québec 2003) et scarifiée à l'aide d'un scarificateur à disque de type TTS hydraulique ou mécanique (T2). Ces peuplements n'ont pu être uniquement scarifiés comme les DS puisque ces milieux sont trop denses pour la machinerie du scarifiage. Chaque peuplement comprenait donc une portion récoltée et scarifiée (T2), pour les PM, ou une portion scarifiée seulement (T1), pour les DS, ainsi qu'un témoin (NP) (Figure 2).

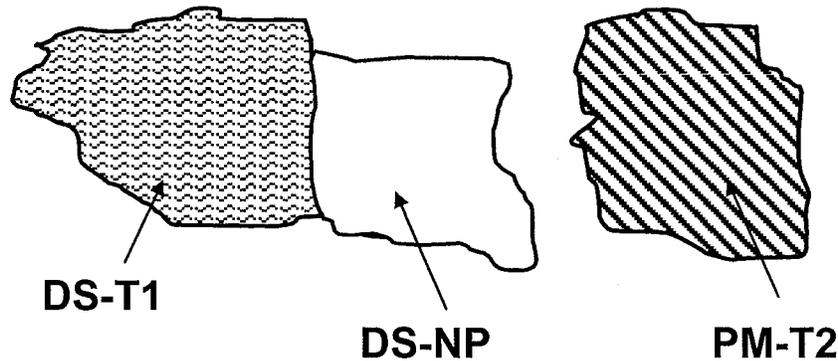


Figure 2. Schéma d'un bloc expérimental du dispositif 1999-2001. Les deux types de peuplements (dénudés secs (DS), pessière à mousses (PM)) sont représentés ainsi que les traitements sylvicoles (non perturbé (NP), scarifié (T1) et coupé et scarifié (T2)).

2.2.2 Dispositif 2005

Pour chacun des peuplements (DS et PM) de chaque bloc, une partie, de deux hectares, a été coupée (T0) à l'été 2005 à l'aide d'une abatteuse multifonctionnelle selon les normes de la CPRS. Par la suite, sur une portion de 0.8 hectare sélectionnée aléatoirement, de chaque peuplement récolté, une préparation de terrain de type scarifiage était réalisée à l'aide d'un scarificateur à disques de type TTS mécanique (blocs 1 à 4) ou hydraulique (bloc 5) dans les semaines suivant la coupe (Tremblay 2009). Chaque peuplement comprenait donc une portion récoltée et scarifiée (T2) et une portion récoltée seulement (T0). Deux hectares des DS était également scarifiés sans coupe (T1). Le type de scarificateur utilisé était fonction de la disponibilité de la machinerie sur chacun des sites, mais un même scarificateur a été utilisé pour un bloc complet (Figure 3). Malheureusement, deux des blocs de ce dispositif ont subi les ravages du feu. Le bloc 2 est donc seulement représenté par le DS-T1 et le bloc 3 comprend seulement le DS (DS-T0, DS-T1 et DS-T2).

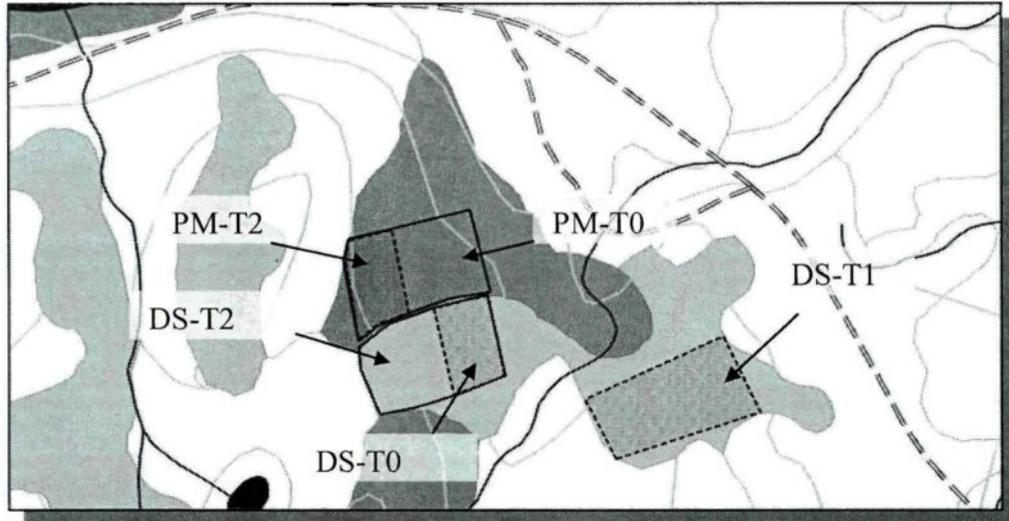


Figure 3. Schéma d'un bloc expérimental. Les deux types de peuplements (dénudés secs (DS), pessières à mousses (PM)) sont représentés ainsi que les combinaisons de traitements sylvicoles (sans scarifiage (T0), avec scarifiage et coupe (T2), sans coupe (T1)).

2.3 Mesures sur la régénération naturelle

L'échantillonnage réalisé était le même dans le dispositif installé en 1999-2001 que dans celui installé en 2005. Dans chacune des unités expérimentales (NP, T0, T1 et T2) de chaque type de peuplement dans chaque bloc, une parcelle carrée de 400 m² (20m*20m) était établie. Chaque parcelle était installée dans un endroit représentatif du site et dont les côtés étaient orientés selon les points cardinaux. Dans chaque coin de la parcelle, une micro-parcelle de 1 m² était délimitée afin de déterminer le pourcentage de recouvrement de chaque espèce présente, et ce, pour tous les étages de la végétation (muscinale, herbacée, arbustive haute et basse et arborescente) afin de caractériser le milieu (Figure 4). Ce relevé de végétation n'a été réalisé que dans le dispositif 1999-2001 puisque les données relatives au dispositif 2005 étaient déjà disponibles (Gonzalez 2011).

Le coefficient de distribution (*stocking*) de la régénération naturelle était déterminé pour chacune des unités expérimentales de tous les blocs. Des transects parallèles (cinq) de

50m espacés de 5m étaient effectués avec des placettes d'échantillons de 4m² à tous les 5m (n=50). À chaque placette d'échantillon, la présence ou l'absence de régénération naturelle de moins de 1,3 m était notée ainsi que le type de régénération (semis naturels ou régénération pré-établie) afin d'établir le coefficient de distribution de la régénération et de déterminer l'impact des travaux sylvicoles (Figure 4). Le coefficient de distribution est la proportion de placettes qui contiennent au moins une tige de régénération naturelle par rapport au nombre total de placettes inventoriées (Anonyme 1996).

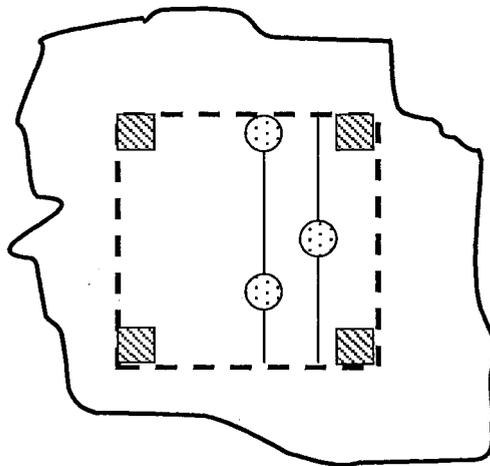


Figure 4. Représentation non à l'échelle des parcelles de 400 m² (carré pointillé), des micro-parcelles (carrés striés), des transects pour le coefficient de distribution (lignes pleines) ainsi que des placettes d'échantillonnage (cercles picotés) dans une unité expérimentale.

Dans chacune des parcelles, pour chaque peuplement, les arbres de plus de 1,3 m étaient inventoriés et la mesure de leur DHP prise. Deux dominants de chaque parcelle furent sélectionnés et récoltés à des fins d'analyse de tige. L'analyse de tige permet de déterminer le volume des tiges, le potentiel de croissance et l'indice de qualité de station (IQS) des sites. Elle permet également de documenter la croissance des tiges dominantes tout au long de leur vie. Cette croissance documentée peut, par la suite, être comparée avec celle de la régénération naturelle afin de déterminer l'impact des travaux sylvicoles et

d'établir le lien entre l'IQS et la croissance de la régénération naturelle. Pour sa réalisation, le calcul de la croissance et du volume des arbres dominants est effectué à partir d'une rondelle prélevée à différentes hauteurs (soit à 0 m, 0,3 m, 0,6 m, 1,0 m, 1,3 m, 2,0 m, 3,0 m, et à des intervalles de 1m par la suite). Ces rondelles étaient séchées puis préparées selon la méthode proposée par Blais (1962) et Swetnam et al. (1985). Cette méthode consiste à sabler les rondelles afin de bien définir les cernes de croissance puis à déterminer l'âge à l'aide du décompte de ces cernes sous une loupe binoculaire. Par la suite, les cernes de croissance étaient mesurés à l'aide de deux appareils, soit le WinDENDRO™ (version 2003) et la table dendrométrique de marque Henson pour les cernes trop étroits et mal définis. Pour les rondelles de 0 m à 1,3 m, quatre rayons étaient mesurés tandis que pour les autres rondelles deux rayons étaient mesurés. Une fois cette étape complétée, les cernes étaient interdatés. L'interdatation est une méthode utilisée pour identifier les erreurs techniques de mesure et pour détecter les cernes discontinus ou absents (O'Neil 1963; Fritts 1971, 1976; Swetnam et al. 1985; Fritts et Swetnam 1989). L'interdatation se réalise visuellement, à l'aide des graphiques des largeurs de cernes en logarithme et d'une table lumineuse (Stokes et Smiley 1968; Fritts 1976), et de façon statistique à l'aide du programme COFECHA (Holmes 1983) qui identifie les données moins bien corrélées et propose des corrections (Levasseur 2000). Finalement, le volume des arbres est obtenu à l'aide du programme WinStem™ (version 2003). Ce programme permet d'obtenir diverses données sur les arbres mesurés, telles que le diamètre, la hauteur, le volume en fonction du temps, qui sont calculés selon la méthode de Carmean (1972). L'IQS est, par la suite, calculé à partir des volumes obtenus. (Objectif 3).

2.3.1 Semis naturels

Tous les semis naturels se trouvant dans les sillons étaient récoltés à tous les 5m, et ce, sur une distance de 1 m et sur la largeur du sillon (Figure 5). Les huit semis naturels dominants des parcelles étaient également récoltés. Ces semis naturels dominants étaient

récoltés avec les racines à des fins de compartimentation de la biomasse (tige, branche, aiguilles, racines) et afin d'évaluer la contribution de chacun des compartiments au bilan carbone des sites expérimentaux. Pour tous les semis, la hauteur totale, le diamètre à la base, la croissance annuelle ainsi que l'âge, à l'aide des cicatrices de bourgeon terminal, étaient mesurés. De plus, pour les semis naturels dominants, le diamètre était mesuré à tous les 10 cm, permettant ainsi, avec la hauteur, d'estimer le volume de la tige. Les racines étaient nettoyées à l'eau afin d'éliminer toute trace de matière organique ou de sol minéral. Chaque compartiment était séché à l'étuve durant 48hres à 65 °C puis pesé avec une précision au milligramme près. La masse obtenue était convertie en carbone selon la norme qu'une tonne de bois équivaut à 0,5 tonne de carbone (IPCC 2003). Le carbone obtenu à partir des semis dominants a, par la suite, été extrapolé à l'ensemble des semis naturels récoltés à l'aide d'équations allométriques élaborées à partir des relations entre le diamètre à la base de la tige des semis et le carbone des dominants. (Objectif 2). Cet échantillonnage de semis naturels n'était pas effectué dans les NP du dispositif 1999-2001 puisqu'aucun semis n'y était présent.

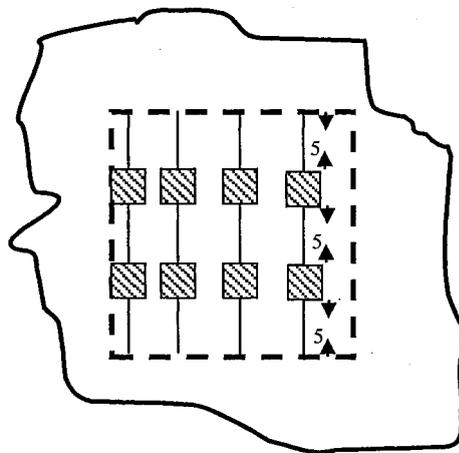


Figure 5. Représentation non à l'échelle de l'échantillonnage des semis naturels dans une unité expérimentale. Le carré pointillé représente la parcelle de 400 m², les lignes pleines représentent les sillons de scarifiage et les carrés striés représentent le mètre dans lequel les semis naturels sont récoltés.

2.3.2 Régénération pré-établie

Dans chacune des parcelles, huit arbres pré-établis (marcotte de moins de 1,3 m) étaient sélectionnés aléatoirement et leur croissance était déterminée à l'aide de la hauteur des cicatrices de bourgeon terminal avant et après la perturbation du site. Ces mesures étaient également réalisées sur deux arbres, sélectionnés aléatoirement, de la classe des opprimés (marcotte de plus de 1,3 m). Ces mesures étaient, par la suite, transformées en taux relatif de croissance en hauteur étant donné les différentes hauteurs initiales de la régénération naturelle. La transformation était réalisée selon l'équation :

$$\text{Taux relatif de croissance} = \frac{\overline{\text{Ln}(H_2)} - \overline{\text{Ln}(H_1)}}{t_2 - t_1}$$

où H_2 est la hauteur totale au temps t_2 , H_1 la hauteur au moment de la perturbation au temps t_1 , t_2 l'année de la prise de la mesure (2009) et t_1 l'année du traitement. (Hoffman et Poorter 2002). De plus, pour le dispositif 2005, la croissance annuelle après perturbation a été mesurée. L'utilisation du taux relatif de croissance est une approche utilisée pour comparer la croissance de plants en récipient lorsque la taille initiale des plants est différente (Lamhamedi et al. 1998). L'ensemble de ces mesures ont permis d'évaluer l'impact des travaux sylvicoles sur la croissance de la régénération pré-établie. (Objectif 1).

2.4 Analyses statistiques

Les données des deux dispositifs ont été traitées séparément à l'aide d'analyse de variance (ANOVA) selon plusieurs plans d'expérience. Dans un premier temps, les analyses sur les semis naturels du dispositif 1999-2001 avaient comme objectif la comparaison des dénudés secs scarifiés (DS-T1) avec les pessières à mousses coupées et scarifiées (PM-T2). Des ANOVAs étaient effectuées pour le nombre de semis naturels à l'hectare, le diamètre moyen à la base de la tige des semis, la hauteur moyenne des semis et

la quantité de carbone à l'hectare des semis avec en parcelle principale le peuplement. Une ANOVA en tiroirs (split plot) était effectuée pour la hauteur moyenne en fonction de l'année d'installation des semis naturels avec le peuplement en parcelle principale et l'année d'installation en sous-parcelle. Une ANOVA en tiroirs subdivisés (split-split plot) était effectuée pour le taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie. Afin d'évaluer l'effet avant-après des perturbations sylvicoles, l'ANOVA avait le facteur temps (année 1999 et année 2009) en parcelle principale, le peuplement combiné au traitement en sous-parcelle (DS-NP, DS-T1 et PM-T2) et la classe de hauteur en sous-sous parcelle. Finalement, pour les opprimés, une ANOVA en tiroirs (split plot) était effectuée pour la variable taux relatif de croissance en hauteur avec le temps (année 1999 et année 2009) en parcelle principale et le traitement en sous-parcelle.

Pour le dispositif 2005, les analyses statistiques étaient réalisées selon trois plans principaux. Pour les données concernant les semis naturels, le plan comparait les dénudés secs scarifiés (DS-T1), les dénudés secs coupés et scarifiés (DS-T2) et les pessières noires à mousses coupées et scarifiées (PM-T2). Tandis que pour la régénération pré-établie, la comparaison était effectuée selon deux plans. Le premier s'intéresse à la comparaison entre les DS coupés (DS-T0) et les DS-T2 avec les PM coupées (PM-T0) et les PM-T2. Le second vise la comparaison entre les trois types de traitements des DS, soit les DS-T0 avec les DS-T1 et les DS-T2.

Pour les comparaisons des données concernant les semis naturels, des ANOVAs étaient réalisées pour le nombre de semis naturels à l'hectare, le diamètre moyen à la base de la tige des semis, la hauteur moyenne des semis et la quantité de carbone à l'hectare des semis avec en parcelle principale le peuplement combiné aux traitements. Une ANOVA en tiroirs (split plot) était effectuée pour la hauteur moyenne en fonction de l'année d'installation des semis naturels avec le peuplement combiné aux traitements en parcelle principale et l'année d'installation en sous-parcelle.

Pour les comparaisons entre les DS (T0 et T2) et les PM (T0 et T2), une ANOVA en tiroirs subdivisés (split-split-split plot) était effectuée pour le taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie. Afin d'évaluer l'effet avant-après des interventions sylvicoles, l'ANOVA avait le facteur temps (année 2005 et année 2010) en parcelle principale, le peuplement en sous-parcelle, le traitement en sous-sous parcelle et les classes de hauteur en sous-sous-sous-parcelle. Une ANOVA en tiroirs subdivisés (split-split plot) était effectuée pour le taux relatif de croissance en hauteur des opprimés avec le facteur temps (année 2005 et année 2010) en parcelle principale, le peuplement en sous-parcelle et le traitement en sous-sous parcelle. Pour les comparaisons entre les trois types de traitements des DS (T0, T1 et T2), une ANOVA en tiroirs subdivisés (split-split plot) était réalisée pour le taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie avec le temps (année 2005 et année 2010) en parcelle principale, le traitement en sous-parcelle et les classes de hauteur en sous-sous-parcelle. Une ANOVA en tiroirs (split plot) était réalisée pour le taux relatif de croissance en hauteur des opprimés avec le temps (année 2005 et année 2010) en parcelle principale et le traitement en sous-parcelle.

