

PLANTATIONS ET AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE : DÉVELOPPEMENT DES BONNES PRATIQUES DANS LA RÉGION DE CHARLEVOIX

RAPORT SYNTHÈSE PRÉSENTÉ À LA MRC DE PORTNEUF
PROGRAMME D'AMÉNAGEMENT DURABLE DES FORÊTS
ÉDITION 2017-2018



Nature Québec
sensible à tous les milieux

Recherche et rédaction

Louis-Philippe Ménard, ing.f., Nature Québec

Graphisme et édition

Mélanie Lalancette (graphisme)

Louis-Philippe Ménard (édition)

Soutien

Amélie Saint-Laurent-Samuel, M.Sc., Nature Québec

Louis Bélanger, bio., ing.f., Ph.D., Professeur, Université Laval

Remerciements

Merci à Louis Bélanger bio., ing.f., Ph.D., Professeur titulaire, Université Laval; Nelson Thiffault ing.f., Ph.D., Chercheur, Centre canadien sur la fibre de bois, Ressources naturelles Canada; et Alain Paquette, Ph.D., Professeur, Centre d'étude de la forêt, UQAM pour avoir révisé et commenté une première version du rapport.

Crédits photographiques (page couverture)

Louis-Philippe Ménard

Bailleur de fonds

Ce projet a été réalisé grâce à l'édition 2017-2018 du Programme d'aménagement durable des forêts de la MRC de Portneuf.



TABLE DES MATIÈRES

Synthèse des recommandations	1
Contexte de l'étude.....	2
.....	3
Résultats de la revue de littérature	4
Scénarios sylvicoles applicables dans l'UA 033-51 et susceptibles d'influencer la naturalité	4
Définir des niveaux d'altération pour les peuplements issus des scénarios sylvicoles.....	6
Bois mort.....	6
Composition forestière.....	8
Structure du peuplement	10
L'humus et le sol.....	11
Estimer la naturalité des peuplements issus des scénarios sylvicoles identifiés.....	11
Recommandations	14
1. Optimiser les scénarios de préparation de terrain.....	14
Ne pas scarifier lorsque cette pratique n'est pas requise pour atteindre les objectifs	14
Viser l'intensité minimale de préparation de terrain permettant l'atteinte des objectifs	15
2. Retenir des arbres sur le parterre de coupe.....	15
Rétention d'îlots lors de la récolte	15
Rétention de bouquets lors de la récolte (coupes à rétention variables).....	16
3. Développer des stratégies de gestion de la diversité.....	17
Maintien d'une diversité des espèces arborescentes lors des travaux d'éducation.....	17
4. Augmenter la diversité des plantations	18
Effectuer des plantations plurispécifiques opérationnelles.....	18
Discussion	20
Bibliographie	21

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Tableau synthèse des modalités analysées pour améliorer la naturalité des plantations	1
Tableau 2. Scénarios envisageables dans l'UA 033-51 et susceptibles d'influencer la naturalité.....	5
Tableau 3. Naturalité des scénarios impliquant la plantation d'épinettes noires.....	12
Tableau 4. Naturalité des scénarios impliquant la plantation d'épinettes blanches.....	13
Tableau 5. Avantages et inconvénients à ne pas scarifier lorsque cette pratique n'est pas requise pour atteindre les objectifs.....	14
Tableau 6. Avantages et inconvénients liés à la gestion de l'intensité de la préparation de terrain.....	15
Tableau 7. Avantages et inconvénients liés à la rétention d'îlots lors de la récolte.....	15
Tableau 8. Avantages et inconvénients liés à la rétention de bouquets lors de la récolte.....	16
Tableau 9. Avantages et inconvénients à maintenir une diversité des espèces arborescentes lors des travaux d'éducation.....	18
Tableau 10. Avantages et inconvénients à effectuer des plantations plurispécifiques.....	19

SYNTHÈSE DES RECOMMANDATIONS

Nous avons identifié quatre orientations permettant d'améliorer la naturalité des plantations dans l'unité d'aménagement 033-51 (voir tableau 1). Ces dernières sont présentées en ordre croissant selon la rapidité avec laquelle nous sommes prêts à les mettre en place. En d'autres mots, c'est la première orientation qui nécessitera le moins de temps à être mise en place et c'est la quatrième qui prendra le plus de temps à être mise en place. De plus, nous avons identifié de bonnes pratiques permettant l'atteinte de chaque orientation.

Tableau 1. Tableau synthèse des modalités analysées pour améliorer la naturalité des plantations

PRIORITÉ	ORIENTATION	BONNE PRATIQUE
1	Optimiser les scénarios de préparation de terrain	Ne pas scarifier lorsque cette pratique n'est pas requise pour atteindre les objectifs
		Viser l'intensité minimale de préparation de terrain permettant l'atteinte des objectifs
2	Retenir des arbres sur le parterre de coupe	Rétention d'îlots lors de la récolte
		Rétention de bouquets lors de la récolte
3	Développer des stratégies de gestion de la diversité	Maintien d'une diversité des espèces arborescentes lors des travaux d'éducation
4	Augmenter la diversité des plantations	Effectuer des plantations plurispécifiques opérationnelles

CONTEXTE DE L'ÉTUDE

Les plantations permettent d'obtenir des rendements ligneux élevés et sont appelées à jouer un rôle important dans la stratégie de production de bois. Selon les méthodes choisies et l'échelle d'analyse, elles peuvent avoir des effets bénéfiques sur la biodiversité (voir Paquette et Messier (2013)). Toutefois, elles amènent aussi un risque d'artificialisation des milieux forestiers où elles sont instaurées, ce qui peut entrer en contradiction avec l'aménagement écosystémique. Ce type d'aménagement « consiste à assurer le maintien de la biodiversité et la viabilité des écosystèmes en diminuant les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle »¹ et s'applique à la totalité des forêts du Québec (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2009). De plus, la Loi sur le développement durable s'appuie sur le principe de prévention qui stipule qu'« en présence d'un risque connu, des actions de prévention, d'atténuation et de correction doivent être mises en place, en priorité à la source »².

C'est dans ce contexte qu'un groupe d'experts a produit un rapport sur la sylviculture intensive de plantations. Dans ce rapport, le groupe d'experts a formulé onze recommandations pour guider la sylviculture et les choix d'aménagement écosystémique concernant les plantations (Groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations 2013).

LE PRÉSENT TRAVAIL S'INSCRIT DANS LA CINQUIÈME RECOMMANDATION DE CE GROUPE :

«Le groupe d'experts recommande que les bonnes pratiques proposées soient appliquées afin qu'un plus grand nombre de plantations acquièrent un degré de naturalité supérieur, en s'assurant toutefois de minimiser l'impact potentiel de ces pratiques sur le rendement ligneux.»

Le présent document se veut une continuité du rapport du groupe d'experts. Nous l'avons conçu pour démontrer une volonté réelle d'acteurs de la région de la Capitale-Nationale à mettre en place des mesures concrètes visant à améliorer la naturalité des plantations sur leur territoire. Notre mandat était de proposer une liste de bonnes pratiques permettant d'améliorer la naturalité des plantations effectuées dans l'UA 033-51. Dans ce document, nous traiterons aussi de la notion de résilience des peuplements forestiers, car elle nous paraît incontournable dans un contexte de changements climatiques.

¹ Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, RLRQ, c A-18.1, art 4(2).

² Loi sur le développement durable, RLRQ, c D-8.1.1, art 6(i).

MÉTHODE

La première étape de ce projet a consisté en une rencontre de démarrage entre des représentants de Nature Québec, du ministère des Forêts de la Faune et des Parcs (MFFP) et de la MRC de Portneuf. Cette rencontre visait à ce que les partenaires s'entendent sur les livrables à fournir et les délais à respecter. Cette rencontre a, entre autres, permis d'établir que les analyses et les recommandations à effectuer dans le cadre du projet devraient se limiter à l'échelle du peuplement, pour respecter le budget et l'échéancier octroyés.

La seconde étape se résumait à identifier les scénarios de plantations applicables dans l'UA 033-51 et susceptibles d'avoir un impact négatif sur la naturalité. Le MFFP a accompli cette partie du travail puis nous a transmis les résultats.

Nous avons ensuite procédé à une revue de la littérature gravitant autour d'attributs de naturalité (voir St-Hilaire et Bélanger 2011) et de modalités permettant d'améliorer la naturalité des plantations. Des experts ont aussi été rencontrés et nous ont guidés vers des sources d'informations complémentaires.

Par après, à la demande du bailleur de fonds, nous avons tenté d'évaluer le degré de naturalité des peuplements engendrés par les scénarios identifiés par le MFFP, en nous basant sur les informations recueillies dans la littérature. Pour évaluer le degré de naturalité, nous avons commencé par déterminer des niveaux d'altération (faible, modéré, élevé) que peut avoir chacune des interventions sylvicoles sur les attributs de naturalité. Ces niveaux d'altération nous ont ensuite permis de classer les scénarios sylvicoles selon les classes du gradient de naturalité (naturel, quasi naturel, semi-naturel, altéré, artificiel) présentées dans le rapport du groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations dans un contexte d'aménagement écosystémique (Groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations 2013). Il faut noter que bien que nous nous soyons basés sur la littérature scientifique, la catégorisation des pratiques en niveaux d'altération « faibles », « moyens » et « forts » fait intervenir une part de subjectivité. Ces niveaux permettront toutefois de donner un certain ordre de grandeur pour aider à comprendre et évaluer les effets des traitements sur la naturalité.

Finalement, nous avons proposé des pratiques permettant d'améliorer la naturalité des plantations dans l'UA 033-51 en présentant les avantages et inconvénients de chacune de ces pratiques. Les experts rencontrés lors de la phase de documentation ont été invités à se prononcer sur l'ensemble des éléments identifiés dans ce projet, ce qui a permis de bonifier ce document.



RÉSULTATS DE LA REVUE DE LITTÉRATURE

SCÉNARIOS SYLVICOLES APPLICABLES DANS L'UA 033-51 ET SUSCEPTIBLES D'INFLUENCER LA NATURALITÉ

Tous les scénarios sylvicoles identifiés par le MFFP commencent par un scarifiage plein suivi d'une plantation ou par un scarifiage partiel suivi d'un regarni (Tableau 2). Les espèces plantées sont soit de l'épinette blanche, soit de l'épinette noire. Différents scénarios de traitements d'éducation suivent la plantation ou le regarni :

- aucune intervention supplémentaire,
- un dégagement suivi d'un nettoyage,
- un dégagement suivi d'un nettoyage, puis d'une éclaircie commerciale (EC),
- un dégagement suivi d'une éclaircie précommerciale (EPC), puis d'une éclaircie commerciale,
- une éclaircie commerciale
- un nettoyage suivi d'une éclaircie commerciale.



Tableau 2. Scénarios envisageables dans l'UA 033-5 I et susceptibles d'influencer la naturalité.

