

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
RÉSUMÉ	ix
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 Problématique	1
1.2 État des connaissances	3
1.2.1 Impact de la paludification sur la productivité.....	3
1.2.2 Techniques de préparation mécanique du sol (PMS).....	4
1.2.3 Concept du microsite	6
1.2.4 Technique de stratigraphie du terrain à l'aide du géoradar	8
CHAPITRE II	
EFFICACITÉ DE LA PRÉPARATION DE TERRAIN DANS DES SITES PALUDIFIÉS DE LA CEINTURE D'ARGILE DE L'OUEST DU QUÉBEC	10
2.1 Résumé.....	11
2.2 Introduction.....	12
2.3 Matériel et méthodes	14
2.3.1 Description de la zone et des sites d'études	14
2.3.2 Récolte de données et protocole expérimental.....	14
2.4 Analyses statistiques	16
2.5 Résultats.....	17
2.5.1 L'effet des traitements sur l'épaisseur de la couche organique et sur la qualité des microsites	17
2.5.1.1 L'effet des traitements sur l'épaisseur de la couche organique.....	17
2.5.1.2 L'effet de la PMS sur la qualité des microsites	18

2.5.2	Exploration des relations entre les variables réponses et explicatives	18
2.5.2.1	Relation entre la réduction de l'ECO et les variables explicatives	18
2.5.2.2	Relation entre la qualité des microsites et les variables explicatives	19
2.5.3	Réduction d'ECO et qualité des microsites selon les conditions initiales d'épaisseur	19
2.6	Discussion.....	20
2.6.1	Réduction de l'épaisseur de la couche organique.....	20
2.6.2	Qualité des microsites	23
2.6.3	Limites de l'analyse par arbre de régression	24
2.7	Conclusion.....	26
2.8	Bibliographie.....	27
CHAPITRE III		
	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	51
ANNEXE A		
	UTILISATION DU GÉORADAR DANS L'ESTIMATION DE L'ÉPAISSEUR DE LA COUCHE ORGANIQUE APRÈS PRÉPARATION DE TERRAINS PALUDIFIÉS DANS LA CEINTURE D'ARGILE	55
A.1	Résumé.....	55
A.2	Introduction.....	56
A.3	Matériel et méthode.....	57
A.3.1	Description de la zone et des sites d'études	57
A.3.2	Récolte de données et protocole expérimental.....	58
A.3.3	Analyse statistique	59
A.4	Résultats.....	59
A.5	Discussion.....	61
A.6	Conclusion.....	61
A.7	Bibliographie.....	63

ANNEXE B MACHINES DE PRÉPARATION MÉCANIQUE DU SOL CHOISIES POUR L'ÉTUDE, HERSE FORESTIÈRE ET SCARIFICATEUR T26.....	65
---	----

ANNEXE C COMPARAISON DES CARACTÉRISTIQUES, RÉSULTATS ET PARTICULARITÉS ENTRE DEUX TECHNIQUES DE PMS (HERSE ET SCARIFIAGE) SUR UN SOL NON PALUDIFIÉ.....	66
--	----

BIBLIOGRAPHIE POUR L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALES.....	67
---	----

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1 Localisation de la zone d'étude et répartition des traitements sur les parcelles expérimentales	32
2.2 Dispositif expérimental pour chaque parcelle: a) les mesures manuelles de l'épaisseur de la couche organique. b) Représentation du quadrat de 1 m ² pour dénombrer et qualifier les microsites	33
2.3 Différence de la moyenne de l'épaisseur de la couche organique avant CPRS entre les parcelles sélectionnées pour les traitements CPRS, scarificateur et la herse forestière. Les bandes surmontées d'une même lettre ne sont pas différentes entre elles ($\alpha \leq 0,05$) ...	34
2.4 Boîtes à moustaches (avec médianes, minimum et maximum) indiquant la différence de pente (%) et d'aspect en fonction des résolutions utilisées (1, 5 et 10 m). Les boîtes surmontées d'une même lettre ne sont pas différentes ($p \leq 0,05$) entre elles	35
2.5 L'évolution de la moyenne de l'épaisseur de la couche organique par traitement (avant et après CPRS et après PMS combinées). Les bandes surmontées d'une même lettre ne sont pas différentes entre elles ($\alpha \leq 0,05$)	36
2.6 Différences de pourcentage moyen de réduction de l'épaisseur de la couche organique (ECO) entre le scarificateur T26 et la herse forestière par rapport aux conditions d'ECO après CPRS. Les barres surmontées d'une même lettre ne sont pas différentes entre elles ($\alpha \leq 0,05$)	37
2.7 (a) Résultats des divisions binaires de l'arbre de régression avec neuf terminaux de pourcentage de réduction de l'épaisseur de la couche organique (ECO) selon les variables explicatives (ECO après CPRS, traitements PMS (herse forestière, scarificateur T26) et la pente). (b) Boîtes à moustaches (avec médianes, minimum et maximum) présentant la variation du pourcentage de réduction d'ECO par terminal.	38
2.8 Résultats des divisions binaires de l'arbre de régression donnant la différence de pourcentage de bons/mauvais microsites entre les deux techniques de PMS	39

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1	Caractéristiques des couches et horizons probables de la couche organique-minérale 7
2.1	Répartition des traitements dans les neuf parcelles expérimentales avec leurs surfaces et le nombre d'observations d'épaisseur de couche organique par traitement 41
2.2	Matrice de corrélations de Pearson (r_p) entre l'épaisseur de la couche organique avant coupe et les variables topographiques (pente et aspect) à différentes résolutions (1, 5 et 10 m)..... 42
2.3	Modèles candidats pour la prédiction du pourcentage de réduction de l'épaisseur de la couche organique. Analyse par AIC (critère d'information d'Akaike) 43
2.4	Modèles candidats pour la prédiction de la qualité des microsites. Analyse par AIC (critère d'information d'Akaike)..... 44
2.5	Résultats du test χ^2 montrant le pourcentage de bons/mauvais microsites par technique de préparation mécanique du sol 45
2.6	Sélection des modèles candidats pour la prédiction du pourcentage de réduction de l'épaisseur de la couche organique. Le modèle en gras est le modèle sélectionné 46
2.7	Description terminaux correspondant au pourcentage de réduction de l'épaisseur de la couche organique (moyenne, médiane et écart type) obtenus par l'arbre de régression après traitement..... 47
2.8	Comparaison multiple de réductions l'épaisseur de la couche organique entre les différents terminaux, selon les valeurs de p du test de Tukey. Les valeurs en gras sont significatives ($\alpha \leq 0,05$) 48
2.9	Sélection des modèles candidats pour la prédiction de la qualité des microsites. Le modèle en gras est le modèle sélectionné 49
2.10	Pourcentage de réduction moyenne d'ECO et pourcentages de bons/mauvais microsites par technique de PMS selon les conditions initiales d'ECO, obtenus par l'arbre de régression. Les valeurs négatives et positives du pourcentage de réduction d'ECO indiquent respectivement une diminution et une augmentation de l'ECO 50

RÉSUMÉ

Au Nord-du-Québec, notamment au niveau de la ceinture d'argile, la dynamique de croissance des pessières noires est influencée par le phénomène d'entourbement, aussi appelé « paludification ». Les études démontrent qu'une forte perturbation du sol entourbé pendant la récolte peut réduire l'épaisseur de la couche organique (ECO), mais aussi augmenter le nombre de bons microsites pour la croissance des épinettes noires (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P). Cette étude visait donc à étudier les effets de la préparation mécanique du sol (PMS) sur la réduction de l'ECO et la création de microsites favorables à la remise en production des sites paludifiés. Nous avons proposé également d'expérimenter l'utilisation du géoradar (outils de télédétection de proche surface) pour modéliser l'évolution de l'ECO après PMS sur le site d'étude d'une manière continue dans l'espace. Dans un secteur de 35 km² du canton de Valrenne, neuf parcelles expérimentales avec un gradient d'entourbement ont été récoltées en utilisant la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS): trois parcelles ont été soumises à un traitement de hersage forestier, trois parcelles à un traitement de scarificateur T26 et trois parcelles témoins n'ont subi aucune PMS (CPRS seulement). Sur chacune des parcelles, huit transects géoréférencés et parallèles (10 mètres de distance) ont été installés. Les transects ont fait également l'objet d'un suivi avec un géoradar en continu et d'un échantillonnage systématique manuel (mesure directe) avec une sonde (tarière graduée) tous les 20 mètres pour mesurer l'ECO et aussi valider les mesures du géoradar. Lors de la mesure directe, le microsite (1m²) a été qualifié visuellement de bon ou mauvais selon un quadrat de 1 m². Les résultats ont montré une différence significative d'ECO entre les traitements de PMS et de CPRS. Les deux techniques de PMS (herse forestière et scarificateur T26) ont montré des différences dans leur capacité à créer de bons microsites. Sous ces conditions de paludification, les profils élaborés à partir du géoradar, n'ont pas permis de discriminer les différentes couches du sol (organique et minérale) avant et après PMS.

Mots clés: Paludification, épaisseur de couche organique, géoradar, préparation mécanique du sol, microsites.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Problématique

La forêt boréale de l'ouest du Québec présente un fort potentiel de production ligneuse, notamment au niveau du domaine bioclimatique de la pessière noire à mousses (Grondin, 1996; De Grandpré *et al.*, 2003). L'industrie forestière y réalise des activités importantes de récolte et d'aménagement forestier. La ceinture d'argile est une large bande de 125 000 km² étalée entre le nord-ouest du Québec et le nord-est de l'Ontario, caractérisée par un sol majoritairement constitué des dépôts lacustres argileux des lacs proglaciaires Barlow et Ojibway et de till argileux, avec un faible drainage. La topographie est principalement plane, ondulée de quelques collines, et la composition argileuse du sol y diminue les capacités de drainage du sol dans les basses terres, ce qui conduit à la création de tourbières (Lavoie *et al.*, 2005; Renard, 2010). Ces caractéristiques font en sorte qu'une grande proportion des peuplements d'épinettes noires (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P) sont sujets à la paludification, causant une baisse en terme productivité ligneuse (Prévost *et al.*, 2001).

La paludification est un phénomène naturel par lequel la matière organique s'accumule sur le sol (Payette and Rochefort, 2001), ce qui conduit à des diminutions substantielles de la productivité des forêts (Simard *et al.*, 2007; Drobyshév *et al.*, 2010). L'accumulation graduelle d'horizons organiques épais est souvent associée à la présence d'espèces de mousses hypnacées héliophiles tolérantes à l'ombre. La paludification est favorisée par des facteurs édaphiques liés aux propriétés intrinsèques du site et par des facteurs liés au peuplement lui-même (Bergeron *et al.*, 2007; Bernier *et al.*, 2008; Fenton et Bergeron, 2008; Lafleur *et al.*, 2010). En effet, selon Greene *et al.*, (2006) et Fenton *et al.*, (2005, 2010), le processus de paludification est lié à une multitude de facteurs qui peuvent soit contrôler le phénomène ou l'accentuer. La sévérité des feux de forêt et leurs fréquences, le type de peuplement, la topographie et le niveau de la pente sont parmi ces facteurs.

En prenant comme exemple l'effet de la sévérité des feux de forêt, Ryan (2002), Lecomte *et al.*, (2005) et Lavoie *et al.* (2007), rapportent qu'un feu sévère est en mesure de

brûler les arbres, les plantes de sous-bois, mais aussi la matière organique au sol, ce qui permettrait de limiter la paludification au sein d'un peuplement. En brûlant profondément les couches organiques du sous-bois, l'épaisseur de cette couche diminue, tout en se rapprochant du sol minéral, ceci a comme conséquence la création de bons microsites pour la germination et la croissance des arbres. En revanche, si le feu est peu sévère, on obtient le scénario inverse, car la couche organique partiellement brûlée maintient son épaisseur, ce qui diminue l'abondance de bons microsites et favorise la paludification. L'accumulation de matière organique non décomposée ou partiellement décomposée crée des conditions d'hydromorphie et d'anaérobies qui réduisent la disponibilité des éléments nutritifs (Comont, 2006). Ces conditions créées affectent négativement la croissance de l'épinette noire (Lavoie *et al.*, 2007) et diminuent la productivité ligneuse (Simard *et al.*, 2007).

Pour limiter la paludification, la littérature propose plusieurs traitements dont le drainage forestier qui vise à réduire l'excès d'eau causée par l'hydromorphie (facteur de paludification) afin de faciliter l'oxygénation du site initialement paludifié et, par la suite, stimuler la décomposition de la matière organique (Jutras *et al.*, 2007; Gauthier *et al.*, 2008). Cependant, cette solution est coûteuse et difficilement applicable sur de grandes étendues continues de terrains paludifiés (Lavoie *et al.*, 2005). Un autre traitement proposé est une perturbation sévère du sol à l'aide d'une préparation mécanique du sol (PMS) suite à la récolte forestière. Cette solution pourrait réduire ou du moins limiter la paludification (Lavoie *et al.*, 2005). De plus, la PMS pourrait s'avérer efficace, car on opère sur des étendues très vastes et peut potentiellement appliquer une perturbation très sévère au sol paludifié (Prévost and Dumais, 2003).

Le mémoire est divisé en deux principaux chapitres, une conclusion générale et des annexes. Le Chapitre 1 présente d'abord une introduction générale, incluant l'état des connaissances portant sur le sujet. Le chapitre 2 contient l'essentiel de la recherche qui a permis d'évaluer l'efficacité de la préparation de terrain dans des sites paludifiés de la ceinture d'argile. Une conclusion générale et des recommandations d'aménagement sont présentées par la suite. L'annexe A présente des résultats complémentaires de l'utilisation du géoradar lors de la recherche. Finalement, les annexes B et C présentent du matériel additionnel du projet décrivant les machines utilisées dans l'étude.

1.2 État des connaissances

La paludification est un processus écologique important dans la région de la ceinture d'argile (Fenton *et al.*, 2005; Simard *et al.*, 2009). La paludification est le développement d'une épaisse couche de matière organique menant à la formation d'une tourbière (Payette et Rochefort, 2001). Selon Payette et Rochefort (2001), on peut distinguer deux types de paludification:

La **paludification édaphique**, aussi appelée paludification des bassins humides (Dussart *et al.*, 2002). Ce type de paludification est considéré irréversible et contrôlé principalement par la topographie et le drainage. En effet, lorsqu'une microtopographie locale garde des conditions d'humidité du sol élevées, avec une accumulation rapide de matière organique, ces conditions conduisent systématiquement à la paludification, et favorisent un envahissement accéléré du site par les sphaignes.

La **paludification successionale**, qui résulte de l'augmentation de l'épaisseur de la couche organique au cours du temps (Lavoie *et al.*, 2007). Ce type de paludification concerne les sites bien drainés présentant des pentes faibles à moyennes, supportant des peuplements productifs après feu, pouvant également évoluer vers un état de paludification successionale (Bernier *et al.*, 2008). Ce type de paludification est considéré réversible et résulte d'une réponse de la succession forestière accompagné d'une accumulation d'espèces de sphaigne après les événements de feux (Simard *et al.*, 2007). Les espèces de sphaignes s'étendent à la suite de l'ouverture graduelle du couvert lors de la mort des arbres (Boudreault *et al.*, 2002; Fenton et Bergeron, 2006).

1.2.1 Impact de la paludification sur la productivité

La paludification réduit à la fois la croissance des arbres en place et la densité de la régénération, un double effet négatif sur la productivité à long terme des sites (Simard *et al.*, 2008), puisque les conditions d'anaérobie du sol diminuent le taux d'humification de la matière organique et la disponibilité des nutriments (Roy *et al.*, 1999) en limitant l'activité microbienne et celle de la pédofaune (Prescott *et al.*, 2000). La croissance des tiges mais et la qualité du substrat de germination des arbres en sont affectées (Lavoie *et al.*, 2007a). En

effet, selon Simard *et al.*, (2007, 2009), l'indice de qualité de station (IQS) décroît avec l'augmentation de l'épaisseur de la couche organique. Les mêmes auteurs ont démontré que la productivité ligneuse de pessières noires peut diminuer de 50 à 80 % sur plusieurs centaines d'années; cette perte de productivité s'observe particulièrement entre 100 et 200 ans après feu. Alors, en absence de feu sévère, ces peuplements continuent à évoluer vers un état de paludification avancé, d'où la nécessité d'utiliser d'autres méthodes de perturbation alternatives au feu sévère tel que le brulage dirigé ou la préparation mécanique du sol (PMS). L'effet perturbateur (Réduction de la couche organique, humification de la matière organique) du brulage dirigé sur les terrains paludifiés a été vérifié dans les pessières noires de la ceinture d'argile (Renard, 2010). Par contre cet effet n'est pas encore bien défini avec la PMS sur ces mêmes terrains paludifiés (Lavoie *et al.*, 2007). De ce fait, chercheurs et aménagistes s'interrogent sur la contribution des différentes techniques de PMS à limiter la paludification et surtout dans la relance de la productivité des pessières noires de la ceinture d'argile.

1.2.2 Techniques de préparation mécanique du sol (PMS)

D'un point de vue opérationnel, plusieurs opérations sylvicoles, notamment la PMS, créent des conditions de terrain relativement homogènes, facilitant les travaux subséquents de reboisement et d'entretien des plantations (Prévost, 1992; Schmidt *et al.*, 1996; Prévost, 2004), d'où la recommandation de planter sur un sol préparé en forêt boréale (Prévost et Dumais, 2003; Thiffault *et al.*, 2004; Thiffault *et al.*, 2005). La PMS est un traitement qui consiste à rendre le terrain favorable à la mise en terre d'une quantité optimale de plants dans des microsites propices au reboisement ou à favoriser l'implantation d'une régénération naturelle (von der Gönna, 1992; Sutherland et Foreman, 1995). Cette préparation peut prendre plusieurs formes (ex: scarifiage, hersage forestier) selon les objectifs du traitement et les conditions du terrain (Bérard *et al.*, 1996_{a,b}; Wennström *et al.*, 1999).

Les effets de la PMS sur les propriétés des microsites de plantation et la croissance des plants sont grandement dépendants du type de PMS pratiqué, des caractéristiques initiales de l'humus forestier, de la nature du sol et des conditions environnementales locales (Thiffault *et al.*, 2003). Néanmoins, la PMS est généralement considérée comme une méthode efficace pour favoriser l'établissement des plants. Ce traitement améliore notamment les conditions de

température, d'humidité et de fertilité du sol (Örlander *et al.*, 1990; Sutton, 1993; Sutherland et Foreman, 2000). Il facilite également le travail des planteurs, particulièrement sur le parterre forestier, car il déplace ou élimine en partie les déchets de coupe (von der Gönna, 1992). De plus, les travaux d'entretien de la plantation sont facilités par la PMS (Prévost, 1992).

Dans une étude portant sur les effets de huit techniques de PMS (sur terrain non paludifié) concernant la croissance des plants de pin lodgepole (*Pinus contorta* var. *latifolia* Douglas) en Colombie-Britannique, Bedford et Sutton (2000) rapportent que la majorité des traitements de PMS augmentent significativement la croissance des plants lorsque comparée avec la croissance observée dans les parcelles témoins non-traitées. Il existe plusieurs méthodes et techniques de PMS avec différents degrés de perturbation du sol, tels que le déblaiement, ou la création de sillons par la dent forestière, la préparation de terrain par buttes. Deux techniques de PMS sont plus répandues au Québec, soit: le scarifiage (T26) et le hersage forestier à disques. Le scarifiage consiste à pénétrer dans le sol au moyen de deux disques dentés, ensuite ameublir plus ou moins énergiquement les couches superficielles du sol forestier, pour mélanger la matière organique au sol minéral; c'est un traitement du lit de germination pour favoriser l'ensemencement par les arbres sur pied ou par les rémanents, ou encore pour favoriser le drageonnement (Ford-Robertson, 1971). Le scarifiage permet également, d'éliminer mécaniquement la végétation concurrente et des débris nuisibles ou à une perturbation de la surface du sol afin de favoriser la régénération naturelle ou artificielle d'arbres d'essences recherchées (Bérard *et al.*, 1996_a). De son côté, le hersage forestier vise à pénétrer dans le sol à l'aide de plusieurs disques (6 à 10 disques) pour broyer et à incorporer la matière organique aux horizons minéraux de surface et à ameublir le sol (Bérard *et al.*, 1996_a). Ces traitements sont généralement effectués selon un schéma de travail concentrique. Généralement, le double passage des équipements est nécessaire afin d'améliorer les résultats de la préparation du terrain (ameublement du sol et amélioration des microsites).

Il est accepté que le but majeur de la PMS, est de générer des microsites propices (quelques dizaines de centimètres de rayon) à la régénération et à la mise en place du futur peuplement (Anonyme, 2011). Mais à l'échelle des microsites, la PMS engendre une variété de conditions selon la technique utilisée, offrant des caractéristiques physiques (ex: drainage,

taux d'humidité, l'aération du sol), chimiques et biologiques (ex: disponibilités des nutriments, degré de compétition) pouvant être fort différentes (Sutton, 1993; Kubin *et al.*, 1994; Mallik *et al.*, 1997; Bock *et al.*, 2002).