Toutes les données étaient testées afin de répondre aux postulats de base de l'analyse de variance (Quinn et Keough 2002). Afin de satisfaire les postulats de l'ANOVA, l'homogénéité de la variance de toutes les données était vérifiée visuellement par la distribution des résidus (Devore et Peck 1994). Des transformations (racine carrée, racine cubique et logarithme naturel) étaient effectuées lorsque les résidus révélaient un manque d'homogénéité. Les moyennes issues des données transformées étaient ramenées à leur forme d'origine pour la présentation graphique des résultats. Les analyses statistiques étaient réalisées à l'aide du logiciel JMP 7.0 (2007 SAS Institute Inc., Cary, NC) avec un seuil de significativité de 0,05. Des tests de LSD de Student étaient effectués lorsque des différences significatives étaient détectées. Pour les interactions significatives, des tests de contrastes *a priori* étaient effectués entre les variables impliquées dans l'interaction. La procédure mixte (REML) était utilisée. Finalement, une régression linéaire entre les IQS et la hauteur moyenne des semis naturels des DS du dispositif 1999-2001 était réalisée.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS - DISPOSITIF 1999-2001

3.1 Description de la population

L'analyse de variance révèle une différence significative quant au nombre de semis présent dans les dénudés secs (DS) et dans les pessières à mousses (PM) (Tableau 1). En effet, les DS possèdent 171 % plus de semis à l'hectare que les PM (Figure 6). Le patron de germination des semis naturels des DS et des PM diffère également dans le temps (Figure 7). Les semis présents dans les DS ont eu une période de germination plus prolongée que ceux présents dans les PM, avec 48% des semis des DS ayant germé dans les trois années suivant les travaux sylvicoles (scarifiage pour DS, scarifiage et CPRS pour PM) contre 81% des semis des PM. Le coefficient de distribution montre également une distribution supérieure des semis naturels présents dans les DS scarifiés (DS-T1) avec un coefficient de 35 % comparativement aux semis des PM ayant un coefficient de 18 % et aux semis des DS n'ayant subi aucune perturbation (DS-NP) ayant un coefficient de 00 %.

Tableau 1. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de P et du F calculé) des mesures sur le nombre de semis naturels à l'hectare pour les sept blocs et les deux types de peuplements (DS et PM). Les facteurs significatifs (seuil de signification : 0.05) sont indiqués en caractères gras. Abréviations : d.l.n.: degrés de liberté au numérateur, d.l.d.: degrés de liberté au dénominateur et Prob > F : P calculé.

Source	d.l.n.	d.l.d.	F Calculé*	Prob > F
Bloc	6	6	4,4442	0,0462
Peuplement	1	6	18,8685	0,0049

*Transformation Log

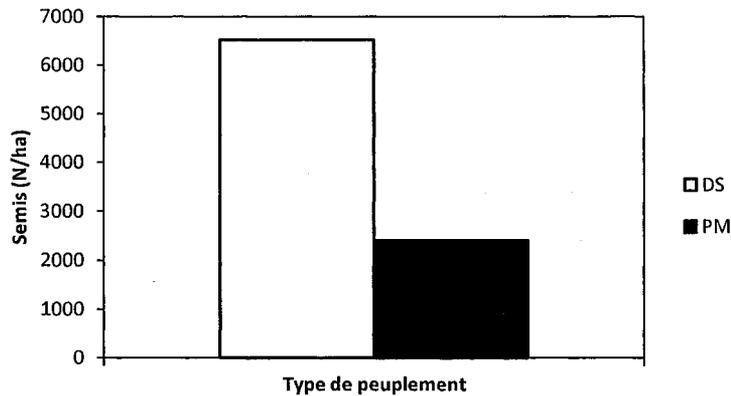


Figure 6. Effet significatif du peuplement (DS et PM) sur la quantité de semis naturels à l’hectare pour la période d’installation entre 1999 et 2009. Chaque colonne représente la moyenne obtenue pour les sept blocs (n=7 parcelles de 400m² ramenées par la suite à l’hectare). Abréviations : DS : dénué sec, PM : peissière à mousses.

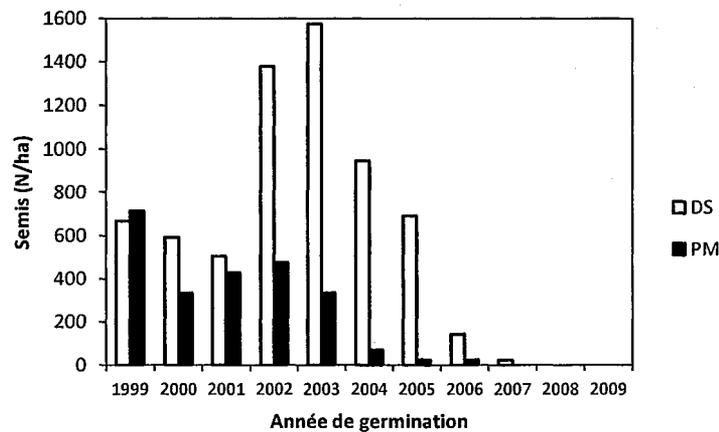


Figure 7. Effet du peuplement (DS et PM) sur la distribution de l’année de germination des semis naturels à l’hectare. (n=7 parcelles de 400m² ramenées par la suite à l’hectare). Voir la figure 6 pour la correspondance des abréviations.

Un effet significatif des peuplements sur le diamètre à la base de la tige ainsi que sur la hauteur totale des semis naturels est décelé (Tableau 2). Les semis provenant des PM possèdent un diamètre moyen à la base de la tige ainsi qu’une hauteur totale moyenne de 103 % supérieurs à ceux des semis présents dans les DS (Figure 8). Une analyse plus en détail de ces résultats démontre que ces différences résident dans les classes intermédiaires

de diamètre et de hauteur (Figure 9). En effet, une différence significative est observée entre les DS et les PM dans la seconde classe de diamètre et d'hauteur, les PM possédant 4,4 fois plus de semis dans cette classe. Les DS possèdent 100% de leurs semis dans les deux premières classes tandis que les PM en possèdent 97%. De plus, il semblerait que cette différence de hauteur s'accroît avec le temps (Figure 10). En effet, plus les semis germent tardivement après le traitement, plus l'écart entre la hauteur des semis naturels présents dans les DS et ceux présents dans les PM s'intensifie. L'écart entre les semis germés dans les DS en 1999 et ceux dans les PM, au moment de la récolte, est de 20 %, tandis qu'il est de 67 % pour les semis germés en 2002 et de 319 % pour les semis germés en 2004.

Tableau 2. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et du *F* calculé) des mesures du diamètre à la base de la tige (Diamètre) et de la hauteur totale des semis naturels (Hauteur) pour les sept blocs et les deux types de peuplements (DS et PM). Les facteurs significatifs sont indiqués en caractères gras. Voir Tableau 1 pour les abréviations.

Source	Diamètre*				Hauteur		
	d.l.n.	d.l.d.	F Calculé	Prob > F	d.l.d.	F Calculé	Prob > F
Bloc	6	3,941	2,5307	0,1961	4,982	3,1056	0,1176
Peuplement	1	4,413	31,5145	0,0037	5,788	55,9548	0,0003

*Transformation Log

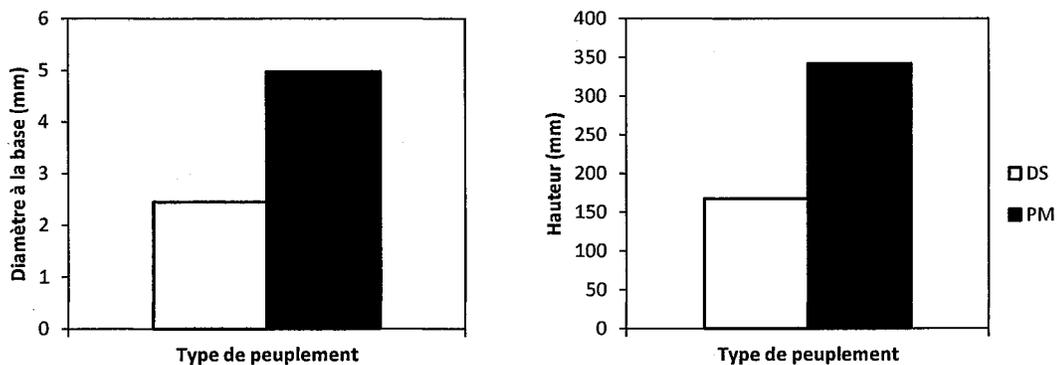


Figure 8. Effet significatif du peuplement (DS et PM) sur le diamètre moyen à la base des tiges ainsi que sur la hauteur totale moyenne des semis naturels installés entre 1999 et 2009. Chaque colonne représente la moyenne obtenue pour les sept blocs et de 5 à 105 semis par bloc ($n=292$ pour DS et $n=101$ pour PM). Voir la figure 6 pour les abréviations des peuplements.

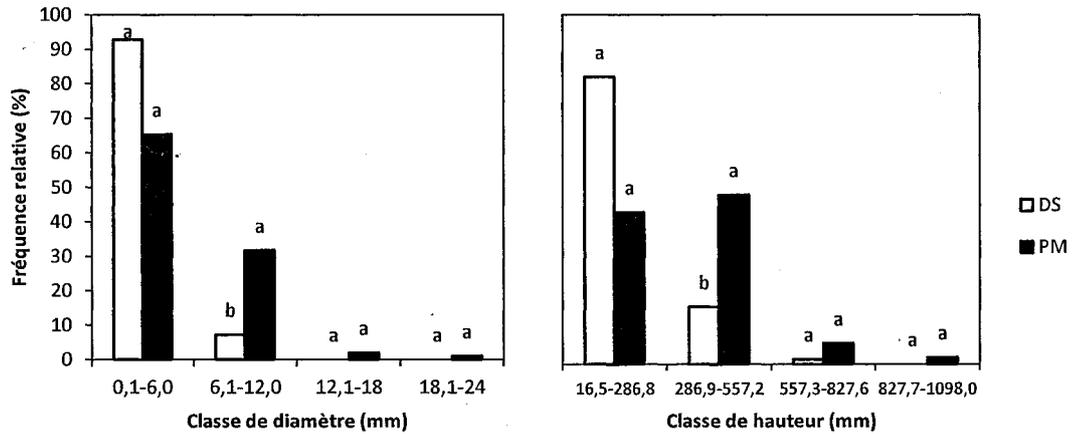


Figure 9. Effet significatif du peuplement (DS et PM) sur la distribution des fréquences relatives des semis naturels installés entre 1999 et 2009 par classe de diamètre à la base des tiges et de hauteur totale. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences révélées dans chaque classe par contraste *a priori*. Voir la figure 6 pour les abréviations des peuplements (n=292 pour DS et n=101 pour PM).

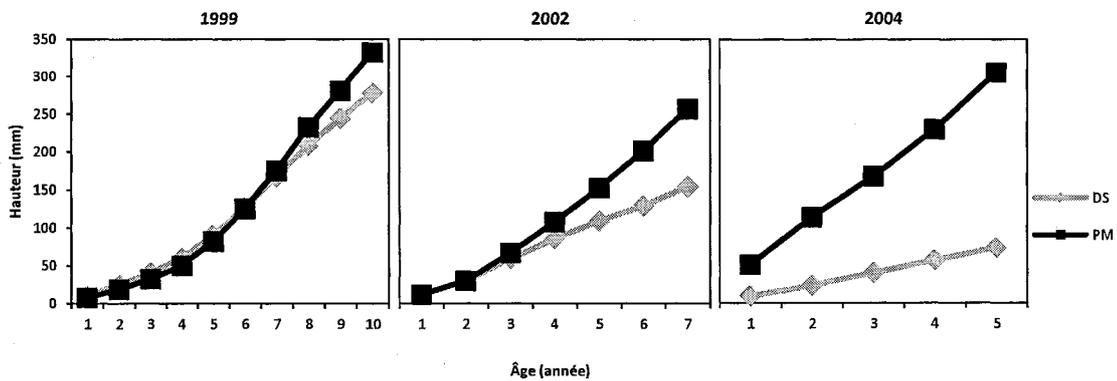


Figure 10. Impact du temps et du peuplement (DS et PM) sur la hauteur des semis naturels germés en 1999 (10 ans), en 2002 (7 ans) et en 2004 (5 ans). Voir la figure 6 pour la précision des abréviations (n= 27 pour les 1999 pour DS, n=29 pour les 1999 pour PM, n=62 pour les 2002 pour DS, n=20 pour les 2002 pour PM, n=43 pour les 2004 pour DS et n=3 pour les 2004 pour PM).

3.2 Croissance des semis

L'analyse de variance démontre une interaction significative entre le peuplement et l'année d'installation après le traitement sur la hauteur moyenne des semis naturels (Tableau 3). Effectivement, ce n'est qu'en 2004 que les peuplements se distinguent (Figure 11). Les semis naturels ayant germé dans les PM cinq ans après le traitement (en 2004) possèdent une hauteur moyenne de 272 % supérieure à celle des semis ayant germé dans les PM l'année du traitement (en 1999), 319 % supérieure à celle des semis germés en 2004 dans les DS et 238 % supérieure à celle des semis ayant germé en 1999 dans les DS.

Tableau 3. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure de la hauteur totale des semis naturels installés en 1999 et en 2004 pour les sept blocs et les deux types de peuplements (DS et PM). Les facteurs significatifs sont indiqués en caractères gras. Voir le tableau 1 pour les abréviations.

Source	d.l.n.	d.l.d.	F Calculé	Prob > F
Bloc (B)	5	4,345	0,7283	0,6356
Peuplement (P)	1	6,948	18,2572	0,0038
Installation (I)	1	23,74	18,8597	0,0002
P x I	1	26,11	24,0521	<,0001

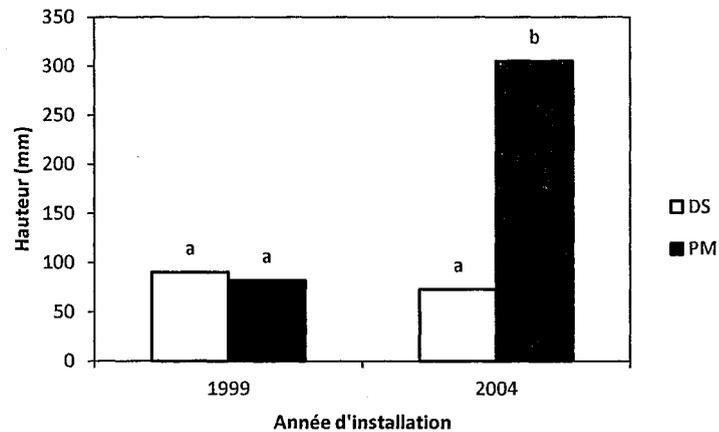


Figure 11. Effet significatif de l'interaction entre le peuplement (DS et PM) et l'année d'installation (1999 et 2004) sur la hauteur totale des semis naturels âgés de 5 ans et ayant germés en 1999 ou en 2004. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences révélées pour chaque année d'installation par contraste *a priori*. Chaque colonne représente la moyenne obtenue pour les sept blocs et de 2 à 23 semis par bloc (n=70 pour DS et n=32 pour PM). Voir le figure 6 pour les abréviations des peuplements (1999 = l'année du scarifiage et 2004 = 5 ans après le scarifiage).

3.3 Indice de qualité de station

Les résultats de régression linéaire ne montrent aucun lien significatif ($R^2 = 0,0022$ et $P = 0,4591$) entre le rendement en volume des arbres matures des différents blocs et la hauteur des semis (Figure 12). L'IQS 50 d'un site n'est donc pas indicateur du rendement des semis naturels du même site.

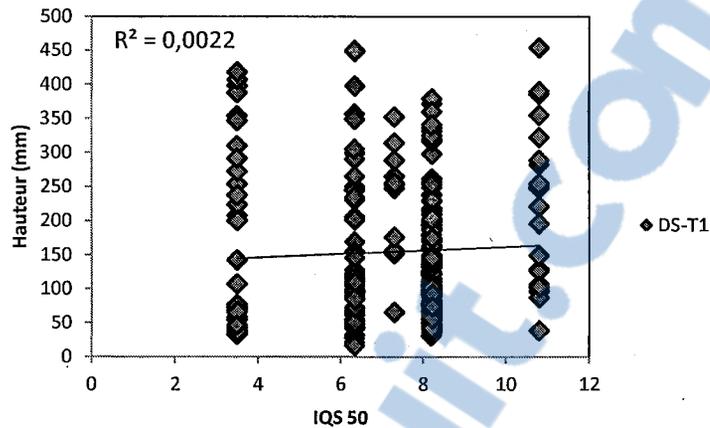


Figure 12. Régression entre la hauteur en millimètre des semis naturels installés entre 1999 et 2009 et l'IQS 50 des arbres matures dominants du site. Voir la figure 6 pour les abréviations du peuplement et T1 : scarifié (n=292 pour DS-T1).