Groupe de station	Scénarios
BJR_I	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Nettoiement
BJR_I	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement + Éclaircie commerciale
BJR_MS	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Nettoiement
BJR_MS	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Éclaircie précommerciale systématique + Éclaircie commerciale
BJR_MS	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement + Éclaircie commerciale
RES_R	Scarifiage partiel + Regarni
RES_R	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 1600 tiges/ha
RES_R	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Éclaircie commerciale
RES_R	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Nettoiement + Éclaircie commerciale
RFI_F	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Nettoiement
RFI_F	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Éclaircie précommerciale systématique + Éclaircie commerciale
RFI_F	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 1600 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement
RFI_F	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement + Éclaircie commerciale
RFI_M	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Nettoiement
RFI_M	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Éclaircie précommerciale systématique + Éclaircie commerciale
RFI_M	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 1600 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement
RFI_M	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement + Éclaircie commerciale

DÉFINIR DES NIVEAUX D'ALTÉRATION POUR LES PEUPELEMENTS ISSUS DES SCÉNARIOS SYLVICOLES

Le groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations (2013), propose 5 classes pour évaluer la naturalité des plantations : 1) naturel, 2) semi-naturel, 3) quasi naturel, 4) altéré, 5) artificiel. Pour déterminer à quelle classe de naturalité correspond une plantation, il faut évaluer si des attributs clés de la naturalité ont été faiblement, modérément ou fortement altérés par les interventions forestières. Selon la littérature, ces attributs sont : 1) le bois mort, 2) la composition forestière, 3) la structure du peuplement et 4) l'humus et le sol (Franklin et coll. 2002, sensu Gauthier et coll. 2008, St-Hilaire et Bélanger 2011).

Pour tenter d'évaluer le degré de naturalité des peuplements générés par un scénario, la première étape serait donc de définir ce qui engendre une altération faible, moyenne ou forte pour chacun des attributs. C'est ce que nous tenterons d'éclaircir dans les paragraphes qui suivent. Il faut noter que bien que nous nous soyons basés sur la littérature scientifique, la catégorisation des pratiques en niveaux d'altération « faibles », « moyens » et « forts » fait intervenir une part de subjectivité. Ces niveaux permettront toutefois de donner un certain ordre de grandeur pour aider à comprendre et évaluer les effets des traitements sur la naturalité (voir tableaux 3 et 4).

BOIS MORT

En plus de contribuer à la fertilité et à la stabilité des sols, le bois mort est un élément clé pour la biodiversité. Il sert de substrat, de nourriture ou d'abri à de nombreuses espèces de bactéries (Johnston et coll. 2016), de champignons (Kebli et coll. 2012), de plantes (Simard et coll. 1998, Clipp et Anderson 2014), d'amphibiens (Blomquist et Hunter Jr. 2010, Otto et coll. 2013), d'arthropodes (Varady-Szabo et Buddle 2006, Norvez et coll. 2013), d'oiseaux (Lowe et coll. 2011, Tremblay et coll. 2015) et de mammifères (Raphael et Jones 1997, Fauteux et coll. 2012). À leurs tours, les espèces utilisant le bois mort peuvent servir de nourriture pour d'autres espèces (Andruskiw et coll. 2008) ou même de vecteur pour la reproduction (Clipp et Anderson 2014). L'essence, la taille et le stade de décomposition du bois mort ont aussi un impact sur la biodiversité (Janssen et coll. 2011, Lowe et coll. 2011, Fauteux et coll. 2012). La cause de mortalité des arbres a également un impact sur la biodiversité en créant de la variété dans le type de débris ligneux disponibles (Angers 2009).

Photo : Cephas





Photos : Cephas

Effets des traitements sylvicoles sur le bois mort

La coupe forestière ne fait pas partie des scénarios de plantation, mais il est difficile de ne pas en tenir compte dans notre analyse, car elle peut affecter l'attribut « bois mort » d'une plantation pendant plusieurs années (Norvez et coll. 2013). Dans cette étude, nous considérons qu'une coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) est réalisée avant chaque scénario de plantation analysé. Ce type de coupe consiste à récolter tous les arbres matures d'un peuplement, ce qui vient limiter le processus de recrutement du bois mort de grande dimension dans la future plantation.

Après une coupe, un scarifiage peut détruire une grande proportion des débris ligneux grossiers (Hautala et coll. 2004). Le scarifiage plein vise l'ensemble de la superficie d'un peuplement alors que le scarifiage partiel vise des zones précises comme des trouées ou des sentiers. Un scarifiage partiel aurait donc le potentiel de permettre de conserver plus de débris ligneux que le scarifiage plein en laissant plus de superficies non scarifiées.

Les traitements d'éducation peuvent aussi affecter le bois mort en réduisant les quantités de débris ligneux grossiers (Etcheverry et coll. 2005, Godbout et Ouellet 2008, Laflèche et coll. 2013) et en concurrençant l'auto éclaircie naturelle du peuplement (Homyack et coll. 2004).

Donc, plus on additionne de traitement après la coupe, plus on risque de réduire la quantité de débris ligneux grossiers présents sur le site. Norvez et coll. (2013) ont d'ailleurs observé que chacune des interventions suivant une coupe de récupération a pour effet d'éloigner davantage les communautés d'insectes saproxyliques de ce que l'on observe dans un peuplement non récupéré.

Définir des niveaux d'altération pour le bois mort

Nous croyons qu'aucun des scénarios identifiés ne peut mener à un peuplement ayant un faible niveau d'altération de l'attribut « bois mort », car chacun de ces scénarios est précédé par une CPRS qui va empêcher le recrutement de chicots et de débris ligneux de gros diamètres pendant plusieurs années. La CPRS n'a pas à voir avec la plantation comme telle, mais avec la récolte. Cependant, dans le cadre de notre étude, il est difficile de dissocier la récolte de la plantation, car elle a une influence majeure sur la naturalité du peuplement qui résultera de la plantation. Certaines de nos recommandations visant à améliorer la naturalité des plantations porteront donc sur la récolte. Toutefois, comme la récolte n'est pas nécessairement suivie par des plantations, les recommandations que nous ferons pour la récolte seront également applicables en scénario de régénération naturelle.

Pour continuer, le scarifiage partiel a le potentiel de laisser plus de débris ligneux grossiers sur le terrain que le scarifiage plein. Les scénarios faisant intervenir un scarifiage partiel pourraient donc être associés à une modification de l'attribut « bois mort » modérée à forte, tout dépendamment de ce qui est laissé sur le terrain.

De plus, les scénarios de plantations faisant intervenir un scarifiage plein sans être suivis par des traitements d'éducation permettraient un recrutement en bois mort au fil du temps et pourraient être associés à une modification de l'attribut « bois mort » modérée à forte.

Les scénarios de plantations faisant intervenir un scarifiage plein suivi de traitements d'éducation seront associés à une forte modification de l'attribut « bois mort », puisqu'on a peu de chance d'y trouver des débris ligneux grossiers et que le recrutement en bois mort est altéré par les traitements d'éducation.

COMPOSITION FORESTIÈRE

La composition forestière peut influencer la biodiversité de plusieurs façons. Elle a un impact sur la disponibilité du substrat et de la nourriture nécessaires à plusieurs espèces (p. ex. Posner et Jordan 2002, Rheault et coll. 2009, Kebli et coll. 2011, Tremblay et coll. 2015, Oxbrough et coll. 2016) et elle influence également la susceptibilité des peuplements aux perturbations naturelles (Su et coll. 1996, Cumming 2001, Anyomi et coll. 2017), la structure du peuplement (Brassard et Chen 2006), la dynamique du bois mort (Pedlar et coll. 2002, Stewart et coll. 2003, Brassard et Chen 2006), la température en sous-étage du peuplement (Groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations 2013), la disponibilité de la lumière (Constabel et Lieffers 1996) et les cycles des éléments nutritifs et du carbone (Simard et coll. 1997, Prescott et coll. 2000).

Effets des traitements sylvicoles sur la composition forestière

Un scarifiage sévère peut éliminer la végétation préétablie ou détruire ses organes servant à la reproduction végétative (Haeussler et coll. 2002, Newmaster et coll. 2007) et c'est une des principales raisons qui font que cette technique est utilisée. En forêt boréale, on a généralement recours à cette technique sylvicole pour créer des microsites favorables au développement des plants et éliminer la végétation qui pourrait nuire à l'établissement et à la croissance d'espèces désirées (Thiffault et coll. 2005, Thiffault et Roy 2011). Ce faisant, on peut, dans certains cas, diminuer la diversité de la végétation présente sur le site et éliminer des espèces qui auraient pu être bénéfiques ou qui n'auraient pas nui aux plants. Dans d'autres cas, le scarifiage peut favoriser l'établissement d'espèces végétales qui n'étaient pas présentes sur le site ou stimuler la reproduction d'essences qui y étaient peu nombreuses (Bell et coll. 2011, Prévost et Thiffault 2013). Ainsi, il arrive que cette technique favorise l'établissement d'espèces invasives (Halpern 1988, Mou et coll. 1993, Haeussler et coll. 2002). De façon générale, le scarifiage peut modifier la disponibilité en nutriments, la disponibilité en eau, la quantité de substrat ainsi que le type de substrat, ce qui peut influencer la composition de la végétation (Newmaster et coll. 2007). Toutefois, selon Hébert et coll. (2016), dans la forêt mixte subboréale, le rétablissement d'une composition d'espèces semblable à ce que l'on retrouve en forêt naturelle est possible, même après un scarifiage sévère, si la canopée se referme rapidement. Un scarifiage partiel peut laisser une partie de la régénération naturelle sur le terrain et peut donc avoir un impact moindre que le scarifiage plein.