1.2.3 Concept du microsite

En général, un microsite propice à la mise en terre d'un jeune plant d'arbre est un sol minéral ou organique bien décomposé, où il y a possibilité de placer les racines du plant sans que les branches de ce dernier soient enterrées et en même temps, permet l'établissement, la survie et la croissance optimale du plant mis en terre (Anonyme, 2012). La création de microsites propices se fait par la mise à nu du sol minéral mélangé avec l'humus sur une petite surface (Villeneuve *et al.*, 2007; Vachon *et al.*, 2011). En effet, selon l'agence régionale de mise en valeur des forêts privées en Abitibi (Anonyme, 2012), un microsite propice doit être situé sur une station où le sol minéral a une épaisseur minimale de 25 cm. De plus, dans un rayon de 40 cm autour du microsite, au moins 60 % de la pleine lumière doit se rendre au sol. On note que le concept de « microsite » reste difficile à définir, puisque les caractéristiques du microsite qui ont le plus d'influence sur la croissance, la physiologie et la survie des plants, selon un gradient de conditions écologiques, restent à être identifiées (MRNF, 2012).

Le choix de microsite approprié est primordial lors de la mise en terre des plants, puisque le microsite est censé améliorer la chance de survie et la croissance initiale des plants. L'utilisation de microsites inappropriés aux espèces mises en terre peut diminuer la productivité en affectant la croissance, ou entraîner une perte des semis lors de la plantation (Spittlehouse et Stathers, 1990; Thiffault, 2005). La température du sol, sa masse volumique, son contenu en eau et sa fertilité sont quelques-unes des conditions qui définissent la qualité du microsite (Spittlehouse et Stathers, 1990; Thiffault, 2005). Le niveau optimal d'une condition environnementale peut varier en fonction du changement d'une autre condition, et ce, suivant des mécanismes complexes d'interactions climatiques, biochimique et morphologiques (ex: régime hydrique du site, absorption de l'eau et des éléments nutritifs, croissance des plants ou des semis) (Margolis et Brand, 1990; Thiffault *et al.*, 2005).

Dans les sols paludifiés, la structure du sol est caractérisée par la présence d'une couche organique composée de sous-couches organiques. Le tableau 1.1 présente les différents horizons probables d'un sol paludifié selon la classification canadienne des sols, et une description de chaque horizon. On note que sur ce genre de substrat, le choix des microsites sera relativement difficile puisqu'on est relativement loin du substrat minéral (Lavoie *et al.*, 2007).

Tableau 1.1 Description des horizons pour les sols organiques et minéraux de sites paludifiés dans la ceinture d'argile.

Sol		Description
Couches	Horizons	
Organique	L/D	Accumulation de mousses vivantes et mortes, plus de mousses que de racines.
	Fibrique (OF)	Identifiable, relativement non-décomposé. Très limité en nutriments.
	Mésique (OM)	Matière organique amorphe et modérément décomposée.
	Humique (OH)	Matière organique très décomposée, amorphe, indéterminable.
Minérale	A	Typiquement une argile glacio-lacustre et parfois classée en argile-sablonneuse, occasionnellement associée avec des roches.

Source :Le système canadien de classification des sols (1989)

Le choix d'un microsite de plantation ou de reboisement est étroitement lié à la qualité de préparation de terrain, aux caractéristiques du sol (texture, humidité, teneur en matière organique) sur tout le long du profil pédologique (Sutherland *et al.*, 1995; Thiffault, 2005; Walsh *et al.*, 2011). Il est accepté que la perturbation du sol paludifié par la PMS, en réduisant l'épaisseur de la couche organique (ECO) stratifiée, engendre une nouvelle disposition du sol forestier que nous ignorons, ce qui probablement modifiera la proportion et la qualité des microsites propices à la régénération issus d'un mélange organique et minéral. De ce fait, il est important de suivre l'évolution de ces couches organique et minérale après PMS. Toutefois, l'effet réel de la PMS sur les propriétés physiques de ces couches reste largement inconnu, tel que la stratification du profil, ou leur disposition après PMS.

Il serait possible à l'aide d'outils de prospection géophysique, de détecter la stratigraphie et la variation de l'ECO. Avec un tel outil, on pourrait être en mesure d'évaluer l'ECO et la stratification de la couche organique après PMS, ce qui permettrait d'évaluer indirectement l'efficacité de chaque technique de PMS à modifier l'ECO.

1.2.4 Technique de stratigraphie du terrain à l'aide du géoradar

Le suivi en continu de la variation de l'ECO après une PMS et la stratigraphie des horizons de la couche organique demeurent difficiles à évaluer. Toutefois, des outils de détection et de prospection géophysique tels le géoradar (Ground Penetrating Radar -GPR) peuvent s'avérer intéressants, car ils permettent de visualiser les structures en profondeur tels que la prospection gravimétrique, la prospection magnétique, la prospection électrique et la prospection électromagnétique (Conyers, 2012). Le géoradar est un appareil de prospection géophysique utilisé pour sonder les premiers mètres de la surface du sol (Dallaire, 2011). Des ondes électromagnétiques à hautes fréquences (>10 MHz) sont émises dans le sol et les échos enregistrés traduisent les contrastes de permittivité diélectrique entre les différents milieux (Girard, 2010). Le géoradar fonctionne selon le principe de l'analyse de signaux émis, puis réfléchis par des hétérogénéités du milieu étudié. Il prend en compte le temps du trajet aller-retour de l'impulsion électromagnétique ainsi que son amplitude, à la manière d'un échosondeur (Schmidt Géoradar Services, 2012).

Le géoradar a été utilisé depuis les années 1970 pour localiser les limites de matériaux par variation de permittivité diélectrique de ces derniers (Davis et Annan, 1989; Annan, 1999). Le géoradar est de plus en plus utilisé dans la recherche forestière, en particulier dans les tourbières profondes boisées afin d'identifier l'interface organique-minéral du sol (Comas *et al.*, 2004; Emili *et al.*, 2006; Laamrani *et al.*, 2013), la détermination de la stratigraphie de la tourbe (Theimer *et al.*, 1994) et la cartographie des systèmes racinaires des arbres dans les peuplements (Amato *et al.*, 2008; Zenone *et al.*, 2008; Hirano *et al.*, 2009). Le géoradar a aussi été utilisé dans la cartographie des diverses surfaces avec de sédiments sous-jacents (Comas *et al.*, 2004, 2005a), et l'évaluation des accumulations de gaz biogènes issus de la fermentation lors de la décomposition organique des végétaux (Comas *et al.*, 2005 b, c).

Une étude menée par Dallaire (2011) montre l'efficacité de l'utilisation d'un géoradar à caractériser la stratigraphie de la tourbe dans les tourbières profondes boréales de la Baie James. La prospection avec cet outil a permis d'obtenir des profils (à hautes résolutions) continus des principales unités stratigraphiques de cette tourbière, mais aussi de calculer avec précision le volume total de tourbe et l'épaisseur des couches organiques superposées sur la couche minérale (argile) pour l'ensemble du site d'étude. Dans une autre étude sur la paludification, Laamrani *et al.*, (2013) a démontré la pertinence du géoradar à évaluer la profondeur de la tourbe et à caractériser la réflectance selon l'hétérogénéité du milieu, notamment celle de la couche organique-minérale, composée de plusieurs horizons (de haut en bas): horizon fibrique, horizon mésique, horizon humique et horizon minéral. Donc, le géoradar semble être un outil prometteur, puisqu'il assure en même temps la prospection et la cartographie de l'interface organique-minérale. Cependant, la technique s'est avérée efficace dans des profondeurs supérieures à 1 m (Laamrani *et al.*, 2013).

Cette étude visait donc à déterminer l'efficacité de deux techniques de PMS (Scarificateur T26 et herse forestière) à réduire l'ECO et à générer de bons microsites dans les sites paludifiés de la ceinture d'argile et d'identifier les conditions et les variables influençant cette efficacité, notamment dans les secteurs où les conditions de paludification sont considérées réversibles. Nous visons également à vérifier l'utilité du géoradar pour la réalisation de profils détaillés de l'épaisseur de la couche organique à l'aide d'un outil de télédétection de proche surface (géoradar) afin d'identifier l'hétérogénéité du milieu dans les sites après PMS.

CHAPITRE II

EFFICACITÉ DE LA PRÉPARATION DE TERRAIN DANS DES SITES PALUDIFIÉS DE LA CEINTURE D'ARGILE DE L'OUEST DU QUÉBEC

Mohammed HENNEB, Osvaldo VALERIA et Nicole FENTON

Institut de recherche sur les forêts, Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement
forestier durable.

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 445 boul. de l'Université,
Rouyn-Noranda, Québec. J9X 5E4

2.1 Résumé

Dans la pessière noire à mousses de la forêt boréale, plus précisément dans la région de la ceinture d'argile, la succession forestière tend naturellement vers des peuplements paludifiés. La paludification ou l'entourbement est l'accumulation de matière organique peu ou pas décomposée sur le sol minéral. Les conditions créées par la paludification nuisent à la régénération et à la croissance de l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P), notamment à cause d'une faible disponibilité des nutriments. La préparation mécanique du sol (PMS) pourrait limiter la paludification, en perturbant de manière sévère les couches organiques et en stimulant leur décomposition. L'objectif de notre projet est d'évaluer des stratégies de PMS et d'identifier les variables topographiques permettant de réduire l'épaisseur de la couche organique (ECO). De même, nous visons à identifier les techniques de PMS qui créent le maximum de microsites favorables à la plantation dans les terrains paludifiés de la ceinture d'argile. Dans un secteur de 35 km², neuf parcelles expérimentales récoltées avec CPRS (coupe avec protection de la régénération et de sols), dont les superficies varient de 20 à 40 ha, avec un gradient d'entourbement croissant ont été délimitées. Trois ont été sélectionnés au hasard pour recevoir un traitement de PMS par herse forestière, trois autres parcelles choisies aléatoirement ont été soumises à un traitement de scarificateur à disques (T26), et trois parcelles témoins ont été laissées sans PMS (CPRS). Nous avons mesuré la profondeur totale de la matière organique ponctuellement (n=1472) avec une sonde (tarière graduée) le long de huit transects par parcelle. Lors de la mesure directe de l'ECO, les microsites ont été qualifiés de « bons » ou « mauvais » à l'intérieur d'un quadrat de 1 m² placé sur chaque point de mesure manuelle d'ECO. Les résultats des modèles mixtes ont montré une différence significative d'ECO (p<0,01) entre les traitements de PMS et la CPRS; la herse a réduit l'ECO plus que le scarificateur à disques (T26) et a donné également les pourcentages les plus élevés de bons microsites générés (70%). Une analyse par arbre de régressions, nous a permis générer des classes de réduction d'ECO et de qualité de microsites selon les conditions initiales d'ECO, la technique de PMS utilisée et les variables topographiques.

Mots-clés: Paludification, épaisseur de la couche organique, préparation mécanique du sol, microsites

2.2 Introduction

Le déclin de la productivité des forêts a reçu une attention croissante au cours des dernières décennies en raison de son potentiel pour influencer les budgets mondiaux du carbone et la gestion durable des forêts (Ryan *et al.*, 2004; Zaehle *et al.*, 2006). Dans les écosystèmes forestiers du Nord, l'une des causes du déclin de la productivité est l'accumulation au fil du temps d'une couche organique épaisse sur le sol minéral, ce phénomène est appelé «paludification». La paludification est due, avant tout, à la saturation du sol en eau, conduisant à un milieu anaérobique froid, qui diminue l'activité microbologique (Fenton *et al.*, 2005; Lavoie 2005; Bergeron *et al.*, 2007), ceci contribue au refroidissement du sol et limite la minéralisation des éléments nutritifs et leur absorption par les plantes (Gower *et al.*, 1996; Murty *et al.*, 1996, Prescott *et al.*, 2000).

Dans la forêt boréal de l'est canadien, la paludification est un phénomène naturel ou l'épaisseur de la couche organique peut excéder les 30 cm et même être largement supérieure dans certaines régions, notamment dans la région de la ceinture d'argile (Simard *et al.*, 2007, 2009; Bernier, 2008). En effet, cette région s'étend sur 125 000 km² au nord du Québec et de l'Ontario et est caractérisée par une paludification particulièrement intense, la topographie est principalement plane, ondulée de quelques collines et la composition argileuse du sol y diminuent les capacités de drainage du sol dans les basses terres, ce qui conduit à la création de tourbières (Payette, 2001), ceci fait en sorte qu'une grande proportion des peuplements d'épinettes noires (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P) sont paludifiées (Prévost *et al.*, 2001) causant à la fois une diminution de croissance des arbres en place et la régénération (Simard *et al.*, 2007, 2008). En plus de la couche organique qui couvre le sol minéral, ces sites paludifiés sont composés d'une couche épaisse de mousses hypnacées et de sphaignes vivantes en surface (Salemaa *et al.*, 2008) formant à long terme une couche isolante entre les semis de régénération du peuplement forestier et le sol minéral (St-Denis *et al.*, 2009).

La paludification peut se présenter selon deux processus: édaphique ou successionnelle. La paludification successionnelle est un phénomène biologique possiblement réversible, tandis que la paludification édaphique est une propriété intrinsèque du site, dont la modification exige des ressources plus considérables, comme le drainage forestier (Jutras *et al.*, 2007). Par manque d'outils de détection appropriés, il est difficile pour l'aménagiste de différencier ces deux processus (Gauthier *et al.*, 2008).

La coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), est une des techniques de récolte fréquemment utilisée en forêt boréale, notamment dans les peuplements paludifiés. La CPRS concentre les passages de la machinerie dans des sentiers. La perturbation des sols paludifiés par le passage sélectif et restreint de la machinerie lors d'une CPRS est insuffisante en regard de l'étendue (perturbation horizontale), et surtout en regard de l'épaisseur (perturbation verticale) sur l'ensemble du parterre de coupe (Lavoie *et al.*, 2011).

Une forte perturbation du sol pendant la récolte pourrait réduire l'épaisseur de la couche organique (ECO), mais aussi augmenter le nombre de bons microsites pour la croissance des épinettes noires dans les sites paludifiés (Lafleur *et al.*, 2011). La préparation mécanique du sol (PMS) serait un moyen efficace pour mélanger la couche organo-minérale et enlever la compétition. De plus, la PMS est censée générer des milieux favorables (microsites) à la régénération et la croissance des arbres, en exposant le sol minéral, ou en mélangeant la couche organique au sol minéral (Lafleur *et al.*, 2010). Cependant, nous ne connaissons pas l'effet réel de ces techniques de PMS sur les terrains paludifiés. Également, l'efficacité d'une technique de PMS dépend essentiellement de : l'épaisseur du sol, la quantité des déchets de coupe, l'expérience de l'opérateur et notamment de la topographie (pente et aspect) du site (McKinnon *et al.*, 2002).

Notre étude visait à déterminer l'efficacité de deux techniques de PMS (Scarificateur T26 et herse forestière) à réduire l'épaisseur de la couche organique (ECO) et à générer de bons microsites dans les sites paludifiés de la ceinture d'argile, notamment dans les secteurs soumis au processus de paludification. Ainsi nous avons vérifié les avantages de la PMS par rapport à la CPRS à contrer les effets de la paludification. Notre hypothèse prédisait qu'une diminution significative de l'épaisseur de la couche organique sera observée avec le traitement de PMS par rapport au traitement avec CPRS seulement (Lafleur *et al.*, 2010). Ensuite nous avons voulu identifier la technique de PMS la plus efficace sous conditions paludifiées après CPRS, en regard de la réduction de l'ECO et de la création de bons microsites. Notre hypothèse prédisait que la herse forestière donnerait de meilleurs résultats que le scarificateur T26 en regard de la diminution de l'ECO et la création de bons microsites, en raison du mélange qu'elle génère entre l'horizon organique et l'horizon minéral. Finalement, nous avons voulu déterminer l'influence de l'élévation de la pente ainsi que l'orientation de la pente (Aspect: Nord, est, ouest, sud) sur l'efficacité de la PMS à réduire l'ECO et à générer de bons microsites. Notre hypothèse supposait que les pentes élevées limitent l'efficacité de la PMS dans la réduction de l'ECO et dans la création de bons microsites, par contre nous pensions que l'aspect aurait un effet variable sur ces deux dernières.

2.3 Matériel et méthodes

2.3.1 Description de la zone et des sites d'études

Neuf parcelles d'études d'une taille moyenne de 32 ha avec un gradient d'épaisseur de couche organique (ECO) qui varie entre 0 et 100 cm ont été délimitées dans le canton de Valrenne localisé à 100 Km environ du nord-est de Macamic, dans la ceinture d'argile au nord-ouest du Québec (49° 28' N, 78° 30' O). La zone d'étude est située dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousse (Saucier *et al.*, 2009) (Figure 2.1). Ce territoire est dominé par de l'argile compacte et est associé à d'importantes tourbières entrecoupées par les sables et graviers de la moraine d'Harricana (Veillette, 1994). Par ailleurs, la ceinture d'argile est divisée en trois zones distinctes possédant des caractéristiques morphologiques, hydrogéologiques, granulométriques, sédimentologiques, géochimiques et même géotechniques fort variées (Veillette et Thibaudeau, 2007; Veillette, 2007). Le secteur d'étude est situé dans la partie la plus nordique de la ceinture d'argile, soit dans la marge distale de la dernière crue de Cochrane (Veillette, 2007). Une micro-topographie accidentée est la caractéristique principale de cette zone. Cette zone se caractérise également par un niveau de compaction plus élevé que les autres zones, un réseau de drainage chaotique, un substrat minéralogique fort perturbé par plusieurs processus associés aux glaces flottantes. La température annuelle moyenne et les précipitations sont respectivement de 0,7 °C et de 906 mm (Environnement Canada, 2011). L'épinette noire et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) dominent les peuplements dans la zone d'étude, constituant respectivement 79 % et 16 % des espèces arbustives. Ces espèces sont suivies de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx), qui occupe environ 4 % de la zone d'étude. Le 1 % restant de la zone est couvert par du mélèze (*Larix laricina* [Du Roi] K. Koch), le sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Miller) et le bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marshall) (Laamrani *et al.*, 2013). Le sol forestier est composé de sphaignes (*Sphagnum spp*), de mousses hypnacées (principalement *Pleurozium schreberi* [Brid.] Mitten) et d'arbustes (principalement des éricacées) avec une couverture variable le long du paysage (Laamrani *et al.*, 2013).

2.3.2 Récolte de données et protocole expérimental

Des données d'ECO ont également été prélevées manuellement sur la zone d'étude avant récolte à l'été 2009. Des données LiDAR (*Light Detection and Ranging*) ont également été recueillies en 2010 (avant CPRS) sur une zone de ce territoire d'étude couvrant environ 105 km². Les données sont d'une grande précision (2,8 points/m²) avec une précision verticale centimétrique- (root mean square error RMSE)- de 0,065 cm. Les données LiDAR ont été

prétraitées en séparant les retours d'impulsion de la canopée à partir des retours d'impulsions au sol. Les derniers retours classés comme ceux de la surface au-dessus du sol ont été interpolés en utilisant la méthode d'interpolation TIN (*Triangulated Irregular Network*) à des résolutions de 1, 5 et 10 m pour produire un modèle numérique de terrain (MNT) à l'aide du logiciel ArcGIS 10.0 (ESRI, 2011). Les valeurs des variables topographiques (pente, aspect) sur toute la zone d'étude pour chaque résolution ont été ensuite élaborées. Les neuf parcelles sélectionnées aléatoirement ont été récoltées par CPRS en automne 2010. À l'automne 2011, six des neuf parcelles aléatoires ont été soumises à la PMS. Trois parcelles ont été traitées par la herse forestière, trois parcelles ont été traitées par le scarificateur T26 (Annexe B et C) et trois parcelles sont restées non-traitées (témoins, CPRS seulement). Les machines utilisées pour la PMS étaient munies d'un GPS afin qu'on puisse suivre leur circulation sur le terrain dans chaque parcelle afin de déterminer l'intensité de la perturbation (basée sur le nombre de passages). Le Tableau 2.1 présente le détail des superficies et du nombre d'observations d'ECO pour chaque parcelle.

Pendant l'été de 2011 et 2012, un échantillonnage systématique d'ECO (mesure manuelle) à des intervalles de 20 mètres avec une sonde (tarière graduée) a été réalisé dans chaque parcelle sur huit transects géoréférencés (approximativement 400 mètres de longueur) et parallèles, distancés de 20 mètres et disposés perpendiculairement aux sentiers de récolte. Les transects étaient éloignés de 60-80 mètres de la route afin d'éviter l'altération du sol produite par les activités de récolte proche de la jetée ou aire d'empilement (Figures 2.2).

Pendant l'échantillonnage de 2012, une description qualitative et quantitative de microsites a été réalisée sur chacun des points d'observations. Une grille (quadrat) de 1 m² divisée en 25 petits quadrats (zones de qualité) de 20 cm x 20 cm a été utilisée pour qualifier le microsite (Figure 2.2). Deux classes de qualité ont été définies, les bons et les mauvais microsites en se basant sur l'apparence du sol lors de l'évaluation. Les bons microsites étaient composés de sol minéral mélangé avec de la matière organique, ou un sol organique décomposé (humique, mésique, mélange humique-mésique) (Soil Classification Working Group, 1998). Les mauvais microsites étaient composés de sol exclusivement minéral tassé ou instable sous forme de mottes, ou composé de matière organique mal décomposée, voire non décomposée (Thiffault, 2005).

2.4 Analyses statistiques

Tout d'abord, nous avons vérifié l'homogénéité de l'ECO (avant CPRS) dans tous les parcelles aléatoires avant les traitements PMS (scarificateur T26 et herse forestière) et CPRS. Les résultats montrent une différence non significative ($p > 0,4$, moyenne ECO herse = $43,27 \pm 4,5$ cm; moyenne ECO scarificateur T26 = $41,83 \pm 5,1$ cm ; moyenne ECO CPRS = $41,00 \pm 4$ cm) entre les neufs parcelles, ce qui démontre que les conditions d'ECO avant CPRS étaient homogènes sur toutes les parcelles d'étude (Figure 2.3).