3.4 Rendement des semis naturels

Les analyses statistiques ne démontre aucun effet significatif du peuplement sur le carbone par hectare des semis, que ce soit le carbone aérien, racinaire ou total (Tableau 4). Étant donné le caractère novateur des résultats portant sur la contribution en carbone des semis naturels dans les DS, ces derniers sont présentés à titre indicatif, malgré qu'ils ne soient pas significatifs (Figure 13).

Tableau 4. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) du carbone de la biomasse aérienne, racinaire et totale des semis naturels pour les sept blocs et les deux types de peuplements (DS et PM). Voir le tableau 1 pour les abréviations.

Source	d.l.n.	d.l.d.	Aérien		Racinaire		Total	
			F Ratio	Prob > F	F Ratio	Prob > F	F Ratio	Prob > F
Bloc	6	6	4,2131	0,0518	3,5248	0,0753	4,573	0,0433
Peuplement	1	6	0,2449	0,6383	2,0964	0,1978	0,0918	0,7721

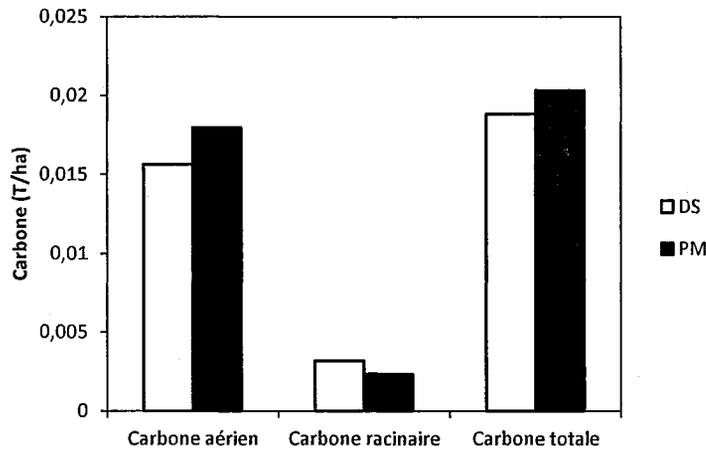


Figure 13. Effet non significatif du peuplement (DS et PM) sur la distribution du carbone selon les différents compartiments des semis naturels, soit le carbone aérien (Branches, aiguilles et tiges), le carbone racinaire et le carbone totale. Chaque colonne représente la moyenne obtenue pour les sept blocs et de 5 à 105 semis installés entre 1999 et 2009 par bloc (n=292 pour DS et n=101 pour PM. Les valeurs de n ont été ramenées par la suite en hectare). Voir la figure 6 pour la spécification des abréviations.

3.5 Régénération pré-établie

L'analyse de variance identifie une interaction significative entre le temps et le traitement sur le taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie (Tableau 5). Cependant cet effet significatif se révèle seulement entre la régénération pré-établie croissant dans les PM-T2 suite au traitement comparativement à celle provenant des DS-NP (Figure 14). En effet, le taux relatif de croissance en hauteur après traitement de la régénération pré-établie est de 65 % supérieur à celui de la régénération pré-établie des DS n'ayant subi aucun traitement. Par contre, l'analyse de variance n'identifie aucune interaction significative du temps sur le taux relatif de croissance en hauteur des opprimés, soit la régénération pré-établie de plus de 1,3 m (Tableau 6).

Tableau 5. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure du taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie pour les sept blocs, pour les années 1999 et 2009, les trois types de traitements (DS-NP, DS-T1 et PM-T2) et les quatre classes de hauteur (35-58.5, 59-82.5, 83-106.5 et 107-130.5). Les interactions significatives avec le facteur temps sont indiquées en caractères gras. Voir le tableau 1 pour les abréviations.

Source	d.l.n.	d.l.d.	F Calculé	Prob > F
Bloc (B)	6	6,04	0,8983	0,5499
Temps (D)	1	8,814	86,1665	<,0001
Traitement (T)	2	44,54	3,4185	0,0416
D x T	2	44,53	3,6436	0,0342
Classe (C)	3	64,56	59,9627	<,0001
D x C	3	65,21	1,0501	0,3765
T x C	6	66,95	1,252	0,2916
D x T x C	6	66,31	1,1967	0,3191

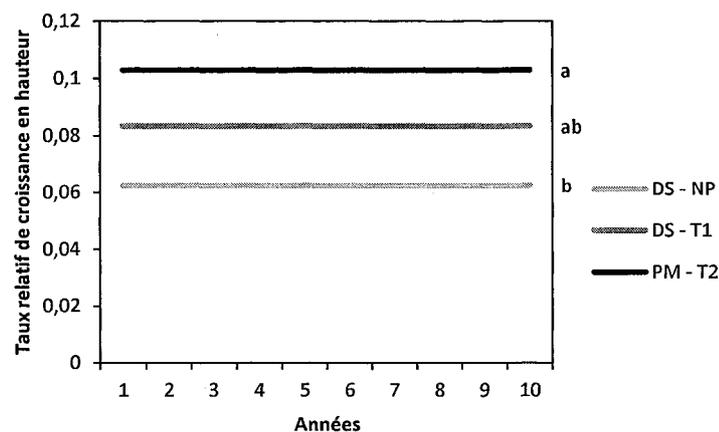


Figure 14. Effet du temps et du traitement (DS-NP, DS-T1 et PM-T2) sur le taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie (Tableau 5). Les lettres à l'extrémité des lignes indiquent les différences révélées par le test LSD de Student. (n=56 pour DS-NP, n=56 pour DS-T1 et n=50 pour PM-T2). Voir la figure 6 pour la précision des abréviations et NP : non perturbé, T1 : scarifié, T2 : coupé et scarifié

Tableau 6. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure du taux relatif de croissance en hauteur des opprimés (régénération pré-établie $\geq 1.3\text{m}$) pour les six blocs, pour les années 1999 et 2009 et les deux types de traitements (DS-NP, DS-T1). Les facteurs significatifs sont indiqués en caractères gras. Voir le tableau 1 pour les abréviations.

Source	d.l.n.	d.l.d.	F Calculé	Prob > F
Bloc (B)	5	5	2,4872	0,17
Temps (D)	1	5	91,457	0,0002
Traitement (T)	1	10	35,5217	0,0001
D x T	1	10	2,7653	0,1273

Quant au coefficient de distribution, celui des PM-T2 et des DS-NP est équivalent, avec une valeur de 42 %, et supérieur à celui des DS-T1, ayant une valeur de 31 %. Par contre, la tendance n'est pas la même lorsque l'ensemble de la régénération naturelle, c'est-à-dire la régénération pré-établie ainsi que les semis naturels, est pris en considération. Dans ce cas, les DS-T1 ont un coefficient de distribution semblable aux PM-T2 et les DS-NP possèdent celui avec la valeur la plus basse. Les DS-T1 ont donc un coefficient de 61 %, les PM-T2 de 57 % et les DS-NP de 43 %.

CHAPITRE 4

DISCUSSION – DISPOSITIF 1999-2001

4.1 Semis naturels

4.1.1 Abondance des semis

Le projet visait, tout d'abord, à déterminer l'impact des travaux sylvicoles sur l'abondance, la croissance et le rendement de la régénération naturelle d'épinette noire dans les terrains dénudés boréaux. Dans un premier temps, les résultats ayant trait au coefficient de distribution montrent la nécessité du scarifiage dans les DS afin d'assurer l'installation des semis naturels. Effectivement, aucun semis naturel ne fut décelé dans les DS n'ayant subi aucun traitement dix ans après boisement. Bien qu'aucune mesure n'ait été prise quant à l'impact du scarifiage sur la végétation de compétition, les nutriments du sol, la disponibilité de l'eau du sol et la température du sol lors de cette étude, l'impact positif du scarifiage fut tout de même observé. Ces résultats sont cohérents avec de nombreuses études stipulant que le scarifiage a un impact positif sur l'ensemencement naturel (Stathers et Spittlehouse 1990; Prévost et Dumais 2003; Thiffault et al. 2003a; Girard 2004; Hébert 2004; Thiffault et al. 2004) notamment en diminuant la densité de la végétation de compétition (Boucher et al. 1998; Karlsson et al. 2002; Prévost et Dumais 2003; Boucher et al. 2007) et, par le fait même, en diminuant la compétition pour la lumière, pour les nutriments, pour l'eau ainsi que les interférences allélopathiques (Boucher et al. 1998; Yamasaki et al. 2002; Houle et Fillion 2003; Sedia et Ehrenfeld 2003; Thiffault et al. 2004; Hébert et al. 2006). De plus, le scarifiage expose davantage de microsites réceptifs à l'installation de semis naturels (Jeglum 1987; Prévost 1996) et améliore leur coefficient de distribution (Prévost 1996).

Afin d'assurer l'installation de semis naturels, les peuplements doivent posséder une pluie de graines suffisamment importante. Ces graines proviennent de semenciers matures porteurs de cônes. Sur les sites récoltés, les semenciers sont principalement présents en bordure du site. Dans les peuplements n'ayant pas subi de récolte, des semenciers matures seront également présents sur les superficies boisées. Les résultats de l'étude ont permis de montrer l'importance des semenciers laissés sur le site pour l'ensemencement naturel des DS. Effectivement, les DS, qui n'ont subi aucune récolte, possèdent un nombre significativement plus élevé de semis naturels qui se sont installés suite au traitement, comparativement aux PM qui, eux, ont été récoltées avant le scarifiage. Une quantité importante de graines proviennent donc des semenciers présents sur le site. Ces résultats soutiennent ceux de Tremblay (2009) portant sur l'importance de la source de semences pour l'ensemencement naturel des DS par l'épinette noire. Ces travaux ont démontré que les DS seulement scarifiés possédaient une pluie de graines significativement supérieure aux peuplements ayant été également récoltés. Par contre, la présence de semenciers sur le site crée un obstacle au passage de la machinerie de scarifiage, se traduisant par un nombre inférieur de sillons et de microsites. Étant donné que les semis naturels s'installent exclusivement dans les sillons de scarifiage, un nombre inférieur de semis auraient pu s'installer dans les DS seulement scarifiés en comparaison aux PM récoltées et scarifiées, donc possédant un nombre supérieur de microsites propices. Cependant, les semenciers sur le site font également en sorte qu'il y a une plus grande quantité de graines disponibles, favorisant ainsi l'installation de semis naturels. Les semenciers présents sur le site ont donc largement compensé pour le nombre inférieur de sillons de scarifiage. Finalement, il s'est avéré que le coefficient de distribution des DS scarifiés n'était pas inférieur à celui des PM perturbées.

4.1.2 Patron de germination des semis

Le patron de germination observé dans cette étude a démontré une différence entre les semis issus des DS et les semis issus des PM. Effectivement, l'installation de semis naturels dans les PM se fait principalement dans les premières années après le traitement, puis diminue rapidement par la suite, à l'instar de l'étude de St-Pierre et al. (1992). Dans les DS, l'installation des semis se prolonge jusqu'à 10 ans. La présence des semenciers dans les DS contribue à créer cette différence étant donné la pluie de graines plus importante, amenant à une installation de semis supérieure dans les DS en comparaison au PM. Dans les premières années suivant le traitement, un nombre comparable de semis s'installe dans les DS et les PM, puis une augmentation quant à l'installation des semis dans les DS est observée par la suite. Cette observation permet de soulever quelques hypothèses potentielles pouvant expliquer ce phénomène. Tout d'abord, les DS possèdent des semenciers sur le site même, ce qui se traduit donc par des banques de graines disponibles à plus long terme comparativement aux PM où les semenciers ont été récoltés. Les graines des PM proviennent donc des débris de coupe et du peuplement en bordure (Tremblay 2009). Les graines d'épinette noire n'étant viables qu'à très court terme dans le sol (Fraser 1976; Thomas et Wein 1985; Potvin et Gagné 1998; Greene et al. 1999; Johnstone et al. 2009), les PM pourraient donc être défavorisées par l'absence de semenciers sur le site même. Les travaux de Johnstone et al. (2009) ont également démontré que, suite à un feu, les graines viables de la première année ont un potentiel de succès supérieur à celles des années ultérieures. La hausse d'installation de semis naturels dans les DS au cours de la troisième et quatrième année après la perturbation pourrait également être due à une plus forte production de semences que lors des autres années. D'ailleurs, les études de Sork et al. (1993) et de Viereck et Johnston (1990) ont démontré que les épinettes noires avaient une production de graines cyclique avec une forte production environ tous les quatre ans, bien que la production de graines dépende fortement des conditions de pollinisation et du climat (Elliot 1976; Owens et Molders 1980; Smith et al. 1990; Zasada et al. 1992; Johnson et Greene 1997).

Le patron de germination observé, tant dans les DS que dans les PM, démontre toutefois que l'installation des semis naturels se fait majoritairement dans les premières années après les perturbations. Ces résultats confirment ceux disponibles dans la littérature. Effectivement, plusieurs études (St-Pierre et al. 1992; Prévost 1996; Potvin et Gagné 1998; Paquin et al. 2000; Côté 2004; Thiffault et al. 2004; Madec 2005) ont démontré que l'installation des semis naturels après une perturbation, telle qu'une coupe ou un feu, s'effectue dans les cinq premières années suivant la perturbation, mais s'effectuerait majoritairement dans les trois premières années pour diminuer rapidement après. Cette diminution s'explique par une diminution de la réceptivité des substrats d'émergence, notamment par l'assèchement du sol de surface, par une occupation plus importante des niches par la régénération naturelle et par une recolonisation du site par la végétation de compétition (Prévost 1996; Pothier 2000; Thiffault et al. 2003b; Côté 2004; Thiffault et al. 2004; Madec 2005; Johnstone et al. 2009; Tremblay 2009). Les travaux de Prévost (1996), portant sur les effets du scarifiage sur les semis naturels d'épinette noire en forêt boréale, ont d'ailleurs démontré que, deux ans après le scarifiage, les éricacées étaient à nouveau présentes sur les parterres de coupe.

4.1.3 Croissance et rendement des semis

En ce qui a trait à la hauteur et au diamètre à la base de la tige des semis naturels, les résultats soutiennent l'hypothèse voulant que les semis naturels des DS auraient une croissance inférieure aux semis naturels des PM. Cette différence de croissance s'observe par un nombre plus élevé de semis naturels représentant les classes de hauteur et de diamètre supérieures dans les PM comparativement aux DS. Il y a donc une quantité significativement supérieure de semis naturels de grande taille dans les PM que dans les DS. Cette différence peut s'expliquer par le degré d'intensité des perturbations différent entre les deux types de peuplements (Hébert et al. 2006). Effectivement, dans les PM, une récolte a été réalisée en plus du scarifiage, tandis que les DS ont subi le scarifiage

seulement. Plusieurs études ont d'ailleurs démontré qu'une perturbation plus intense favorisait davantage la croissance de la régénération naturelle d'épinette noire (Brown 1977; Robinson 1987; Orlander et al. 1990), notamment en diminuant de façon plus importante la végétation de compétition (Mallik 1987; Prévost 1994; Zhu et Mallik 1994; Pothier 2000; Yamasaki et al. 2002; Thiffault et al. 2004; Hébert et al. 2010) ainsi que la compétition pour la lumière (Viereck et Johnston 1990). L'étude détaillée de la croissance en hauteur des semis naturels en fonction de l'année d'installation démontre que l'écart de croissance entre les semis des DS et des PM cherche plutôt à s'installer au fil du temps et non dès le départ. L'écart de croissance tend plutôt à augmenter dans le temps contrairement aux hypothèses spéculant que les limitations à la croissance allaient s'atténuer avec le temps étant donné l'influence des semis naturels qui devrait être plus importante sur le milieu (Dahlgren et al. 1997; Moreno et Obrador 2007; Moreno et al. 2007; Lebel et al. 2008; Butterfield et Briggs 2009; Jeddi et Chaieb 2009; Moroni et al. 2009). Les résultats suggèrent qu'il est possible que les perturbations dans les DS ne soient pas suffisamment agressives, permettant ainsi un retour de la végétation de compétition. Cette dernière va donc recoloniser le milieu et opprimer les semis naturels. Ces observations sont cohérentes avec les travaux de Prévost et de Dumais (2003) qui démontraient que le scarifiage à passage simple était moins agressif envers la végétation de compétition qui, avec le temps, recolonise davantage le milieu qu'avec une perturbation plus intense, diminuant donc ainsi l'impact des semis naturels sur leur milieu et donc, sur la végétation de compétition. La taille des semis naturels des milieux perturbés moins intensément sera donc inférieure à celle des semis des milieux ayant subi une perturbation plus agressive. Conséquemment, l'écart entre les milieux perturbés différemment s'intensifie au fil du temps. Malgré tout, les résultats supportent l'idée de l'agressivité des perturbations, puisque c'est immédiatement après le scarifiage, lorsque la végétation de compétition est fortement diminuée, que s'installent les semis qui connaîtront les plus fortes croissances. Les relevés de végétation (données non-montrées) ne montrent pas d'invasion de nouveaux compétiteurs, mais bien une résilience de la compétition.

Les résultats permettent également de soutenir la théorie, qu'au fil du temps, les semis naturels influencent davantage leur milieu, du moins dans les PM. Effectivement, les semis ayant germé plus tardivement après le traitement dans les PM ont une hauteur moyenne plus élevée que les semis qui se sont installés plus hâtivement. Ces résultats soutiennent diverses études démontrant que le milieu des semis naturels se modifie avec le temps, notamment par l'influence grandissante des semis sur les conditions du milieu (Bernier 1993; Oliver et Larson 1996; Prévost et Dumais 2003). L'absence d'augmentation de la hauteur moyenne des semis ayant germé plus tardivement dans les DS, pourrait s'expliquer par la perturbation moins agressive, démontrant ainsi les effets positifs des perturbations plus intenses sur la croissance des semis naturels comparativement aux traitements moins agressifs.