Le choix de l'essence plantée va aussi avoir un impact sur la naturalité de la plantation. Un changement en abondance de certaines espèces peut modifier la variation des caractéristiques fonctionnelles d'un peuplement, ce qui peut affecter le cyclage des éléments nutritifs et les cycles biogéochimiques (Van Bodegom et coll. 2012). Selon St-Hilaire et Bélanger (2011) et le groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations (2013), effectuer une plantation pure avec une espèce exotique affecterait fortement l'attribut « composition forestière » et mènerait à un peuplement artificiel. Toutefois, il faut mentionner que Royer-Tardif et coll. (2018) ont observés que l'utilisation d'espèces hybrides à croissance rapide ne nuirait pas à la diversité des plantes de sous-bois. D'autre part, selon St-Hilaire et Bélanger (2011) et le groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations (2013), planter une espèce ayant peu de chance de se trouver naturellement en peuplement pur sur un site affecterait fortement l'attribut « composition forestière » et mènerait à un peuplement altéré

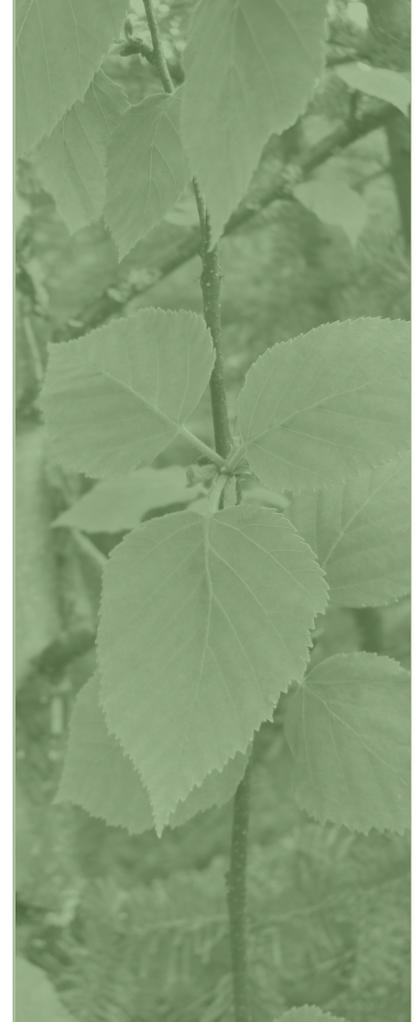


Photo : Louis-Philippe Ménard

Les traitements d'éducation peuvent aussi diminuer la diversité de la végétation et la quantité de brout disponible en éliminant des espèces qui concurrencent les essences désirées (Bujold 2004, Griffin et Mills 2007, Jacquemain et coll. 2008, Lafèche et coll. 2013, Tremblay et coll. 2013, Leblond et coll. 2015). Cependant, des traitements causant des perturbations faibles à modérées, comme le dégagement, pourraient également augmenter la diversité végétale (Swift et Bell 2011, Thiffault et Hébert 2013). De plus, en ouvrant le couvert et en perturbant le sol, l'EC pourrait promouvoir l'établissement d'espèces végétales dans les strates inférieures du peuplement (Lafèche et coll. 2013).

Définir des niveaux d'altération pour la composition forestière

L'épinette noire peut se retrouver naturellement dans la région à l'étude (Blouin et Berger 2003, 2004) et peut former des peuplements purs (Viereck et Johnston 1990). L'impact qu'une plantation de cette espèce pourrait avoir sur l'attribut « composition forestière » pourrait donc être considéré faible (voire nul) à modéré selon les caractéristiques du site sur lequel la plantation se trouve. Dans cette région, les sites humides seraient les plus enclins à supporter des peuplements d'épinettes noires (Blouin et Berger 2003, 2004). De façon générale l'épinette noire est plus portée à former des peuplements purs sur des sols organiques et des peuplements mixtes sur des sols minéraux (Viereck et Johnston 1990).

L'épinette blanche peut se retrouver naturellement dans la région à l'étude (Blouin et Berger 2003, 2004), mais cette espèce forme rarement des peuplements purs. Une plantation uniforme d'épinette blanche devrait donc aboutir en un peuplement altéré (St-Hilaire et Bélanger 2011, Groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations 2013). L'impact sur l'attribut « composition forestière » devrait être considéré élevé. Cependant, un scénario faisant intervenir un scarifiage partiel suivi d'un regarni pourrait laisser de la place à d'autres espèces et améliorer la naturalité du peuplement. Tout dépendamment de la nature et de la proportion de régénération naturelle laissée sur le terrain, l'impact sur l'attribut « composition forestière » pourrait être considéré de faible à élever.

Aucun des scénarios à l'étude ne prévoit planter d'espèces exotiques. Les plantations ne devraient donc pas aboutir en des peuplements artificiels (St-Hilaire et Bélanger 2011, Groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations 2013).



STRUCTURE DU PEUPEMENT

La structure du peuplement va aussi affecter la biodiversité. Certaines espèces comme le lièvre d'Amérique vont chercher un couvert arbustif dense pour se cacher de leurs prédateurs (Wolff 1980, Litvaitis et coll. 1985). Les structures créées par le bois mort vont servir d'abris pour des petits mammifères (Sullivan et coll. 2017, Sullivan et Sullivan 2018) et de territoire de chasse pour leurs prédateurs comme la martre d'Amérique (Andruskiw et coll. 2008). Certaines espèces comme le grand pic, le pic chevelu ou le pic maculé vont sélectionner des arbres ayant de grands diamètres (Cooke et Hannon 2012). La canopée va influencer la richesse et l'abondance des épiphytes (Caners et coll. 2010) et peut servir de couvert de protection contre des prédateurs (p. ex. Hargis et McCullough 1984). La hauteur des arbres va aussi affecter la biodiversité, notamment en influençant la quantité de brout disponible en hiver (p. ex. de Bellefeuille et coll. 2001) ou en influençant la température sous la canopée (Street et coll. 2015).

Effets des traitements sur la structure du peuplement

Les travaux d'éducation vont affecter la structure en entraînant une réouverture de la canopée (Godbout et Ouellet 2008). La diminution de la densité peut entraîner une baisse de protection visuelle, ce qui peut nuire à plusieurs espèces (Etcheverry et coll. 2005, Godbout et Ouellet 2008, Jacqmain et coll. 2008). En contrepartie, cette ouverture du peuplement peut favoriser des espèces d'oiseaux associées aux milieux ouverts (Sansregret et coll. 2000). Les travaux d'éducation visent souvent à éliminer des espèces compétitrices comme le peuplier faux-tremble ou le bouleau à papier qui ont une croissance rapide et qui pourraient donc, avec le temps, mener à une complexification de la structure verticale du peuplement.

Définir des niveaux d'altération pour la structure du peuplement

Le scarifiage partiel permet de conserver une partie de la régénération naturelle dans les zones non scarifiées, ce qui peut complexifier la structure du peuplement. Nous considérons que le scarifiage partiel pourrait avoir un impact faible à modéré sur la naturalité de l'attribut « structure du peuplement », selon l'intensité du traitement et la proportion de la superficie non perturbée.

Le scarifiage plein va diminuer la quantité de régénération naturelle et peut donc contribuer à la mise en place d'une plantation possédant une structure homogène. Avec le temps, d'autres espèces vont s'implanter dans le peuplement, ce qui va permettre de complexifier sa structure. Nous croyons donc qu'un scarifiage plein qui ne serait pas suivi de traitements d'éducation pourrait avoir un impact faible à modéré sur la structure du peuplement. Par contre, l'application de traitement d'éducation peut retirer les nouvelles espèces s'étant implantées parmi les plants. Un scarifiage plein suivi de traitements d'éducation pourrait donc modifier modérément ou fortement la structure du peuplement, selon l'intensité des traitements d'éducation.



L'HUMUS ET LE SOL

Le sol héberge une multitude d'organismes comme des bactéries, des champignons, des protozoaires, des nématodes, des collemboles, des enchytréides ou des fourmis (Brussaard et coll. 1997). Ces organismes sont considérés comme faisant partie du sol et peuvent d'ailleurs influencer plusieurs de ses propriétés comme son aération, sa composition gazeuse ou son hydrologie (Hole 1981, Brussaard et coll. 1997). Cet assemblage rend différents services aux écosystèmes comme le cyclage des éléments nutritifs, la décomposition de la matière organique ou la bioturbation (Brussaard et coll. 1997, Pascual-Rico et coll. 2018). Le sol sert aussi de substrat aux plantes et ses propriétés comme sa teneur en éléments nutritifs, son drainage ou l'épaisseur de son humus vont influencer la productivité du site ainsi que le type de végétaux pouvant y croître (p. ex. Bélanger et coll. 1995, Jobidon 1995, Messaoud et coll. 2007, Simard et coll. 2007, Lafleur et coll. 2010).

Effets des traitements sylvicoles sur l'humus et le sol

De façon générale, le scarifiage peut modifier la disponibilité en nutriment, la disponibilité en eau, la quantité de substrat ainsi que le type de substrat, ce qui peut influencer la composition de la végétation (Newmaster et coll. 2007). La composition de la végétation pourra à son tour influencer le cycle des éléments nutritifs et les cycles biogéochimiques (Van Bodegom et coll. 2012). De plus, les sillons linéaires créés par certains types de scarifiage pourraient potentiellement causer l'érosion des sols (Buitrago et coll. 2015). Toutefois, selon Peck et coll. (2016), le scarifiage n'aurait pas d'impact significatif sur la diversité et sur les activités microbiennes.

Les travaux d'éducatifs peuvent également modifier le cyclage des éléments nutritifs du sol. En enlevant des espèces végétales, les travaux d'éducatifs, comme le dégagement, peuvent lessiver des éléments nutritifs (Thiffault et Hébert 2013). À court terme, les éclaircies précommerciales (EPC) et commerciales (EC) peuvent accélérer le cyclage des minéraux en entraînant une augmentation de la température du sol (Lafèche et coll. 2013, Tremblay et coll. 2013). En se décomposant, les débris laissés au sol à la suite d'une éclaircie pourraient permettre un apport en éléments nutritifs (Kim et coll. 2016).

Définir des niveaux d'altération pour l'humus et le sol

Puisque le scarifiage accélère la décomposition de l'humus, modifie la densité du sol ainsi que la disponibilité des éléments nutritifs et de l'eau (Prévost 1996, Thiffault et Hébert 2013), nous considérons qu'un scarifiage plein pourrait avoir un impact modéré à fort sur la naturalité de l'attribut « humus et sol », selon l'intensité du traitement. Le scarifiage partiel permet de conserver plus de superficies non scarifiées que le scarifiage plein et devrait donc avoir un moins grand impact sur la naturalité de l'humus et du sol. Selon l'intensité du traitement et la proportion de sols non perturbée, nous pourrions considérer que ce traitement a un impact faible à modéré sur la naturalité de l'attribut « humus et sol ». Le recours à des traitements d'éducation après un scarifiage devrait affecter davantage l'humus et les sols. Leur effet devrait varier en fonction de l'intensité du traitement et des espèces laissées sur le terrain.

ESTIMER LA NATURALITÉ DES PEUPEMENTS ISSUS DES SCÉNARIOS SYLVICOLES IDENTIFIÉS

À partir des niveaux d'altérations définis dans la section précédente, nous avons conçu deux tableaux (tableaux 3 et 4) qui permettent d'estimer la naturalité des peuplements qui seront générés par les différents scénarios sylvicoles. L'un de ces tableaux prend en compte que l'espèce plantée est de l'épinette noire et l'autre prend en compte que l'espèce plantée est de l'épinette blanche. Pour chaque scénario, des couleurs sont associées à un attribut afin d'illustrer son niveau d'altération. Le vert représente un attribut faiblement altéré, le jaune représente un attribut modérément altéré et le rouge représente un attribut fortement altéré. Dans plusieurs cas, l'état du peuplement initial (p. ex. présence de débris ligneux, composition de la régénération préétablie, etc.) et l'intensité de la sylviculture peuvent entraîner une variabilité dans le niveau d'altération. Cette variabilité a été illustrée par un dégradé de couleur. Par exemple, si nous considérons qu'un scénario peut avoir un impact faible à modéré sur un attribut, le gradient « faible à modéré » est illustré par un dégradé passant du vert au jaune.