Une corrélation de Pearson (r_p) entre l'ECO avant coupe et les variables topographiques (pente, aspect regroupé en 4 classes: nord, est, sud, ouest) sous trois résolutions (1, 5 et 10 m) et des ANOVA avec test de Tukey (Multcomp) ont été réalisées. Une analyse de l'effet de la résolution des divers modèles numériques du terrain (MNT) dérivés du LIDAR (données 2010) sur les valeurs de pente et d'aspect a été réalisée. Les résultats de la corrélation de Pearson (r_p) montrent que les résolutions 5 et 10 m présentent les meilleurs résultats comparés à 1 m (Tableau 2.2). Les résultats de l'ANOVA et du test de Tukey ne montrent aucune différence d'aspect et de pente ($p < 0,05$) entre les résolutions 5 et 10 m (Figure 2.4). La résolution de 5 m a donc été utilisée pour toutes les analyses subséquentes (Tableau 2.2).

Nous avons utilisé des ANOVA afin d'évaluer l'effet de la CPRS (avant vs. après) et la PMS sur l'ECO. Nous avons aussi comparé l'effet des deux traitements de PMS sur l'ECO en utilisant le test de Tukey.

Afin d'expliquer l'influence des variables explicatives les plus importantes (traitements PMS, ECO avant et après CPRS, topographie, sentiers de machinerie) sur la réduction de l'ECO et la qualité des microsites, une sélection respective de modèles mixtes linéaires (nlme) et de modèles linaires généralisés avec une régression logistique (stats, rms) ont été réalisées en utilisant le critère d'informations d'Akaike (AICmodavg, Mazerolle, 2006). Ces modèles candidats présentés dans les tableaux 2.3 et 2.4 ont été conçus selon nos hypothèses de travail et construits à partir des variables suivantes : pourcentage de réduction d'ECO ($\% \text{ réduction ECO} = \frac{\text{ECO après PMS} - \text{ECO après CPRS}}{\text{ECO après CPRS}} \times 100$), pente, aspect, traitements PMS, conditions initiales d'ECO (ECO avant et après) coupe et répartitions des parcelles. L'influence des sentiers de coupe sur la réduction d'ECO a été considérée sous forme de variable binaire (oui, non) qui fait référence à la présence ou l'absence du point de mesure d'ECO sur le sentier de débardage.

Afin de segmenter et identifier les interactions complexes entre les variables prédictives sans aucune hypothèse de linéarité qui influent sur la réduction ou l'augmentation de l'ECO et la qualité des microsites générés après PMS, une méthode non paramétrique par « arbres de régression » (rpart, tree, mvpart; Breiman *et al.*, 1984) a été utilisée. Cette méthode permet de diviser (division binaire) les données réponses en petits groupes homogènes (terminaux), en fonction des variables prédictives numériques et catégoriques (De'ath et Fabricius, 2000; Ouellette *et al.*, 2004; Anonyme, 2009). L'analyse par arbre de régression a été appliquée pour expliquer la distribution des teneurs en matière organique dans plusieurs types de sols dans de nombreuses études (Kulmatiski *et al.*, 2004; Johnson *et al.*, 2009; Häring *et al.*, 2012). L'arbre de régression a été construit à partir des modèles sélectionnés par AIC pour donner plus de robustesse à cette analyse.

Afin de comparer, puis distinguer la technique de PMS qui génère le meilleur ratio (pourcentage) en regard de la dominance et/ou présence de bons microsites, un test du χ^2 ainsi que des tableaux de contingence ont été utilisés. Toutes les analyses statistiques utilisaient un niveau de signification de $\alpha = 0,05$ et ont été réalisées avec le logiciel R (R version 2.15.0, R Development Core Team, 2012).

2.5 Résultats

2.5.1 L'effet des traitements sur l'épaisseur de la couche organique et sur la qualité des microsites

2.5.1.1 L'effet des traitements sur l'épaisseur de la couche organique

Nous avons comparé la variation de l'ECO sur l'ensemble des traitements ($n = 1472$ observations), et avons constaté que la PMS (moyenne ECO = $24,79 \pm 4$ cm) a réduit significativement l'ECO ($p < 0,01$) par rapport à la CPRS (moyenne ECO = $39,9 \pm 4,3$ cm) ainsi qu'aux conditions d'avant CPRS (moyenne ECO = $42,5 \pm 5$ cm). Cependant, la différence était non-significative ($p > 0,3$) entre l'ECO avant et après CPRS (Figure 2.5).

Nous avons également comparé la variation de l'ECO après CPRS (avant PMS) sur les six parcelles destinées au scarifiage et au hersage, les résultats ont montré une différence significative ($p \leq 0,005$) d'ECO entre les parcelles choisies pour le scarifiage T26 (moyenne ECO = $35,5 \pm 3,7$ cm) et les parcelles choisies pour la herse forestière (moyenne ECO = $44,2 \pm 4$ cm). Après PMS, les résultats ne montrent aucune différence significative ($p=0,4$) d'ECO entre les parcelles

scarifiées avec T26 (moyenne ECO = $31,5 \pm 5,2$ cm) et la herse forestière (moyenne ECO = $23,2 \pm 3$ cm).

Les résultats obtenus lorsque l'on a comparé l'effet de deux techniques de PMS sur la base de la réduction d'ECO par rapport à la CPRS montraient que la herse forestière réduit significativement ($p < 0,001$) plus l'ECO comparée au scarificateur T26 avec les moyennes de réduction respectives de 41 % et 8 % (Figure 2.6).

2.5.1.2 L'effet de la PMS sur la qualité des microsites

Les résultats du test Khi^2 ont montré que la qualité des microsites dépendait significativement du choix de la technique de PMS (Tableau 2.5). Les résultats du tableau de contingence ont indiqué une différence significative entre les pourcentages respectifs de 70 % et 50 % pour les bons microsites concernant la herse forestière et le scarificateur T26 (Tableau 2.5).

2.5.2 Exploration des relations entre les variables réponses et explicatives

2.5.2.1 Relation entre la réduction de l'ECO et les variables explicatives

La sélection de modèles par AIC a montré que la réduction de l'ECO dépend de l'ECO après CPRS, traitements PMS (herse forestière, scarificateur T26 et de la pente (Modèle 5, Tableau 2.6). L'analyse par arbre de régression a permis de segmenter et d'identifier les interactions complexes entre ces variables prédictives et a résulté en neuf terminaux de pourcentage de réduction d'ECO. Nous n'avons noté aucun effet de l'aspect (orientation de la pente) et des sentiers de coupe sur la réduction de l'ECO. Les résultats de l'analyse sont présentés dans le tableau 2.6 et la figure 2.7.

L'arbre de régression (Figure 2.7) est divisé en deux sections basées sur le seuil d'ECO après CPRS ≤ 19 cm et ECO après CPRS > 19 cm. Le traitement PMS était présent dans les deux sections, tandis que la pente a eu une influence restreinte dans la section ECO après CPRS ≤ 19 cm. Sur cette même section, l'arbre de régression a montré une réduction d'ECO avec la herse forestière (Terminal B, moyen de réduction d'ECO de 2,2 %) et une accumulation d'ECO relativement élevée avec le scarificateur T26 (Terminal A, moyenne d'accumulation d'ECO de 138 %). Nous avons noté 10 observations d'accumulation d'ECO avec la herse forestière (terminal C avec une moyenne d'accumulation d'ECO de 86,7 %). Cependant, concernant le seuil ECO après CPRS > 19 cm, le pourcentage de réduction d'ECO était relativement élevé pour les

terminaux restants (terminaux D, E, F, G, H, I). Nous avons observé qu'en regard du seuil d'ECO après CPRS 27- 44 cm, ce pourcentage était différent entre la herse forestière (terminal F, moyenne de réduction d'ECO 22 %) et le scarificateur T26 (terminal E, moyenne de réduction d'ECO 39 %). Le Tableau 2.7 présente les valeurs statistiques de terminaux ainsi que le nombre d'observations. Le test de Tukey (Tableau 2.8) a montré que le pourcentage de réduction de l'ECO différait significativement entre la plupart des terminaux (28 des 36 paires, $p \leq 0,05$). Les terminaux B, C et I regroupaient moins d'observation par rapport aux autres terminaux, ce qui a augmenté les valeurs des écarts types et réduit la variabilité au sein de ces trois groupes.

2.5.2.2 Relation entre la qualité des microsites et les variables explicatives

La sélection de modèles par AIC a montré que la qualité des microsites dépendait exclusivement du traitement de PMS (Modèle 9, Tableau 2.9). En effet, nous avons pu segmenter les données de qualité des microsites en fonction de la variable « traitement » en utilisant l'analyse par arbre de régression. En effet, cette analyse a montré globalement, que la herse forestière générait plus de bons microsites que le scarificateur T26 avec les pourcentages respectifs de 70 % et 50 % (Figure 2.8), ce qui confirme les résultats du test du Khi^2 réalisé précédemment (Tableau 2.5).

2.5.3 Réduction d'ECO et qualité des microsites selon les conditions initiales d'épaisseur

Nous avons intégré les résultats obtenus pour la réduction d'ECO et la qualité des microsites en un seul outil décisionnel basé sur les techniques de PMS et les conditions initiales d'ECO. Nous avons pu ressortir les pourcentages de bons et mauvais microsites pour chaque terminal. Les résultats obtenus sont résumés dans le Tableau 2.10. Nous avons remarqué que l'ECO après CPRS étant inférieur à 19 cm, la herse forestière a tendance à réduire l'ECO sur les pentes inférieures à 6% et présente les meilleurs pourcentages de bons microsites générés comparés au scarificateur T26. Pour le seuil d'ECO après CPRS compris entre 19 cm et 44 cm, nous avons remarqué que la herse forestière est meilleure que le scarificateur T26 en regard de la réduction d'ECO et de création de bons microsites. Pour le seuil 44-56 cm, nous avons observé que les deux machines réduisent une proportion équivalente d'ECO, mais le scarificateur T26 présente les meilleurs pourcentages de bons microsites. Au-delà des 56 cm, nous avons constaté que les deux machines ont le même effet sur la réduction d'ECO, mais la herse semblait présenter les meilleurs pourcentages de bons microsites que le scarificateur T26.

2.6 Discussion

Sur les terrains paludifiés, la préparation mécanique du sol, telle que le scarifiage et le hersage, réduit significativement l'épaisseur de la couche organique du sol comparée à la CPRS, cette dernière est soumise à un entremêlement avec la couche minérale, ce qui a pour effet, la disponibilité des substrats propices (microsites) à la croissance des arbres.

Nos résultats ont montré dans le canton de Valrenne que la herse forestière se positionne comme la meilleure technique de PMS pour la réduction d'ECO et de création de bons microsites, sauf sur le seuil d'ECO (44-56 cm), car elle présente dans ce cas un pourcentage moins élevé (48%) de microsites propices à la régénération que le scarificateur T26. Toutefois, suite à notre analyse par arbre de régression, nous pensons que l'efficacité d'une technique de PMS reste relativement dépendante de l'état d'avancement de la paludification et des conditions in-situ du site.

2.6.1 Réduction de l'épaisseur de la couche organique

Nos résultats démontrent que la perturbation par PMS réduit significativement l'ECO comparé à la CPRS. Ces résultats ont aussi confirmé que la perturbation générée par la CPRS n'a pas d'effet significatif sur la réduction de l'ECO. Cette réponse peut s'expliquer facilement par l'utilisation restreinte des machines de récoltes sur les sentiers qui ne perturbent pas plus que 25% de la surface récoltée (Harvey and Brais, 2002), alors que la PMS est appliquée sur la totalité de la surface. Les études antérieures sur l'impact positif de la perturbation mécanique des sols par rapport à la CPRS vont dans le même sens (Lecomte, 2006; Lafleur *et al.*, 2010). Sur notre site paludifié, la machinerie de CPRS semble perturber l'ECO seulement au niveau des passages restreints des roues laissant des zones importantes non-perturbées.

Nos résultats ont montré que la herse forestière avait réduit davantage l'ECO que le scarificateur T26. Cette différence peut être aussi expliquée par la technique utilisée, le scarificateur T26 a tendance à mettre le sol en buttes (sillons), donc accumuler de la matière organique au lieu de la réduire, contrairement à la herse forestière qui va réduire l'ECO en broyant et en incorporant la matière organique à l'horizon minéral argileux (Bérard *et al.*, 1996_{a,b}). De plus, le nombre et le tracé des passages des deux machines pourraient jouer un rôle important dans la préparation du sol (Prévost, 1992; Sutherland et Foreman, 1995). En effet, le double passage perpendiculaire de la herse forestière a permis de réduire et d'homogénéiser l'ECO sur

toute la surface préparée, par contre le double passage parallèle réalisé par le scarificateur T26 à accentuer la mise en buttes du sol. Toutefois, on rapporte aussi d'une façon générale que l'efficacité de la machinerie de PMS est limitée principalement par les conditions in situ de terrain (Pamerleau-Couture, 2011), notamment par l'ECO en surface du sol argileux, l'humidité du sol (organique et minéral), la topographie et les débris de coupe laissés sur place.

Nous avons observé que l'efficacité des deux techniques de PMS dépendait fortement de l'ECO après CPRS et de la pente du terrain. Tout de même, notre zone d'étude est caractérisé par l'absence de pentes extrêmes (>25%), considérées comme un facteur limitant de la PMS sans tenir compte de leur orientation (aspect), ce dernier n'a eu aucun effet sur la performance des techniques de PMS (McKinnon *et al.*, 2002). Néanmoins, l'importance de la pente sur la présence de la paludification (ECO) a été aussi vérifiée sur le même territoire d'étude (Laamrani *et al.*, 2014). Nous suspectons que sur les faibles seuils de paludification (ECO <19 cm), la machinerie de PMS, notamment la herse forestière, est généralement plus sensible à la pente qu'à l'ECO initiale (avant traitement) puisque les disques de la machine seraient en contact direct avec le sol minéral. Sur les seuils moyens et élevés de paludification (ECO <44 cm), la machinerie de PMS est plus affectée par l'ECO que par la pente, car les couches organiques accumulées sur le sol vont réguler le niveau de la pente en la rendant de moins en moins extrême voire nulle (Laamrani *et al.*, 2013).

Les variations de réduction d'ECO observées sont probablement dues aux caractéristiques des deux machines, notamment à la profondeur de travail des disques. La perturbation du sol par les disques de la herse forestière et du scarificateur T26 peut dépasser respectivement les 40 et 60 cm de profondeur (Sutton, 1993; Örlander *et al.*, 1996), mais il semble que leur efficacité dépend essentiellement de l'humidité du sol, la pierrosité du sol et de la densité de débris de coupes (Coates et Haeussler, 1988; Von der Gönna, 1992), que nous n'avons pas évaluées dans cette étude. Toutefois, selon nos observations (visuelles), le sol paludifié semblait présenter une forte humidité (non mesurée) et une concentration assez élevée en débris de coupe grossiers malgré le fait que les opérateurs ont réalisé une deuxième récupération de débris après CPRS. Cette concentration était variable d'un point à un autre et entre les parcelles. En effet, d'après McGee et Birmingham (1997), un seuil de plus 5% de la surface occupée par les débris de coupe, pourrait réduire l'efficacité de la PMS à perturber le sol. De plus, l'augmentation de la densité des débris de coupe ou de l'humidité du sol et de la pente peuvent réduire les performances des machines de PMS (vitesse de déplacement, profondeur de travail, pression exercée sur le sol), ce qui va

influencer négativement la qualité de la PMS (Beaudry, 1990; Von der Gönna, 1992; McKinnon *et al.*, 2002).

L'efficacité des deux machines semble atteindre un plateau sur le seuil $44 \text{ cm} < \text{ECO}$ initiale $< 56 \text{ cm}$ où les performances étaient équivalentes en terme de réduction d'ECO. La limite d'action des disques peut expliquer que les machines ne réussissent pas à bien préparer le sol, ceci n'est plus évident lorsque l'ECO initiale dépasse les 56 cm. Au-delà d'une valeur plus élevée de l'ECO, les activités seraient difficilement praticables pour les deux machines en raison de l'importance de l'ECO et de l'humidité élevée rendant très difficile le déplacement de la machinerie de PMS et l'accès au sol minéral par les disques de cette dernière. Par contre, celles-ci assureraient un bon mélange d'horizons organiques en surface du sol (Simard *et al.*, 2008; Lafleur *et al.*, 2011; Nappi, 2013). Malgré ce mélange, en été, les opérations de PMS semblent rester très problématiques pour les endroits fortement paludifiés et humides vu leur inefficacité à diminuer l'effet de la paludification. Nos résultats concernant la recommandation de la herse forestière vont dans le même sens que ceux recommandés par Prévost (1992), Von der Gönna (1992) et Bérard *et al.* (1996_a), sur les sites à forte accumulation de matière organique à drainage déficient. Ces auteurs suggèrent que le mixage des horizons réalisé par la herse forestière est beaucoup supérieur dans l'amélioration des propriétés du sol que la mise en buttes ou sillons (effet accumulateur) du scarificateur. Cependant, dans les sites où l'ECO est élevée (peuplements fortement paludifiés) et fortement humides, le contrôle de la paludification par la PMS pourrait être difficile et coûteux (Lavoie *et al.*, 2011), vue l'inefficacité de certaines techniques de PMS à opérer dans ces conditions donc cela nécessite l'intervention d'autres machines complémentaires (ex. remorqueuses) (Lafleur *et al.*, 2011).

Les efforts sylvicoles visant à contrer la paludification devraient être davantage concentrés dans des peuplements moyennement paludifiés pour lesquels on soupçonne que le processus est réversible. Étant donné que la couche organique s'accumule plus lentement lorsqu'une certaine pente est présente, celle-ci peut être utilisée afin de cibler les sites où les interventions seraient plus efficaces. Par ailleurs, il existe d'autres facteurs que nous n'avons pas pu évaluer dans notre étude qui ont pu influencer nos résultats tels que l'état fonctionnel des deux machines (usures des disques, âge de la machine), l'expérience et l'habileté de l'opérateur de la machine et le déroulement de l'opération de PMS. Ces facteurs sont très importants, car ils influencent beaucoup la qualité de la PMS et la productivité, mais également la rentabilité de l'opération (Coates et Haeussler, 1988).

En effet, nous savons que les deux machines de PMS ont été manipulées par deux opérateurs différents, rémunérés selon leur rendement à l'hectare. De plus, la herse forestière a nécessité plus souvent l'appui d'une deuxième machine pour pouvoir opérer dans les zones les plus humides. Ces endroits semblent être problématiques pour la machinerie en général, surtout pendant la saison estivale, car les opérateurs évitent de s'aventurer dans les terrains fortement paludifiés et humides (caractéristique de notre zone d'étude) par crainte d'enfoncement (faible capacité portante) des machines causant l'usure de celles-ci et qui nécessite des opérations de dépannage souvent coûteuses. Ainsi, dans des conditions de faible capacité portante la PMS s'avère une opération impraticable.

2.6.2 Qualité des microsites

Les résultats de sélection de modèles et l'analyse par arbre de régression ont montré que la qualité d'un microsite est liée à la technique de PMS, confirmé par (Örlander *et al.*, 1990; Sutton, 1993). À l'échelle du microsite (quelques dizaines de centimètres) la PMS engendre une variété de conditions offrant des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques pouvant être fort différentes (Örlander *et al.*, 1990; Sutton, 1993; Thiffault, 2005).

Nos résultats sur la création de bons microsites par les deux machines semblent être moins élevés que ceux présentés par Bérard *et al.* (1996_a) sous les conditions de terrain non-paludifié (sol minéral sans ou avec peu d'accumulation de matière organique), ou la herse présentait 100 % de plantabilité contre 85 % pour le scarificateur. Cette différence est due à la technique de PMS elle-même. Selon Sutherland et Foreman (1995) et Bérard *et al.* (1996_{a,b}), la herse permet un ameublement uniforme (contrairement au scarificateur) du sol et un broyage, puis incorporation de la matière organique au sol minéral. Donc, la herse génère plus de bons microsites, quelles que soient les conditions de terrain. Néanmoins, la herse semble présenter un pourcentage moyen (48%) de bons microsites entre 44 et 56 cm de paludification. Ceci peut être considéré comme un seuil limite pour la herse, car elle permet seulement de renverser la couche organique sur le sol minéral sans brassage. Nous pensons que ceci est dû probablement aux performances des disques qui atteignent leur maximum opérationnel de pénétration dans le sol paludifié. De plus, la présence de déchets de coupes diminue la probabilité de créer de bons microsites, vue la sensibilité de la herse à ces derniers. Selon nos observations de terrain, malgré le passage de la herse, nous avons noté quelques cas d'accumulation de débris de coupe sur le sol préparé, rendant la qualité des microsites mauvaise.

Par contre le scarificateur T26 permettait d'exposer davantage de bons microsites en surface (61%) sur le seuil 44-56 cm d'ECO. Les deux disques robustes du scarificateur T26 (1,35 m de diamètre) sont plus en mesure d'atteindre le sol minéral et d'aller le chercher en profondeur, tout en le brassant avec la matière organique. Ceci est cohérent avec les observations de Nappi (2013) qui mentionnent qu'au niveau des strates moyennement paludifiées, le scarificateur semble offrir les meilleures conditions de terrain pour une remise en production, car cette machine est capable d'exposer d'avantage de sol minéral en surface grâce à la capacité de pénétration des deux disques.