En foresterie, le rendement des sites est quantifié avec l'indice de qualité de station (IQS). L'IQS est, en fait, un volume donné à un âge donné. Plus la valeur de l'IQS est haute, plus le rendement du site l'est également (Pothier et Savard 1998). L'étude visait donc à établir un lien entre le rendement en volume des arbres matures, soit par l'IQS, avec la croissance et le rendement de la régénération naturelle. Les résultats ont révélé qu'il n'y avait aucun lien entre l'indice de qualité de station du site et le rendement en hauteur des semis naturels des DS dix ans après scarifiage. Les résultats ne soutiennent donc pas l'hypothèse stipulant que dans les DS où les arbres matures présenteraient un IQS supérieur, la croissance de la régénération naturelle serait également supérieure. L'IQS ne s'avère donc pas un indicateur du potentiel hâtif du rendement des semis naturels des DS, de sorte que la taille des semenciers présents dans un DS n'est pas nécessairement un gage du rendement d'une plantation dans un DS.

Finalement, les résultats n'ont fait ressortir aucune différence significative quant à la quantité de carbone à l'hectare fourni par les semis naturels dans les DS et dans les PM. Le nombre supérieur de semis naturels dans les DS a donc compensé pour leur taille inférieure en moyenne, résultant donc en une quantité de carbone non significativement différente à ce qui est retrouvé dans les PM.

Les résultats soulèvent encore, tout comme ceux de l'étude d'Hébert et al. (2006), la question du niveau d'intensité de la perturbation, par exemple en préparant de façon plus agressive le terrain. Cette question d'intensité de la perturbation fait d'ailleurs l'objet des chapitres suivants (Chapitre 5 et 6).

4.2 Régénération pré-établie

L'étude avait également comme objectif de déterminer les impacts des approches sylvicoles sur la croissance et le rendement de la régénération pré-établie. Les résultats ont démontré une réponse supérieure du taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie des PM en comparaison à la régénération pré-établie des DS non perturbés, alors que la régénération pré-établie des DS scarifiés n'a pas un taux relatif de croissance en hauteur significativement différent des PM ni des DS non perturbés. Il semble donc que la régénération pré-établie des PM ait profité davantage des traitements que celle des DS. Les PM étant des milieux denses avant les perturbations, la régénération pré-établie ayant survécu (Blais 2007) a donc profité davantage de l'ouverture du milieu que celle des DS, ces dernières croissant déjà dans un milieu ouvert avant le traitement. Ces observations sont cohérentes avec la littérature disant que, sous le couvert forestier, la régénération pré-établie a une croissance faible, notamment à cause de la compétition exercée par l'étage dominant et que cette régénération répond à la coupe par un gain important de croissance en hauteur (Paquin et Doucet 1992; Fournier 1997; Paquin et al. 1999; Prévost et Dumais 2003). D'ailleurs, les travaux de Blais (2007), qui portaient sur la croissance de la régénération pré-établie dans les DS un an après scarifiage, ont démontré que, suite aux travaux sylvicoles, la régénération pré-établie dans les PM profitait davantage de la perturbation que celle des DS. Une augmentation supérieure de la croissance en hauteur de la régénération pré-établie était donc observée dans les PM comparativement aux DS. Par contre, bien qu'aucune différence significative ne soit décelée entre la régénération pré-établie des DS-T1 et celle des DS-NP, aucune n'est également décelée entre les pré-établis

des DS-T1 et les pré-établis des PM. La perturbation n'a donc eu aucun impact, ni positif ni négatif, sur la régénération pré-établie des DS perturbés. Selon la littérature, le passage de la machinerie cause des dommages à la régénération pré-établie, pouvant ainsi influencer la croissance des tiges ayant survécu à ces traitements sylvicoles (Doucet 1988; Ruel et al. 1991; Pominville et Ruel 1995; Pothier 2000; Prévost et Dumais 2003). En plus des dommages, les perturbations modifient le milieu de la régénération pré-établie, notamment par la récolte de l'arbre-mère, par l'ouverture du milieu ainsi que par la diminution de la végétation de compétition (Tesch et al. 1993; Ruel et al. 1995; Paquin et al. 1999). Bien que le scarifiage détruit et blesse une partie des pré-établis du site (Arnup et al. 1988; Doucet 1988; Pominville et Ruel 1995; Pothier 2000), ceux qui demeurent devraient être avantagés une fois acclimatés à l'impact des traitements (Boily et Doucet 1991; Paquin et Doucet 1992; Pothier et al. 1995; Prévost 1997; Pothier 2000; Prévost et Dumais 2003; Bloom et Mallik 2004). Plusieurs études (Paquin 1990; Lussier et al. 1992; Paquin et al. 1998) ont d'ailleurs démontré que la régénération pré-établie qui avait un système racinaire bien établi ainsi qu'une masse foliaire importante avant le traitement, la régénération pré-établie pouvait être stimulée par le scarifiage. Avec une perturbation de degré d'intensité similaire à celle des PM, soit par la combinaison du scarifiage et de la récolte, il est possible que la régénération pré-établie des DS puisse être autant avantagée par les traitements que celle des PM. Cette dernière hypothèse fait d'ailleurs l'objet des Chapitre 5 et 6 qui suivent.

Les analyses statistiques n'ont cependant décelé aucun impact significatif de la perturbation sur le taux relatif de croissance en hauteur des opprimés, soit la régénération pré-établie de plus de 1,3 m. Les résultats ne diffèrent pas de ceux pour la régénération pré-établie de moins de 1,3 m, c'est-à-dire, que les marcottes des DS scarifiés et des DS non perturbés ont eu une croissance similaire. Cependant, ces résultats ne concordent pas avec ce qui est dans la littérature. Effectivement, les travaux de Lussier et al. (1992) et de Paquin (1990) ont montré que la régénération pré-établie de plus petites tiges était davantage affectée par les perturbations, notamment à cause de leur système racinaire moins développé ainsi que leur vulnérabilité plus importante au stress hydrique occasionné par les

traitements. Il n'est pas impossible que l'intensité du traitement n'ait pas été suffisante pour avantager positivement les opprimés qui, avant le traitement, se développaient déjà dans des milieux ouverts, donc en plein éclaircissement.

Finalement, les résultats ont montré que, peu importe le traitement, la régénération pré-établie a un coefficient de distribution semblable dans chacun des peuplements à l'étude. D'après ces résultats, il semblerait que le passage de la machinerie n'a pas affecté la distribution de la régénération pré-établie. Diverses études réalisées sur les effets des travaux sylvicoles sur la régénération pré-établie montrent que la machinerie élimine une partie des tiges (Doucet 1988; Pominville et Ruel 1995; Prévost et Dumais 2003; Blais 2007). Par contre, selon Doucet et al. (1995), la principale cause de mortalité serait plutôt causée par l'ouverture du peuplement, donc par un apport en lumière plus élevé. Étant donné l'état déjà ouvert des DS avant le traitement, il est donc possible que la régénération pré-établie n'ait pas été affectée par l'ouverture du peuplement, contrairement à la régénération pré-établie des PM. Il est également possible que le passage de la machinerie a provoqué la mortalité de certaines tiges sans toutefois en affecter la distribution. Finalement, les résultats montrent que la régénération pré-établie apporte une importante contribution au coefficient de distribution pour l'ensemble de la régénération naturelle, soit la combinaison des semis naturels et de la régénération pré-établie.

CHAPITRE 5
RÉSULTATS – DISPOSITIF 2005

5.1 Description de la population

L'analyse de variance révèle une différence significative du nombre de semis présent dans les deux types de peuplements (dénudé sec (DS) et pessière à mousses (PM)) et les trois niveaux de traitements (coupé seulement (T0), scarifié seul (T-1) et coupé et scarifié (T-2)) (Tableau 7). En effet, les DS-T1 possèdent 232 % plus de semis à l'hectare que les DS-T2, 1956 % plus que dans les DS-T0, 329 % plus que dans les PM-T2 et 2983 % plus que dans les PM-T0 (Figure 15). Tandis que les DS-T2 et les PM-T2, respectivement, possèdent 519 % et 379 % plus de semis que les DS-T0 et 828 % et 619 % plus de semis à l'hectare que les PM-T0. Aucune différence significative n'est décelée entre les deux types de peuplements ayant subi des traitements similaires (DS-T2 vs PM-T2 et DS-T0 vs PM-T0). Étant donné la très faible quantité de semis présent dans les traitements T0, ces derniers ont été exclus des prochaines analyses (Figure 15).

Les semis naturels présentent un patron de germination semblable, avec leur apogée deux années après le traitement. Bien qu'à l'année zéro et un les PM-T2 surpassent les DS-T2 quant au nombre de semis germés, la tendance s'inverse par la suite (Figure 16). Effectivement, les semis provenant des deux types de DS ont une germination plus prolongée que ceux présents dans les PM-T2, avec 90% des semis des PM-T2 ayant germés dans les deux années suivant le traitement contre 70% des semis provenant des DS-T1 et 74% des semis des DS-T2 qui ont germé dans ces années. L'installation des semis a même cessé cinq ans après le traitement dans les PM-T2 tandis que les DS-T1 et T2 possèdent, respectivement, 400 et 125 nouveaux semis à l'hectare. Le coefficient de distribution montre également la faible distribution des semis dans les traitements T-0 ainsi qu'une

distribution supérieure des semis présents dans les DS-T1 et DS-T2 comparativement aux PM-T2, mais très semblable entre ces deux types de DS. Donc, les DS-T0 et les PM-T0 possèdent respectivement un coefficient de distribution de 6 % et de 12 % tandis que les DS-T1 et DS-T2 en possèdent un de 61 % et de 64 % et que celui des PM-T2 est de 55 %.

Tableau 7. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) des mesures sur le nombre de semis naturel à l'hectare pour les cinq blocs et les deux types de peuplements et trois traitements (DS et PM, T0, T1 et T2). Les facteurs significatifs sont indiqués en caractères gras. Abréviations : d.l.n. : degrés de liberté au numérateur, d.l.d. : degrés de liberté au dénominateur et Prop > *F* : *P* calculé.

Source	d.l.n.	d.l.d.	F Calculé*	Prob > F
Bloc	4	10	0,6812	0,6207
Peup-Trait	4	10	10,9446	0,0011

*Transformation racine carrée

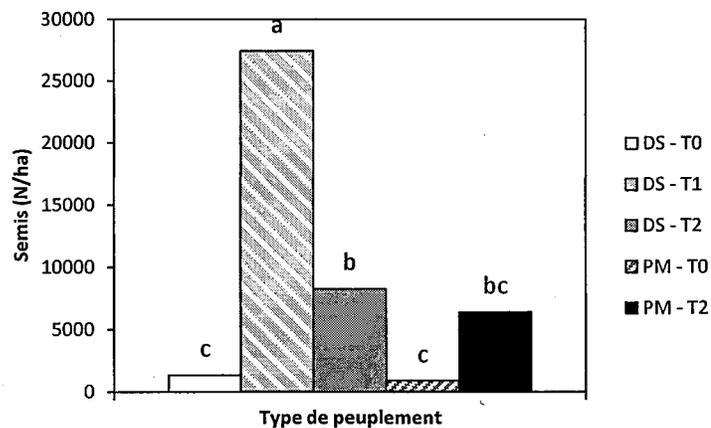


Figure 15. Effet significatif du traitement (DS-T0, DS-T1, DS-T2, PM-T0 et PM-T2) sur la quantité de semis naturels à l'hectare pour la période d'installation de 2005-2009. Les colonnes PM-T0 et PM-T2 représentent la moyenne obtenue pour les trois blocs, les colonnes DS-T0 et DS-T2 pour quatre blocs et DS-T1 pour cinq blocs (n=3 à 5 parcelles de 400m² ramenées par la suite en hectare). Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences révélées par le test LSD de Student. Abréviations : DS : dénudé sec, PM : pessière à mousses, T0 : coupé, T1 : scarifié, T2 : coupé et scarifié.

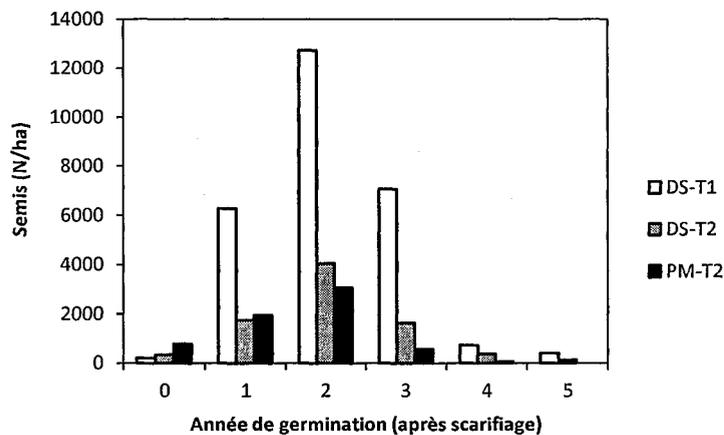


Figure 16. Effet du traitement (DS-T1, DS-T2 et PM-T2) sur la distribution de l'année de germination des semis naturels à l'hectare. Chaque colonne DS-T1 représente la moyenne obtenue pour cinq blocs, DS-T2 pour quatre blocs et PM-T2 pour trois blocs (n=3 à 5 parcelles de 400m² ramenées par la suite en hectare). Voir la figure 15 pour la correspondance des abréviations.

Un effet significatif des peuplements (DS et PM) et des traitements (T1 et T2) sur le diamètre à la base de la tige ainsi que sur la hauteur totale des semis est décelé par les analyses de variance (Tableau 8). Les semis provenant des DS-T2 possèdent un diamètre moyen à la base de la tige 138 % supérieur à celui des semis des DS-T1, tandis que les semis provenant des PM-T2 en possèdent un 56 % supérieur aux semis présents dans les DS-T2 et 271 % supérieur aux semis des DS-T1 (Figure 17). Quant à la hauteur totale des semis, ceux présents dans les DS-T2 en possèdent une 105 % supérieure aux semis des DS-T1. Quant aux semis des PM-T2, ils possèdent une hauteur moyenne 53 % supérieure aux semis des DS-T2 et 213 % supérieure aux semis des DS-T1 (Figure 17).

Une analyse plus en détail des derniers résultats montrent que ces différences résident dans les classes supérieures de diamètre et de hauteur (Figure 18). Pour ce qui est du diamètre, l'analyse plus en détail révèle une différence significative parmi la seconde classe de diamètre pour les semis provenant des DS-T1 comparativement à ceux des DS-T2 et des PM-T2, ces derniers possédant, respectivement, 9,7 et 19,1 fois plus de semis de

cette classe. Les DS-T1 possèdent 100% de leurs semis dans les deux premières classes tandis que les DS-T2 en possèdent 99% et les PM-T2 98%. Pour ce qui est de la hauteur, la seconde classe possède 3,9 fois plus de semis de semis dans les PM-T2 que dans les DS-T1. Pour ce qui est de la troisième classe, il y a 7,6 fois moins de semis dans les DS-T1 que dans les DS-T2 et 14,3 fois moins que dans les PM-T2. Finalement, dans la quatrième classe les PM-T2 possèdent 29 fois plus de semis que les DS-T1 et 6,9 fois plus que les DS-T2. Les DS-T1 possèdent 98% de leurs semis dans les deux premières classes tandis que les DS-T2 en possèdent 88% et les PM-T2 72%. (Figure 18).

L'analyse plus en détail de la hauteur en fonction du temps après traitement montre que les différences entre la hauteur des semis provenant des DS-T2 et des PM-T2 semblent s'atténuer avec le temps tandis que la différence entre les semis des DS-T1 et des DS-T2 et des PM-T2 semble plutôt s'accroître (Figure 19). En effet, plus les semis germent tardivement après le traitement, plus l'écart entre la hauteur des semis naturels présents dans les DS-T1 et ceux présents dans les DS-T2 et dans les PM-T2 s'intensifie. Pour les semis ayant germé en 2005, l'écart entre ceux des DS-T1 et ceux des PM, au moment de la récolte, est de 51 %, tandis qu'il est de 139 % pour les semis qui se sont installés en 2006 et de 148 % pour ceux de 2007.

Tableau 8. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) des mesures du diamètre à la base de la tige (Diamètre) et de la hauteur totale des semis naturels (Hauteur) pour les 5 blocs et les trois types de traitements (DS-T1, DS-T2 et PM-T2). Les facteurs significatifs sont indiqués en caractères gras. Voir tableau 7 pour les abréviations.