Tableau 3. Naturalité des scénarios impliquant la plantation d'épinettes noires.

Groupe de station	Scénarios	Attribut				État
		Bois mort	Composition	Structure	Humus/sol	
BJR_1	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Nettoiement					Quasi naturel à semi-naturel
BJR_1	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement + Éclaircie commerciale					Semi-naturel à altéré
BJR_MS	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Nettoiement					Quasi naturel à semi-naturel
BJR_MS	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Éclaircie précommerciale systématique + Éclaircie commerciale					Quasi naturel à semi-naturel
BJR_MS	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement + Éclaircie commerciale					Semi-naturel à altéré
RES_R	Scarifiage partiel + Regarni					Quasi naturel à semi-naturel
RES_R	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 1600 tiges/ha					Quasi naturel à semi-naturel
RES_R	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Éclaircie commerciale					Semi-naturel à altéré
RES_R	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Nettoiement + Éclaircie commerciale					Semi-naturel à altéré
RFI_F	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Nettoiement					Quasi naturel à semi-naturel
RFI_F	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Éclaircie précommerciale systématique + Éclaircie commerciale					Quasi naturel à semi-naturel
RFI_F	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 1600 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement					Semi-naturel
RFI_F	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement + Éclaircie commerciale					Semi-naturel à altéré
RFI_M	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Nettoiement					Quasi naturel à semi-naturel
RFI_M	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Éclaircie précommerciale systématique + Éclaircie commerciale					Quasi naturel à semi-naturel
RFI_M	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 1600 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement					Quasi naturel
RFI_M	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement + Éclaircie commerciale					Semi-naturel à altéré

Vert = faiblement altéré; jaune = modérément altéré; rouge = fortement altéré.

Tableau 4. Naturalité des scénarios impliquant la plantation d'épinettes blanches.

Groupe de station	Scénarios	Attribut				État
		Bois mort	Composition	Structure	Humus/sol	
BJR_1	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Nettoiement					Semi-naturel à altéré
BJR_1	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement + Éclaircie commerciale					Altéré
BJR_MS	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Nettoiement					Semi-naturel à altéré
BJR_MS	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Éclaircie précommerciale systématique + Éclaircie commerciale					Quasi naturel à altéré
BJR_MS	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement + Éclaircie commerciale					Altéré
RES_R	Scarifiage partiel + Regarni					Semi-naturel à altéré
RES_R	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 1600 tiges/ha					Altéré
RES_R	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Éclaircie commerciale					Altéré
RES_R	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Nettoiement + Éclaircie commerciale					Altéré
RFI_F	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Nettoiement					Semi-naturel à altéré
RFI_F	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Éclaircie précommerciale systématique + Éclaircie commerciale					Semi-naturel à altéré
RFI_F	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 1600 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement					Altéré
RFI_F	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement + Éclaircie commerciale					Altéré
RFI_M	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Nettoiement					Semi-naturel à altéré
RFI_M	Scarifiage partiel + Regarni + Dégagement + Éclaircie précommerciale systématique + Éclaircie commerciale					Semi-naturel à altéré
RFI_M	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 1600 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement					Altéré
RFI_M	Scarifiage en plein + Plantation uniforme de 2000 tiges/ha + Dégagement + Nettoiement + Éclaircie commerciale					Altéré

Vert = faiblement altéré; jaune = modérément altéré; rouge = fortement altéré.

RECOMMANDATIONS

Nous avons identifié quatre orientations à prendre pour améliorer la naturalité des plantations dans l'UA 033-51 : 1) optimiser les scénarios de préparation de terrain, 2) retenir des arbres sur le parterre de coupe, 3) développer des stratégies de gestion de la diversité et 4) recourir à des plantations plurispécifiques. Ces dernières sont présentées en ordre croissant selon la rapidité avec laquelle nous pouvons les mettre en place. En d'autres mots, c'est la première orientation qui nécessitera le moins de temps à être mise en place et c'est la quatrième qui prendra le plus de temps à être mise en place. Pour chaque orientation, nous présentons de bonnes pratiques permettant d'améliorer la naturalité des plantations.

I. OPTIMISER LES SCÉNARIOS DE PRÉPARATION DE TERRAIN

NE PAS SCARIFIER LORSQUE CETTE PRATIQUE N'EST PAS REQUISE POUR ATTEINDRE LES OBJECTIFS

Il faudrait éviter de scarifier lorsque cette pratique n'est pas requise pour atteindre les objectifs. Par exemple, selon Thiffault et coll. (2013), dans les écosystèmes qui ne contiennent pas d'éricacées, qui ont des pluies abondantes et où l'humus est mince, la préparation de terrain n'est pas nécessaire pour effectuer des enrichissements fructueux. Dans un même ordre d'idées, selon Thiffault et coll. (2003), le scarifiage ne serait pas nécessaire pour l'établissement de plants d'épinettes de fortes dimensions, sur les sites où l'humus est mince, dans les forêts mixtes subboréales. Le scarifiage peut également favoriser l'établissement de certains feuillus, comme le bouleau à papier ou le cerisier tardif (Mou et coll. 1993, Prévost 1997). Ces feuillus peuvent complexifier la composition et la structure du peuplement, ce qui est bénéfique du point de vue de la biodiversité. Cependant, si leur gestion n'est pas planifiée, ces feuillus peuvent également nuire à l'atteinte des objectifs sylvicoles en compétitionnant avec les plants de conifères. D'autres parts, il faut aussi garder en tête que, dans certains cas, même s'il n'est pas requis pour atteindre les objectifs, le scarifiage peut être nécessaire pour assurer la sécurité des travailleurs forestiers.

Tableau 5. Avantages et inconvénients à ne pas scarifier lorsque cette pratique n'est pas requise pour atteindre les objectifs.

AVANTAGES	INCONVÉNIENTS
<ul style="list-style-type: none">• Réduction des coûts de préparation de terrain.• Permet de conserver plus de chicots et de débris ligneux grossiers.• La végétation préétablie maintenue sur le site complexifie la composition du peuplement.• La végétation préétablie maintenue sur le site va complexifier la structure du peuplement.• La végétation préétablie maintenue sur le site peut servir de nourriture ou de couvert de protection à la faune, ce qui peut servir de mesure de mitigation pour les utilisateurs fauniques.• Réduit les risques de lessivage des éléments minéraux (Gravel et coll. 2016, George et coll. 2017).• Évite la modification du drainage (Gravel et coll. 2016).	<ul style="list-style-type: none">• De grandes quantités de débris de coupe peuvent compliquer, voir empêcher le travail des planteurs et des débroussailliers.• Les débris de coupes et les chicots conservés sur le parterre de coupe peuvent représenter un risque pour les travailleurs forestiers. Dans certains cas, les travailleurs pourraient ne pas être en mesure de se rendre sur le terrain. Il est important de s'assurer de respecter les normes et les recommandations de la Commission des normes, de l'équité, de la santé et de la sécurité du travail (CNESST).• Si le site est envahi par de la végétation concurrente et que plus de dégagements manuels sont nécessaires, les coûts pourraient devenir importants.

VISER L'INTENSITÉ MINIMALE DE PRÉPARATION DE TERRAIN PERMETTANT L'ATTEINTE DES OBJECTIFS

L'intensité minimale de préparation de terrain permettant l'atteinte des objectifs devrait être visée (Groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations 2013). Par exemple, si la situation le permet, le scarifiage partiel devrait être préféré au scarifiage plein puisqu'il permet de perturber de moins grandes superficies. Il faudrait aussi éviter de faire plus de passages que nécessaire. De plus, si un scarifiage est requis, il pourrait être intéressant de privilégier un scarifiage par inversion qui est considéré comme une forme de scarifiage moins dommageable pour l'environnement (Hallsby et Orlander 2004, Buitrago et coll. 2015). La mise en andain devrait être évitée, sauf si elle est nécessaire pour assurer la sécurité des travailleurs (Barrette et coll. 2014).

Tableau 6. Avantages et inconvénients liés à la gestion de l'intensité de la préparation de terrain.

AVANTAGES	INCONVÉNIENTS
<ul style="list-style-type: none">• Si moins de traitements ou moins de passages sont effectués, on peut espérer des économies financières.• Peut permettre de conserver de la végétation préétablie et des débris ligneux, selon l'intensité des travaux (Newmaster et coll. 2007).	<ul style="list-style-type: none">• Les débris de coupes et les chicots conservés sur le parterre de coupe peuvent représenter un risque pour les travailleurs forestiers. Dans certains cas, les travailleurs pourraient ne pas être en mesure de se rendre sur le terrain. Il est important de s'assurer de respecter les normes et les recommandations de la CNESST.

2. RETENIR DES ARBRES SUR LE PARTERRE DE COUPE

RÉTENTION D'ÎLOTS LORS DE LA RÉCOLTE

Des îlots de rétention pourraient être laissés lors de la coupe pour favoriser un maintien de la biodiversité à l'intérieur de la matrice de coupe (Rosensvald et Löhmus 2008, Gustafsson et coll. 2012). Pour les îlots, il faudrait fixer des tailles et des quantités minimales à conserver qui seraient adaptées aux différents écosystèmes de l'UA 033-51.

À titre d'exemple, dans de vieilles pessières noires à sapin, pour un bloc de coupe de 35 ha, Rheault (2007) recommande de conserver des îlots de 5,6 ha distancés de 200 mètres, afin de maintenir des sources de propagules de certaines bryophytes. Cela correspond à une rétention minimale de 16% du bloc de coupe.

Tableau 7. Avantages et inconvénients liés à la rétention d'îlots lors de la récolte.

AVANTAGES	INCONVÉNIENTS
<ul style="list-style-type: none">• Maintien du bois mort dans l'îlot de rétention.• Permet de complexifier la composition (Franklin et coll. 2007).• Permet de complexifier la structure de la future forêt (Franklin et coll. 2007).• Le sol de l'îlot de rétention ne sera pas perturbé.• La végétation de sous-bois de l'îlot de rétention sera préservée.• L'îlot peut servir de refuge pour plusieurs espèces (Rosensvald et Löhmus 2008).• Permet d'améliorer la connectivité entre les peuplements (Franklin et coll. 1997).• Peut servir de mesure de mitigation pour des utilisateurs fauniques.	<ul style="list-style-type: none">• L'équipe de récolte va devoir se déplacer pour opérer sur de plus petites superficies, ce qui pourrait augmenter les coûts d'échelle (Ranius et coll. 2005).• Augmente la complexité de la planification et de la gestion des opérations. L'exécution de pratiques plus complexes sera toutefois facilitée avec l'adoption et l'intégration d'outils technologiques (concept de foresterie 4.0).

RÉTENTION DE BOUQUETS LORS DE LA RÉCOLTE (COUPES À RÉTENTION VARIABLES)

Une alternative aux îlots de rétention pourrait être d'effectuer des coupes à rétention variables qui permettent de conserver des bouquets d'arbres sur la zone récoltée.