Au-delà de 56 cm d'ECO initiale, les deux machines exposaient des microsites de qualité exclusivement organiques, vu l'inaccessibilité du sol minéral par les deux disques. Encore une fois, la herse présentait le meilleur pourcentage de bons microsites (72%) par rapport au scarificateur T26 (50%). Comme pour la réduction d'ECO, ces variations de pourcentage sont probablement dues aux caractéristiques de la machine, notamment à la capacité de la herse à bien mélanger les horizons organiques (fibrique, mésique, humique), puis à exposer le mélange d'une façon homogène sur toute la surface préparée. Par contre, selon nos observations sur le terrain, le scarificateur T26 exposait beaucoup de mélange organique sous forme de buttes surmontées par du matériel fibrique considéré comme de mauvais microsites. Encore une fois, comme pour la variation d'ECO, nous pensons qu'il existe d'autres facteurs limitant la présence ou l'absence d'un bon microsite qui n'ont pas été pris en compte dans cette étude, telle la densité de débris de coupes qui semble avoir un effet négatif sur la performance des machines de PMS à générer de bons microsites (Bedford et Sutton, 2000). Par ailleurs, il faut noter que notre évaluation qualitative des microsites nécessiterait une caractérisation plus approfondie, notamment la dimension du microsite, la disponibilité des éléments nutritifs et la texture du sol qui compose les microsites.

2.6.3 Limites de l'analyse par arbre de régression

Les différentes sorties (*outputs*) de l'analyse par arbre de régression étaient à l'origine de nos interprétations des résultats concernant la variation de la réduction d'ECO et de la qualité des microsites en fonction des autres variables prédictives. Malgré la pertinence reconnue de l'arbre de régression dans l'analyse des données de grande taille et au niveau de l'interprétation et de la compréhension des résultats (Breiman *et al.*, 1984), cette approche d'analyse présente certaines limites liées à la méthode d'analyse des données. En effet, en présence de jeux de données de grande taille, l'arbre de régression est en mesure de reproduire approximativement toutes formes

de combinaisons et terminaux, mais au prix d'une fragmentation rapide des données, avec le danger de produire des terminaux avec très peu d'observations (ex. Terminaux B, C, I). De plus, les arbres sont en général instables, puisque les terminaux (parties basses de l'arbre) présentant de faibles taux d'observations sont entachés d'une forte variabilité. Ainsi, il peut être préférable de procéder à la discrétisation préalable des variables avant la construction de l'arbre par des méthodes de sélection de variables telles que l'analyse par "*Random forest*" (package `randomForest`) ou la sélection de variables importantes pour la construction de modèles en utilisant la *Backward/ Forward stepwise selection* (package `Mass`, package `stepAIC`) (Dougherty *et al.*, 1995). Dans cet esprit, nous avons préalablement sélectionné les modèles par (AIC) avec toutes les variables importantes agissant sur la réduction de l'ECO et la qualité des microsites. Nous avons ainsi construit l'arbre de régression à partir des modèles sélectionnés pour donner plus de robustesse à cette analyse. Dans cet esprit, nous avons préalablement sélectionné les modèles en fonction de la valeur d'AIC avec toutes les variables disponibles et considérées importantes agissant sur la réduction de l'ECO et la qualité des microsites. Nous avons ainsi construit l'arbre de régression à partir des modèles sélectionnés pour donner plus de robustesse à cette analyse.

2.7 Conclusion

La préparation mécanique du sol (PMS) semble être une solution efficace pour ralentir la paludification réversible dans la pessière noire à mousses de la ceinture d'argile, puisqu'elle permet la réduction de l'épaisseur de la couche organique (ECO) accumulée. Également, la PMS semble favoriser la création de microsites propices à la régénération future des peuplements. Cependant, la réduction de l'ECO et la qualité de microsite sont fortement liées aux conditions initiales de paludification après CPRS, à la technique de PMS utilisée et à la pente. Nos résultats ont montré que la herse était généralement plus efficace que le scarificateur T26 sur les seuils d'ECO 0-19 cm, 19-44cm et 56-100 cm, puisqu'elle présente les meilleurs pourcentages de bons microsites tout en réduisant significativement l'ECO. Néanmoins, la herse forestière semble présenter des limites de performances sur les pentes supérieures à 6%, car sur ce niveau de pente elle présentait des tendances d'accumulation d'ECO sur les faibles ECO (0-19cm). De plus, malgré la bonne performance dans la réduction d'ECO (-44%), la herse forestière semble présenter des faiblesses dans la création de bons microsites sur le seuil d'ECO (44-56 cm) avec un pourcentage de 48% contre 61% de bons microsites pour le scarificateur T26. L'analyse par arbre de régression nous a également permis d'élaborer un tableau récapitulatif reliant la réduction d'ECO et la qualité des microsites aux techniques de PMS utilisées. Le tableau récapitulatif constitue un guide de sélection de technique de PMS pour la herse et le scarificateur T26.

Dans un contexte d'aménagement écosystémique de la forêt boréale, la préparation mécanique du sol est une méthode que les aménagistes et gestionnaires forestiers pourraient considérer dans l'aménagement des pessières noires paludifiées. La préparation mécanique du sol permet de réduire considérablement l'épaisseur de la couche paludifiée (entre 8% et 41% de réduction en moyenne) tout en la mélangeant avec le sol minéral enfoui.

Comme l'écosystème de la forêt boréale a évolué avec les perturbations naturelles des feux de forêts, la perturbation par préparation mécanique du sol pourrait probablement s'apparenter à celle des feux dans des terrains forestiers préparés, cette technique est également appropriée pour aménager les sites improductifs tels que les sites paludifiés. Toutefois, la planification d'une préparation mécanique du sol requiert une sélection rigoureuse des sites potentiels où la préparation mécanique sera rentable. Cela signifie que nous avons besoin de développer des outils permettant de distinguer les sites avec une paludification successioneuse (réversible) de ceux avec une paludification édaphique où la productivité ne peut être améliorée par des techniques de préparation mécanique du sol conventionnelles.

2.8 Bibliographie

- Anonyme. 2009. Classification and Regression Trees. Principles of Data Mining, sections 10.5 and 5.2; Berk, chapter 3. Springer Series in Statistics. New York: Springer-Verlag. 24 p.
- Bedford, L. and R.F. Sutton. 2000. Site preparation for establishing lodgepole pine in the sub-boreal spruce zone of interior British Columbia: the Bednesti trial, 10-year results. *Forest Ecology and Management* 126(2): 227-238.
- Belleau, A., A. Leduc., N. Lecomte., Y. Bergeron. 2011. Forest succession rate and pathways on different surface deposit types in the boreal forest of northwestern Quebec. *Ecoscience* 18(4): 329-340.
- Bérard, J. A., Côté, M., Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. 1996a. Manuel de foresterie. Chapitre 27: Opérations forestières. Presses de l'Université Laval, Québec. 1428 p.
- Bérard, J. A., Côté, M., Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. 1996b. Manuel de foresterie. Chapitre 15: Aménagement de la forêt pour fins de production ligneuse. Presses de l'Université Laval, Québec. 1428 p.
- Bergeron, Y., P. Drapeau., S. Gauthier., N. Lecomte. 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. *Forestry Chronicle* 83(3): 326-337.
- Bernier, P.Y., M. Simard., D. Paré; Y. Bergeron. 2008. Paludification des sites forestiers sur les basses-terres de la Baie James: un phénomène à gérer. (Fiche technique no 7) dans Chaire en aménagement forestier durable. Université du Québec en Abitibi Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec. 2 p.
- Coates, D. and S. Haeussler. 1988. A Guide to the use of mechanical site preparation equipment in north central British Columbia. Canadian Forestry Service, British Columbia Ministry of Forests and Lands. 69 p.
- De'ath, G. and K. E. Fabricius. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81, 3178–3192.
- Drobyshev, I., M. Simard., Y. Bergeron., A. Hofgaard. 2010. Does soil organic layer thickness affect climate-growth relationships in the black spruce boreal ecosystem? *Ecosystems* 13(4): 556-574.
- Environment Canada. 2011. Canadian climate normals, 1971-2000. [En ligne]. http://www.climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals. (consulté le 12 juin 2012).
- ESRI (2011). ArcGIS Desktop: Release 10. Environmental Systems Research Institute, Redlands, USA, CA.
- Fenton, N., N. Lecomte., S. Légaré., Y. Bergeron. 2005. Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. *Forest Ecology and Management* 213(1-3): 151-159.
- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt., A. Leduc., L. De Grandpré., D.D. Kneeshaw., H. P. Drapeau., Y. Bergeron. 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale, Québec (Québec, Canada), Presse de l'Université du Québec, 600 p.
- Gower, S. T., R. E. McMurtrie., D. Murty. 1996. Aboveground net primary production decline with standage: potential causes. *Trends in Ecology and Evolution* 11:378–382.

- Harvey, B. and S. Brais. 2002. Effects of mechanized careful logging on natural regeneration and vegetation competition in the southeastern Canadian boreal forest, *Canadian Journal of Forest Research*, vol 32, no 4, pp. 653-666.
- Jutras, S., J. Begin., A.P. Plamondon., H. Hokka. 2007. Draining an unproductive black spruce peatland stand: 18-year post-treatment tree growth and stand productivity estimation. *Forestry Chronicle* 83(5):723-732.
- Johnson, K.D., F.N. Scatena., A.H. Johnson., Y. Pan. 2009. Controls on soil organic matter content within a northern hardwood forest. *Geoderma* 148: 346-356.
- Johnstone, J.F. and E.S. Kasischke. 2005. Stand-level effects of soil burn severity on postfire regeneration in a recently burned black spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 2151-2163.
- Kulmatiski, A., D.J. Vogt., T.G. Siccama., J.P. Tilley., K. Kolesinskas., T.W. Wickwire., B.C. Larson. 2004. Landscape determinants of soil carbon and nitrogen storage in southern New England. *Soil Science Society of America Journal* 68: 2014-2022.
- Laamrani, A., O. Valeria., N. Fenton., Y. Bergeron. 2014. Landscape-scale influence of topography on organic layer accumulation in paludified boreal forests. *Forest Science* 60(3): 579-590.
- Laamrani, A., O. Valeria., L.Z. Cheng., Y. Bergeron., C. Camerlynck. 2013. The use of ground penetrating radar for remote sensing the organic layer – mineral soil interface in paludified boreal forests. *Canadian Journal of Remote Sensing* 39(01): 74-88.
- Lafleur, B., D. Pare., N. J. Fenton., Y. Bergeron. 2011. Growth of planted black spruce seedlings following mechanical site preparation in boreal forested peatlands with variable organic layer thickness: 5-year results. *Annals of Forest Science* 68(8): 1291-1302.
- Lafleur, B., N. J. Fenton., D. Paré., M. Simard., Y. Bergeron. 2010. Contrasting effects of season and method of harvest on soil properties and the growth of black spruce regeneration in the boreal forested Peatlands of Eastern Canada. *Silva Fennica* 44(5): 799-813.
- Larsen, J.A. 1980. *The boreal ecosystem*. Academic Press, New York, U.S.A., 500 p.
- Lavoie, M., D. Paré., N. Fenton., A. Groot., K. Taylor. 2005. Paludification and management of forested peatlands in Canada: A literature review. *Environmental Reviews* 13(2): 21-50.
- Lecomte, N., M. Simard., Y. Bergeron. 2006. Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. *Écoscience* 13: 152-163.
- Mazerolle, M. J. 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia* 27, 169-180.
- McGee, G.G. and J.P. Birbingham. 1997. Decaying logs as germination sites in northern hardwood forests. *Northern Journal of Applied Forestry* 14: 178-182.
- McKinnon, L.M., A.K. Mitchell., A. Vyse. 2002. The effects of soil temperature and site preparation on subalpine and boreal tree species: a bibliography. Information Report BC-X-394. Canadian Forest Service; Pacific Forestry Centre, Victoria, British Columbia, 36 p.
- Ministère des ressources naturelles et de la faune (MRNF). 2012. [En ligne]. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/vocabulaire/index.jsp>. (consulté le 12 juin 2012).

- Ministère des ressources naturelles et de la faune (MRNF). 2012. [En ligne]. http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/enligne/forets/activites_recherche/projets/description.asp?numero=417. (consulté le 12 juin 2012).
- Murty, D., R. E. McMurtrie., M. G. Ryan. 1996. Declining forest productivity in aging forest stands: a modeling analysis of alternative hypotheses. *Tree Physiology* 16:187–200.
- Nappi, A. 2013. Paludification. Fascicule 4.9. Dans Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Québec, p 193-199.
- Örlander, G., P. Gemmel., J. Hunt. 1990. Site preparation: a Swedish overview. British Columbia Ministry of Forests, FRDA Report 105, 61 p.
- Ouelette, M-H., J-l. Desgranges; P. Legendre., D. Borcard. 2005. L'arbre de régression multivariable: classification d'assemblages d'oiseaux fondée sur les caractéristiques de leur habitat. Département de sciences biologique-Université de Montréal. 4 p.
- Pamerleau-Couture, E. 2011. Impact de trois interventions sylvicoles sur la croissance et la qualité du bois de l'épinette noire en forêt boréale. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi.
- Partanen, S. and M. Luoto. 2006. Environmental determinants of littoral paludification in boreal lakes. *Limnologia* 36(2): 98-109.
- Payette, S. 2001. La stratigraphie. in S. Payette and L. Rochefort, editors. *Ecologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada, p 345–370.
- Prescott, C.E., D.G. Maynard., R. Laiho. 2000. Humus in northern forests: friend or foe? *Forest Ecology and Management* 133:23–36.
- Prévost, M. et D. Dumais. 2003. Croissance et statut nutritif de marcottes, de semis naturels et de plants d'épinette noire à la suite du scarifiage: résultats de 10 ans. *Revue canadienne de recherche forestière* 33: 2097-2107.
- Prévost, M. 1992. Effects of scarification on soil properties, seedling growth and competition: review of current knowledge and research perspectives in Quebec. *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* 49(3): 277-296.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Ryan, M. G., D. Binkley., J. H. Fownes., C. P. Giardina., R. S. Senock. 2004. An experimental test of the causes of forest growth decline with stand age. *Ecological Monographs* 74:393–414.
- Salemaa, M., J. Derome., P. Nöjd. 2008. Response of boreal forest vegetation to the fertility status of the organic layer along a climatic gradient. *Boreal Environment Research* 13(SUPPL. B): 48-66.
- Simard, M., P. Y. Bernier., Y. Bergeron., D. Paré., L. Guérine. 2009. Paludification dynamics in the boreal forest of the James Bay Lowlands: Effect of time since fire and topography. *Canadian Journal of Forest Research* 39(3): 546-552.
- Simard, M., N. Lecomte., Y. Bergeron., P.Y. Bernier D. Paré. 2008. Aménagement écosystémique de la pessière du nord de la ceinture d'argile québécoise: gérer la forêt...

- mais surtout les sols. Dans Gauthier, S. et al. (éditeurs). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Montréal, Qc, pp. 269-299.
- Simard, M., N. Lecomte., Y. Bergeron., P.Y Bernier., D. Paré. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecological Applications* 17(6): 1619-1637.
- Soil Classification Working Group. 1998. The Canadian system of soil classification, 3rd ed. Publication 1646, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, ON. Canada.
- St-Denis, A., Kneeshaw, K., Bergeron, Y. 2010. The role of gaps and tree regeneration in the transition from dense to open black spruce stands. *Forest Ecology and Management* 259: 469-476.
- Sutherland, B.J. and F.F. Foreman. 1995. Guide to the use of mechanical site preparation equipment in Northwestern Ontario. Canadian Forest Service, Natural Resources Canada, Technical Report No. TR-87. 186 p.
- Sutton, R.F. 1993. Mounding site preparation: a review of european and North American experience. *New Forests* 7: 151-192.
- Thiffault, N. 2005. Choix du microsite sur sol scarifié en forêt boréal-quelques remarques. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune-Direction de la recherche forestière. 6 p.
- Thiffault, N., G. Cyr., G. Prigent., R. Jobidon., L. Charette. 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.
- Veillette, J. J. 2007. Géologie des formations en surface et histoire glaciaire, Rivière Harricana, Québec. Commission géologique du Canada, Carte 1993A, scale 1 : 100 000.
- Veillette, J. J., et P. Thibaudeau. 2007. Géologie des formations en surface et histoire glaciaire, Rivière Wawagosic, Québec. Commission géologique du Canada, Carte 1995A, scale 1 : 100000.
- Veillette, J.J. 1994. Evolution and paleohydrology of glacial lakes Barlow and Ojibway; *Quaternary Science Reviews* 13 (9-10), 945-997. Von der Gönna, M.A. 1992. Fundamentals of mechanical site preparation. British Columbia Ministry of Forests, FRDA Report 178, 29 p.
- Wells, E. D. and F. C. Pollett. 1983. Peatlands (of Newfoundland). *Biogeography and ecology of the island of Newfoundland*. p 207-265.

Liste des figures

- Figure 2.1.** Localisation de la zone d'étude et répartition des traitements sur les parcelles expérimentales.
- Figure 2.2.** Dispositif expérimental pour chaque parcelle: a) les mesures manuelles de l'épaisseur de la couche organique. b) Représentation du quadrat de 1 m² pour dénombrer et qualifier les microsites.
- Figure 2.3.** Différence de la moyenne de l'épaisseur de la couche organique avant CPRS entre les parcelles sélectionnées pour les traitements CPRS, scarificateur et la herse forestière. Les bandes surmontées d'une même lettre ne sont pas différentes entre elles ($\alpha \leq 0,05$).
- Figure 2.4.** Boîtes à moustaches (avec médianes, minimum et maximum) indiquant la différence de pente (%) et d'aspect en fonction des résolutions utilisées (1, 5 et 10 m). Les boîtes surmontées d'une même lettre ne sont pas différentes ($p \leq 0,05$) entre elles.
- Figure 2.5.** L'évolution de la moyenne de l'épaisseur de la couche organique par traitement (avant et après CPRS et après PMS combinées). Les bandes surmontées d'une même lettre ne sont pas différentes entre elles ($\alpha \leq 0,05$).
- Figure 2.6.** Différences de pourcentage moyen de réduction de l'épaisseur de la couche organique (ECO) entre le scarificateur T26 et la herse forestière par rapport aux conditions d'ECO après CPRS. Les barres surmontées d'une même lettre ne sont pas différentes entre elles ($\alpha \leq 0,05$).
- Figure 2.7.** (a) Résultats des divisions binaires de l'arbre de régression avec neuf terminaux de pourcentage de réduction de l'épaisseur de la couche organique (ECO) selon les variables explicatives (ECO après CPRS, traitements PMS (herse forestière, scarificateur T26) et la pente). (b) Boîtes à moustaches (avec médianes, minimum et maximum) présentant la variation du pourcentage de réduction d'ECO par terminal.
- Figure 2.8.** Résultats des divisions binaires de l'arbre de régression donnant la différence de pourcentage de bons/mauvais microsites entre les deux techniques de PMS.

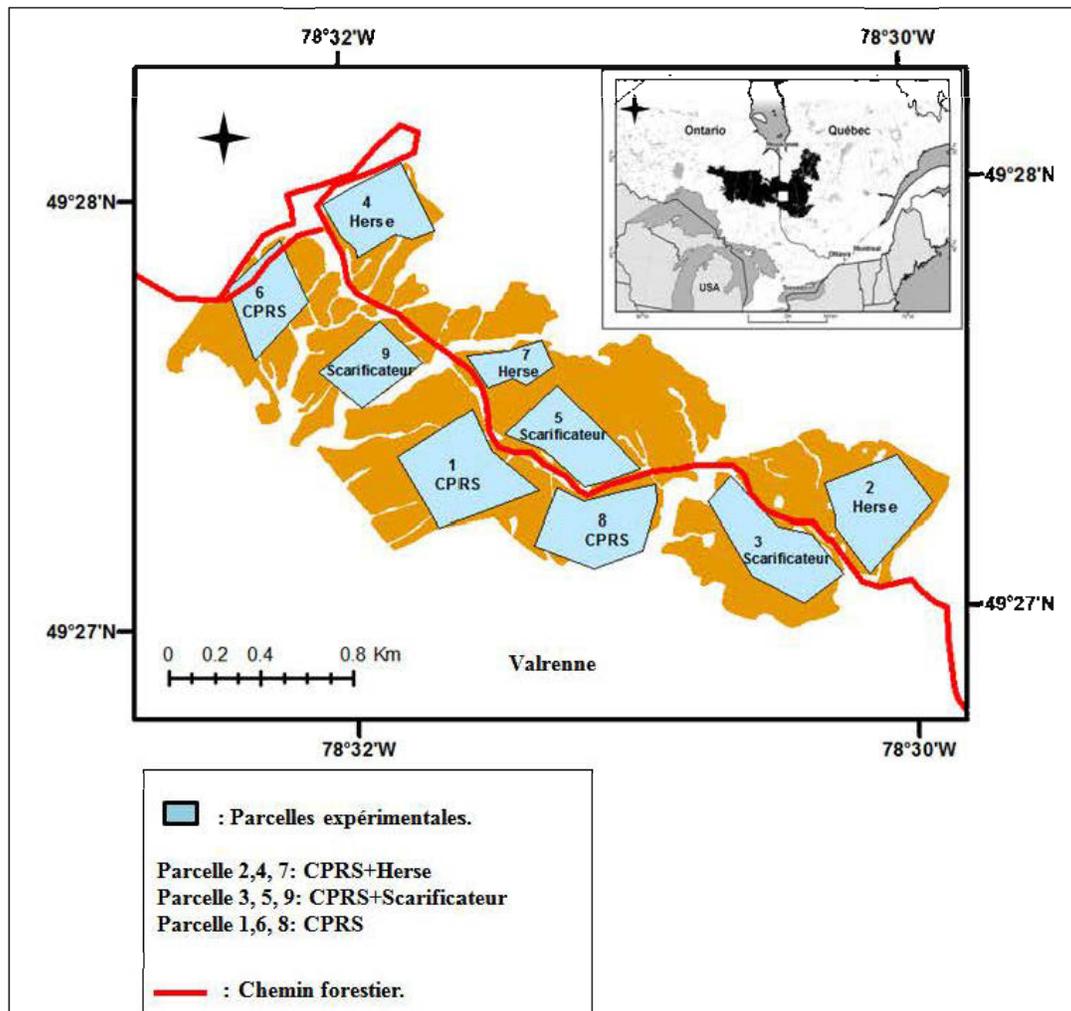


Figure 2.1. Localisation de la zone d'étude et répartition des traitements sur les parcelles expérimentales.