Source	d.l.n.	Diamètre*			Hauteur		
		d.l.d.	F Calculé	Prob > F	d.l.d.	F Calculé	Prob > F
Bloc	4	4,16	0,0955	0,9787	4,46	0,2048	0,9241
Peup-Trait	2	4,517	21,7724	0,0048	4,713	20,3104	0,0048

*Transformation Log

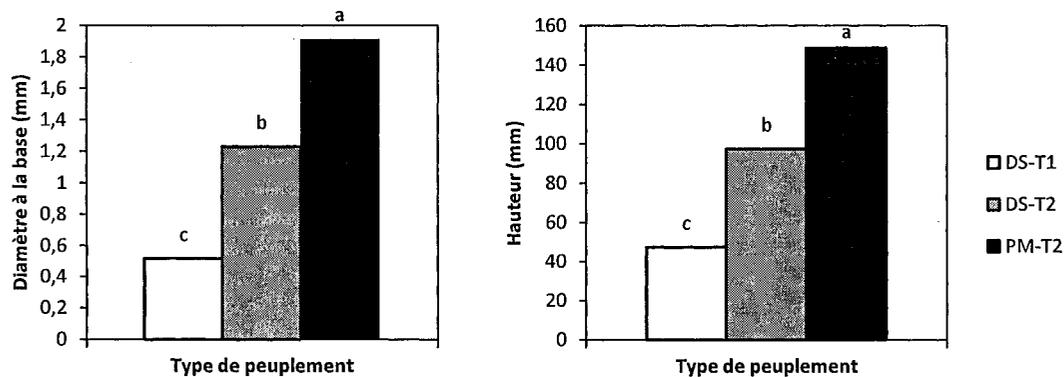


Figure 17. Effet significatif des traitements (DS-T1, DS-T2, PM-T2) sur le diamètre moyen à la base des tiges ainsi que sur la hauteur totale des semis naturels installés entre 2005 et 2009. Chaque colonne représente la moyenne obtenue pour les cinq blocs pour DS-T1, quatre blocs pour DS-T2 et pour trois blocs pour PM-T2 et de 31 à 355 semis par bloc ($n=822$ pour DS-T1, $n=198$ pour DS-T2 et $n=115$ pour PM-T2). Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences révélées par le test LSD de Student. Voir la figure 15 pour les abréviations.

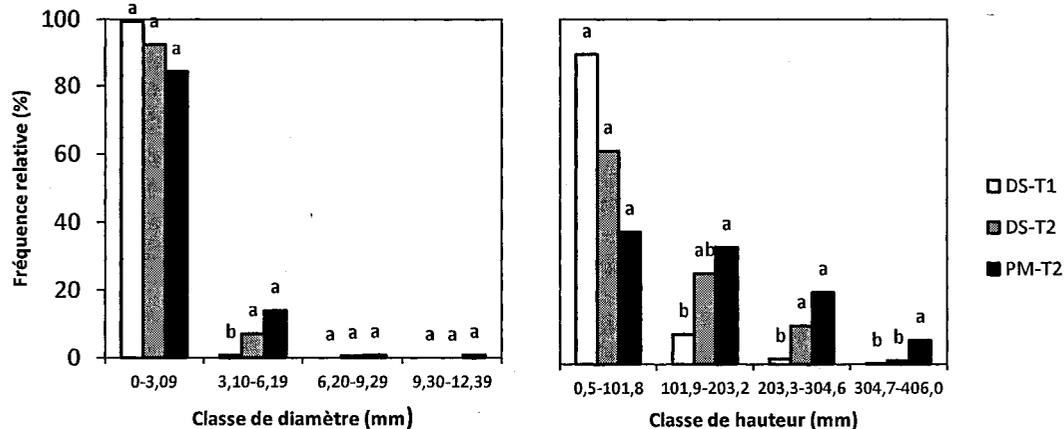


Figure 18. Effet significatif des traitements (DS-T1, DS-T2 et PM-T2) sur la distribution des fréquences relatives des semis naturels installés entre 2005 et 2009 par classe de diamètre à la base des tiges et de hauteur totale. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences révélées dans chaque classe par contraste *a priori*. Voir la figure 15 pour les abréviations ($n=822$ pour DS-T1, $n=198$ pour DS-T2 et $n=115$ pour PM-T2).

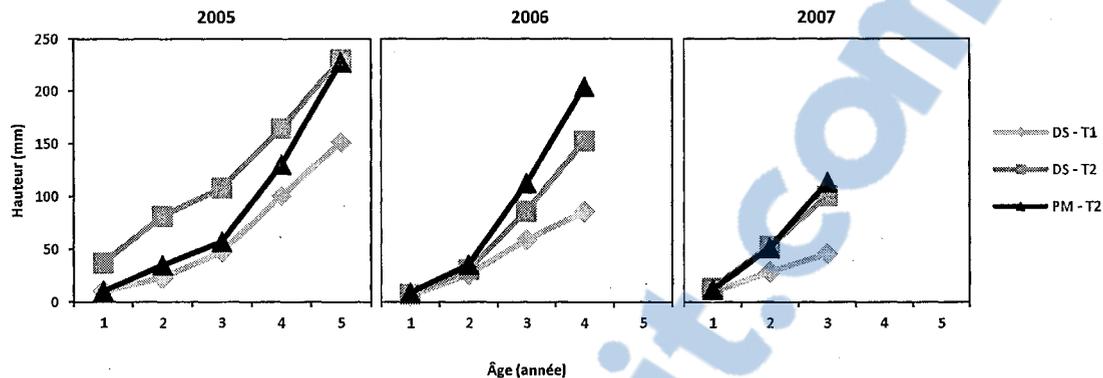


Figure 19. Impact du temps et du traitement (DS-T1, DS-T2 et PM-T2) sur la hauteur des semis naturels germés en 2005 (5 ans), en 2006 (4 ans) et en 2007 (3 ans). Voir la figure 15 pour la précision des abréviations (n=6 pour les 2005 pour DS-T1, n=8 pour les 2005 pour DS-T2, n=14 pour les 2005 pour PM-T2, n=188 pour les 2006 pour DS-T1, n=42 pour les 2006 pour DS-T2, n=35 pour les 2006 pour PM-T2, n=382 pour les 2007 pour DS-T1, n=97 pour les 2007 pour DS-T2 et n=55 pour les 2007 pour PM-T2).

5.2 Croissance des semis

L'analyse de variance a démontré une interaction significative entre le traitement et l'année d'installation après le traitement sur la hauteur moyenne des semis naturels (Tableau 9). Effectivement, ce n'est qu'en 2007 que les peuplements se distinguent (Figure 20). Les semis naturels ayant germé dans les DS-T2 et les PM-T2 deux ans après le traitement (en 2007) possèdent une hauteur moyenne, respectivement, 86 % et 80 % supérieure à celle des semis ayant germé dans les DS-T1 en 2007, 50 % et 45 % supérieure à celle des semis ayant germé dans les PM-T2 l'année suivant le traitement (en 2006), 73 % et 68 % supérieure à celle des semis germés en 2006 dans les DS-T2 et 103 % et 97 % supérieure à celle des semis ayant germé en 2006 dans les DS-T1 (Figure 20).

Tableau 9. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure de la hauteur totale des semis naturels installés en 2006 et en 2007 pour les cinq blocs et les trois types de traitements (DS-T1, DS-T2 et PM-T2). Les facteurs significatifs sont indiqués en caractères gras. Voir tableau 7 pour les abréviations.

Source	d.l.n.	d.l.d.	F Calculé*	Prob > F
Bloc (B)	4	4,858	0,9152	0,5223
Peup-Trait (P)	2	11,31	8,6244	0,0053
Installation (I)	2	15,03	6,5745	0,0089
P x I	4	13,57	3,5211	0,0356

*Transformation Log

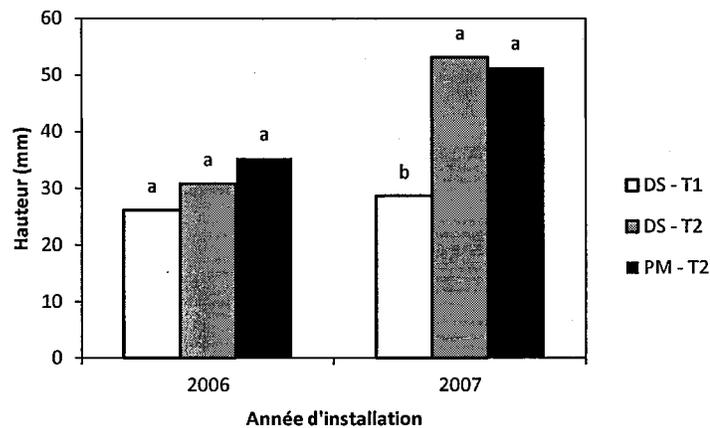


Figure 20. Effet significatif de l'interaction entre les traitements (DS-T1, DS-T2 et PM-T2) et l'année d'installation (2006 et 2007) sur la hauteur totale des semis naturels âgés de 2 ans et ayant germés en 2006 ou en 2007. Les lettres au-dessus des colonnes indiquent les différences révélées pour chaque années d'installation par contraste *a priori*. Chaque colonne représente la moyenne obtenue pour les cinq blocs pour DS-T1, pour quatre blocs pour DS-T2 et pour trois blocs pour PM-T2 et de 4 à 162 semis par bloc (n=71 pour DS-T1, n=139 pour DS-T2 et n=90 pour PM-T2). Voir la figure 15 pour les abréviations (2006 et 2007 égale, respectivement, 1 et 2 ans après le scarifiage).

5.3 Rendement des semis naturels

Les analyses statistiques n'ont démontré aucun effet significatif ni du peuplement, ni du traitement sur le carbone par hectare des semis, que ce soit le carbone aérien, racinaire ou total (Tableau 10). Étant donné le caractère novateur des résultats portant sur la contribution en carbone des semis naturels dans les DS, ces derniers sont présentés à titre indicatif, malgré qu'ils ne soient pas significatifs (Figure 21). Les semis des PM-T2 possèdent 66 % plus de carbone aérien que les DS-T1 et 84 % plus de les semis de DS-T2, tandis que les semis des DS-T1 possèdent 11 % plus de carbone aérien que les semis des DS-T2. Pour ce qui est du carbone racinaire, les semis des PM-T2 en possèdent 285 % plus que les semis des DS-T1 et 272 % plus que les semis des DS-T2 qui eux, en possèdent 4 % que les semis des DS-T1. Au final, les semis présents dans les PM-T2 possèdent 94 % de carbone que les semis des DS-T1 et 111 % plus que les semis des DS-T2, tandis que les semis des DS-T1 possèdent 9 % plus de carbone que les semis des DS-T2.

Tableau 10. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure de la biomasse aérienne, racinaire et totale des semis naturels pour les cinq blocs et les trois types de traitements (DS-T1, DS-T2 et PM-T2). Voir tableau 7 pour les abréviations.

Source	d.l.n.	d.l.d.	Aérien*		Racinaire*		Total*	
			F Calculé	Prob > F	F Calculé	Prob > F	F Calculé	Prob > F
Bloc	4	5	0,2571	0,8937	0,2903	0,8728	0,2562	0,8942
Peup-Trait	2	5	0,2735	0,7714	0,482	0,6436	0,3281	0,7347

*Transformation racine cubique

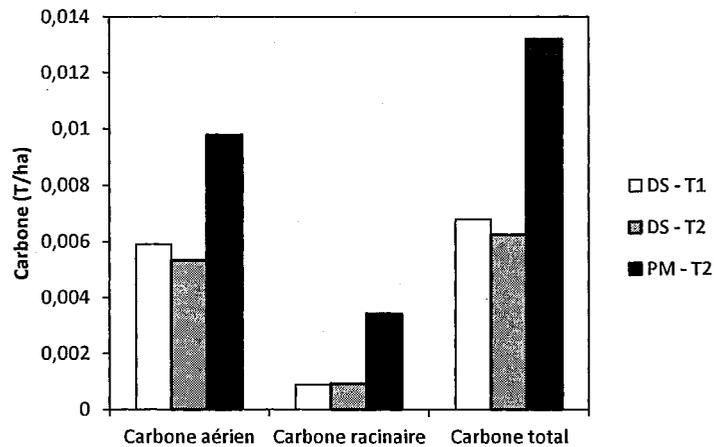


Figure 21. Effet non significatif du traitement (DS-T1, DS-T2 et PM-T2) sur la distribution du carbone selon les différents compartiments des semis naturels installés entre 2005 et 2009, soit le carbone aérien (Branches, aiguilles et tiges), le carbone racinaire et le carbone total (Carbone aérien et carbone racinaire). Chaque colonne représente la moyenne obtenue pour les cinq blocs pour DS-T1, quatre blocs pour DS-T2 et trois blocs pour PM-T2 et de 31 à 355 semis par bloc (n=822 pour DS-T1, n=198 pour DS-T2 et n=115 pour PM-T2 Les valeurs de n ont été ramenées par la suite en hectare). Voir la figure 15 pour la spécification des abréviations .

5.4 Régénération pré-établie

L'analyse de variance a démontré une interaction significative entre le temps et la classe de hauteur sur le taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie provenant des DS (Tableau 11). Cet effet est décelé entre les classes inférieures de hauteur, soit les classes 1 et 2, et les classes supérieures, soit les classes 3 et 4 (Figure 22). La première classe de hauteur possède un taux relatif de croissance en hauteur suite au traitement de 88 % et 137 % supérieur à la troisième et quatrième classe alors que la seconde classe en possède un de 59 % et 101 % supérieur aux deux classes suivantes. Aucune interaction significative entre le traitement et le temps n'est décelée.

Tableau 11. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure du taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie pour les cinq blocs, pour les années 2005 et 2009, un seul type de peuplement (DS), les trois types de traitements (T0, T1 et T2) et les quatre classes de hauteur (35-61, 62-88, 89-115 et 116-142). Les facteurs significatifs sont indiqués en caractères gras. Voir tableau 7 pour les abréviations.

Source	d.l.n.	d.l.d.	F Calculé	Prob > F
Bloc (B)	4	4,172	2,0446	0,2475
Temps (D)	1	13,44	90,9856	<,0001
Traitement (T)	2	33,07	10,1327	0,0004
D x T	2	30,92	3,2521	0,0523
Classe (C)	2	25,92	271,2107	<,0001
D x C	2	22,52	5,2664	0,0133
T x C	4	25,51	4,9852	0,0042
D x T x C	4	20,49	1,5611	0,2223

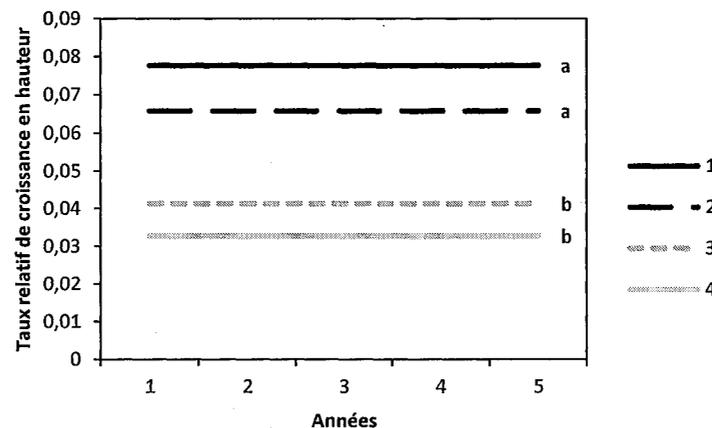


Figure 22. Effet significatif de l'interaction du temps et des classes de hauteurs sur le taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie des DS (Tableau 11). Les lettres à l'extrémité des lignes indiquent les différences révélées par le test LSD de Student ($n=9$ pour 1, $n=49$ pour 2, $n=40$ pour 3 et $n=6$ pour 4). Voir la figure 15 pour la précision des abréviations (Légende : classes de hauteurs (mm) 1 = 35-61, 2 = 62-88, 3 = 89-115 et 4 = 116-130).

Pour ce qui est de l'analyse statistique comparant le taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie des DS-T0 et des DS-T2 avec celle des PM-T0 et des PM-T2, une interaction significative entre le temps, le peuplement et les classes de hauteur

est décelée (Tableau 12). Cet effet est dû à la régénération pré-établie de la plus petite hauteur provenant des PM (Figure 23). Cette régénération pré-établie possède un taux relatif de croissance en hauteur, cinq ans après le traitement, supérieur de 249 % à la régénération pré-établie du même peuplement mais de la seconde classe de hauteur, de 477 % supérieur à celle de la troisième classe, 318 % supérieure à celle de la quatrième classe, 256 % celui des pré-établis de la première classe des DS, 318 % celui des pré-établis de la deuxième classe de hauteur présents dans les DS, 519 % celui de ceux présents dans les DS et appartenant à la troisième classe et, finalement, 856 % celui de la régénération pré-établie de la quatrième classe de hauteur des DS. Aucune différence significative entre les traitements n'a été décelée.

Tableau 12. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure du taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie pour les cinq blocs, pour les années 2005 et 2009, les deux type de peuplements (DS et PM), deux types de traitements (T1 et T2) et les quatre classes de hauteur (35-61, 62-88, 89-115 et 116-142). Les facteurs significatifs sont indiqués en caractères gras. Voir Tableau 7 pour les abréviations.