À titre indicatif, la CPRS par bouquet laisse un minimum de 5 % d'arbres résiduels sous forme de bouquets de tailles avoisinant 150 à 300 m² à l'échelle du parterre de coupe (Leblanc et Pouliot 2011, Pouliot et Turcotte 2011, Jetté et coll. 2013). Chaque bouquet contient un minimum de 5 tiges vivantes et vise à maintenir une structure multi-étagée avec des arbres à valeur faunique, des débris ligneux et des chicots. Ce type de coupe a été conçu pour les forêts de conifères de la pessière noire à mousse, mais aurait le potentiel d'être adapté dans d'autres écosystèmes à condition que le peuplement 1) soit à un stade mature ou suranné avec une structure hétérogène, 2) soit situé sur un site à faible risque de chablis et 3) possède des trouées colonisées par de la haute régénération (Leblanc et Pouliot 2011). Similairement, en Mauricie, dans le cadre du projet TRIADE, des coupes à rétention variables ont été appliquées pour favoriser la présence de bois mort, de couvert de protection, d'arbres semenciers ainsi que pour complexifier la structure et la composition du peuplement. Des bouquets de 150 m² à 600 m² (500 m² en moyenne) représentant de 3% à 10% (5% en moyenne) des arbres vivants du peuplement étaient laissés sur le parterre de coupe (Messier et coll. 2009). Pour utiliser adéquatement les coupes à rétention variable dans l'UA 033-51, il faudrait toutefois fixer des tailles et des quantités minimales de bouquets qui seraient adaptées aux différents écosystèmes de la région.

Une attention devrait aussi être portée à conserver des tiges moribondes et mortes de grand diamètre en raison de l'importance du bois mort de grande dimension pour la biodiversité (Angers 2009, Lowe et coll. 2011). Dans la région, les épinettes blanches, les bouleaux jaunes, les bouleaux à papier, les peupliers faux-trembles, et les thuyas occidentaux ont un fort potentiel pour fournir des tiges de gros diamètres (Julien et Darveau 2005, Angers 2009).

Tableau 8. Avantages et inconvénients liés à la rétention de bouquets lors de la récolte.

AVANTAGES	INCONVÉNIENTS
<ul style="list-style-type: none"> • Laisser des arbres vivants différents de ceux plantés permet de complexifier la composition (Franklin et coll. 2007). • Permet de complexifier la structure de la future forêt (Franklin et coll. 2007). • Selon les espèces conservées : peut augmenter la disponibilité du brout pour certaines espèces fauniques. • Permet le maintien et le recrutement de chicots et de débris ligneux pendant un certain temps 	<ul style="list-style-type: none"> • Augmente la complexité de la planification et de la gestion des opérations. Il serait toutefois possible de se baser sur l'expérience triade où les défis opérationnels liés à la coupe à rétention variable ont été réglés (A. Paquette communication personnelle, 8 juin 2018). De plus, l'exécution de pratiques plus complexes sera facilitée avec l'adoption et l'intégration d'outils technologiques (concept de foresterie 4.0). • Les chicots conservés sur le parterre de coupe peuvent représenter un risque pour les travailleurs forestiers. Il est important de s'assurer de respecter les normes et les recommandations de la CNESST. Il faut toutefois mentionner qu'au cours du projet triade, aucun problème de sécurité lié aux chicots n'est survenu dans des coupes de rétention variable à 5% (A. Paquette communication personnelle, 8 juin 2018).

3. DÉVELOPPER DES STRATÉGIES DE GESTION DE LA DIVERSITÉ

MAINTIEN D'UNE DIVERSITÉ DES ESPÈCES ARBORESCENTES LORS DES TRAVAUX D'ÉDUCATION

Lors des travaux d'éducatifs, la végétation naturelle qui ne nuit pas aux arbres plantés pourrait être laissée sur place. Une attention devrait être portée à laisser des espèces occupant des niches complémentaires à celle plantée. À ce sujet, Chen et coll. (2003) ont observé que, selon le stade de développement et les caractéristiques du site, un mélange d'espèces tolérantes et intolérantes à l'ombre qui n'ont pas les mêmes patrons de croissance peut produire plus de biomasse qu'une monoculture. Selon la même étude, un mélange d'espèces intolérantes à l'ombre ayant des patrons de croissances similaires aura une productivité plus faible qu'une monoculture, alors qu'un mélange d'espèces tolérantes à l'ombre avec des patrons de croissance différents aura une productivité semblable à une monoculture. Dans, un même ordre d'idées, Boivin et coll. (2010) ont remarqué que la compétition intraspécifique avait tendance à être plus importante que la compétition interspécifique chez des espèces arborescentes de la forêt boréale mixte québécoise. L'effet globalement positif de la diversité sur la productivité des forêts a été démontré au Québec (Paquette et Messier 2011) et dans le monde (Liang et coll. 2016).

Par exemple, des peuplements composés d'un mélange de bouleaux à papier et d'épinettes blanches pourraient être plus productifs que des peuplements purs d'épinettes, tant que les densités de bouleau ne dépassent pas de 3000 à 4000 tiges par hectare (Hawkins et coll. 2012, Hawkins et Dhar 2013). L'ombrage créé par les bouleaux pourrait protéger les épinettes de la photoinhibition, de la photooxydation ainsi que des extrêmes de température et d'humidité (Man et Greenway 2011). Légaré et coll. (2004) ont aussi observé qu'à l'échelle du peuplement, les mélanges de peupliers faux-trembles et d'épinettes noires produisent plus de volume marchand que des peuplements purs, tant que la surface terrière du peuplier n'est pas supérieure à 41%. Les gains en volume marchand étaient faits chez le peuplier. Le volume marchand des épinettes noires était semblable à celui observé en peuplements purs, mais réparti sur des tiges plus hautes, plus larges et moins nombreuses. La décomposition rapide de la litière riche en éléments nutritifs du peuplier faux-tremble pourrait d'ailleurs atténuer les effets négatifs de l'épinette noire sur le cyclage des éléments nutritifs (Légaré et coll. 2004, 2005, Fenton et coll. 2005, Cavard et coll. 2011, St Clair et coll. 2013). Dans un même ordre d'idées, Man et Lieffers (1999) croient qu'un mélange de peupliers faux-trembles et d'épinettes blanches pourrait être plus productif que des peuplements purs de ces espèces.

Lors de l'application des traitements d'éducation, on pourrait aussi maintenir des espèces en raréfaction qui sont présentes naturellement dans la région.

D'autre part, il est important de ne pas ignorer l'éléphant dans la pièce : des changements globaux sont en train de se produire à l'échelle de la planète. Différentes études prévoient que ces changements vont affecter l'abondance et la composition de la faune du sol; la distribution et l'abondance relatives des arbres; ainsi que la phénologie des arbres et des animaux (entraînant de ce fait un décalage des dynamiques prédateurs-proies ou plantes-herbivores) (Condit et coll. 1996, Visser et Holleman 2001, Briones et coll. 2004, Taylor et coll. 2004, Schwartz et coll. 2006, Allison et Treseder 2008, David et Handa 2010, Beaubien et Hamann 2011, Fitchett et coll. 2015). Les changements climatiques vont également influencer la fréquence des feux de forêt ainsi que l'aire de répartition et l'intensité des épidémies d'insectes et des maladies (Miller et Urban 1999, Logan et coll. 2003, Woods et coll. 2005, Woods 2011, Pawson et coll. 2013). Or, la diversification des espèces dans un peuplement permet d'augmenter la résilience face aux perturbations naturelles et aux changements globaux (Drever et coll. 2006, Kelty 2006, Jactel et Brockerhoff 2007, Griess et Knoke 2011, Pawson et coll. 2013, Verheyen et coll. 2016). La diversification des espèces peut également augmenter la résilience face à une future perte d'intérêt commercial pour une essence forestière (Kelty 2006). Développer des stratégies visant à obtenir plus de diversité dans les plantations serait donc essentiel pour diversifier les risques futurs similairement aux concepts « d'effet portefeuille » (Tilman et coll. 1998) ou de « l'hypothèse de l'assurance fonctionnelle » (Yachi et Loreau 1999) et améliorerait donc notre capacité à faire face aux défis sociaux et environnementaux à venir (Pawson et coll. 2013).

Pour gérer adéquatement la diversité des espèces arborescentes, il faudrait donc identifier les assemblages permettant d'obtenir des rendements satisfaisants et de créer des peuplements résilients selon les différents écosystèmes de l'UA 033-51. Il faudrait aussi identifier les meilleures périodes pour appliquer les traitements sylvicoles en fonction des assemblages d'espèces.

Tableau 9. Avantages et inconvénients à maintenir une diversité des espèces arborescentes lors des travaux d'éducation.

AVANTAGES	INCONVÉNIENTS
<ul style="list-style-type: none"> • La végétation naturelle va complexifier la composition de la plantation. • Si la végétation naturelle ne croît pas au même rythme que les espèces plantées, la structure du peuplement peut devenir plus complexe. • Conserver des feuillus peut servir de mesure de mitigation sur les territoires de chasse en laissant du brout pour l'original et le lièvre. • En utilisant des espèces complémentaires, il y a possibilité d'augmenter la productivité par rapport à une monoculture (Chen et coll. 2003, Légaré et coll. 2004). • Aide à faire face à des incertitudes comme une perte d'intérêt pour une espèce (Kelty 2006). • La diversification des espèces augmente la résilience face aux changements globaux (Pawson et coll. 2013) et aux perturbations naturelles comme les chablis, les feux, les maladies ou les épidémies d'insectes (Drever et coll. 2006, Kelty 2006, Griess et Knoke 2011, Verheyen et coll. 2016). • Les peuplements mixtes possèdent une flore et une faune plus diversifiée que les monocultures (Spiecker 2003). 	<ul style="list-style-type: none"> • Augmente la complexité de la planification et de la gestion des opérations en raison des vitesses de développement qui varient d'une espèce à l'autre. • La présence de plus de brout peut augmenter les chances que les plants soient endommagés par la faune. • Il y a actuellement un manque de connaissances sur les assemblages d'espèces permettant d'obtenir des rendements satisfaisants dans la région à l'étude.

4. AUGMENTER LA DIVERSITÉ DES PLANTATIONS

EFFECTUER DES PLANTATIONS PLURISPÉCIFIQUES OPÉRATIONNELLES

Des plantations plurispécifiques pourraient être effectuées pour augmenter la diversité de la composition forestière. Pour maximiser la productivité de la plantation, il serait préférable d'utiliser des espèces qui occupent des niches complémentaires et qui soient très efficaces pour utiliser des ressources limitantes (Chen et coll. 2003, Légaré et coll. 2004, Jose et coll. 2006).