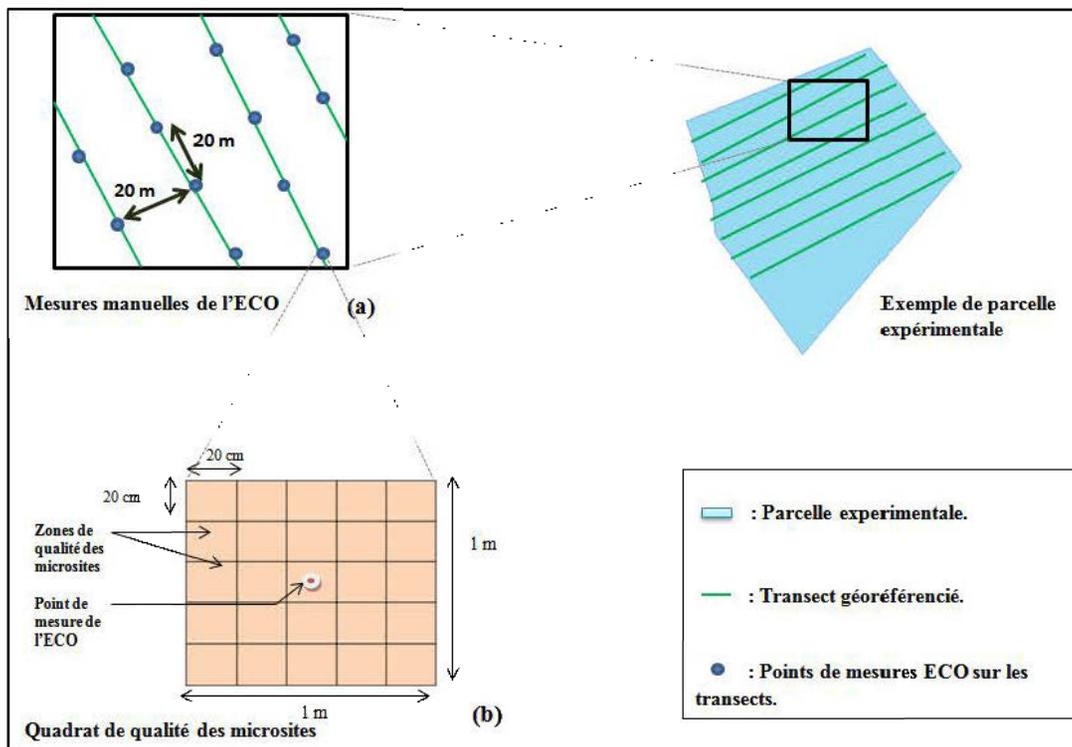


Figure 2.2. Dispositif expérimental pour chaque parcelle: a) les mesures manuelles de l'épaisseur de la couche organique. b) Représentation du quadrat de 1 m² pour dénombrer et qualifier les microsites.

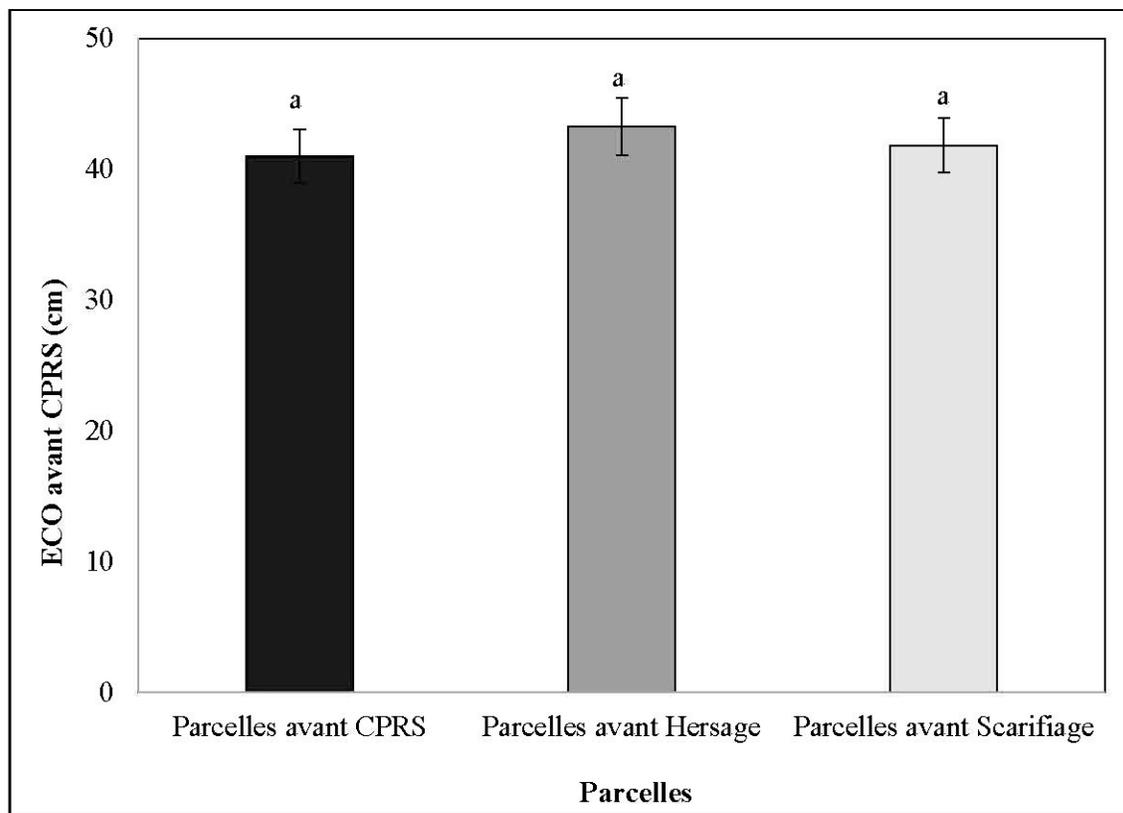


Figure 2.3. Différence de la moyenne de l'épaisseur de la couche organique avant CPRS entre les parcelles sélectionnées pour les traitements CPRS, scarificateur et la herse forestière. Les bandes surmontées d'une même lettre ne sont pas différentes entre elles ($\alpha \leq 0,05$).

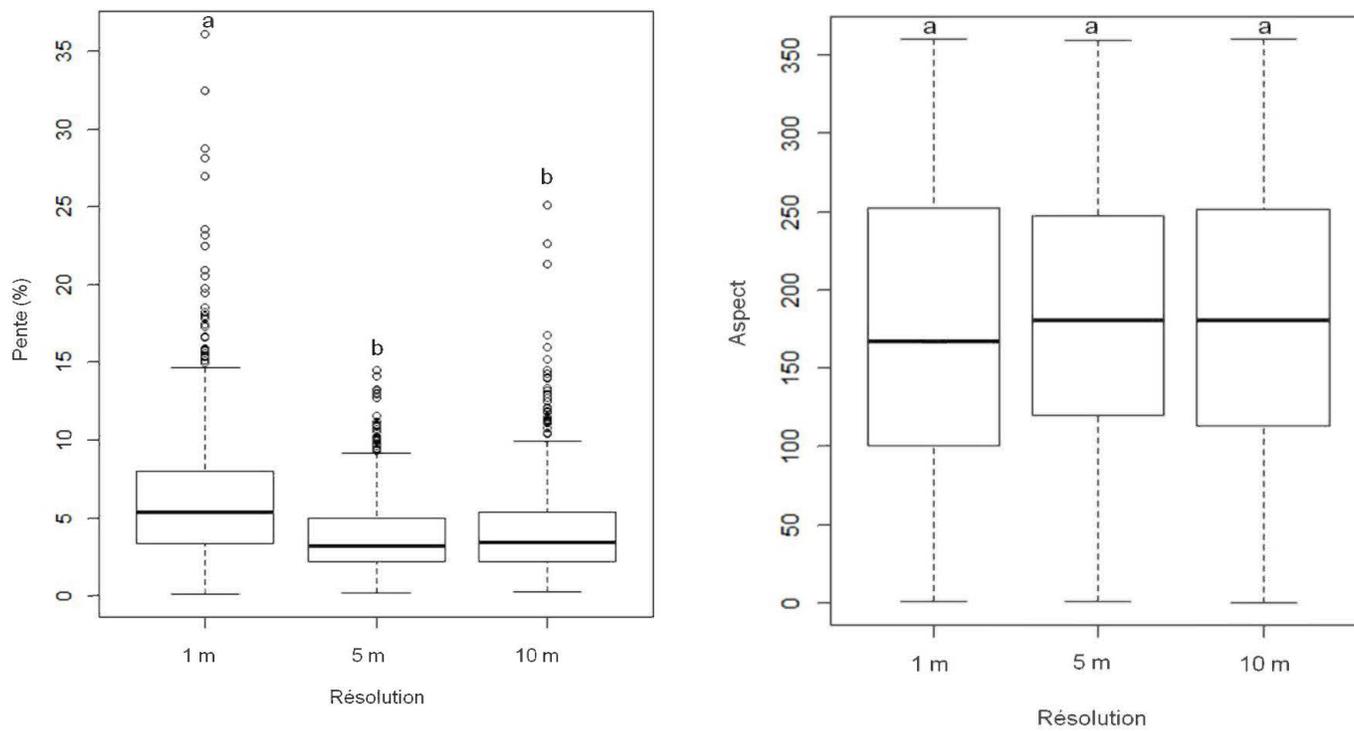


Figure 2.4. Boîtes à moustaches (avec médianes, minimum et maximum) indiquant la différence de pente (%) et d'aspect en fonction des résolutions utilisées (1, 5 et 10 m). Les boîtes surmontées d'une même lettre ne sont pas différentes ($p \leq 0,05$) entre elles.

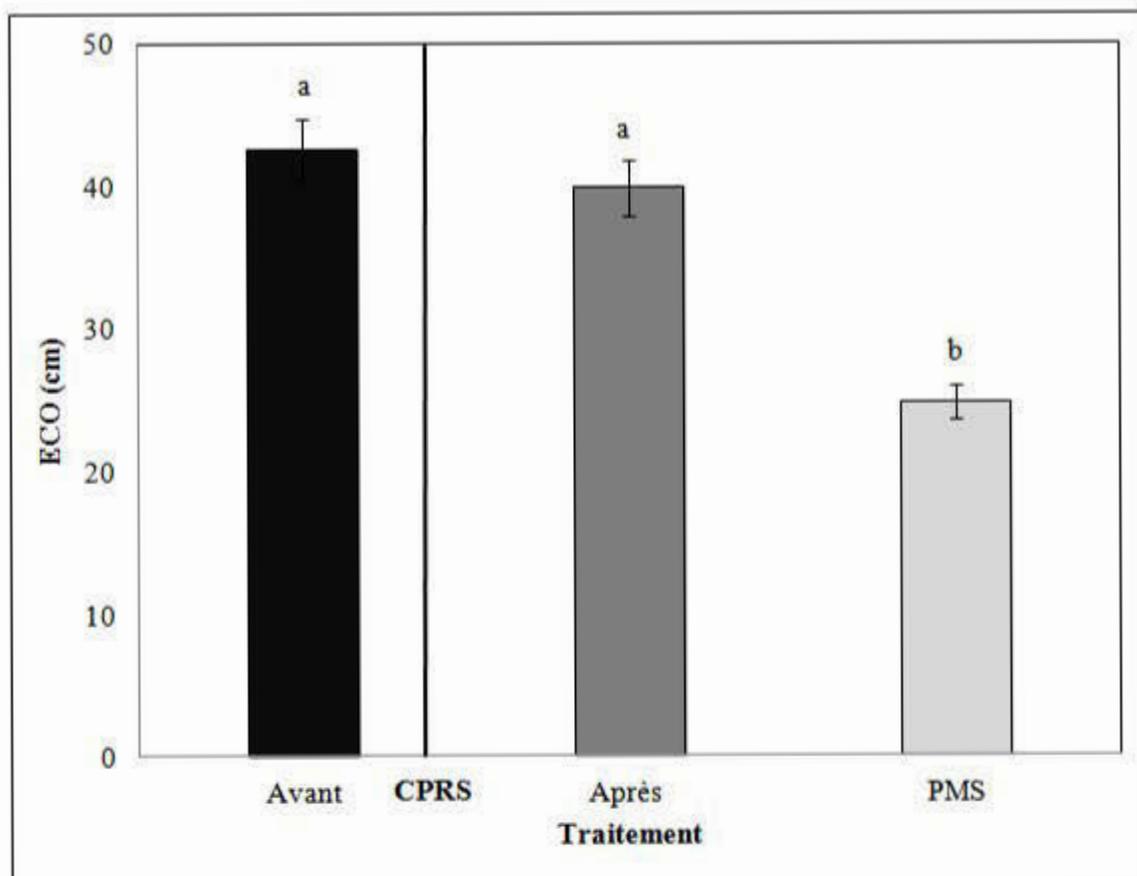


Figure 2.5. L'évolution de la moyenne de l'épaisseur de la couche organique par traitement (avant et après CPRS et après PMS combinées). Les bandes surmontées d'une même lettre ne sont pas différentes entre elles ($\alpha \leq 0,05$).

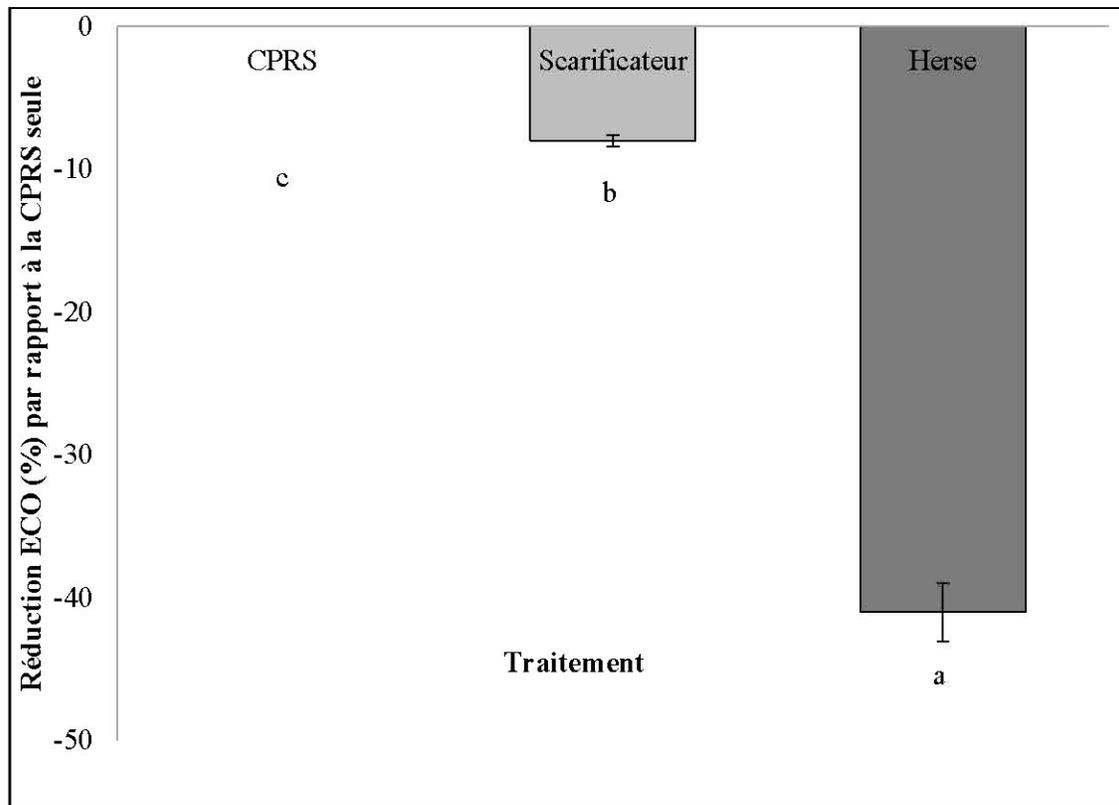


Figure 2.6. Différences de pourcentage moyen de réduction de l'épaisseur de la couche organique (ECO) entre le scarificateur T26 et la herse forestière par rapport aux conditions d'ECO après CPRS. Les barres surmontées d'une même lettre ne sont pas différentes entre elles ($\alpha \leq 0,05$).

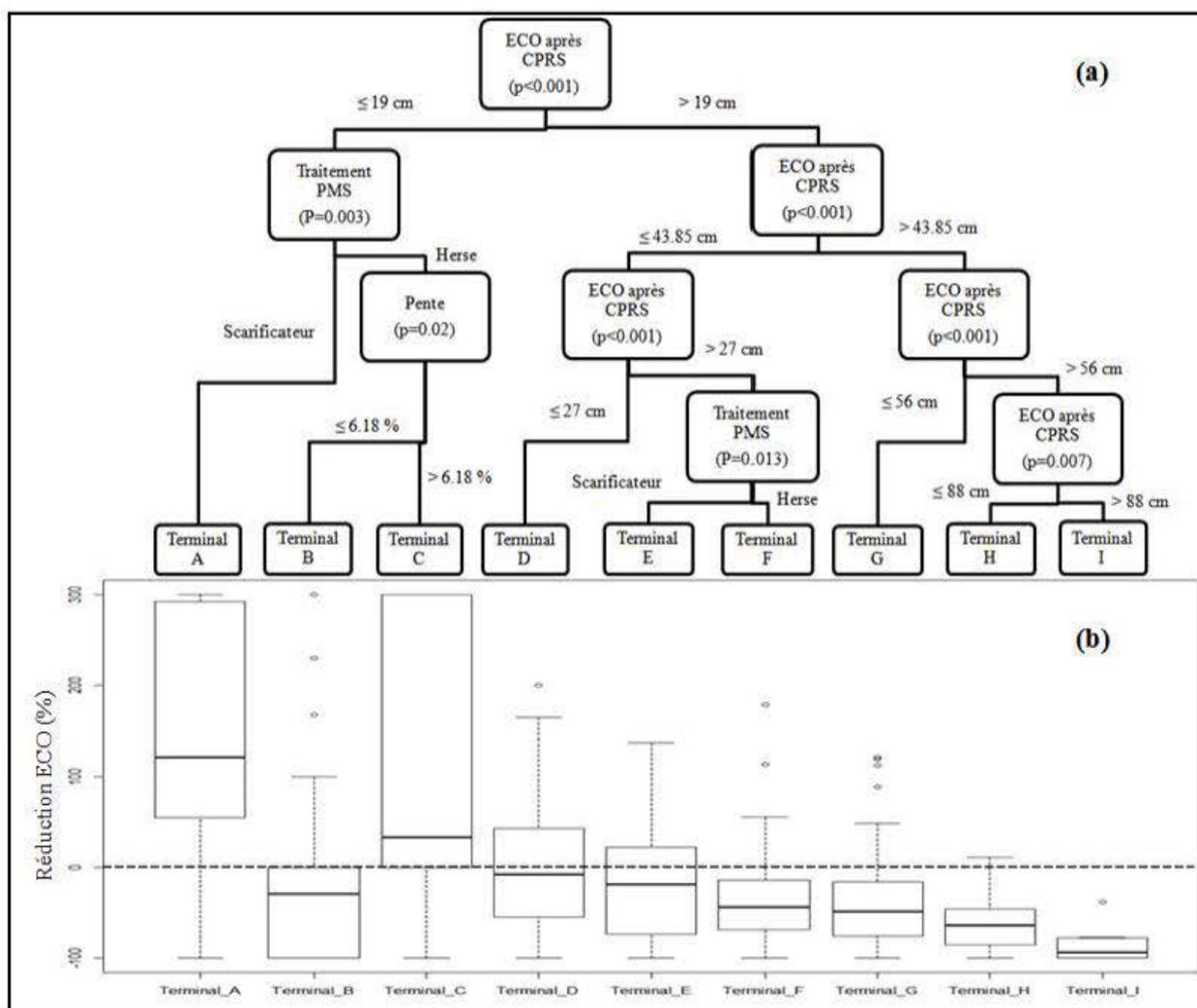


Figure 2.7. (a) Résultats des divisions binaires de l'arbre de régression avec neuf terminaux de pourcentage de réduction de l'épaisseur de la couche organique (ECO) selon les variables explicatives (ECO après CPRS, traitements PMS (herse forestière, scarificateur T26) et la pente). (b) Boîtes à moustaches (avec médianes, minimum et maximum) présentant la variation du pourcentage de réduction d'ECO par terminal.