Source	dl	dlNum	F Calculé	Prob > F
Bloc (B)	3	2,942	1,1348	0,4616
Temps (D)	1	3,574	65,3237	0,002
Peuplement (P)	1	5,668	18,2319	0,006
D x P	1	6,255	24,6004	0,0023
Traitement (T)	1	10,82	1,3556	0,2693
D x T	1	10,79	0,8365	0,3804
P x T	1	10,83	0,0999	0,758
D x P x T	1	10,8	0,2011	0,6627
Classe (C)	2	9,421	136,6938	<,0001
D x C	2	9,647	12,3403	0,0022
P x C	2	11,93	9,807	0,003
T x C	2	10,8	1,6175	0,2429
D x P x C	2	11,51	11,3139	0,0019
D x T x C	2	10,63	2,22	0,1564
P x T x C	2	10,51	0,3071	0,7419
D x P x T x C	2	10,5	0,658	0,538

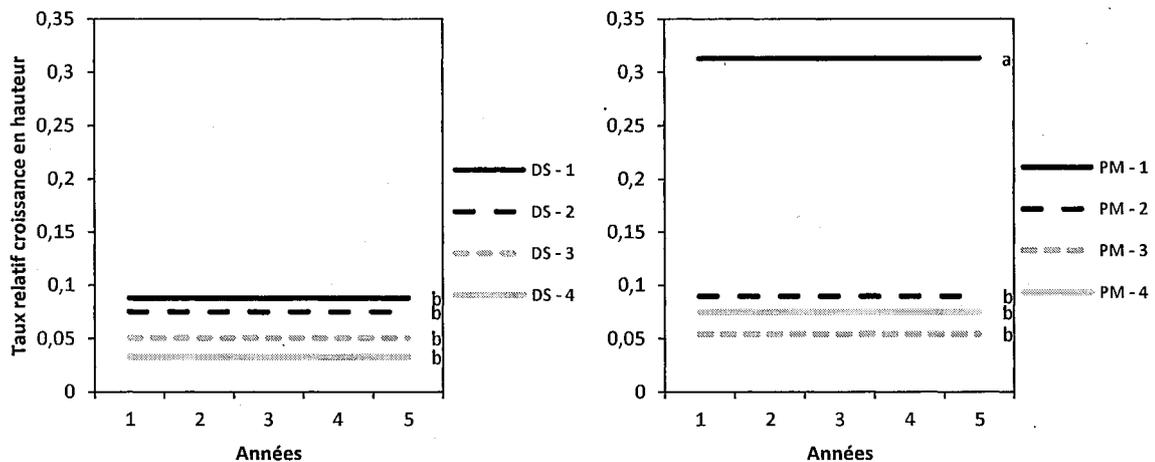


Figure 23. Effet significatif de l'interaction du temps, du peuplement (DS et PM) et des classes de hauteurs sur le taux relatif de croissance en hauteur de la régénération pré-établie (Tableau 12). Les lettres à l'extrémité des lignes indiquent les différences révélées entre chaque classe de hauteur par contraste *a priori* ($n=9$ pour DS-1, $n=49$ pour DS-2, $n=40$ pour DS-3, $n=6$ pour DS-4, $n=6$ pour PM-1, $n=22$ pour PM-2, $n=18$ pour PM-3 et $n=2$ pour PM-4). Voir la figure 16 pour la précision des abréviations (Légende : voir la figure 23).

La figure 24 montre que le gain en hauteur, à chaque année suivant le traitement, des DS-T2 est semblable à celui des deux types de traitement des PM, comparativement aux DS-T0 et aux DS-T1. Le gain en hauteur dans la cinquième année après le traitement est de 62 % et de 85 % supérieur à celui de la régénération pré-établie des DS-T0 et des DS-T1.

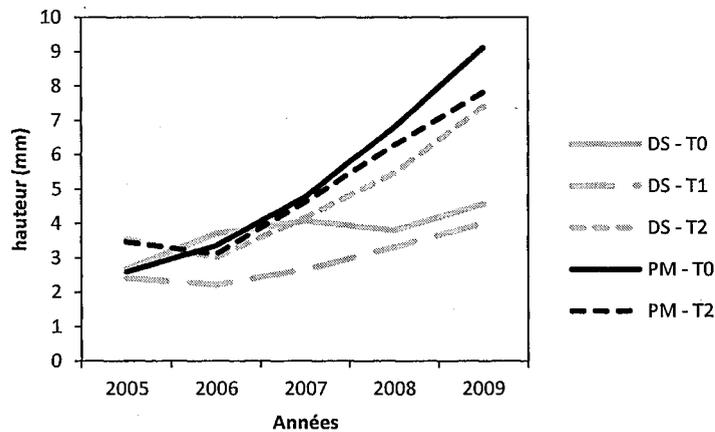


Figure 24. Effet du peuplement (DS et PM) et du traitement (T0, T1 et T2) sur le gain annuel en hauteur de la régénération pré-établie pour les années après traitements sylvicoles (scarifiage et coupe) (2005 à 2009). Voir la figure 16 pour les abréviations (n=32 pour DS-T0, n=40 pour DS-T1, n=32 pour DS-T2, n=24 pour PM-T0 et n=24 pour PM-T2, les valeurs de n étant constantes d'une année à l'autre).

Finalement, l'analyse de variance n'a décelé aucune interaction significative entre le temps et les autres variables (peuplement, traitement et classe de hauteur) sur le taux relatif de croissance en hauteur des opprimées, soit la régénération pré-établie de plus de 1,3m (Tableau 13 et 14). Quant au coefficient de distribution de la régénération pré-établie, les deux types de peuplements et les différents traitements en possèdent un semblable. Celui des DS-T1 est de 48 %, des DS-T2 de 43 %, des PM-T0 de 69 % et des PM-T2 et des DS-T0 de 53 %. Par contre, la tendance n'est pas la même lorsque l'ensemble de la régénération naturelle, soit la régénération pré-établie ainsi que les semis naturels, est pris en considération. Dans ce cas, les DS-T1 possèdent un coefficient supérieur, avec une valeur de 90 %, suivi des DS-T2 qui en possèdent un de 82 %, puis des PM-T0, avec une valeur de 77 %, des PM-T2 de 75 % et, finalement, des DS-S0 qui possèdent un coefficient de 58 %.

Tableau 13. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure du taux relatif de croissance en hauteur des opprimés (régénérations pré-établis $\geq 1.3m$) pour les 5 blocs, pour les années 2005 et 2009, un seul type de peuplement (DS) et les trois types de traitements (T0, T1 et T2). Les facteurs significatifs sont indiqués en caractères gras. Voir Tableau 7 pour les abréviations.

Source	d.l.n.	d.l.d.	F Calculé	Prob > F
Bloc (B)	4	4,066	15,0126	0,0107
Temps (D)	1	3,05	76,7073	0,0029
Traitement (T)	2	13	1,1334	0,3518
D x T	2	13,05	0,0574	0,9445

Tableau 14. Résumé de l'analyse de variance (valeurs de *P* et de *F* calculé) de la mesure du taux relatif de croissance en hauteur des opprimés (régénération pré-établie $\geq 1.3m$) pour les 5 blocs, pour les années 2005 et 2009, les deux types de peuplements (DS et PM) et deux types de traitements (T0 et T2). Les facteurs significatifs sont indiqués en caractères gras. Voir Tableau 7 pour les abréviations.

Source	d.l.n.	d.l.d.	F Calculé	Prob > F
Bloc (B)	3	3,274	23,9366	0,0102
Temps (D)	1	3,213	50,965	0,0045
Peuplement (P)	1	4,297	18,4514	0,0109
D x P	1	4,631	0,0026	0,9612
Traitement (T)	1	10	0,0014	0,9707
D x T	1	10	0,0032	0,9562
P x T	1	10	1,8142	0,2077
D x P x T	1	10	0,0701	0,7965

CHAPITRE 6

DISCUSSION- DISPOSITIF 2005

6.1 Semis naturels

6.1.1 Abondance des semis

Dans un premier temps, le projet visait à déterminer l'impact des travaux sylvicoles sur l'abondance, la croissance et le rendement de la régénération naturelle d'épinette noire. Les résultats démontrent non seulement l'impact positif des travaux sylvicoles sur l'abondance des semis naturels, mais également la nécessité du scarifiage pour leur installation. Effectivement, un nombre marginal de semis s'est installé dans les peuplements n'ayant subi qu'une coupe, et ce, tant pour les DS que pour les PM. Ces résultats sont cohérents avec la littérature qui stipule que le scarifiage a un impact positif sur l'ensemencement naturel (Stathers et Spittlehouse 1990; Prévost et Dumais 2003; Thiffault et al. 2003a; Girard 2004; Hébert 2004; Thiffault et al. 2004) en diminuant l'intensité de la compétition (Karlsson et al. 2002; Prévost et Dumais 2003), soit principalement les lichens et les éricacées, qui interfèrent avec l'établissement des semis naturels (Houle et Filion 2003), créent une compétition pour la lumière, pour les nutriments ainsi que des interférences allélopathiques (Yamasaki et al. 2002; Houle et Filion 2003; Sedia et Ehrenfeld 2003; Thiffault et al. 2004; Hébert et al. 2006; Hébert et al. 2010). Le scarifiage expose également un plus grand nombre de microsites réceptifs à l'installation de semis d'épinette noire que les sentiers de débardage créés par le passage de la machinerie lors de la coupe (Jeglum 1987; Prévost 1996). Bien que les effets du scarifiage sur les propriétés du sol, sur la disponibilité des nutriments, de l'eau ainsi que sur la végétation de compétition n'aient pas été mesurés dans l'étude, la résultante positive du scarifiage est sans équivoque. Le scarifiage est essentiel à l'installation des semis naturels, tant les DS que dans les PM. L'étude de Prévost (1996) a montré que les peuplements scarifiés possèdent un coefficient de distribution des semis naturels supérieur aux peuplements ayant

subi simplement une coupe. Les résultats permettent également de montrer que les graines proviennent non seulement des semenciers en bordure, mais également de ceux présents sur le site.

Dans les peuplements ayant subi le scarifiage seul, un nombre plus élevé de semis est observé. Ces résultats soutiennent ceux des travaux de Tremblay (2009) qui portaient sur l'importance de la source de semences pour l'ensemencement naturel des DS par l'épinette noire. Ces travaux ont montré que les DS seulement scarifiés généraient une pluie de graines significativement supérieure aux peuplements ayant été récoltés avant le scarifiage. Les résultats montrent également que les semenciers présents sur le site des peuplements seulement scarifiés compensent largement pour le nombre moindre de sillons de scarifiage. L'absence de coupe sur le site se traduit en un nombre inférieur de sillons de scarifiage comparativement au peuplement récolté, puisque la présence de semenciers sur le site crée une obstruction au passage de la machinerie de scarifiage. Cependant, la présence de semenciers sur le site signifie également qu'il y a une quantité de graines disponible plus importante, favorisant ainsi l'installation de semis naturels comparativement aux peuplements récoltés.

Les résultats montrent également qu'il n'y a aucune différence significative quant au nombre de semis naturels dans les DS et les PM ayant subi des traitements similaires, soit une coupe par CPRS ainsi que le scarifiage. Ces résultats ne soutiennent pas ceux de Tremblay (2009) qui montraient plutôt que les PM avaient une pluie de graines significativement plus importante que les DS l'année suivant le traitement, bien qu'un plus grand nombre de semenciers résiduels ait été inventorié dans les DS comparativement aux PM. Dans son étude, les peuplements en bordure auraient contribué plus fortement à l'ensemencement naturel que les semenciers résiduels. L'hypothèse posée était que les semenciers sur le site, qui sont principalement des marcottes, seraient peu féconds, soit à cause de leur jeune âge ou bien de leur dépendance à l'arbre-mère. Cette hypothèse pourrait expliquer les résultats observés cinq années après le traitement. La régénération pré-établie aurait eu le temps de s'acclimater à l'impact de la perturbation. Le patron de germination

observé supporte également cette hypothèse. Effectivement, l'année du traitement et la suivante, une plus grande quantité de semis s'est installée dans les PM comparativement aux DS ayant subi le même traitement, puis, la tendance s'inverse. Selon la littérature, la régénération pré-établie prend, effectivement, quelques années à s'acclimater à l'impact de la perturbation (Paquin et Doucet 1992; Boily et Doucet 1993; Pothier et al. 1995; Paquin et al. 1999). Les résultats pourraient également s'expliquer par les conditions du milieu qui se modifient avec le temps, suite au scarifiage, notamment par l'influence grandissante des semis naturels sur les conditions du milieu (Bernier 1993; Oliver et Larson 1996; Prévost et Dumais 2003). Par contre, cette hypothèse ne s'avérait pas clairement dans le dispositif précédent. Finalement, le coefficient de distribution de la régénération naturelle montre non seulement l'importance du scarifiage, mais également que les deux types de DS ayant subi le scarifiage (seulement scarifiés et coupés et scarifiés) ont un coefficient de distribution similaire aux PM coupées et scarifiées.

6.1.2 Patron de germination des semis

Le patron de germination démontre également que l'installation des semis naturels se fait, principalement, dans les deux années qui suivent le traitement. Le patron de germination suit un modèle similaire tant pour les DS seulement scarifiés, les DS coupés et scarifiés et les PM coupées et scarifiées, bien que la germination tende à être plus prolongée pour les deux types de DS que pour les PM où aucune germination n'a été observée au cours de la cinquième année après le traitement. Les résultats sont cohérents avec ce qui est retrouvé dans la littérature. Effectivement, selon les travaux de Paquin (1999), Potvin et Gagné (1998), de Prévost (1996) et de St-Pierre (1992), l'installation des semis naturels après une coupe, ou même un feu, s'effectue dans les cinq années suivant la perturbation, mais s'effectuerait majoritairement dans les trois premières années pour diminuer rapidement après. Cette diminution s'explique par une diminution de la réceptivité des substrats d'émergence, notamment par l'assèchement du sol de surface, par

une occupation plus importante des niches par la régénération naturelle et par une recolonisation du site par la végétation de compétition (Prévost 1996; Pothier 2000; Madec 2005; Johnstone et al. 2009; Tremblay 2009).

6.1.3 Croissance et rendement des semis

Les résultats concernant la hauteur et le diamètre des semis naturels soutiennent l'hypothèse voulant que la croissance des semis naturels d'épinettes noires dans les DS perturbés serait inférieure à celle des semis des PM, mais supérieure dans les DS ayant subi une perturbation plus intense que dans ceux ayant subi une perturbation moins intense. Effectivement, la hauteur ainsi que le diamètre des semis naturels des DS coupés et scarifiés sont inférieurs à ceux des semis des PM mais supérieurs aux semis des DS seulement scarifiés. La perturbation plus intense a favorisé davantage la croissance des semis. Cette différence s'observe principalement par le nombre plus élevé de représentants des classes supérieures de hauteur et de diamètre à la base de la tige dans les PM ainsi que dans les DS plus intensément perturbés. Ces résultats soutiennent la théorie selon laquelle une perturbation plus intense favorise davantage la croissance des semis naturels (Brown 1977; Robinson 1987; Orlander et al. 1990), notamment en diminuant de façon plus importante la végétation de compétition (Mallik 1987; Prévost 1994; Pothier 2000) ainsi que celle pour la lumière (Viereck et Johnston 1990).

L'étude plus détaillée du taux relatif de croissance en hauteur des semis naturels en fonction de leur année d'installation permet de constater que la différence dans le taux de croissance est observée plutôt entre les différents degrés d'intensité des perturbations, soit entre scarifié seul et coupé et scarifié, plutôt qu'entre les peuplements, soit entre les DS et les PM. Les résultats montrent même que l'écart entre les perturbations moins intenses et celles plus agressives tend plutôt à augmenter dans le temps contrairement aux hypothèses voulant que les limitations à la croissance allaient s'atténuer avec le temps. Les résultats

soutiennent également la théorie disant qu'une perturbation plus intense favoriserait davantage la croissance des semis (Brown 1977; Robinson 1987; Orlander et al. 1990; Boucher et al. 1998; Prévost et Dumais 2003; Hébert et al. 2006). Quant à l'écart de croissance qui tend plutôt à s'accroître avec le temps dans les peuplements moins perturbés, les travaux de Prévost et Dumais (2003) ont montré que le scarifiage à passage simple était moins agressif envers la végétation de compétition qui, avec le temps, recolonise davantage le milieu qu'avec une perturbation plus intense, diminuant ainsi l'impact des semis naturels sur leur milieu et sur la végétation de compétition. Ce phénomène se traduit par des semis naturels de taille inférieure à ceux retrouvés dans les peuplements ayant subi une perturbation plus agressive et il s'intensifie avec le temps. La différence entre la profondeur des sillons entre les peuplements des DS coupés et scarifiés, avec une moyenne de profondeur de 18,1 cm, et les DS seulement scarifiés, avec une moyenne de profondeur de 11,5 cm (données non-présentées), montre également la dissimilitude d'agressivité entre ces deux types de combinaisons de traitements. Ce résultat montre que le traitement plus agressif a causé un compactage plus important du sol que le traitement moins intense. De plus, la présence de semenciers sur le site pourrait influencer négativement la croissance des semis naturels en influençant la quantité d'éclairement au sol. Dans la revue de littérature de Viereck et Johnston (1990), il est d'ailleurs montré que les semis naturels d'épinettes noires pouvaient se développer dans des conditions de faible éclairement au sol, mais que leur survie et leur croissance étaient supérieures dans des conditions d'éclairement supérieures. De plus, selon la littérature, les facteurs les plus limitants à la croissance des semis d'épinette noire seraient l'éclairement disponible ainsi que la disponibilité des nutriments (Munson et Timmer 1989; Grossnickle 2000). Par contre, l'étude de Girard (2004), qui portait sur la croissance et la nutrition de plants d'épinette noire plantés dans des DS scarifiés, trois ans après traitement, démontrait plutôt que la différence d'éclairement créée par la présence de semenciers résiduels ainsi que par la végétation de compétition n'était pas suffisante pour avoir un impact négatif sur la croissance des épinettes noires.

Les résultats permettent également de soutenir la théorie, qu'au fil du temps, les semis naturels influencent davantage leur milieu, du moins pour les peuplements ayant subi la superposition de la coupe et du scarifiage. Effectivement, les semis, provenant des DS coupés et scarifiés et des PM, ayant germé plus tardivement après le traitement ont une hauteur moyenne plus élevée que les semis qui se sont installés plus hâtivement. Ces résultats soutiennent diverses études (Bernier 1993; Oliver et Larson 1996; Prévost et Dumais 2003) ayant démontré que le milieu des semis naturels se modifie avec le temps, notamment par l'influence grandissante des semis eux-mêmes sur les conditions du milieu. Les résultats montrent également les effets positifs d'une perturbation plus intense sur la croissance des semis naturels comparativement au traitement moins agressif, étant donné que les semis des DS seulement scarifiés qui ont germé plus tardivement n'ont pas une hauteur moyenne plus élevée que ceux ayant germé plus hâtivement, ce qui est cohérent avec les résultats discutés dans les chapitres précédents (Chapitre 3 et 4).