Dans la littérature scientifique, on retrouve différents exemples où des plantations mixtes permettent d'obtenir une productivité similaire ou supérieure à ce qui est observé en monoculture (p. ex. Dijkstra et coll. 2009, Chomel et coll. 2014, Tobner et coll. 2016). De façon générale, des espèces très intolérantes à semi-intolérantes à l'ombre comme le bouleau à papier, le bouleau jaune, le mélèze laricin, le chêne rouge ou le peuplier hybride ont tendance à produire plus de biomasse en plantation mixte qu'en monoculture, lorsqu'elles sont accompagnées d'espèces tolérantes ou semi-tolérantes à l'ombre comme le sapin baumier, le pin blanc, l'épinette blanche et le thuya occidental (Chomel et coll. 2014, Tobner et coll. 2016). En plantations mixtes, les espèces semi-intolérantes à très intolérantes à l'ombre profitent d'une compétition moins intense, ce qui leur permet de dominer le peuplement et, par le fait même, de produire plus de biomasse (Tobner et coll. 2016). Dans cette situation, les espèces tolérantes ou semi-tolérantes à l'ombre peuvent produire autant ou moins de biomasse (Dijkstra et coll. 2009, Chomel et coll. 2014, Tobner et coll. 2016). Cet effet négatif pourrait être lié à une forte densité des espèces très intolérantes à semi-intolérantes à l'ombre, ce qui pourrait probablement être atténué en espaçant davantage les plants (Légaré et coll. 2004, Chomel et coll. 2014).

Dans une optique d'amélioration de la naturalité, il faudrait favoriser l'utilisation d'espèces présentes naturellement dans la région et éviter d'utiliser des essences exotiques. Des espèces en raréfaction qui sont présentes naturellement dans la région pourraient aussi être utilisées dans les plantations plurispécifiques.

Comme nous l'avons expliqué dans la section précédente, la diversification des espèces permettrait d'augmenter la résilience des plantations face aux perturbations naturelles, aux changements globaux et à un changement d'intérêt envers certaines essences forestières. La sélection des assemblages d'espèces pourrait être faite de façon à maximiser la résilience des plantations. Par exemple, on pourrait diminuer les proportions d'espèces qui seraient plus susceptibles d'être affectées par un ravageur forestier dans les années suivant la plantation. Ce type de mesures pourrait toutefois affecter la biodiversité et il faudrait donc chercher des assemblages limitant les impacts négatifs. Les assemblages devraient prendre en compte les caractéristiques fonctionnelles des espèces pour maintenir le plus de services écologiques possible.

Pour effectuer des plantations mixtes performantes, il faudrait donc identifier les assemblages d'espèces forestières permettant d'obtenir les meilleurs rendements et de créer des peuplements résilients tout en limitant les impacts négatifs sur la biodiversité, en fonction des différents écosystèmes de la région. Il serait également pertinent d'établir des plantations pour tester les assemblages et servir de « démonstrateurs ».

Tableau 10. Avantages et inconvénients à effectuer des plantations plurispécifiques.

AVANTAGES	INCONVÉNIENTS
<ul style="list-style-type: none"> • Si les espèces choisies ne croissent pas au même rythme, la structure du peuplement peut devenir plus complexe. • Atteinte d'une composition forestière plus complexe en plantant plusieurs espèces, qu'en plantant une seule espèce. • Aide à faire face à des incertitudes comme une perte d'intérêt pour une espèce (Kelty 2006). • La diversification des espèces augmente la résilience face aux changements globaux (Pawson et coll. 2013) et aux perturbations naturelles comme les chablis, les feux, les maladies ou les épidémies d'insectes (Drever et coll. 2006, Kelty 2006, Griess et Knoke 2011, Verheyen et coll. 2016). • En utilisant des espèces complémentaires, il y a possibilité d'augmenter la productivité par rapport à une monoculture (Chen et coll. 2003, Chomel et coll. 2014). • La présence de feuillus dans les plantations peut servir de mesure de mitigation sur les territoires de chasse en laissant du brout pour l'orignal et le lièvre. • Les peuplements mixtes possèdent une flore et une faune plus diversifiée que les monocultures (Spiecker 2003). 	<ul style="list-style-type: none"> • Augmente la complexité de la planification et de la gestion des opérations en raison des vitesses de développement qui varient d'une espèce à l'autre. Toutefois, des solutions ont déjà été développées pour faire face à ces défis (voir Paquette et Messier (2013)). • La présence de plus de brout peut augmenter les chances que les plants soient endommagés par la faune. • Il y a actuellement un manque de connaissances sur les assemblages d'espèces permettant d'obtenir les meilleurs rendements tout en limitant les impacts négatifs sur la biodiversité dans la région à l'étude.

DISCUSSION

Quatre orientations peuvent être prises pour améliorer la naturalité des plantations dans l'UA 033-51. Nous les avons priorisées selon la rapidité avec laquelle elles peuvent être mises en place.

L'orientation qui devrait être mise en place en premier serait d'optimiser les scénarios de préparation de terrain, car nous possédons déjà toutes les informations nécessaires pour son application.

L'orientation qui devrait être mise en place en second serait de retenir des arbres sur le parterre de coupe. Nous disposons de beaucoup d'informations permettant la mise en place de cette orientation, mais il reste à identifier des seuils de rétention permettant un maintien de la biodiversité qui seraient adaptés à la région.

L'orientation qui devrait être mise en place en troisième serait de développer des stratégies de gestion de la diversité. Cette approche semble prometteuse, mais il reste à identifier les assemblages permettant d'obtenir des rendements satisfaisants selon les différents écosystèmes de la région. Il faudrait aussi identifier les meilleures périodes pour appliquer les traitements sylvicoles en fonction des assemblages d'espèces.

L'orientation qui devrait être mise en place en quatrième serait de recourir à des plantations plurispécifiques. Cependant, il reste encore du travail à faire pour identifier les assemblages d'espèces forestières permettant d'obtenir les meilleurs rendements et de créer des peuplements résilients tout en limitant les impacts négatifs sur la biodiversité en fonction des différents écosystèmes du territoire à l'étude.

Limites du projet

Dans le cadre de ce projet, nous avons concentré nos efforts à proposer de bonnes pratiques permettant

d'améliorer la naturalité des plantations à l'échelle des peuplements, mais il est essentiel de poursuivre la démarche pour établir des recommandations permettant de tenir compte de l'échelle du paysage.

Une modélisation des impacts que les modalités proposées peuvent avoir sur la productivité des plantations et sur les profits espérés serait aussi importante pour permettre des prises de décisions plus éclairées.



BIBLIOGRAPHIE

- Allison, S.D., et Treseder, K.K.** 2008. Warming and drying suppress microbial activity and carbon cycling in boreal forest soils. *Glob. Chang. Biol.* 14(12): 2898–2909. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01716.x.
- Andruskiw, M., Fryxell, J.M., Thompson, I.D., et Baker, J.A.** 2008. Habitat-mediated variation in predation risk by the American marten. *Ecology* 89(8): 2273–2280.
- Angers, V.-A.** 2009. L'enjeu écologique du bois mort – Complément au Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire. Pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, QC, Canada, 45 p.
- Anyomi, K.A., Mitchell, S.J., Perera, A.H., et Ruel, J.-C.** 2017. Windthrow Dynamics in Boreal Ontario: A Simulation of the Vulnerability of Several Stand Types across a Range of Wind Speeds. *FORESTS* 8(7). Basel, Switzerland. doi:10.3390/f8070233.
- Barrette, M., Leblanc, M., Thiffault, N., Paquette, A., Lavoie, L., Bélanger, L., Bujold, F., Côté, L., Lamoureux, J., Schneider, R., Tremblay, J.-P., Côté, S., Boucher, Y., et Deshaies, M.-È.** 2014. Enjeux et solutions pour la sylviculture intensive de plantations dans un contexte d'aménagement écosystémique. *For. Chron.* 90(06): 732–747. doi:10.5558/tfc2014-146.
- Beaubien, E., et Hamann, A.** 2011. Spring Flowering Response to Climate Change between 1936 and 2006 in Alberta, Canada. *Bioscience* 61(7): 514–524. doi:10.1525/bio.2011.61.7.6.
- Bélanger, L., Paquette, S., Morel, S., Bégin, J., Meek, P., Bertrand, L., Beauchesne, P., Lemay, S., et Pineau, M.** 1995. Quality Indexes for Balsam Fir Sites in The Ecological Humid Balsam Fir White Birch Subdomain. *For. Chron.* 71(3): 317–325. Ottawa, ON, Canada. doi:10.5558/tfc71317-3.
- Bell, F.W., Kershaw, M., Aubin, I., Thiffault, N., Dacosta, J., et Wiensczyk, A.** 2011. Ecology and traits of plant species that compete with boreal and temperate forest conifers: An overview of available information and its use in forest management in Canada. *For. Chron.* 87(2): 161–174. doi:10.5558/tfc2011-006.
- de Bellefeuille, S., Bélanger, L., Huot, J., et Cimon, A.** 2001. Clear-cutting and regeneration practices in Quebec boreal balsam fir forest: effects on snowshoe hare. *Can. J. For. Res.* 31(1): 41–51. doi:10.1139/x00-140.
- Blomquist, S.M., et Hunter Jr., M.L.** 2010. A multi-scale assessment of amphibian habitat selection: Wood frog response to timber harvesting. *Ecoscience* 17(3): 251–264. Ste-Foy, QC, Canada. doi:10.2980/17-3-3316.
- Blouin, J., et Berger, J.-P.** 2003. Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 4d – Hautes collines de Charlevoix et du Saguenay et 4e – Plaine du lac Saint Jean et du Saguenay. Québec, QC, Canada.
- Blouin, J., et Berger, J.-P.** 2004. Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 5e – Massif du lac Jacques-Cartier et 5f – Massif du mont Valin. Québec, QC, Canada.
- Van Bodegom, P.M., Douma, J.C., Witte, J.P.M., Ordonez, J.C., Bartholomeus, R.P., et Aerts, R.** 2012. Going beyond limitations of plant functional types when predicting global ecosystem-atmosphere fluxes: exploring the merits of traits-based approaches. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21(6): 625–636. Hoboken, NJ, USA. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00717.x.