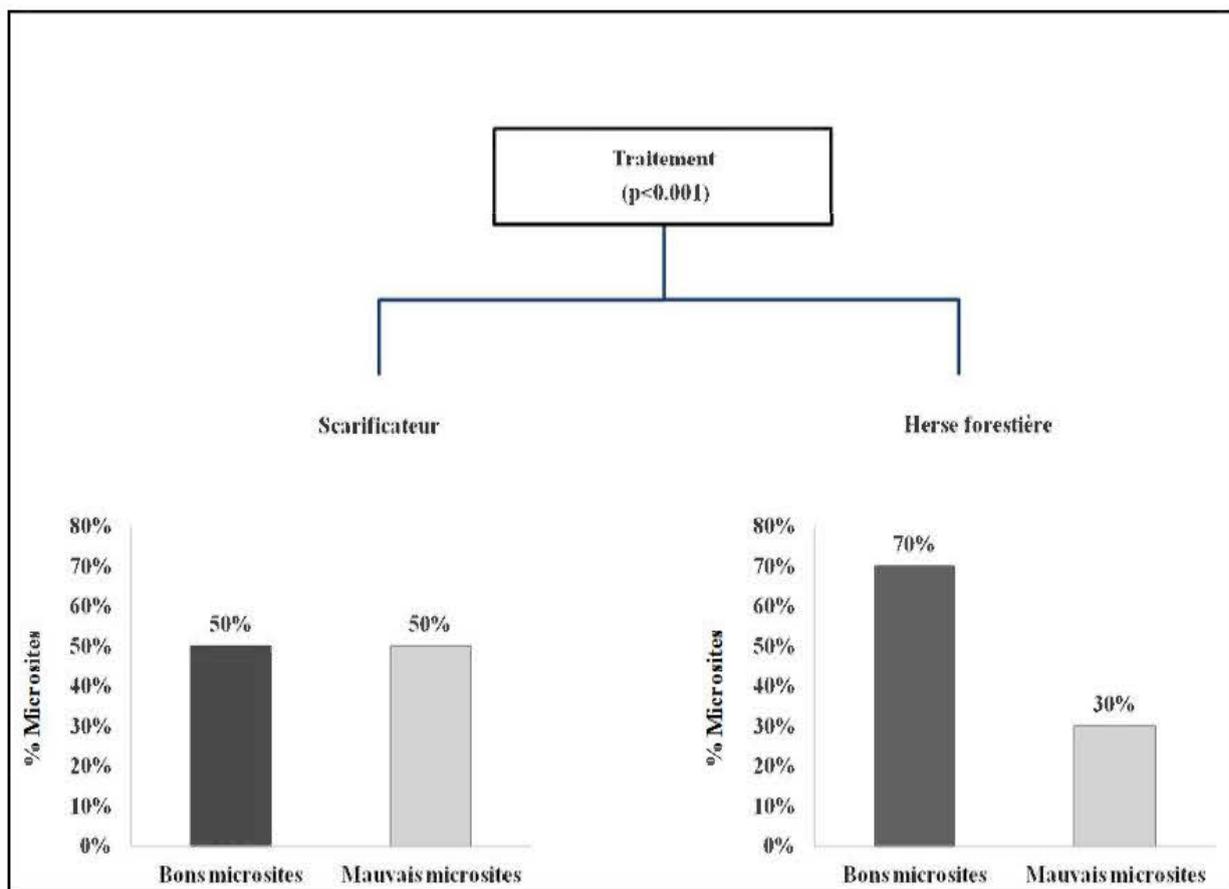


Figure 2.8. Résultats des divisions binaires de l'arbre de régression donnant la différence de pourcentage de bons/mauvais microsites entre les deux techniques de PMS.

Liste des tableaux:

- Tableau 2.1** Répartition des traitements dans les neuf parcelles expérimentales avec leurs superficies et le nombre d'observations d'épaisseur de couche organique par traitement.
- Tableau 2.2** Matrice de corrélations de Pearson (r_p) entre l'épaisseur de la couche organique avant coupe et les variables topographiques (pente et aspect) à différentes résolutions (1, 5 et 10 m).
- Tableau 2.3** Modèles candidats pour la prédiction du pourcentage de réduction de l'épaisseur de la couche organique. Analyse par AIC (critère d'information d'Akaike)..
- Tableau 2.4** Modèles candidats pour la prédiction de la qualité des microsites. Analyse par AIC (critère d'information d'Akaike).
- Tableau 2.5** Résultats du test Khi^2 montrant le pourcentage de bons/mauvais microsites par technique de préparation mécanique du sol.
- Tableau 2.6** Sélection des modèles candidats pour la prédiction du pourcentage de réduction de l'épaisseur de la couche organique. Le modèle en gras est le modèle sélectionné..
- Tableau 2.7** Description terminaux correspondant au pourcentage de réduction de l'épaisseur de la couche organique (moyenne, médiane et écart type) obtenus par l'arbre de régression après traitement.
- Tableau 2.8** Comparaison multiple de réductions l'épaisseur de la couche organique entre les différents terminaux, selon les valeurs de p du test de Tukey. Les valeurs en gras sont significatives ($\alpha \leq 0,05$).
- Tableau 2.9** Sélection des modèles candidats pour la prédiction de la qualité des microsites. Le modèle en gras est le modèle sélectionné.
- Tableau 2.10** Pourcentage de réduction moyenne d'ECO et pourcentages de bons/mauvais microsites par technique de PMS selon les conditions initiales d'ECO, obtenus par l'arbre de régression. Les valeurs négatives et positives du pourcentage de réduction d'ECO indiquent respectivement une diminution et une augmentation de l'ECO.

Tableau 2.1. Répartition des traitements dans les neuf parcelles expérimentales avec leurs superficies et le nombre d'observations d'épaisseur de couche organique par traitement.

Opérations et traitements*	Superficie (ha)	Nombre total d'observations
CPRS + Scarifiage (T26)	31,9	505
	38,0	
	60,9	
CPRS + Herse forestière	39,9	483
	27,0	
	19,8	
CPRS	22,3	484
	22,5	
	24,0	

* période des opérations et traitements: CPRS 2010, Scarifiage T26 et hersage forestier 2011.

Tableau 2.2. Matrice de corrélations de Pearson (r_p) entre l'épaisseur de la couche organique avant coupe et les variables topographiques (pente et aspect) à différentes résolutions (1, 5 et 10 m).

Variables topographiques	Résolutions		
	1 m	5 m	10 m
Pente	-0,11*	-0,26*	-0,26*
Aspect	0,10*	0,14*	0,13*

* : Toutes les valeurs sont significatives ($p \leq 0,05$).

Tableau 2.3. Modèles candidats pour la prédiction du pourcentage de réduction de l'épaisseur de la couche organique. Analyse par AIC (critère d'information d'Akaike).

Modèles	Variables explicatives
Modèle global	Traitement PMS +ECO après CPRS+ECO avant coupe+pente+aspect+sentier (oui/non)+parcelle
Modèle 2	Traitement PMS +ECO après CPRS+ECO avant coupe+pente+aspect
Modèle 3	Traitement PMS +ECO après CPRS+ECO avant coupe+sentier
Modèle 4	Traitement PMS + ECO après CPRS+ECO avant Coupe
Modèle 5	Traitement PMS +ECO après CPRS+ pente
Modèle 6	Traitement PMS + ECO après CPRS+aspect
Modèle 7	ECO après CPRS PMS + pente+ aspect

ECO: épaisseur de la couche organique, CPRS: coupe avec protection de la régénération et des sols, PMS: préparation mécanique du sol.

Tableau 2.4. Modèles candidats pour la prédiction de la qualité des microsites. Analyse par AIC (critère d'information d'Akaike).

Modèle	Variabes explicatives
Modèle global	Traitement PMS +ECO après CPRS+ECO avant coupe+pente+aspect+sentier (oui+non)+ parcelle+% réduction ECO
Modèle 2	Traitement PMS +ECO après CPRS+ECO avant coupe+pente+aspect+% réduction ECO
Modèle 3	Traitement PMS +ECO après CPRS+ECO avant coupe+pente+% réduction ECO
Modèle 4	Traitement PMS + ECO après CPRS+ECO avant coupe
Modèle 5	Traitement PMS +ECO après CPRS+ pente
Modèle 6	Traitement PMS + ECO après CPRS
Modèle 7	Traitement PMS + ECO après CPRS+sentier
Modèle 8	Traitement PMS + ECO après CPRS+sentier+ pente+aspect
Modèle 9	Traitement PMS
Modèle 10	ECO après CPRS
Modèle 11	% réduction ECO

ECO: épaisseur de la couche organique, CPRS: coupe avec protection de la régénération et des sols, PMS: préparation mécanique du sol.

Tableau 2.5. Résultats du test Khi^2 montrant le pourcentage de bons/mauvais microsites par technique de préparation mécanique du sol.

Technique de PMS	Qualité microsites	Nombre de microsites	Hypothèse H0 en pourcentage	Valeur de p	Valeur du Khi-2	Validation du pourcentage
Herse forestière	Bons	330	70%	P =0,42	0,2	Validé
	Mauvais	153	30%			Validé
Scarificateur T26	Bons	248	50%	P =0,65	0,65	Validé
	Mauvais	257	50%			Validé

Tableau 2.6 Sélection des modèles candidats pour la prédiction du pourcentage de réduction de l'épaisseur de la couche organique. Le modèle en gras est le modèle sélectionné.

Variable explicative	Modèles	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum. Wt
% Réduction ECO	Modèle 5	6	2212,37	0	0,91	0,91
	Modèle 3	7	2217,83	5,46	0,06	0,97
	Modèle 6	6	2220	7,63	0,02	0,99
	Modèle 4	6	2221,78	9,42	0,01	1
	Modèle 2	7	2233,03	20,67	0	1
	Modèle global	10	2237,07	24,7	0	1
	Modèle 7	6	2265,37	53,01	0	1

K: nombre de paramètres du modèle, AICc: critère d'information d'Akaike corrigé, Δ AICc: AICc relative au modèle le plus parcimonieux, AICcWt: le poids du modèle.

Tableau 2.7. Description terminaux correspondant au pourcentage de réduction de l'épaisseur de la couche organique (moyenne, médiane et écart type) obtenus par l'arbre de régression après traitement.

Terminaux	<i>N</i>	Moyenne (%)	Écart-type	Médiane (%)
Terminal A	55	139	112	122
Terminal B	22	-2.2	86	-29
Terminal C	10	86.7	130	33
Terminal D	160	-4	59	-8
Terminal E	220	-22	48	-19
Terminal F	149	-39	35	-44
Terminal G	197	-44	35	-49
Terminal H	162	-64	21	-64
Terminal I	13	-86	11	-94

Tableau 2.9 Sélection des modèles candidats pour la prédiction de la qualité des microsites. Le modèle en gras est le modèle sélectionné.

Variable explicative	Modèles	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt
Qualité des microsites	modèle 9	2	1305.69	0	0.81	0.81
	Modèle 2	7	1309.01	3.33	0.15	0.97
	Modèle 8	6	1312.59	6.91	0.03	0.99
	Modèle global	9	1314.94	9.25	0.01	1
	Modèle 11	2	1338.52	32.83	0	1
	Modèle 4	4	1338.76	33.07	0	1
	Modèle 5	4	1342.43	36.75	0	1
	Modèle 3	6	1342.48	36.8	0	1
	Modèle 10	2	1343.62	37.93	0	1
	Modèle 6	3	1345.53	39.84	0	1
	Modèle 7	4	1345.99	40.3	0	1

K: nombre de paramètres du modèle, AICc: critère d'information Ad'Akaike corrigé, Δ AICc: AICc relative au modèle le plus parcimonieux, AICcWt: le poids du modèle.

Tableau 2.10. Pourcentage de réduction moyenne d'ECO et pourcentages de bons/mauvais microsites par technique de PMS selon les conditions initiales d'ECO, obtenus par l'arbre de régression. Les valeurs négatives et positives du pourcentage de réduction d'ECO indiquent respectivement une diminution et une augmentation de l'ECO.

ECO après CPRS									
		ECO < 19 cm		19 cm < ECO < 44 cm		44 cm < ECO < 56 cm		56 cm < ECO < 100 cm	
		Herse		Herse		Herse		Herse	
Pente (%)	< 6%	> 6%	Scarificateur	Herse	Scarificateur	Herse	Scarificateur	Herse	Scarificateur
% réduction ECO	Réduit (-2,2%)	Tendance à accumuler (86%)	Accumule (139%)	Réduit (-39%)	Réduit moins (-22%)	Réduit (-44%)	Réduit (-44%)	Réduit (-64% à -86%)	Réduit (-64% à -86%)
Bons microsites	63%		42%	70-74%	50-58%	48%	61%	72%	50%

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

Notre étude, visait à vérifier cette hypothèse par la mesure de l'efficacité de la PMS (herse forestière, scarificateur T26) dans la réduction de l'ECO sous les différents seuils d'entourbement. Nous avons montré globalement que la herse forestière était meilleure que le scarificateur T26 dans la réduction de l'ECO, mais aussi dans la création de microsites propices à la régénération, notamment sur les seuils d'ECO 0-19 cm, 19-44cm et 56-100 cm, puisqu'elle présente les meilleurs pourcentages de bons microsites (63%-74%) par rapport au scarificateur T26 (42%-61%). Néanmoins, la herse forestière semblait présenter des limites de performances sur les pentes supérieures à 6%, car sur ce niveau pente elle présente des tendances d'accumulation d'ECO sur les faibles ECO (0-19cm). De plus, malgré la bonne performance dans la réduction d'ECO (-44%), la herse forestière semblait présenter des faiblesses dans la création de bons microsites sur le seuil d'ECO (44-56 cm) avec un pourcentage de 48% contre 61% de bons microsites pour le scarificateur T26.

Dans la pessière noire de la ceinture d'argile, il a été montré par que le sol perturbé avec une sévérité élevée de feux (qui consomment la majeure partie de la couche organique) est en mesure de relancer la croissance des arbres puisqu'il pourront atteindre le sol minéral (Simard *et al.*, 2007). Les feux de faible sévérité laissent quant à eux pour leur part le sol presque intact, ce qui va promouvoir la mise en place de peuplements moins productifs sur des couches organiques épaisses. Lafleur *et al.*, (2011) a suggéré que la PMS, puisse dans une certaine mesure, reproduire l'effet des feux de sévérité élevée en exposant davantage le sol minéral.

L'autre objectif de cette étude était de tester l'efficacité du géoradar dans le suivi continu et en surface de l'ECO après PMS. Les résultats n'étaient pas concluants (Annexe A), possiblement dû au mélange (couche organique – sol minéral) et à la faible profondeur d'analyse (post PMS). Ainsi, dans ces conditions les paramètres d'utilisation du géoradar devraient être réévalués, notamment la vitesse de déplacement de l'équipement et la fréquence d'antenne.

Les résultats de cette étude supporte que les pratiques sylvicoles devraient être adaptées en fonction des caractéristiques locales des peuplements exploités (Fenton *et al.*, 2009). En effet, dans la pessière noire de la ceinture d'argile, les récoltes avec CPRS ne perturbent pas assez le sol organique, ce qui peut mener à une perte de productivité forestière. Si l'on veut remettre en

production les sites paludifiés et restaurer les processus écologiques responsable du maintien de la productivité forestière, il faut perturber le sol et le sous-bois sévèrement en utilisant la préparation mécanique du sol ou un brûlage dirigé après coupe, dont le but est de retrouver une similarité avec la perturbation naturelle de la forêt boréale qui est le feu. En effet, l'allongement récent du cycle de feu dans la ceinture d'argile (Bergeron *et al.*, 2006) et les prévisions climatiques associées aux changements globaux semblent indiquer que la proportion de peuplements paludifiés va aller en augmentant (Weber and Flannigan 1997; Ali *et al.*, 2009), appliquer des traitements sylvicoles capables de limiter la paludification telle que la préparation mécanique du sol, par sa perturbation sévère, sera d'autant plus nécessaire afin d'offrir un gain en croissance à l'épinette noire qui va perdurer dans le temps (Thiffault *et al.*, 2004).

Dans un contexte d'aménagement écosystémique de la forêt boréale de la ceinture d'argile à l'ouest du Québec, la préparation mécanique du sol est une méthode que les aménagistes et gestionnaires forestiers pourraient considérer dans l'aménagement des pessières noires paludifiées. Par ailleurs, le choix des interventions dépend du processus impliqué et de l'état d'avancement de la paludification (Simard *et al.*, 2008). Dans les sites où la couche organique est très épaisse et fibrique et où le drainage est hydrique (peuplements fortement paludifiés), le contrôle de la paludification peut être difficile et coûteux (Lafleur *et al.*, 2011). Les efforts sylvicoles visant à contrer la paludification, notamment la préparation mécanique du sol, devraient être davantage concentrés dans des peuplements peu ou moyennement paludifiés (Nappi, 2013).

Les interventions sur les sites où le processus de paludification est successional devraient également être priorisées. En effet, contrairement à la paludification édaphique, la paludification successionale peut être contrée par des interventions sylvicoles appropriées. Compte tenu que la couche organique s'accumule plus lentement lorsqu'une certaine pente est présente, celle-ci peut être utilisée afin de cibler les sites où les interventions sont les plus rentables.

Le coût et le temps nécessaires pour la planification d'une préparation mécanique du sol requièrent une sélection rigoureuse des sites potentiels où la préparation mécanique sera rentable. Cela signifie que nous avons besoin de développer des outils permettant de distinguer les sites avec une paludification successionale (réversible) de ceux avec une paludification édaphique où la productivité ne peut être améliorée par des techniques de préparation mécanique du sol.

En fin de compte, notre projet d'étude a pu apporter des éléments de réponses aux aménagistes forestiers concernant le problème d'identifier la machinerie approprié selon les conditions de paludification. Toutefois, d'autres questions d'ordre économique demeurent importantes, mais elles n'étaient pas dans les objectifs de l'étude. En effet, nous ouvrons les portes à d'autres études servant à évaluer l'efficacité de la PMS dans le moyen et le court terme sur la croissance du peuplement (après plantation), sur l'état du sol, et sur le retour de la paludification, et finalement évaluer la rentabilité, les coûts et le retour d'investissement de l'utilisation de la PMS dans les terrains paludifés. Nous proposons aussi de mettre plus d'efforts sur l'efficacité du GPR avec différentes fréquences d'antennes dans le suivi de la paludification et de la stratigraphie du sol paludifié après perturbation sous PMS.

ANNEXE A:

UTILISATION DU GÉORADAR DANS L'ESTIMATION DE L'ÉPAISSEUR DE LA COUCHE ORGANIQUE APRÈS PRÉPARATION DE TERRAINS PALUDIFIÉS DANS LA CEINTURE D'ARGILE

A.1 Résumé

Les forêts d'épinette noire qui se trouvent au niveau de la ceinture d'argile, dans la région boréale à l'ouest du Québec, sont sujettes à la paludification. La paludification est un processus naturel où la matière organique s'accumule sur le sol de la forêt, ce qui conduit à une diminution importante de la productivité des forêts dans cette région. Cette étude a évalué la possibilité d'utiliser un géoradar (GPR) pour délimiter l'interface organique-minérale, représentant l'épaisseur de la couche organique (ECO), qui a une grande influence sur la paludification dans cette région. En effet, cette étude propose de modéliser l'évolution de l'ECO après préparation mécanique du sol (PMS) sur le site d'étude d'une manière continue dans l'espace à l'aide d'outils de télédétection, le GPR. Dans un secteur de 35 km² du canton de Valrenne, six parcelles expérimentales préalablement récoltées avec CPRS, dont les superficies variaient de 20 à 40 ha, avec un gradient d'entourbement croissant ont été sélectionnées: trois parcelles ont été soumises à un traitement de hersage forestier, trois parcelles à un traitement de scarificateur T26 et trois parcelles témoins n'ont subi aucune PMS (CPRS seulement). Le protocole expérimental consistait à mesurer l'ECO ponctuellement avec une sonde (tarière graduée) et en continu avec le géoradar d'une intensité de 200 MHz, ensuite corréler les ECO obtenues par les deux méthodes. Le géoradar n'a été pas été concluant dans l'identification de la délimitation du profil minéral et mélange organique-minéral. Ainsi, la résolution semblerait être insuffisante afin de bien discriminer les différents horizons du sol compte tenu de la profondeur où l'altération s'est produite.

Mots-clés: Géoradar, stratigraphie, paludification, épaisseur de la couche organique, préparation mécanique du sol.

A.2 Introduction

Les forêts d'épinettes noires de la ceinture d'argile du Québec, sont considérées comme une source potentielle de production ligneuse. Toutefois, un volume considérable de bois dans cette région est situé dans les zones sujettes à la paludification (Fenton *et al.*, 2005; Lavoie *et al.*, 2005).

La paludification est un processus naturel qui se caractérise par l'accumulation progressive au cours du temps de la matière organique sur la surface du sol minéral (Payette et Rochefort, 2001) et qui peut conduire à des pertes de productivité des forêts (Simard *et al.*, 2007, 2009). L'épaisseur de la couche organique (ECO) détermine le degré d'entourbement (Lavoie *et al.*, 2005). Ainsi, l'estimation précise de l'ECO est très importante pour les aménagistes forestiers, notamment au niveau de la ceinture d'argile, puisque cela aidera à orienter les pratiques de gestion appropriées et de prévenir la progression de la paludification dans les forêts d'épinettes noires de la ceinture d'argile. Pourtant, la détermination de l'ECO sur cette grande surface est compliquée, car on ne peut pas l'estimer par des techniques de télédétection traditionnelles (imagerie multi-spectrale, la photogrammétrie, LIDAR) malgré l'avantage démontré de ce dernier dans de très grandes surfaces (Valeria *et al.*, 2012). Le géoradar ou *Ground Penetrating Radar* (GPR), au contraire, peut être utilisé pour délimiter l'interface organique- minérale à travers une épaisse couche organique.