Finalement, les résultats n'ont fait ressortir aucune différence significative quant à la quantité de carbone à l'hectare fourni par les semis naturels dans les DS seulement scarifiés, les DS coupés et scarifiés et les PM coupés et scarifiés. Il est vraisemblable que le nombre de semis naturels supérieur dans les deux types de DS ait quelque peu compensé pour leur taille inférieure. Malgré tout, les PM montrent une tendance à contenir une quantité supérieure de carbone à l'hectare que les DS.

6.2 Régénération pré-établie

L'étude avait également comme objectif de déterminer les impacts des approches sylvicoles ainsi que des différents degrés d'intensité de ces approches sur la croissance et le rendement de la régénération pré-établie. Les résultats n'ont montré aucune différence significative entre les différents degrés d'intensité des perturbations. Une perturbation plus intense n'aurait donc pas causé, de façon significative, davantage de blessures à la

régénération pré-établie ayant survécu aux traitements sylvicoles. Effectivement, peu importe le type de traitement, la régénération pré-établie, soit les marcottes de moins de 1,3 m, ainsi que la régénération opprimée, soit les marcottes de plus de 1,3 m, ont présenté un taux relatif de croissance en hauteur comparable. Selon la littérature, le passage de la machinerie cause des dommages à la régénération pré-établie, pouvant ainsi influencer la croissance des spécimens ayant survécu à ces traitements sylvicoles (Doucet 1988; Ruel et al. 1991; Pominville et Ruel 1995; Pothier 2000; Prévost et Dumais 2003). Les travaux de Pothier (2000) ont également démontré que le scarifiage augmentait les dommages à la régénération pré-établie. Nos résultats ne permettent pas, cependant, de soutenir ces résultats, puisqu'aucune différence significative ne fut observée entre les DS ayant subi seulement une coupe et ceux ayant subi également soit un scarifiage seul ou bien une coupe combinée au scarifiage. Aucune différence significative ne fut également observée entre les PM coupées et les PM coupées et scarifiées. L'impact de la diminution de la végétation de compétition amené par le scarifiage peut avoir compensé pour les dommages causés par son passage. Les travaux de Prévost et Dumais (2003) ont d'ailleurs montré que le scarifiage avait des effets bénéfiques sur la croissance des épinettes noires et ce, peu importe le type de régénération.

L'étude plus détaillée de la hauteur de la régénération pré-établie après les traitements, bien qu'aucun test statistique ne fut réalisé, montre une tendance de la régénération pré-établie des DS coupés et scarifiés à suivre un patron similaire à celle qui est retrouvée dans les PM seulement coupées et les PM coupées et scarifiées. La régénération pré-établie des DS-T0 et des DS-T1 semble avoir un gain moindre en hauteur, dans les années après le traitement. Étant donnée l'absence d'analyse statistique sur ces résultats, il est difficile d'en faire ressortir des conclusions. Par contre, les résultats suggèrent plutôt que des études à plus long terme et plus approfondies pourraient être intéressantes, afin de déceler si les perturbations plus agressives ont réellement un impact positif sur la régénération pré-établie.

Les résultats obtenus ont, par contre, montré que les perturbations avaient un impact positif significatif seulement pour les plus petites tiges de la régénération pré-établie. Aucun impact significatif ne fut décelé dans les autres classes de hauteurs, tant dans les DS que dans les PM. Les perturbations causées par la combinaison de la coupe et du scarifiage modifient le milieu de la régénération pré-établie, notamment par la récolte de l'arbre-mère, par l'ouverture du milieu ainsi que par la diminution de la végétation de compétition. Plusieurs études (Boily et Doucet 1991; Paquin et Doucet 1992; Pothier et al. 1995; Prévost 1997; Pothier 2000; Prévost et Dumais 2003) ont montré que la régénération pré-établie était relativement lente, entre six et huit années, à s'ajuster physiologiquement au changement d'environnement et au stress occasionné par le passage de la machinerie. Les facteurs principaux causant ce besoin d'acclimatation seraient, probablement, l'indépendance à l'arbre-mère, le besoin de s'acclimater à l'ouverture du milieu, les blessures physiques causées par la machinerie, le statut de la branche reliant la marcotte à l'arbre-mère avant sa récolte ainsi que le niveau de développement racinaire et du feuillage (Paquin 1990; Lussier et al. 1992; Tesch et al. 1993; Ruel et al. 1995; Paquin et al. 1999). Il est donc possible que la régénération pré-établie des sites à l'étude ne se soit pas encore acclimatée à l'impact des perturbations cinq années après ces dernières.

Cependant, les résultats ont démontré une différence significative entre les diverses classes de hauteur. Effectivement, seules les tiges de plus petite taille ont réagi positivement aux traitements et de façon significative. Ces résultats ne sont pas, cependant, cohérents avec ce qui se retrouve dans la littérature. Effectivement, les travaux de Lussier et al. (1992) et de Paquin (1990) ont plutôt montré que la régénération pré-établie de plus petites tiges était davantage affectée par les perturbations, notamment à cause de leur système racinaire moins développé ainsi que leur vulnérabilité plus importante au stress hydrique occasionné par les traitements. Par contre, il est possible qu'un plus grand nombre de petites tiges soient mortes suite aux perturbations, à l'instar de l'étude de Blais (2007), de sorte que seules les tiges les moins perturbées aient été mesurées. Cependant, il n'est pas, non plus, impossible que les plus grandes tiges prennent un laps de temps plus long à s'acclimater aux perturbations et que le patron observé par nos résultats soit différent avec

un échantillonnage effectué à plus long terme. Les résultats obtenus montrent également un impact significatif des perturbations sur le taux relatif de croissance en hauteur chez les plus petites tiges de la régénération pré-établie dans les PM. La régénération pré-établie des PM semble avoir profité davantage de l'ouverture de milieu que la régénération pré-établie des DS, cette dernière croissant déjà dans un milieu ouvert avant le traitement. Ces observations sont cohérentes avec littérature disant que sous le couvert forestier, la régénération pré-établie a une croissance faible, notamment à cause de la compétition exercée par l'étage dominant et que cette régénération répond à la coupe par un gain important de croissance en hauteur (Paquin et Doucet 1992; Paquin et al. 1999; Prévost et Dumais 2003). De plus, les travaux de Blais (2007) ont montré que, suite au scarifiage, la régénération pré-établie dans les PM profitait davantage de la perturbation, suite au décès des plus petites tiges, se traduisant en une augmentation de croissance en hauteur, que celle dans les DS.

Enfin, les résultats ont montré que, peu importe le traitement, la régénération pré-établie a un coefficient de distribution semblable dans chacun des peuplements à l'étude. Les résultats montrent également que la régénération pré-établie apporte une importante contribution au coefficient de distribution pour l'ensemble de la régénération naturelle, soit la combinaison des semis naturels et de la régénération pré-établie.

CHAPITRE 7

CONCLUSION

L'étude visait à évaluer la contribution de la régénération naturelle dans des efforts de boisement des dénués secs après travaux sylvicoles. Plus précisément, l'étude évaluait la contribution de la régénération naturelle dans des dénués secs cinq et dix ans après les travaux sylvicoles en comparaison à des peuplements denses de type pessières à mousses. Le dispositif établi en 1999-2001 a permis d'évaluer la régénération naturelle à plus long terme après les travaux sylvicoles, tandis que le dispositif établi en 2005 évaluait différents degrés d'intensité de travaux sylvicoles. Les résultats ont montré la nécessité du scarifiage afin d'assurer l'installation et la distribution de semis naturels. Il a également été montré que les semenciers sur le site même apportaient une importante contribution quant à la quantité de semis s'installant sur le site. Une perturbation plus agressive s'est avérée bénéfique à la croissance des semis naturels. Bien que les semis naturels des dénués secs aient accusé un retard de croissance en comparaison aux semis naturels des pessières à mousses, en particulier dans les dénués secs seulement scarifiés, leur nombre plus élevé a largement compensé en ce qui touche la contribution aux stocks de carbone. Les semis naturels des dénués secs perturbés apportent donc une contribution au bilan carbone comparable aux semis des pessières à mousses perturbées.

Quant à la régénération pré-établie des dénués secs, les travaux sylvicoles n'ont eu aucun impact significatif sur leur croissance. Finalement, le coefficient de distribution a indiqué une répartition de la régénération naturelle des dénués secs comparable à celle des pessières à mousses. Les semis naturels provenant du dispositif établi en 2005 ont, par contre, un coefficient de distribution supérieur à ceux du dispositif établi en 1999-2001, et ce, tant pour les dénués sec et pour les pessières mousses. Ces résultats peuvent s'expliquer par la densité arborescente initiale du peuplement, celle des peuplements de 2005 pouvant être supérieure à celle des peuplements de 1999-2001. Le taux de mortalité

chez les semis naturels du dispositif 1999-2001 peut avoir été plus important, étant donné que le dispositif évaluait une fenêtre de temps plus grande que le dispositif 2005. Dans ce cas, le coefficient de distribution du dispositif 2005 pourrait diminuer au fil du temps même si, selon la littérature, la majorité de la mortalité d'une cohorte de semis naturels dans les années suivant une perturbation arrive durant le premier été (Cayford 1963; Fleming et Mossa 1995; Greene et al. 1999).

Suite à cette étude sur des plantations de cinq à dix ans, nous pouvons donc conclure qu'il est possible d'envisager le boisement des dénuvés secs par ensemencement naturel. Le potentiel de la régénération naturelle existe tant pour la modalité sylvicole combinant la coupe et le scarifiage que la modalité consistant en un scarifiage seul. Il serait tout de même intéressant de faire un suivi du dispositif établi en 2005 afin d'étudier à plus long terme les impacts des différents degrés d'intensité de perturbations. Finalement, bien que les résultats aient montré un impact positif des perturbations plus agressives sur la croissance et le rendement des semis naturels des dénuvés secs, le scarifiage seul reste tout de même une avenue intéressante. Effectivement, le nombre plus élevé de semis qui s'installe suite au traitement peut compenser en partie pour leur croissance moindre. De plus, l'absence de récolte dans ces peuplements permet de conserver le carbone provenant des semenciers non récoltés, augmentant ainsi le bilan final (Gaboury et al. 2009). Il serait donc intéressant d'établir un dispositif non récolté, mais possédant un nombre plus élevé de sillons de scarifiage et/ou une intensité plus élevée de la préparation de terrain.

CHAPITRE 8

RÉFÉRENCES

Ackzell, L. 1994. Natural regeneration on planted clear-cuts in boreal Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 245-250.

Anonyme. 1996. Manuel d'aménagement forestier. Les presses de l'Université Laval, Québec.

Arnup, R.W., Campbell, B.A., Raper, R.P., Squires, M.F., Virgo, K.D., Wearn, V.H., and White, R.G. 1988. A silvicultural guide for the spruce working group in Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario. Sciences Technology. Ser. 4.

Arseneault, P. 1978. Effets allélopathiques causés par les lichens fruticuleux terricoles sur *Picea mariana*. Université du Québec à Rimouski, Rimouski. p. 218.

Bergeron, J.F. 1996. Domaine de la pessière noire à mousses. *In* Bérard, J.A., Côté, M. (Eds.), Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval, Québec (Canada). pp. 223-238.

Bernier, P.Y. 1993. Comparing natural and planted black spruce seedlings. 1. Water relations and growth. *Can J Forest Res* 23(11): 2427-2434.

Blais, J.R. 1962. Collection and analysis of radial growth data from trees for evidence of past spruce budworm outbreaks. *Forest Chron* 38: 474-483.

Blais, V. 2007. Coefficient de distribution et croissance de la régénération pré-établie dans les pessières noires à lichens un an après travaux sylvicoles : rapport présenté. Université du Québec à Chicoutimi, Département des sciences fondamentales, Chicoutimi.

Bloom, R.G., and Mallik, A.U. 2004. Indirect effects of black spruce (*Picea mariana*) cover on community structure and function in sheep laurel (*Kalmia angustifolia*) dominated heath of eastern Canada. *Plant Soil* 265(1-2): 279-293.

Boily, J., and Doucet, R. 1991. Croissance en hauteur de la régénération de marcottes d'épinette noire dans des coupes d'une vingtaine d'années. *Edited by* Ministère de la foresterie. Directeur de Recherche, Québec.

Boily, J., and Doucet, R. 1993. Juvenile Growth of Black Spruce Layers Regenerating after Cutting Back of the Dominant Canopy. *Can J Forest Res* **23**(7): 1396-1401.

Boucher, J.F., Bernier, P.Y., Margolis, H.A., and Munson, A.D. 2007. Growth and physiological response of eastern white pine seedlings to partial cutting and site preparation. *Forest Ecol Manag* **240**(1-3): 151-164.

Boucher, J.F., Wetzel, S., and Munson, A.D. 1998. Leaf level response of planted eastern white pine (*Pinus strobus* L.) seven years after intensive silvicultural treatments. *Forest Ecol Manag* **107**(1-3): 291-307.

Bradley, R.L., Fyles, J.W., and Titus, B.D. 1997. Interactions between *Kalmia* humus quality and chronic low C inputs in controlling microbial and soil nutrient dynamics. *Soil Biol Biochem* **29**: 1275-1283.

Brown, G. 1977. Site preparation. Proceedings of Plantation Establishment Symposium, Kirkland Lake, 21 au 23 septembre 1977. *For. Cano Gt. Lakes For. Res. Cent. Symp. Proc.* O-P-5. pp. 46-48

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

Butterfield, B.J., and Briggs, J.M. 2009. Patch dynamics of soil biotic feedbacks in the Sonoran Desert. *J Arid Environ* **73**: 96-102.

Carmean, W.H. 1972. Site index Curves for upland oaks in the Central States. *For. Sci.* **18**: 109-120.

Cayford, J.H. 1963. Some factors influencing jack pine regeneration after fire in southeastern Mnitoba. *Edited by* Departement of Forestry. Publication No. 1016, Ottawa.

Côté, D. 2004. Mise en place d'une pessière à cladonie dans le domaine des forêts fermées d'épinettes noires (*Picea mariana*) et potentiel pour la production forestière. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi.

Dahlgren, R.A., Singer, M.J., and Huang, X. 1997. Oak tree and grazing impacts on soil properties and nutrients in a California oak woodland. *Biogeochemistry* **39**: 45-64.

Delisle, I. 2008. Ensemencement naturel des pessières noires à lichens : taux de germination et vigueur des graines d'épinettes noires (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.). Université du Québec à Chicoutimi, département des sciences fondamentales, Chicoutimi.

Devore, J., and Peck, R. (eds). 1994. *Introductory Statistics*. 2nd edition, St. Paul, MN, USA, West Publishing Company.

Dixon, R.K., Brown, S., Houghton, R.A., Solomon, A.M., Trexler, M.C., and J., W. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* **263**: 185-190.

Doucet, R. 1988. Advance-growth in Quebec forest cover types. *Forest Chron* **64**(2): 116-120.

Doucet, R., Boily, J., Pothier, D., and Soc Amer, F. 1995. Advance regeneration in black spruce.

Elliot, D.L. 1976. The current regenerative capacity of the northern Canadian trees, Keewatin, N.W.T., Canada: some preliminary observations. *Arctic and Alpine Research* **11**: 243-251.

Environment Canada. 2004. *Environment Canada Climatic Normals and Means, years 1971-2000*.

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., Black, T.A., and Eldridge, N.R. 1994. Effects of site preparation on root zone soil water regimes in high-elevation forest clearcuts. *Forest Ecol Manag* **68**: 173-188.

Fleming, R.L., and Mossa, D.S. 1995. Establishment and growth of seeded upland black spruce: 7-12 year response. NODA-NFP Tech.1 Rep. TR-8.

Fournier, M. 1997. Structure et croissance d'un peuplement d'épinette noire (*Picea mariana*) issu d'une coupe d'une vingtaine d'années dans la région du Saguenay-Lac-St-Jean. Université du Québec à Chicoutimi. p. 107.

Fraser, J.W. 1976. Viability of black spruce seed in or on a boreal forest seedbed. Forest Chron **52**: 229-231.

Fritts, J.C. 1971. Dendroclimatology and dendroecology. Quaternary Research **1**: 419-449.

Fritts, J.C. 1976. Tree rings and climate. Academic Press, New York: 567.

Fritts, J.C., and Swetnam, T.W. 1989. Dendroecology: a tool for evaluating variations in past and present forest environments. Adv. Ecol. Res. **19**: 111-188.

Gaboury, S., Boucher, J.F., Villeneuve, C., Lord, D., and Gagnon, R. 2009. Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case-study in Quebec's closed-crown boreal forest. Forest Ecol Manag **257**(2): 483-494.

Gagnon, R., and Morin, H. 2001. Les forêts d'épinette noire au Québec : dynamique, perturbations et biodiversité. In Le naturaliste canadien. pp. 26-35.

Girard, F. 2004. Remise en production des pessières à lichens de la forêt boréale commerciale : nutrition et croissance de plants d'épinette noire trois ans après traitements de préparation de terrain. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi.

Girard, F., Payette, S., and Gagnon, R. 2009. Origin of the lichen-spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada. Global Ecology and Biogeography **18**(3): 291-303.

Gonzalez, E. 2011. Diversité et résilience végétales des pessières noires à lichens de la forêt boréale québécoise deux années après perturbations sylvicoles. [Chicoutimi] : Université du Québec à Chicoutimi, 2011.