- Boivin, F., Paquette, A., Papaik, M.J., Thiffault, N., et Messier, C.** 2010. Do position and species identity of neighbours matter in 8–15-year-old post harvest mesic stands in the boreal mixedwood? *For. Ecol. Manage.* 260(7): 1124–1131. doi:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.037>.
- Brassard, B.W., et Chen, H.Y.H.** 2006. Stand structural dynamics of North American boreal forests. CRC. *Crit. Rev. Plant Sci.* 25(2): 115–137. Philadelphia, PA, USA. doi:[10.1080/07352680500348857](https://doi.org/10.1080/07352680500348857).
- Briones, M.J.I., Poskitt, J., et Ostle, N.** 2004. Influence of warming and enchytraeid activities on soil CO₂ and CH₄ fluxes. *Soil Biol. Biochem.* 36(11): 1851–1859. doi:<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.04.039>.
- Brussaard, L., Behan-Pelletier, V.M., Bignell, D.E., Brown, V.K., Didden, W., Folgarait, P., Frago, C., Freckman, D.W., Gupta, V., Hattori, T., Hawksworth, D.L., Klopatek, C., Lavelle, P., Malloch, D.W., Rusek, J., Soderstrom, B., Tiedje, J.M., et Virginia, R.A.** 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio* 26(8): 563–570. Stockholm, Sweden.
- Buitrago, M., Paquette, A., Thiffault, N., Belanger, N., et Messier, C.** 2015. Early performance of planted hybrid larch: effects of mechanical site preparation and planting depth. *New For.* 46(3): 319–337. Dordrecht, Netherlands. doi:[10.1007/s11056-014-9463-3](https://doi.org/10.1007/s11056-014-9463-3).
- Bujold, F.** 2004. Impact de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre d'Amérique dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Mémoire de maîtrise, Université Laval. Québec, QC, Canada. 54p.
- Caners, R.T.C.T., Macdonald, S.E.E., et Belland, R.J.B.J.** 2010. Responses of boreal epiphytic bryophytes to different levels of partial canopy harvest. *Botany* 88(4): 315–328. doi:[10.1139/B09-089](https://doi.org/10.1139/B09-089).
- Cavard, X., Bergeron, Y., Chen, H.Y.H., Pare, D., Laganier, J., et Brassard, B.** 2011. Competition and facilitation between tree species change with stand development. *OIKOS* 120(11): 1683–1695. Malden, MA, USA. doi:[10.1111/j.1600-0706.2011.19294.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19294.x).
- Chen, H.Y.H., Klinka, K., Mathey, A.H., Wang, X., Varga, P., et Chourmouzis, C.** 2003. Are mixed-species stands more productive than single-species stands: an empirical test of three forest types in British Columbia and Alberta. *Can. J. For. Res. Can. Rech. For.* 33(7): 1227–1237. Ottawa, ON, Canada. doi:[10.1139/X03-048](https://doi.org/10.1139/X03-048).
- Chomel, M., DesRochers, A., Baldy, V., Larcheveque, M., et Gauquelin, T.** 2014. Non-additive effects of mixing hybrid poplar and white spruce on aboveground and soil carbon storage in boreal plantations. *For. Ecol. Manage.* 328: 292–299. Amsterdam, Netherlands. doi:[10.1016/j.foreco.2014.05.048](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.048).
- Clipp, H.L., et Anderson, J.T.** 2014. Environmental and Anthropogenic Factors Influencing Salamanders in Riparian Forests: A Review. *Forests* 5(11): 2679–2702. Basel, Switzerland. doi:[10.3390/f5112679](https://doi.org/10.3390/f5112679).
- Condit, R., Hubbell, S.P., et Foster, R.B.** 1996. Changes in tree species abundance in a Neotropical forest: impact of climate change. *J. Trop. Ecol.* 12(02): 231–256. doi:[10.1017/S0266467400009433](https://doi.org/10.1017/S0266467400009433).
- Constabel, A.J., et Lieffers, V.J.** 1996. Seasonal patterns of light transmission through boreal mixedwood canopies. *Can. J. For. Res. Can. Rech. For.* 26(6): 1008–1014. Ottawa, ON, Canada. doi:[10.1139/x26-111](https://doi.org/10.1139/x26-111).
- Cooke, H.A., et Hannon, S.J.** 2012. Nest-site selection by old boreal forest cavity excavators as a basis for structural retention guidelines in spatially-aggregated harvests. *For. Ecol. Manage.* 269: 37–51. Amsterdam, Netherlands. doi:[10.1016/j.foreco.2011.12.042](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.042).
- Cumming, S.G.** 2001. Forest type and wildfire in the alberta boreal mixedwood: What do fires burn? *Ecol. Appl.* 11(1): 97–110. Washington, DC, USA. doi:[10.2307/3061059](https://doi.org/10.2307/3061059).
- David, J.-F., et Handa, I.T.** 2010. The ecology of saprophagous macroarthropods (millipedes, woodlice) in the context of global change. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 85(4): 881–95. doi:[10.1111/j.1469-185X.2010.00138.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00138.x).

- Dijkstra, F.A., West, J.B., Hobbie, S.E., et Reich, P.B.** 2009. Antagonistic effects of species on C respiration and net N mineralization in soils from mixed coniferous plantations. *For. Ecol. Manage.* 257(3): 1112–1118. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2008.11.014.
- Drever, C.R., Peterson, G., Messier, C., Bergeron, Y., et Flannigan, M.** 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Can. J. For. Res.* 36(9): 2285–2299. doi:10.1139/x06-132.
- Étcheverry, P., Ouellet, J.-P., et Crête, M.** 2005. Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Can. J. For. Res.* 35(12): 2813–2822. doi:10.1139/x05-208.
- Fauteux, D., Imbeau, L., Drapeau, P., et Mazerolle, M.J.** 2012. Small mammal responses to coarse woody debris distribution at different spatial scales in managed and unmanaged boreal forests. *For. Ecol. Manage.* 266: 194–205. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2011.11.020.
- Fenton, N., Lecomte, N., Légaré, S., et Bergeron, Y.** 2005. Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. *For. Ecol. Manage.* 213(1–3): 151–159. doi:10.1016/j.foreco.2005.03.017.
- Fitchett, J.M., Grab, S.W., et Thompson, D.I.** 2015. Plant phenology and climate change: Progress in methodological approaches and application. *Prog. Phys. Geogr.* 39(4): 460–482. London, England. doi:10.1177/0309133315578940.
- Franklin, J.F., Berg, D.R., Thornburgh, D.A., et Tappeiner, J.C.** 1997. Alternative Silvicultural Approaches to Timber Harvesting: Variable Retention Harvest Systems. *Dans Creating a Forestry for the 21st Century: The Science of Ecosystem Management.* Édité par K.A. Kobb et J.F. Franklin. Island Press, Washington, DC, USA. pp. 111–139.
- Franklin, J.F., Mitchell, R.J., et Palik, B.** 2007. Natural Disturbance and Stand Development Principles for Ecological Forestry. General Technical Report NRS-19. Newtown Square, PA, USA.
- Franklin, J.F., Spies, T.A., Pelt, R.V., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Berg, D.R., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K., et Chen, J.** 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *For. Ecol. Manage.* 155: 399–423.
- Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Kneeshaw, D., Drapeau, P., De Grandpré, L., Claveau, Y., et Paré, D.** 2008. Aménagement forestier écosystémique. Origine et fondement. *Dans Aménagement écosystémique en forêt boréale.* Édité par S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, et Y. Bergeron. Presses de l'Université du Québec, Québec, QC, Canada. pp. 13–40.
- George, M.O.R., Hansson, L.J., Ring, E., Jansson, P.E., et Gardenas, A.I.** 2017. Nitrogen leaching following clear-cutting and soil scarification at a Scots pine site - A modelling study of a fertilization experiment. *For. Ecol. Manage.* 385: 281–294. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2016.11.006.
- Godbout, G., et Ouellet, J.-P.** 2008. Habitat selection of American marten in a logged landscape at the southern fringe of the boreal forest. *Écoscience* 15(3): 332–342. Ste-Foy, QC, Canada. doi:10.2980/15-3-3091.
- Gravel, J., Prévost, M., et Thiffault, N.** 2016. Le scarifiage. Fiche d'aide à la décision no F-018. Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers et Direction de la recherche forestière. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Québec, QC, Canada, 6p.
- Griess, V.C., et Knoke, T.** 2011. Growth performance, windthrow, and insects: meta-analyses of parameters influencing performance of mixed-species stands in boreal and northern temperate biomes. *Can. J. For. Res.* 41(6): 1141–1159. Ottawa, ON, Canada. doi:10.1139/X11-042.

Griffin, P.C., et Mills, L.S. 2007. Precommercial Thinning Reduces Snowshoe Hare Abundance in the Short Term. *J. Wildl. Manage.* 71(2): 559–564. doi:10.2193/2004-007.

Groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations. 2013. La sylviculture intensive de plantations dans un contexte d'aménagement écosystémique – Rapport du groupe d'experts, sous la direction de M. Barrette et M. Leblanc. Québec, QC, Canada, 112p.

Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Lõhmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A., et Franklin, J.F. 2012. Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. *Bioscience* 62(7): 633–645. doi:10.1525/bio.2012.62.7.6.

Haeussler, S., Bedford, L., Leduc, A., Bergeron, Y., et Kranabetter, J.M. 2002. Silvicultural disturbance severity and plant communities of the southern Canadian boreal forest. *SILVA Fenn.* 36(1): 307–327. Vantaa, Finland. doi:10.14214/sf.565.

Hallsby, G., et Orlander, G. 2004. A comparison of mounding and inverting to establish Norway spruce on podzolic soils in Sweden. *Forestry* 77(2): 107–117. Oxford, England. doi:10.1093/forestry/77.2.107.

Halpern, C.B. 1988. Early successional pathways and the resistance and resilience of forest communities. *Ecology* 69(6): 1703–1715. Washington, DC, USA. doi:10.2307/1941148.

Hargis, C.D., et McCullough, D.R. 1984. Winter Diet and Habitat Selection of Marten in Yosemite National Park. *J. Wildl. Manage.* 48(1): 140–146.

Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S., et Vanha-Majamaa, I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. *Biodivers. Conserv.* 13(8): 1541–1554. Dordrecht, Netherlands. doi:10.1023/B:BIOC.0000021327.43783.a9.

Hawkins, C.D.B., et Dhar, A. 2013. Birch (*Betula papyrifera*) × white spruce (*Picea glauca*) interactions in mixedwood stands: implications for management. *J. For. Sci.* 59(4): 137–149.

Hawkins, C.D.B., Dhar, A., et Rogers, B.J. 2012. How much birch (*Betula papyrifera*) is too much for maximizing spruce (*Picea glauca*) growth: a case study in boreal spruce plantation forests. *J. For. Sci.* 58(7): 314–327.

Hébert, F., Bachand, M., Thiffault, N., Paré, D., et Gagné, P. 2016. Recovery of plant community functional traits following severe soil perturbation in plantations: a case-study. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 12(1–2): 116–127. doi:10.1080/21513732.2016.1146334.

Hole, F.D. 1981. Effects of Animals on Soil. *Geoderma* 25(1–2): 75–112. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/0016-7061(81)90008-2.

Homyack, J.A., Harrison, D.J., et Krohn, W.B. 2004. Structural differences between precommercially thinned and unthinned conifer stands. *For. Ecol. Manage.* 194(1–3): 131–143. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2003.12.021.

Jacqmain, H., Dussault, C., Courtois, R., et Belanger, L. 2008. Moose-habitat relationships: integrating local Cree native knowledge and scientific findings in northern Quebec. *Can. J. For. Res. Can. Rech. For.* 38(12): 3120–3132. Ottawa, ON, Canada. doi:10.1139/X08-128.