Le GPR est de plus en plus utilisé dans la recherche forestière, en particulier dans les tourbières boisées. En effet, on l'utilise dans la définition de l'interface entre le sol organique et le sol minéral (Comas *et al.*, 2004), dans la détermination de la stratigraphie de la tourbe (Theimer *et al.*, 1994) et enfin pour cartographier les diverses surfaces de sédiments sous-jacents (Comas *et al.*, 2005). Néanmoins, malgré l'intérêt accru pour l'usage du GPR dans différentes applications forestières, aucune étude n'a examiné son application pratique dans la prospection de l'interface organique-minérale perturbée (après préparation de terrain), au niveau des forêts paludifiées d'épinettes noires de la ceinture d'argile du Québec. Donc, est-ce qu'on peut suivre l'étendue de la perturbation de la PMS (ECO après PMS) sur toute la surface préparée, en s'appuyant sur des outils de télédétection de proche surface (géoradar), déjà utilisés dans le suivi de l'ECO dans les terrains paludifiés de la forêt boréale? (Laamrani *et al.*, 2013).

Cette étude visait à examiner si le GPR est suffisamment sensible pour suivre l'ECO après la préparation mécanique du sol (PMS), dans les peuplements paludifiés de la ceinture d'argile.

Pour atteindre cet objectif, il faudrait que les mesures d'ECO obtenues par le GPR, soient bien corrélées avec celles déterminées manuellement. Nous supposons que le géoradar est un outil pertinent pour suivre l'évolution de l'ECO après PMS d'une manière continue dans l'espace, ce qui va permettre de mieux raffiner la comparaison de l'efficacité des différentes techniques de PMS à perturber le sol paludifié, notamment entre la herse forestière et le scarificateur T26.

A.3 Matériel et méthode

A.3.1 Description de la zone et des sites d'études

Six parcelles d'études d'une taille moyenne de 31,8 ha avec un gradient d'épaisseur de couche organique (ECO) qui variaient entre 0 et 100 cm ont été sélectionnées aléatoirement dans le canton de Valrenne. Le canton de Valrenne se trouve sur la ceinture d'argile à l'ouest du Québec (49° 28' N, 78° 30' O), au milieu du domaine bioclimatique de la pessière à mousse (Figure 2.1). Ce territoire est dominé par de l'argile compacte et est associé à d'importantes tourbières entrecoupées par les sables et graviers de la moraine d'Harricana. La ceinture d'argile est divisée en 3 zones distinctes possédant des caractéristiques morphologiques, hydrogéologiques, granulométriques, sédimentologiques, géochimiques et même géotechniques fort variées (Veillette, 1994; Veillette, 2007; Veillette et Thibaudeau, 2007). Le secteur d'étude choisi pour ce travail est situé dans la partie la plus nordique (zone 3) de la ceinture d'argile aux caractéristiques précises soit dans la marge distale de la dernière crue de Cochrane, donc les résultats obtenus dans cette étude sont représentatifs seulement de la zone 03. Cette zone se caractérise aussi par un niveau de compaction plus élevé que les autres zones, un réseau de drainage chaotique, un substrat minéralogique fort perturbé par plusieurs processus associés aux glaces flottantes. Une micro-topographie accidentée est la caractéristique principale de cette zone (Veillette, 2007). La température annuelle moyenne et les précipitations sont respectivement de 0,7 °C et de 906 mm (Environnement Canada, 2011), telles que mesurées à la station météorologique la plus proche de Matagami, à 100 km au nord-est de la zone d'étude. L'épinette noire (*Picea mariana* (Mill) B.S.P) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) dominent les peuplements dans la zone d'étude, constituant respectivement 79 % et 16 % de la canopée. Ces espèces sont suivies de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx), qui occupe environ 4 % de la zone d'étude. Le 1 % restant de la zone est couvert par du mélèze (*Larix laricina* [Du Roi] K. Koch), le sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Miller) et le bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marshall). Le sol forestier est composé de sphaignes, de mousses hypnacées

(principalement *Pleurozium schreberi* [Brid.] Mitten) et d'arbustes (principalement des éricacées) avec une couverture variable le long du paysage (Laamrani *et al.*, 2013).

A.3.2 Récolte de données et protocole expérimental

Les six parcelles sélectionnées ont été traitées par deux machines de PMS, trois parcelles ont été traitées par la herse forestière équipée avec des disques de 91,4 m de diamètre, trois parcelles ont été traitées par le scarificateur T26 avec deux disques de 1,35 m de diamètre. Les machines utilisées pour la PMS étaient munies d'un GPS afin qu'on puisse suivre la circulation sur le terrain dans chaque parcelle afin de déterminer l'intensité (basée sur le nombre de passages). Le détail des superficies et du nombre d'observations d'ECO pour chaque parcelle est présenté dans le tableau 2.1.

Environ huit transects géoréférencés (400 mètres de longueur environ) et parallèles, distancés de 20 mètres et disposés perpendiculairement aux sentiers de récolte ont été utilisés dans chaque parcelle. Les transects étaient éloignés de 60-80 mètres de la route afin d'éviter l'altération du sol produite par les activités de récolte proche de la jetée ou de l'aire d'empilement (Figures 2.1 et 2.2). Suivant chacun des transects, des lectures d'un géoradar (GPR) tracté par une motoneige, modèle pulseEKKO PRO (Sensors & Software Inc., Mississauga, ON), avec une fréquence d'antenne d'une intensité de 200 MHz ont été obtenues pendant les hivers de 2011 (après CPRS), et de 2012 (après PMS). Nous avons analysé 104 profils GPR repartis sur toutes les parcelles. La longueur des profils variaient entre 40 et 160 m. Nous avons aussi pris les coordonnées géographiques de chaque profil GPR (début et fin de profil) afin que nous puissions les localiser. Ces profils ont été analysés avec le logiciel ReflexW version 6.0 (Sandmeier Scientific Software, Germany) pour produire des profils continus à l'interface du sol minéral-organique. Les profils ainsi générés permettraient d'estimer l'épaisseur de la couche de matière organique avec une résolution centimétrique obtenue à partir de la vitesse moyenne (m/ns) et du temps (ns) aller-retour de l'onde. La vitesse moyenne de 0,12 m/ns a été calculée à partir des mesures en point milieu commun (CMP) et par l'observation des hyperboles de diffraction (Figure A.1) (Annan, 2001). Le procédé CMP est utilisé pour obtenir une estimation de la vitesse du signal en fonction de la profondeur en faisant varier l'espacement de l'antenne à un emplacement fixe (Laamrani *et al.*, 2013). Cette vitesse est caractéristique des milieux à forte accumulation de débris décomposés où la vitesse varie de 0.10-0.14 m/ns (Hausmann et K. Krainer, 2010).

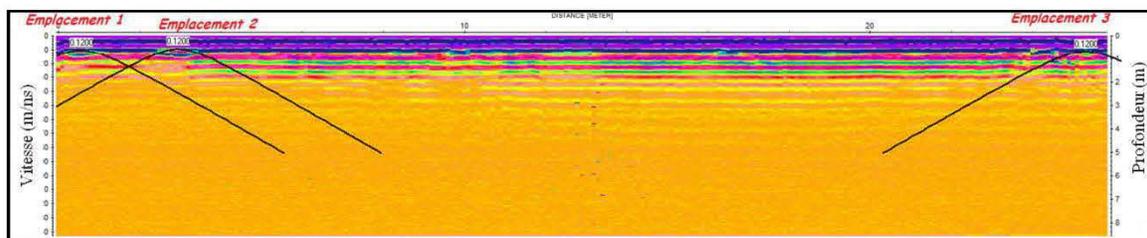


Figure A.1. Exemples d'hyperboles de diffraction obtenu sur un profil GPR traité indiquant une vitesse de 0.12 m/ns sur le long du profil.

A.3.3 Analyse statistique

Nous avons utilisé des régressions linéaires, pour déterminer le degré d'association (R^2) entre les mesures d'ECO obtenues avec le géoradar et les mesures manuelles d'ECO après PMS, ce qui nous a permis de conclure sur la pertinence du géoradar. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide le logiciel R (R version 2.15.0, R Development Core Team, 2012).

A.4 Résultats

Les données d'observation réelles d'ECO après PMS (2012) n'ont pas pu être corrélées avec les profils GPR, par manque de résolution sur les premiers centimètres concernant l'ECO qui permet de discriminer entre l'interface organique-minérale. En effet, sur 1 m de profondeur, nous avons noté l'absence de réflecteurs potentiels qui peuvent référer à l'interface organique-minérale, et cela, pour tous les profils traités après CPRS et après PMS. Les deux figures ci-dessous nous montrent deux profils GPR représentatifs pour tous les profils traités par la herse et le scarificateur (Figure A.2 et A.3). Sur ces profils, nous observons l'absence de réflecteurs qui fait référence à la limite organo-minérale sur une profondeur de 1 m. L'absence d'informations sur les premiers centimètres du sous-sol est probablement due à la basse fréquence d'antennes émettrice-réceptrice (200 MHz) qui va prospecter beaucoup plus en profondeur (Garambois, 2012; Annan, 2001).

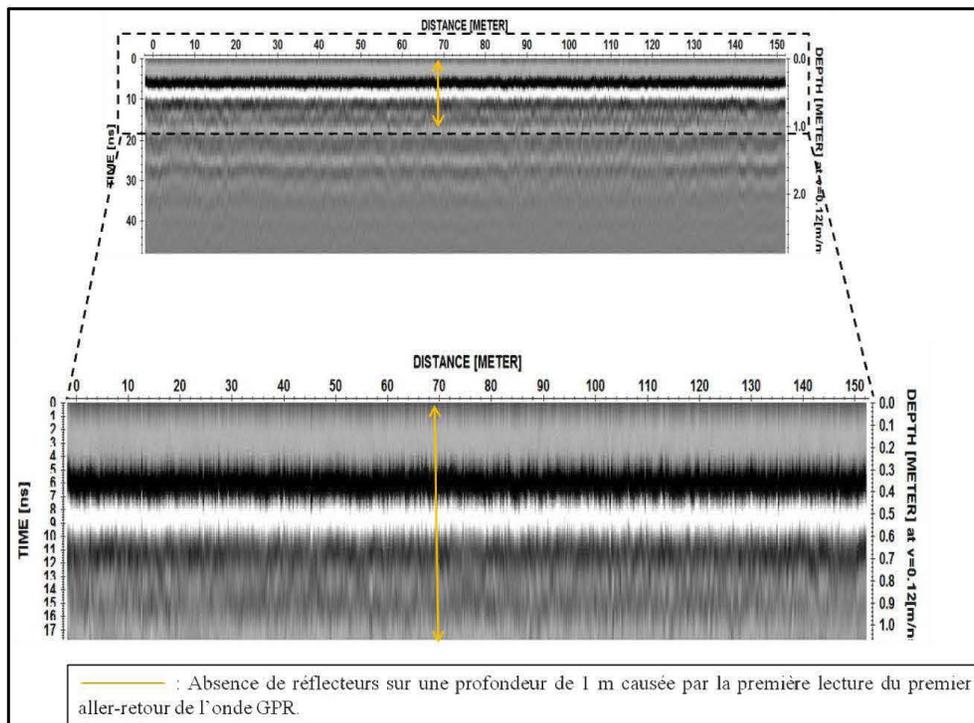


Figure A.2. Interprétation du profil GPR avec REFLEX® sur le transect 70 localisé sur la parcelle 4 hersée, nous notons l'absence de réflecteurs sur une profondeur de 1 m.

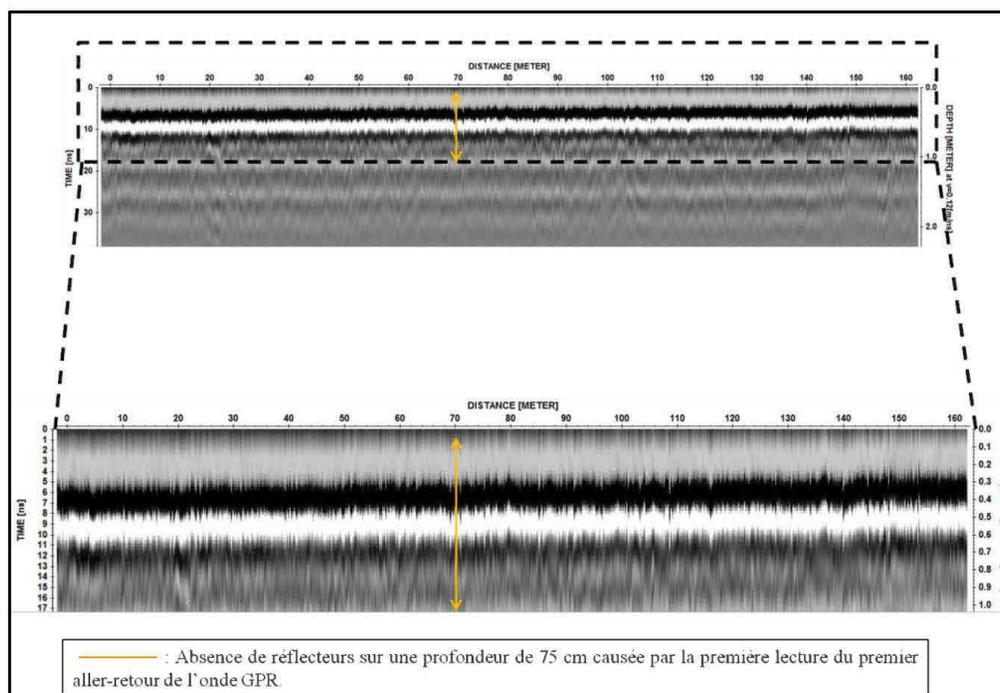


Figure A.3. Interprétation du profil GPR avec REFLEX® sur le transect 69 localisé sur la parcelle 5 scarifiée, nous notons l'absence de réflecteurs sur une profondeur de 1 m.

A.5 Discussion

Nous n'avons pas pu exploiter les profils GPR sur la profondeur que nous cherchions (0-50 cm) sur toutes les parcelles, puisque l'intensité des antennes utilisées (200Mhz) est très faible pour explorer les premiers centimètres du sol, ce qui a empêché l'interprétation de l'information sur une profondeur de 70 cm (absence de réflecteurs) causée par le premier temps aller-retour des ondes issues des antennes émettrice-réceptrice (Figure A.2 et A.3) d'où la nécessité d'utiliser des fréquences d'antennes plus élevées de l'ordre de 300 MHz à 3 GHz afin d'obtenir des profils avec de meilleures résolutions possibles et des lectures plus précises et centimétriques (Conyers, 2012; Garambois, 2012). De plus, la forte humidité du sol qui a caractérisé notre zone d'étude à cause de la proximité de la nappe phréatique (profondeur < 1 m) a nettement favorisé l'atténuation du signal GPR au-delà des premiers centimètres du sol. Ces résultats sont en adéquation avec les résultats de Laamrani *et al.*, (2013) concernant l'inefficacité du GPR à détecter la limite organique-minérale dans la même zone d'étude et sous les mêmes conditions paludifiées causées par à la forte teneur en eau et en sel du sol, ce qui a contribué largement à l'atténuation du signal GPR. Cependant, selon Laamrani *et al.*, (2013) le GPR a donné de bons résultats dans l'estimation de l'ECO ($R^2 = 0,93$) avant la coupe dans les sites faiblement ou moyennement paludifiés. Néanmoins, le même auteur mentionne que le GPR semble dépendre du type de sol et des conditions du site et que la teneur élevée en argile et le haut degré de saturation en eau du sol limitent la profondeur de pénétration du GPR, rendant le sol minéral indétectable.

A.6 Conclusion

L'objectif de cette étude, était de tester l'efficacité du géoradar dans le suivi en continu de l'ECO après PMS, les résultats n'étaient pas aboutissants, néanmoins l'utilisation du GPR dans les conditions paludifiées reste pertinent en contrôlant les paramètres du GPR (vitesse de déplacement du GPR, fréquence d'antennes adéquates) en fonction des caractéristiques du terrain paludifié. En effet, l'utilisation du GPR à faible intensité d'antennes dans la détection de l'horizon minéral après préparation de terrain, semble être problématique sous ces conditions puisque la résolution résultante semblerait être insuffisante pour discriminer les différents horizons du sol, spécialement l'interface organique-minérale, d'où la recommandation d'utiliser des intensités d'antennes plus élevées pour une meilleure résolution avec des lectures plus centimétriques de la profondeur du sol après préparation de terrain, mais aussi de contrôler les conditions

d'expérimentations voire la vitesse du déplacement du géoradar et le calcul de la vitesse moyenne (m/ns) et du temps (ns) aller-retour de l'onde.

A.7 Bibliographie

- Annan AP. 2001. Ground Penetrating Radar Workshop Notes. Sensors & Software Inc. Mississauga, Ontario, Canada.
- Anonyme. 2012. Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de l'Abitibi. <http://www.arfpa.ca/documents/pages/15-norme-agence-abitibiglossaire.pdf> (consulté le 14 juin 2012).
- Comas, X., L. Slater., A. Reeve. 2005. Stratigraphic controls on pool formation in a domed bog inferred from ground penetrating radar (GPR). *Journal of Hydrology* 315(1-4): 40-51.
- Comas, X., L. Slater., A. Reeve. 2004. Geophysical evidence for peat basin morphology and stratigraphic controls on vegetation observed in a northern peatland. *Journal of Hydrology* 295(1-4): 173-184.
- Conyers, L. 2012. Ground penetrating radar for archeology. Left Coast Press, Walnut Creek, California. 133 p.
- Environment Canada. 2011. Canadian climate normals, 1971-2000. [En ligne]. http://www.climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals. (Consulté le 12 juin 2012).
- Fenton, N., N. Lecomte., S. Légaré., Y. Bergeron. 2005. Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. *Forest Ecology and Management* 213(1-3): 151-159.
- Garambois, S. 2012. Radar géologique ou Ground Penetrating Radar. Institut des science de la terre Université Joseph Fourier, Grenoble, France. 100 p.
- Häring, T., E. Dietz., S. Osenstetter., T. Koschitzki., B. Schröder., 2012. Spatial disaggregation of complex soil map units: A decision-tree based approach in Bavarian forest soils. *Geoderma* 185-186: 37-47.
- Hausmann, H., K. Krainer; E. Brückl., W. Mostler. 2007. Internal structure, composition and dynamics of Reichenkar rock glacier (western Stubai Alps, Austria). – *Permafrost and Periglacial Processes* 18: 351-367.
- Laamrani, A., O. Valeria., N. Fenton., Y. Bergeron. 2014. Landscape-Scale influence of topography on organic layer accumulation in paludified boreal forests. *Forest Science* 60(3): 579-590.
- Laamrani, A., O. Valeria., L.Z. Cheng., Y. Bergeron, C. Camerlynck. 2013. The use of ground penetrating radar for remote sensing the organic layer – mineral soil interface in paludified boreal forests. *Canadian Journal of Remote Sensing* 39(01): 74-88.
- Lavoie, M., D. Paré., N. Fenton., A. Groot., K. Taylor. 2005. Paludification and management of forested peatlands in Canada: A literature review. *Environmental Reviews* 13(2): 21-50.

- Ministère des ressources naturelles et de la faune (MRNF). 2012. [En ligne]. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/vocabulaire/index.jsp>. (consulté le 14 juin 2014).
- Ministère des ressources naturelles et de la faune (MRNF). 2012. [En ligne]. http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/enligne/forets/activites_recherche/projets/description.asp?numero=417. (consulté le 14 juin 2014).
- Payette, S., and L. Rochefort. 2001. *Ecologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, QC, Canada. 621 p.
- R Development Core Team . 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Schmidt Géoradar Services. 2012. [En ligne]. <http://www.solscan.ch/> (consulté le 29 juin 2012).
- Simard, M., P. Y. Bernier., Y. Bergeron., D. Paré., L. Guérine. 2009. Paludification dynamics in the boreal forest of the James Bay Lowlands: Effect of time since fire and topography. *Canadian Journal of Forest Research* 39(3): 546-552.
- Simard, M., N. Lecomte., Y. Bergeron., P.Y Bernier., D. Paré. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecological Applications* 17(6): 1619-1637.
- Theimer, B.D., DC. Nobes., B.G. Warner. 1994. A study of the geoelectrical properties of peatlands and their influence on ground-penetrating radar surveying. *Geophysical Prospecting* 42(3): 179-209.
- Valeria, O., A. Laamrani., A. Beaudoin. 2012. Monitoring the state of a large boreal forest region in eastern Canada through the use of multitemporal classified satellite imagery. *Canadian Journal of Remote Sensing* 38(01): 91-108.
- Veillette, J. J. 2007. *Géologie des formations en surface et histoire glaciaire, Rivière Harricana, Québec*. Commission géologique du Canada, Carte 1993A, scale 1 : 100 000.
- Veillette, J. J., et P. Thibaudeau. 2007. *Géologie des formations en surface et histoire glaciaire, Rivière Wawagasic, Québec*. Commission géologique du Canada, Carte 1995A, scale 1 : 100 000.
- Veillette, J.J. 1994. Evolution and paleohydrology of glacial lakes Barlow and Ojibway; *Quaternary Science Reviews* 13 (9-10), 945-997.

ANNEXE B: Machines de préparation mécanique du sol choisies pour l'étude, herse forestière et scarificateur T26



Scarificateur T26: machine avec deux grands disques robustes et dentés. C'est la machine de travail du sol la plus utilisée dans la forêt boréale (Manuel de foresterie, 2006).



Herse forestière: machine multi-disques dentés, alignés en deux rangés. En Abitibi, elle est utilisée pour travailler les sols argileux et les terrains en friche (Manuel de foresterie, 2006).

ANNEXE C: Comparaison des caractéristiques, résultats et particularités entre deux techniques de PMS (herse et scarifiage) sur un sol non paludifié.