Gouvernement du Québec. 2003. Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État. *Edited by* Gouvernement du Québec, Québec. p. 46.

Gower, S.T., Vogel, J.G., Norman, J.M., Kucharik, C.J., Steele, S.J., and Stow, T.K. 1997. Carbon distribution and aboveground net primary production in aspen, jack pine, and black spruce stands in Saskatchewan and Manitoba, Canada. *J. Geophys. Res.-Atmos.* **102**(D24): 29.

Greene, D.F., and Johnson, E.A. 1996. Wind dispersal of seeds from a forest into a clearing. *Ecology* **77**(2): 595-609.

Greene, D.F., Messier, C., Asselin, H., and Fortin, M.J. 2002. The effect of light availability and basal area on cone production in *Abies balsamea* and *Picea glauca*. *Can J Bot* **80**(4): 370-377.

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

Grossnickle, S.C. 1988. Planting stress in newly planted jack pine and whit spruce. 1. Factors influencing water uptake. *Tree Physiol* **4**: 71-83.

Grossnickle, S.C. 2000. Ecophysiology of northern spruce species: The performance of planted seedlings. *Edited by* NRC Research Press, Vancouver, BC. Canada. pp. 293-313.

Hanssen, K.H. 2003. Natural regeneration of *Picea abies* on small clear-cuts in SE Norway. *Forest Ecol Manag* **180**(1-3): 199-213.

Hare, F.K. 1950. Climate and zonal divisions of the boreal forest formation in eastern Canada. *Geographical review* **40**: 615-635.

Hébert, F. 2004. Croissance et fonctions hydriques de plants d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) et de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) trois ans après plantation dans des pessières noires à lichens de la forêt boréale commerciale. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi.

Hébert, F., Boucher, J.F., Bernier, P.Y., and Lord, D. 2006. Growth response and water relations of 3-year-old planted black spruce and jack pine seedlings in site prepared lichen woodlands. *Forest Ecol Manag* **223**(1-3): 226-236.

Hébert, F., Thiffault, N., Ruel, J.C., and Munson, A.D. 2010. Ericaceous shrubs affect black spruce physiology independently from inherent site fertility. *Forest Ecol Manag* **206**(2010): 219-228.

Hoffman, W.A., and Poorter, H. 2002. Avoiding bias in calculation of Relative Growth Rate. *Annals of Botany* **80**: 37-42.

Holmes, R.L. 1983. Computer assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin* **43**: 69-78.

Houle, G., and Filion, L. 2003. The effects of lichens on white spruce seedling establishment and juvenile growth in a spruce-lichen woodland of subarctic Quebec. *Ecoscience* **10**(1): 80-84.

Hughes, J.W., and Bechtel, D.A. 1997. Effect of distance from forest edge on regeneration of red spruce and balsam fir in clearcuts. *Canadian Journal of Forest research* **27**(2088-2096).

IPCC. 2003. Practice Guidance for Land Use, Land-Use change and forestry. *Edited by J. Penman, M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, and F. Wagner.* Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Jasinski, J.P.P., and Payette, S. 2005. The creation of alternative stable states in the southern boreal forest, Quebec, Canada. *Ecol Monogr* **75**(4): 561-583.

Jeddi, K., and Chaieb, M. 2009. Using trees as a restoration tool in Tunisian arid areas: effects on understory vegetation and soil nutrients. *Rangeland J* **31**: 377-384.

Jeglum, J.K. 1987. Alternate strip clearcutting in upland black spruce II. Factors affecting regeneration in first-cut strips. *Forest Chron* **63**: 439-445.

JMP, V. 2007. SAS Institute Inc. ed, Caary, NC.

Johnson, E.A., and Greene, D.F. 1997. Wildfires and vegetation dynamics in the mixed wood boreal forest. Environmental Program, Prince Albert National Park, Saskatchewan.

Johnstone, J., Bobby, L., Tissier, E., Mack, M., Verbyla, D., and Walker, X. 2009. Postfire seed rain of black spruce, a semiserotinous conifer, in forests of interior Alaska. *Can J Forest Res* **39**(8): 1575-1588.

Karlsson, C., and Orlander, G. 2000. Soil scarification shortly before a rich seed fall improves seedling establishment in seed tree stands of *Pinus sylvestris*. *Scandinavian Journal of Forest Research* **15**(2): 256-266.

Karlsson, M., Nilsson, U., and Orlander, G. 2002. Natural regeneration in clear-cuts: effects of scarification, slash removal and clear-cut age. *Scandinavian Journal of Forest Research* **17**: 131-138.

Kershaw, K.A. 1978. The role of lichens in Boreal tundra transition areas. *The Bryologist* **81**(2): 294-306.

Lamhamedi, M.S., Bernier, P.Y., Hébert, C., and Jobidon, R. 1998. Physiological and growth responses of three sizes of containerized *Picea mariana* seedlings outplanted with and without vegetation control. *Forest Ecol Manag* **110**: 13-23.

Le Goff, H., and Sirois, L. 2004. Black spruce and jack pine dynamics simulated under varying fire cycles in the northern boreal forest of Quebec, Canada. *Can J Forest Res* **34**(12): 2399-2409.

Lebel, P., Thiffault, N., and Bradley, R.L. 2008. *Kalmia* removal increases nutrient supply and growth of black spruce seedlings: An effect fertilizer cannot emulate. *Forest Ecol Manag* **256**: 1780-1784.

Levasseur, L. 2000. Analyse dendroécologique de l'impact de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) suivant un gradient latitudinal en zone boréale au Québec. Université du Québec à Chicoutimi, Saguenay. p. 86.

Lussier, J.M., Morin, H., and Gagnon, R. 1992. Comparison of the maturation of black spruce layers (*Picea mariana*) after clear cutting and black spruce seedlings after fire. *Can J Forest Res* **22**(10): 1524-1535.

Madec, C. 2005. Effet du scarifiage sur l'ensemencement naturel de l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) dans les pessières noires à lichens. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi.

Mallik, A.U. 1987. Allelopathic potential of *Kalmia angustifolia* to black spruce [*Picea mariana*] 20].

Mallik, A.U. 1995. Conversion of temperate forests into heaths: role of ecosystem disturbance and ericaceous plants. *Environmental Management* **19**: 675-684.

Man, R., and Lieffers, V.J. 1999. Effects of shelterwood and site preparation on microclimate and establishment of white spruce seedlings in a boreal mixewood forest. *Forest Chron* **75**: 837-844.

Melillo, J.M., McGuire, A.D., Kicklighter, D.W., Noore, B., Vorosmartyr, C.J., and Schloss, A.L. 1993. Global climate change and terrestrial net primary production. *In* *Nature*. pp. 234-240.

Moreno, G., and Obrador, J.J. 2007. Effects of trees and understorey management on soil fertility and nutritional status of holm oaks in Spanish dehesas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **119**(270-280).

Moreno, G., Obrador, J.J., and Garcia, A. 2007. Impact of evergreen oaks on soil fertility and crop production in intercropped dehesas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **119**(270-280).

Moroni, M.T., Thiffault, N., Titus, B.D., Mante, C., and Makeschin, F. 2009. Controlling *Kalmia* and reestablishing conifer dominance enhances soil fertility indicators in central Newfoundland, Canada. *Can J Forest Res* **39**(7): 1270-1279.

Munson, A.D., and Bernier, P.Y. 1993. Comparing natural and planted black spruce seedlings. 2. Nutrient-uptake and efficiency of use. *Can J Forest Res* **23**(11): 2435-2442.

Munson, A.D., and Timmer, V.R. 1989. Site-specific growth and nutrition of planted *Picea mariana* in the Ontario Clay Belt. II. Effects of nitrogen fertilization. *Canadian Journal of Forest research* **19**: 171-178.

O'Neil, L.C. 1963. The suppression of growth rings in jack pine in relation to defoliation by the Swaine jack-pine sawfly. *Canadian Journal of Botany* **41**: 227-235.

Oliver, C.D., and Larson, B.C. 1996. *Forest stand dynamics*. John Wiley and Sons. New York.

Orlander, G., Gemmel, P., and Hunt, J. 1990. *Site preparation: a Swedish overview*. Ministry of Forests.

Owens, J.N., and Molders, M. 1980. Sexual reproduction of Sitka spruce (*Picea sitchensis*). *Canadian Journal of Botany* **58**: 886-901.

Paquin, R. 1990. Productivité et croissance en hauteur de l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) dans des pessières noires boréales régénérées par marcottage, dans de vieilles coupes au Québec. Université Laval, Sainte-Foy.

Paquin, R., and Doucet, R. 1992. Long-term height growth-patterns in the understory in boreal black spruce stands regenerated by clear-cutting of the main stand (Quebec). *Can J Forest Res* **22**(4): 613-621.

Paquin, R., Margolis, H.A., and 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. *Can J Forest Res* **28**(5): 729-736.

Paquin, R., Margolis, H.A., Doucet, R., and Coyea, M.R. 1999. Comparison of growth and physiology of layers and naturally established seedlings of black spruce in a boreal cutover in Quebec. *Can J Forest Res* **29**(1): 1-8.

Paquin, R., Margolis, H.A., Doucet, R., and Coyea, M.R. 2000. Physiological responses of black spruce layers and planted seedlings to nutrient addition. *Tree Physiol* **20**(4): 229-237.

Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the north American boreal forest. *In A systems analysis of the global boreal forest* (eds H.H. Shugart, R. Leemans, & G.B. Bonan). Cambridge University Press, Cambridge, U.K. pp. 144-169.

Payette, S., Bhiry, N., Delwaide, A., and Simard, M. 2000. Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Can J Forest Res* **30**(2): 288-305.

Petzold, D.E., and Rencz, A.N. 1975. The albedo of selected subarctic surfaces. *Arctic and Alpine Research* **7**(4): 393-398.

Pominville, P., and Ruel, J.C. 1995. Effets de la coupe à blanc et de la coupe par bandes sur la régénération obtenue après 5 ans dans des pessières noires du Québec. *Canadian Journal of Forest research* **25**: 329-342.

Pothier, D. 2000. Ten-year results of strip clear-cutting in Quebec black spruce stands. *Canadian Journal of Forest research* **30**: 59-66.

Pothier, D., Doucet, R., and Boily, J. 1995. The Effect of Advance Regeneration Height on Future Yield of Black Spruce Stands. *Can J Forest Res* **25**(4): 536-544.

Pothier, D., and Savard, F. 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières québécoises se développant en peuplements purs et réguliers. *Edited by* Ministère des Ressources Naturelles du Québec Gouvernement du Québec, Direction de la recherche forestières, Sainte-Foy.

Potvin, J., and Gagné, E. 1998. Les bases écologiques de fonctionnement des forêts commerciales d'épinette noire du Saguenay-Lac-St-Jean-Chibougamau-Chapais (Québec) : vers un aménagement forestier durable.

Prévost, M. 1992. Effets du scarifiage sur les propriétés du sol, la croissance des semis et la compétition: revue des connaissances actuelles et perspectives de recherches au Québec. *Ann. Sci. For.* **49**: 277-296.

Prévost, M. 1994. Scalping and burning of *Kalmia angustifolia* (Ericaceae) litter: effects on *Picea mariana* establishment and ion leaching in a greenhouse experiment. *Forest Ecol Manag* **63**: 199-218.

Prévost, M. 1996. Effects of scarification on soil properties and natural seeding of a black spruce stand in the Quebec boreal forest. *Can J Forest Res* **26**(1): 72-86.

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 Ecol Manag* **94**(1-3): 219-231.

Prévost, M., and Dumais, D. 2003. Growth and nutritional status of black spruce layers, natural seedlings and planted seedlings following sacrifice - Results after 10 years. *Can J Forest Res* **33**(11): 2097-2107.

Quinn, G.P., and Keough, M.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press ed. Cambridge, U.K.

Riverin, S., and Gagnon, R. 1996. Dynamics of the regeneration of a lichen-spruce woodland in a black spruce feather-moss forest of the northern section of Saguenay-Lac-Saint-Jean. *Can J Forest Res* **26**(8): 1504-1509.

Robinson, E.C. 1987. Alternate strip clearcutting in upland black spruce. 1. An introduction. *Forest Chron* **63**: 435-438.

Rowe, J.S. 1984. Lichen woodland in Northern Canada. *In* Northern ecology and resource management. *Edited by* R. Olson, F. Geddes, and R. Hastings. University of Alberta Press, Edmonton. pp. 225-237.

Ruel, J.C., Doucet, R., and Boily, J. 1991. Étude de la mortalité initiale de la régénération pré-établie de sapin et d'épinette noire après une coupe avec protection de la régénération. Note de recherche forestières. Direction de la recherche forestière. Québec **44**: 9p.

Ruel, J.C., Doucet, R., and Boily, J. 1995. Mortality of balsam fir and black spruce advance growth 3 years after clear-cutting. *Canadian Journal of Forest research* **25**: 1528-1537.

Saucier, J.-P., Bergeron, J.-F., Grondin, P., and Robitaille, A. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3ième version): un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles. *In* L'Aubelle. pp. 1-12.

Saucier, J.P., Berger, J.P., D'Avignon, H., and Racine, P. 1994. Le point d'observation écologique. *Edited by* Ministère des Ressources Naturelles du Québec, Québec. pp. 1-116.

Schulze, E.D., Wirth, C., and Heimann, M. 2000. Climate change - managing forests after Kyoto. *Science* **289**(5487): 2058-2059.

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

Smith, C.C., Hamrick, J.L., and Kramer, C.L. 1990. The advantage of mast years for wind pollination. *American Naturalist* **136**: 154-166.

Sork, V.L., Bramble, J., and Sexton, O. 1993. Ecology of mast fruiting in three species of North American oaks. *Ecology* **74**: 528-541.

St-Pierre, H., Gagnon, R., and Bellefleur, P. 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec. *Canadian Journal of Forest research* **22**: 474-481.

Stathers, R.J., and Spittlehouse, D.L. 1990. *Forest Soil Temperature Manual*, Canada, B.C.

Stokes, M.A., and Smiley, T.L. 1968. *An introduction to tree-ring dating*. University of Chicago Press, Chicago, London: 73.

Sutherland, B., and Foreman, F.F. 2000. Black spruce and vegetation response to chemical and mechanical site preparation on a boreal mixedwood site. *Canadian Journal of Forest research* **30**: 1561-1570.

Swetnam, T.W., Thompson, M.A., and Sutherland, W.K. 1985. Spruce budworm handbook. Using dendrochronology to measure radial growth of defoliated trees. United States Department of Agriculture handbook no. 639. 39p.

Tesch, S.D., Baker-Katz, K., Korpela, E.J., and Mann, J.W. 1993. Recovery of Douglas-fir seedlings and saplings wounded during overstory removal. *Canadian Journal of Forest research* **23**: 1684-1694.

Thiffault, N., Cyr, G., Prigent, G., Jobidon, R., and Charette, L. 2004. Régénération artificielle des pessières noires à éricacées: effets du scarifiage, de la fertilisation et du type de plants après 10 ans. *The Forestry Chronicle* **80**(1): 141-149.

- Thiffault, N., Jobidon, R., and Munson, A.D. 2003a. Performance and physiology of large containerized and bare-root spruce seedlings in relation to scarification and competition in Quebec (Canada). *Ann Forest Sci* **60**(7): 645-655.
- Thiffault, N., Roy, V., Prigent, G., Cyr, G., Jobidon, R., and Ménétrier, J. 2003b. La sylviculture des plantations résineuses au Québec. *Le Naturaliste Canadien* **127**(1): 63-80.
- Thomas, P.A., and Wein, R.W. 1985. Delayed emergence of four conifer species on postfire seedbeds in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest research* **15**: 727-729.
- Tremblay, M. 2009. Ensemencement naturel des pessières à lichens par l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) : importance de la source de semences et de la qualité des lits de germination. Université du Québec à Chicoutimi, [Chicoutimi].
- Tremblay, P. 2010. Remise en production de dénudés secs à cladonies du domaine de la pessière à mousses du Québec : réponse hâtive des semis d'épinette noire (*Picea mariana* Mill.). [Chicoutimi] : Université du Québec à Chicoutimi, 2010.
- Viereck, L.A., and Johnston, W.F. 1990. *Picea mariana* (Mill.) B.S.P. Black spruce. *In*: Silvics of North America. Vol. 1, Conifers. Agriculture Handbook 654.
- Winsa, H., and Bergsten, U. 1994. Direct seeding of *Pinus sylvestris* using microsite preparation and invigorated seed lots of different quality: 2-year results. *Canadian Journal of Forest Research* **24**(1): 77-86.
- Wurtz, T.L., and Zasada, J.C. 2001. An alternative to clear-cutting in the boreal forest of Alaska: a 27-year study of regeneration after shelterwood harvesting. *Canadian Journal of Forest research* **31**: 999-1011.
- Yamasaki, S.H., Fyles, J.W., and Titus, B.D. 2002. Interactions among *Kalmia angustifolia*, soil characteristics, and the growth and nutrition of black spruce seedlings in two boreal Newfoundland plantations of contrasting fertility. *Can J Forest Res* **32**(12): 2215-2224.
- Zasada, J.C., Sharik, T.L., and Nygren, M. 1992. The reproductive process in boreal forest trees. *In* A system analysis of the global boreal forest. *Edited by* H.H. Shugart, R. Leemans, and G. Bonan. Cambridge University Press, Cambridge, England. pp. 85-125.

Zhu, H., and Mallik, A.U. 1994. Interactions between *Kalmia* and black spruce: isolation and identification of allelopathic compounds. *Journal of Chemical Ecology* **20**: 407-421.