Traitement et technique	Caractéristiques	Résultats	Particularités	Productivité à l'heure
Scarifiage à disques (T26) ou à cônes	<ul style="list-style-type: none"> - Diamètre des deux disques: 1,35 m - Possibilité d'ajuster le travail selon les conditions de terrain. - Création de sillons creux. - Léger brassage de sol minéral soulevé avec l'humus. 	<ul style="list-style-type: none"> - Une plantabilité supérieure à 85%. - Brassage entre le sol minéral et l'humus. 	<p>Les scarificateurs à disques motorisés sont actuellement les plus utilisés dans la forêt boréale.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Terrain facile: 1,5 ha - Terrain modéré: 1,0 ha - Terrain difficile: 0,5 ha
Herse forestière	<ul style="list-style-type: none"> - Diamètre des 12 disques: environ 91 cm - Ameublement uniforme du sol. - Broyage, puis incorporation de la MO aux horizons minéraux de surface. - Qualité de traitement problématique sur les sites rocheux ou encombrés. 	<ul style="list-style-type: none"> - L'ensemble de la superficie est disponible pour la plantation. - Le double passage améliore la qualité des microsites. 	<ul style="list-style-type: none"> - En Abitibi: utilisation sur des terrains argileux, traitement de terrains en friche. - Utilisation pour l'aménagement de vergers à graines. 	<ul style="list-style-type: none"> - Simple passage: 0,5 ha - Double passage: 0,9 ha

(Source: Manuel de foresterie, 2006; Bracke forest: <http://www.brackeforest.com/app/projects/brackeAllNew/images/T26aFRWeb10.pdf> ; Belagromash: http://www.belagromash.by/fr/production/?category=147&id=12&cat_parent=).

BIBLIOGRAPHIE POUR L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALES

- Ali, A., C. Carcaillet., Y. Bergeron. 2009. Long-term fire frequency variability in the eastern Canadian boreal forest: the influences of climate vs. local factors. *Global Change Biology* 15: 1230-1241.
- Amato, M., B. Basso., G. Celano., G. Bitella., G. Morelli., R. Rossi. 2008. In situ detection of tree root distribution and biomass by multi-electrode resistivity imaging. *Tree Physiology* 28(10): 1441-1448.
- Annan, AP. 1999. Ground Penetrating Radar: Survey Design. Sensors and Software Inc., Mississauga, Ontario, Canada.
- Anonyme. 2012. Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de l'Abitibi. [En ligne]. <http://www.arfpa.ca/documents/pages/15-norme-agence-abitibi---glossaire.pdf>. (consulté le 15-06-2012).
- Anonyme. 2011. Agence Forestière des Bois-Francs, Balise technique et évaluation des travaux. [En ligne]. <http://www.afbf.qc.ca/dbimages/dynamiclinks/balisestechiques2011-2012.pdf> (consulté le 14-06-2012).
- Anonyme. 2005. Qualité des plantations - guide de l'évaluateur. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'assistance technique et Direction des traitements sylvicoles. 40 p.
- Archibold, O. W., C. Acton., E.A Ripley. 2000. Effect of site preparation on soil properties and vegetation cover, and the growth and survival of white spruce (*Picea glauca*) seedlings, in Saskatchewan. *Forest Ecology and Management* 131(1-3): 127-141.
- Bedford, L. and R.F. Sutton. 2000. Site preparation for establishing lodgepole pine in the sub-boreal spruce zone of interior British Columbia: the Bednesti trial, 10-year results. *Forest Ecology and Management* 126(2): 227-238.
- Bérard, J. A., Côté, M., Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. 1996a. Manuel de foresterie. Chapitre 27: Opérations forestières. Presses de l'Université Laval, Québec. 1428 p.
- Bérard, J. A., Côté, M., Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. 1996b. Manuel de foresterie. Chapitre 15: Aménagement de la forêt pour fins de production ligneuse .Presses de l'Université Laval, Québec. 1428 p.
- Bergeron, Y., P. Drapeau., S. Gauthier., N. Lecomte. 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. *Forestry Chronicle* 83(3): 326-337.
- Bergeron, Y., D. Cyr, C. R. Drever., M. Flannigan., S. Gauthier., D. Kneeshaw., E. Lauzon., A. Leduc., H. Le Goff., D. Lesieur., K. Logan. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: Implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2737-2744.

- Bernier, P.Y., M. Simard., D. Paré; Y. Bergeron. 2008. Paludification des sites forestiers sur les basses-terres de la Baie James: un phénomène à gérer. (Fiche technique no 7) dans Chaire en aménagement forestier durable. Université du Québec en Abitibi Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec. 2 p.
- Bock, M. D. and K. C. Van Rees. 2002. Mechanical site preparation impacts on soil properties and vegetation communities in the Northwest Territories. *Canadian Journal of Forest Research* 32(8): 1381-1392.
- Boudreault, C., Y. Bergeron., P. Drapeau., Gauthier, S. 2002. Bryophyte and lichen communities in mature to old-growth stands in eastern boreal forests of Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 32(6): 1080-1093.
- Breiman, L., J. Friedman., C.J. Stone., R.A. Olshen. 1984. *Classification and regression trees*. CRC press.
- Comas, X., L. Slater., A. Reeve. 2004. Geophysical evidence for peat basin morphology and stratigraphic controls on vegetation observed in a northern peatland. *Journal of Hydrology* 295(1-4): 173-184.
- Comas, X., L. Slater., A. Reeve. 2005a. Spatial variability in biogenic gas accumulations in peat soils is revealed by ground-penetrating radar (GPR). *Geophysical Research Letters* 32(8): 1-4.
- Comas, X., L. Slater., A. Reeve. 2005b. Stratigraphic controls on pool formation in a domed bog inferred from ground penetrating radar (GPR). *Journal of Hydrology* 315(1-4): 40-51.
- Comas, X., L. Slater., A. Reeve. 2005c. Geophysical and hydrological evaluation of two bog complexes in a northern peatland: Implications for the distribution of biogenic gases at the basin scale. *Global Biogeochemical Cycles* 19(4): GB4023.
- Comont, L. 2006. Étude des processus de stockage de la matière organique et de régénération des tourbières dégradées après exploitation: sites du Russey (Jura français), de la Chaux d'Abel (Jura suisse) et de Baupte (Cotentin, France). Thèse de doctorat. Université d'Orléans, Orléans, France. 224 p.
- Dallaire P.L. 2011. Utilisation d'un géoradar afin de caractériser la stratigraphie de la tourbe et estimer le carbone organique accumulé dans une tourbière Boréale, région d'Estmain, Baie James, Québec. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal, Québec. 132 p.
- Davis, J.L., and A.P. Annan. 1989. Ground penetrating radar for high-resolution mapping of soil and rock stratigraphy. *Geophysical Prospecting* 37(5): 531-551.
- De Grandpré, L., Y. Bergeron., P. Grondin., C. Boudreault. 2003. Composition and dynamics of the understory vegetation in the boreal forests of Québec. in F. Gilliam and M. Roberts, editors. *Composition and Dynamics of the Herbaceous Layer of Forests of Eastern North America*. Oxford University Press. 424 p.
- Drobyshev I., M. Simard., Y. Bergeron., A. Hofgaard, 2010. Does soil organic layer thickness affect climate-growth relationships in the black spruce boreal ecosystem? *Ecosystems* 13(4):556-574.
- Dussart, E. and S. Payette. 2002. Ecological impact of clear-cutting on black spruce-moss forests in southern Québec. *Écoscience* 9(4): 533-543.

- Emili, L.A., JS. Price., D.F. Fitzgerald. 2006. Hydrogeological influences on forest community type along forest-peatland complexes in coastal British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 36(8): 2024-2037.
- Environment Canada. 2011. Canadian climate normals, 1971-2000. [En ligne]. http://www.climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals. (consulté le 16 juin 2012).
- Ellen MacDonald, S., M. G. Schmidt., RL. Rothwell. 1998. Impacts of mechanical site preparation on foliar nutrients of planted white spruce seedlings on mixed-wood boreal forest sites in Alberta. *Forest Ecology and Management* 110(1-3): 35-48.
- Fenton, N. J., Y. Bergeron., D. Paré. 2010. Decomposition rates of bryophytes in managed boreal forests: influence of bryophyte species and forest harvesting. *Plant and Soil* 336(1-2): 499-508.
- Fenton, N., M. Simard., Y. Bergeron. 2009. Emulating natural disturbances: the role of silviculture in creating even-aged and complex structures in the black spruce boreal forest of eastern North America. *Journal of Forest Research* 14: 258-267.
- Fenton, N. J. and Y. Bergeron. 2008. Does time or habitat make old-growth forests species rich? Bryophyte richness in boreal *Picea mariana* forests. *Biological Conservation* 141(5): 1389-1399.
- Fenton, N. J. and Y. Bergeron. 2006. Facilitative succession in a boreal bryophyte community driven by changes in available moisture and light. *Journal of Vegetation Science* 17(1): 65-76.
- Fenton, N., N. Lecomte., S. Légaré., Y. Bergeron. 2005. Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. *Forest Ecology and Management* 213(1-3): 151-159.
- Ford-Robertson, R. C. 1971. Terminology of Forest Science, Technology Practice and Products. The Multilingual Forestry Terminology Series No. 1. English Language Version. Society of American Foresters. Washington, D.C. 303 p.
- Foulley, J.L. .2003. Le modèle linéaire mixte. Institut National de la Recherche Agronomique: Station de Génétique quantitative et appliquée, Jouy-en-Josas. France. 139 p.
- Girard, J.F. 2010. Contribution à l'Hydro-Géophysique: Développements et Applications de la Résonance Magnétique Protonique et des Méthodes Electromagnétiques. Mémoire de Doctorat. Université de Strasbourg, France. 93 p.
- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt., A. Leduc., L. De Grandpré., D.D. Kneeshaw., H. P. Drapeau., Y. Bergeron. 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale, Québec (Québec, Canada), Presse de l'Université du Québec, 600 p.
- Greene, D. F., S. Gauthier., J. Noël ., M. Rousseau., Y. Bergeron. 2006. A Field Experiment to Determine the Effect of Post-Fire Salvage on Seedbeds and Tree Regeneration. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(2): 69-74.
- Grondin, P. 1996. Écologie Forestière. In J. Bérard and M. Côté, editors. Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval, Québec. p 133-278.
- Grosvernier, P., Y. Matthey., A. Buttler. 1997. Growth potential of three *Sphagnum* species in relation to water table level and peat properties with implications for their restoration in cut-over bogs. *Journal of Applied Ecology* 34(2): 471-483.

- Hirano, Y., M. Dannoura., K. Aono., T. Igarashi., M. Ishii., K. Yamase., N. Makita., Y. Kanazawa. 2009. Limiting factors in the detection of tree roots using ground-penetrating radar. *Plant and Soil* 319(1-2): 15-24.
- Jutras, S., J. Begin., A.P Plamondon., H. Hokka. 2007. Draining an unproductive black spruce peatland stand: 18-year post-treatment tree growth and stand productivity estimation. *Forestry Chronicle* 83(5):723-732.
- Kubin, E. and L. Kemppainen. 1994. Effect of soil preparation of boreal spruce forest on air and soil temperature conditions in forest regeneration areas. *Acta Forestalia Fennica* 244.
- Laamrani, A., O. Valeria., N. Fenton., Y. Bergeron. 2014. Landscape-scale influence of topography on organic layer accumulation in paludified boreal forests. *Forest Science* 60(3): 579-590.
- Laamrani, A., O. Valeria., L.Z. Cheng., Y. Bergeron, C. Camerlynck. 2013. The use of ground penetrating radar for remote sensing the organic layer – mineral soil interface in paludified boreal forests. *Canadian Journal of Remote Sensing* 39(01): 74-88.
- Lafleur, B., D. Pare., N. J. Fenton., Y. Bergeron. 2011. Growth of planted black spruce seedlings following mechanical site preparation in boreal forested peatlands with variable organic layer thickness: 5-year results. *Annals of Forest Science* 68(8): 1291-1302.
- Lafleur, B., N. J. Fenton., D. Paré., M. Simard., Y. Bergeron. 2010. Contrasting effects of season and method of harvest on soil properties and the growth of black spruce regeneration in the boreal forested Peatlands of Eastern Canada. *Silva Fennica* 44(5): 799-813.
- Lafleur, B., D. Pare., N. J. Fenton., Y. Bergeron. 2010. Do harvest methods and soil type impact the regeneration and growth of black spruce stands in northwestern Quebec? *Canadian Journal of Forest Research* 40(9): 1843-1851.
- Lavoie, M., D. Paré., Y. Bergeron. 2007a. Quality of growth substrates of post-disturbed lowland black spruce sites for black spruce (*Picea mariana*) seedling growth. *New Forests* 33(2): 207-216.
- Lavoie, M., D. Paré., Y. Bergeron. 2007b. Relationships between microsite type and the growth and nutrition of young black spruce on post-disturbed lowland black spruce sites in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 37(1): 62-73.
- Lavoie, M., D. Paré., N. Fenton., A. Groot., K. Taylor. 2005. Paludification and management of forested peatlands in Canada: A literature review. *Environmental Reviews* 13(2): 21-50.
- Le Système Canadien de Classification des Sols. 1989. Agriculture et agro-alimentaire Canada. 3ième édition, chapitre 9). [En ligne]. <http://sis.agr.gc.ca/siscan/taxa/cssc3/intro.html>. (consulté le 15-06-2012).
- Lecomte, N. and Y. Bergeron. 2005. Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec Clay Belt. *Canadian Journal of Forest Research* 35(8): 1984-1995.
- Lecomte, N., M. Simard., Y. Bergeron., A. Larouche., H. Asnong., P.J.H. Richard. 2005. Effects of fire severity and initial tree composition on understory vegetation dynamics in a boreal landscape inferred from chronosequence and paleoecological data. *Journal of Vegetation Science* 16(6): 665-674.
- Mallik, A. U. and D. Hu. 1997. Soil respiration following site preparation treatments in boreal mixedwood forest. *Forest Ecology and Management* 97(3): 265-275.

- Margolis, H. A. and D. G. Brand. 1990. An ecophysiological basis for understanding plantation establishment. *Canadian Journal of Forest Research* 20(4): 375-390.
- Ministère des ressources naturelles et de la faune (MRNF). 2012. [En ligne]. <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/vocabulaire/index.jsp>. (consulté le 14 juin 2012).
- Ministère des ressources naturelles et de la faune (MRNF). 2012. [En ligne]. http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/enligne/forets/activites_recherche/projets/description.asp?numero=417. (consulté le 14 juin 2012).
- Ministère des ressources naturelles et de la faune (MRNF). 2012. – Guides de reconnaissance des types écologiques. [En ligne]. <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-inventaire-guides.jsp>. (consulté le 10 juin 2012).
- Örlander, G., P. Gemmel., J. Hunt. 1990. Site preparation: a Swedish overview. British Columbia Ministry of Forests, FRDA Report 105, 61 p.
- Payette, S., and Rochefort, L. 2001. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, QC, Canada. 621 p.
- Prescott, C.E., D.G. Maynard., R. Laiho. 2000. Humus in northern forests: friend or foe? *Forest Ecology and Management* 133:23–36.
- Prévost, M. 2004. Predicting soil properties from organic matter content following mechanical site preparation of forest soils. *Soil Science Society of America Journal* 68(3): 943-949.
- Prévost, M., and Dumais, D. 2003. Croissance et statut nutritif de marcottes, de semis naturels et de plants d'épinette noire à la suite du scarifiage: résultats de 10 ans. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 2097-2107.
- Prévost, M., A. P. Plamondon., V. Roy. 2001. La production forestière. In S. Payette and L. Rochefort, editors. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec. p 423-447.
- 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 49(3): 277-296.
- Renard, S. 2010. Impact du brûlage dirigé comme préparation de terrain pour contrer l'entourbement et favoriser la croissance de l'épinette noire dans les pessières à mousses paludifiées de la ceinture d'argile. Mémoire de maîtrise en biologie, Université du Québec à Montréal. 87 p.
- Roy, V., P.Y. Bernier., A.P. Plamondon., J.C. Ruel. 1999. Effect of drainage and microtopography in forested wetlands on the microenvironment and growth of planted black spruce seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 563-574.
- Ryan, K.C. 2002. Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica* 36(1): 13–39.
- Schmidt Géoradar Services . 2012. <http://www.solscan.ch/>. [En ligne]. (consulté le 29 juin 2012).
- Schmidt, M. G., S. E. Macdonald., R.L. Rothwell. 1996. Impacts of harvesting and mechanical site preparation on soil chemical properties of mixed-wood boreal forest sites in Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* 76(4): 531-540.

- Shetler, G., M.R. Turetsky., E.S. Kane., E.S. Kasischke. 2008. Sphagnum mosses control ground-layer fuel consumption during fire in Alaskan black spruce forests: implications for long-term carbon storage. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 2328–2336.
- Simard, M., P. Y. Bernier., Y. Bergeron ., D. Paré., L. Guérine. 2009. Paludification dynamics in the boreal forest of the James Bay Lowlands: Effect of time since fire and topography. *Canadian Journal of Forest Research* 39(3): 546-552.
- Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P.Y. Bernier., D. Paré. 2008. Aménagement écosystémique de la pessière du nord de la ceinture d'argile québécoise : gérer la forêt, mais surtout les sols. Dans Gauthier, S. et al. (éditeurs). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Montréal, Québec. p 269-299.
- Simard, M., N. Lecomte., Y. Bergeron., P.Y Bernier., D. Paré. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecological Applications* 17(6): 1619-1637.
- Soil Classification Working Group. 1998. The Canadian system of soil classification, 3rd ed. Publication 1646, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, ON, Canada.
- Spittlehouse, D.L. and R.J. Stathers. 1990. Seedling Microclimate. British Columbia Ministry of Forests, Land Management Report No. 65. 28 p.
- St-Denis, A., K. Kneeshaw., Y. Bergeron. 2010. The role of gaps and tree regeneration in the transition from dense to open black spruce stands. *Forest Ecology and Management* 259:469-476.
- Sutherland, B.J. and F.F. Foreman. 1995. Guide to the use of mechanical site preparation equipment in Northwestern Ontario. Canadian Forest Service, Natural Resources Canada, Technical Report No. TR-87. 186 p.
- Sutherland, B.J. and F.F. Foreman. 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.
- Sutton, R.F. 1993. Mounding site preparation: a review of european and North American experience. *New Forests* 7: 151-192.
- Thiffault N., R. Jobidon., A.D. Munson. 2003. Performance and physiology of large containerized and bare-root spruce seedlings in relation to scarification and competition in Québec (Canada). *Annals of Forest Science* 60: 645-655.
- Thiffault, N. 2005. Choix du microsite sur sol scarifié en forêt boréal quelques remarques. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune-Direction de la recherche forestière. 6 p.
- Thiffault, N., B.D. Titus., A.D. Munson. 2005. Silvicultural options to promote seedling establishment on *Kalmia-Vaccinium*-dominated sites. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20(2): 110-121.
- Thiffault, N., B. D. Titus., A.D. Munson. 2004a. Black spruce seedlings in a *Kalmia-Vaccinium* association: Microsite manipulation to explore interactions in the field. *Canadian Journal of Forest Research* 34(8): 1657-1668.
- Thiffault, N., G. Cyr., G. Prigent., R. Jobidon., L. Charette. 2004b. "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., V. Roy., G. Prigent., G. Cyr., R. Jobidon., J. Ménétrier. 2003. La sylviculture des plantations résineuses au Québec. *Le naturaliste canadien* 127(1): 63-80.
- Von der Gönna, M.A. 1992. Fundamentals of mechanical site preparation. British Columbia Ministry of Forests, FRDA Report 178, 29 p.
- Vachon, L., D. Blouin., G. Lessard., M. Ruel. 2011. Travaux de préparation de terrain localisés dans les essais sylvicoles permettant la réintroduction d'essences feuillues à haut potentiel de valeur ajoutée dans l'érablière à bouleau jaune de Lanaudière. Rapport d'activités 2010-2011. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Saint-Foy inc, Québec. 45 p.
- Veilleux-Nolin, M. 2011. Influence de la saison et de la sévérité des feux sur la régénération de l'épinette noire dans la pessière noire à mousses du Québec. Mémoire de maîtrise. Université de Laval, Québec. 46 p.
- Veillette, J.J. 1994. Evolution and paleohydrology of glacial lakes Barlow and Ojibway; *Quaternary Science Reviews* 13 (9-10): 945-997.
- Walsh, D., D. Lord. 2011. Effet du microsite sur la croissance de l'épinette noire plantée après scarificateur au Bracke ou TTS-Blan 22 ans après la plantation. Rapport de recherche. Université du Québec à Chicoutimi et Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale, Québec. 15 p.
- Wang, G. G., J. A. Siemens., V. Keenan., D. Philippot. 2000. Survival and growth of black and white spruce seedlings in relation to stock type, site preparation and plantation type in southeastern Manitoba. *Forestry Chronicle* 76(5): 775-782.
- Weber, M. G., and M. D. Flannigan. 1997. Canadian boreal forest ecosystem structure and function in a changing climate: impact on fire regimes. *Environmental reviews* 5: 145-166.
- Wennström, U., U. Bergsten., J.E. Nilsson. 1999. Mechanized microsite preparation and direct seeding of *Pinus sylvestris* in boreal forests - A way to create desired spacing at low cost. *New Forests* 18(2): 179-198.
- Zenone, T., G. Morelli., M. Teobaldelli., F. Fischanger., M. Matteucci., M. Sordini., A. Armani., C. Ferrè., T. Chiti., G. Seufert. 2008. Preliminary use of ground-penetrating radar and electrical resistivity tomography to study tree roots in pine forests and poplar plantations. *Functional Plant Biology* 35(10): 1047-1058.