Jactel, H., et Brockerhoff, E.G. 2007. Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecol. Lett.* 10(9): 835–848. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01073.x.

Janssen, P., Hébert, C., et Fortin, D. 2011. Biodiversity conservation in old-growth boreal forest: black spruce and balsam fir snags harbour distinct assemblages of saproxylic beetles. *Biodivers. Conserv.* 20(13, SI): 2917–2932. Dordrecht, Netherlands. doi:10.1007/s10531-011-0127-8.

Jetté, J.-P., Leblanc, M., Bouchard, M., et Villeneuve, N. 2013. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, Partie I – Analyse des enjeux, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, QC, Canada, 150 p.

Jobidon, R. 1995. Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec : revue de littérature. Mémoire de recherche forestière n° 117. Ministère des ressources naturelles, Québec, QC, Canada.

Johnston, S.R., Boddy, L., et Weightman, A.J. 2016. Bacteria in decomposing wood and their interactions with wood-decay fungi. *FEMS Microbiol. Ecol.* 92(11). Oxford, England. doi:10.1093/femsec/fiw179.

Jose, S., Williams, R., et Zamora, D. 2006. Belowground ecological interactions in mixed-species forest plantations. *For. Ecol. Manage.* 233(2–3): 231–239. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2006.05.014.

Julien, D., et Darveau, M. 2005. Où sont les gros arbres d'intérêt faunique? Répartition des arbres par essences, âge, diamètres, qualité de stations et sous-domaines bioclimatiques dans les peuplements forestiers naturels du Québec, rapport technique no Q2005-3. Québec, QC, Canada.

Kebli, H., Brais, S., Kernaghan, G., et Drouin, P. 2012. Impact of harvesting intensity on wood-inhabiting fungi in boreal aspen forests of Eastern Canada. *For. Ecol. Manage.* 279: 45–54. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2012.05.028.

Kebli, H., Drouin, P., Brais, S., et Kernaghan, G. 2011. Species Composition of Saproxylic Fungal Communities on Decaying Logs in the Boreal Forest. *Microb. Ecol.* 61(4): 898–910. New York, NY, USA. doi:10.1007/s00248-010-9790-7.

Kelty, M.J. 2006. The role of species mixtures in plantation forestry. *For. Ecol. Manage.* 233(2–3): 195–204. doi:10.1016/j.foreco.2006.05.011.

Kim, S., Han, S.H., Li, G., Yoon, T.K., Lee, S.-T., Kim, C., et Son, Y. 2016. Effects of thinning intensity on nutrient concentration and enzyme activity in *Larix kaempferi* forest soils. *J. Ecol. Environ.* 40(1): 2. doi:10.1186/s41610-016-0007-y.

Lafèche, V., Larouche, C., et Guillemette, F. 2013. Chapitre 15 — L'éclaircie commerciale. *Dans* Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 — Les concepts et l'application de la sylviculture. *Édité* par C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond, et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec. Québec, QC, Canada, pp. 300–327.

Lafleur, B., Pare, D., Fenton, N.J., et Bergeron, Y. 2010. Do harvest methods and soil type impact the regeneration and growth of black spruce stands in northwestern Quebec? *Can. J. For. Res. Can. Rech. For.* 40(9): 1843–1851. Ottawa, ON, Canada. doi:10.1139/X10-128.

Leblanc, M., et Pouliot, B. 2011. La coupe avec protection de la régénération et des sols avec rétention de bouquets - Fondements et exécution opérationnelle, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, QC, Canada, 9 p.

Leblond, M., Dussault, C., et St-Laurent, M.-H. 2015. Low-density spruce plantations increase foraging by moose in a northeastern temperate forest. *For. Ecol. Manage.* 347: 228–236. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2015.03.034.

Légaré, S., Bergeron, Y., et Paré, D. 2005. Effect of aspen (*Populus tremuloides*) as a companion species on the growth of black spruce (*Picea mariana*) in the southwestern boreal forest of Quebec. *For. Ecol. Manage.* 208(1–3): 211–222. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2004.12.004.

Légaré, S., Paré, D., et Bergeron, Y. 2004. The responses of black spruce growth to an increased proportion of aspen in mixed stands. *Can. J. For. Res.* 34(2): 405–416. doi:10.1139/x03-251.

Liang, J., Crowther, T.W., Picard, N., Wiser, S., Zhou, M., Alberti, G., Schulze, E.-D., McGuire, A.D., Bozzato, F., Pretzsch, H., de-Miguel, S., Paquette, A., Herault, B., Scherer-Lorenzen, M., Barrett, C.B., Glick, H.B., Hengeveld, G.M., Nabuurs, G.-J., Pfautsch, S., Viana, H., Vibrans, A.C., Ammer, C., Schall, P., Verbyla, D., Tchebakova, N., Fischer, M., Watson, J. V, Chen, H.Y.H., Lei, X., Schelhaas, M.-J., Lu, H., Gianelle, D., Parfenova, E.I., Salas, C., Lee, E., Lee, B., Kim, H.S., Bruelheide, H., Coomes, D.A., Piotto, D., Sunderland, T., Schmid, B., Gourlet-Fleury, S., Sonke, B., Tavani, R., Zhu, J., Brandl, S., Vayreda, J., Kitahara, F., Searle, E.B., Neldner, V.J., Ngugi, M.R., Baraloto, C., Frizzera, L., Balazy, R., Oleksyn, J., Zawila-Niedzwiecki, T., Bouriaud, O., Bussotti, F., Finer, L., Jaroszewicz, B., Jucker, T., Valladares, F., Jagodzinski, A.M., Peri, P.L., Gonmadje, C., Marthy, W., O'Brien, T., Martin, E.H., Marshall, A.R., Rovero, F., Bitariho, R., Niklaus, P.A., Alvarez-Loayza, P., Chamuya, N., Valencia, R., Mortier, F., Wortel, V., Engone-Obiang, N.L., Ferreira, L. V, Odeke, D.E., Vasquez, R.M., Lewis, S.L., et Reich, P.B. 2016. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science* (80-.). 354(6309). Washington, DC, USA. doi:10.1126/science.aaf8957.

Litvaitis, J.A., Sherburne, J.A., et Bissonette, J.A. 1985. Influence of Understorey Characteristics on Snowshoe Hare Habitat Use and Density. *J. Wildl. Manage.* 49(4): 866–873. Hoboken, NJ, USA. doi:10.2307/3801359.

Logan, J.A., Régnière, J., et Powell, J.A. 2003. Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. *Front. Ecol. Environ.* 1(3): 130–137 doi:10.1890/1540-9295(2003)001[0130:ATIOWG]2.0.CO;2.

Lowe, J., Pothier, D., Savard, J.-P.L., Rompre, G., et Bouchard, M. 2011. Snag Characteristics and Cavity-Nesting Birds in the Unmanaged Post-Fire Northeastern Canadian Boreal Forest. *SILVA Fenn.* 45(1): 55–67. Vantaa, Finland. doi:10.14214/sf.31.

Man, R., et Greenway, K.J. 2011. Effects of artificial shade on early performance of white spruce seedlings planted on clearcuts. *New For.* 41(2): 221–233. Dordrecht, Netherlands. doi:10.1007/s11056-010-9223-y.

Man, R., et Lieffers, V.J. 1999. Are mixtures of aspen and white spruce more productive than single species stands? *For. Chron.* 75(3): 505–513. Mattawa, ON, Canada. doi:10.5558/tfc75505-3.

Messaoud, Y., Bergeron, Y., et Leduc, A. 2007. Ecological factors explaining the location of the boundary between the mixedwood and coniferous bioclimatic zones in the boreal biome of eastern North America. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16(1): 90–102. Oxon, England. doi:10.1111/j.1466-8238.2006.00277.x.

Messier, C., Tittler, R., Kneeshaw, D.D., Gelinas, N., Paquette, A., Berninger, K., Rheault, H., Meek, P., et Beaulieu, N. 2009. TRIAD zoning in Quebec: Experiences and results after 5 years. *For. Chron.* 85(6): 885–896. Mattawa, ON, Canada. doi:10.5558/tfc85885-6.

Miller, C., et Urban, D.L. 1999. Forest pattern, fire, and climatic change in the Sierra Nevada. *Ecosystems* 2(1): 76–87. New York, NY, USA. doi:10.1007/s100219900060.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2009. Document explicatif du projet de loi sur l'occupation du territoire forestier, gouvernement du Québec, Québec, QC, Canada, 39 p.

Mou, P., Fahey, T.J., et Hughes, J.W. 1993. Effects of Soil Disturbance on Vegetation Recovery and Nutrient Accumulation Following Whole-Tree Harvest of a Northern Hardwood Ecosystem. *J. Appl. Ecol.* 30(4): 661–675. doi:10.2307/2404245.

Newmaster, S.G., Parker, W.C., Bell, F.W., et Paterson, J.M. 2007. Effects of forest floor disturbances by mechanical site preparation on floristic diversity in a central Ontario clearcut. *For. Ecol. Manage.* 246(2–3): 196–207. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2007.03.058.

- Norvez, O., Hebert, C., et Belanger, L.** 2013. Impact of salvage logging on stand structure and beetle diversity in boreal balsam fir forest, 20 years after a spruce budworm outbreak. *For. Ecol. Manage.* 302: 122–132. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2013.03.018.
- Otto, C.R. V., Kroll, A.J., et McKenny, H.C.** 2013. Amphibian response to downed wood retention in managed forests: A prospectus for future biomass harvest in North America. *For. Ecol. Manage.* 304: 275–285. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2013.04.023.
- Oxbrough, A., Garcia-Tejero, S., Spence, J., et O'Halloran, J.** 2016. Can mixed stands of native and non-native tree species enhance diversity of epigeic arthropods in plantation forests? *For. Ecol. Manage.* 367: 21–29. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2016.02.023.
- Paquette, A., et Messier, C.** 2011. The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20(1): 170–180. Malden, MA, USA. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00592.x.
- Paquette, A., et Messier, C.** 2013. Managing tree plantations as complex adaptive systems. *Dans Managing Forests as Complex Adaptive Systems. Building Resilience to the Challenge of Global Change.* Édité par C. Messier, K.J. Puettmann, et K.D. Coates. EarthScan, New York, NY, USA. pp. 299–326.
- Pascual-Rico, R., Morugan-Coronado, A., Botella, F., Garcia-Orenes, F., et Antonio Sanchez-Zapata, J.** 2018. Soil properties in relation to diversionary feeding stations for ungulates on a Mediterranean mountain. *Appl. SOIL Ecol.* 127: 136–143. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.apsoil.2018.03.017.
- Pawson, S.M., Brin, A., Brockerhoff, E.G., Lamb, D., Payn, T.W., Paquette, A., et Parrotta, J.A.** 2013. Plantation forests, climate change and biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 22(5): 1203–1227. doi:10.1007/s10531-013-0458-8.
- Peck, V., Quiza, L., Buffet, J.-P., Khdhiri, M., Durand, A.-A., Paquette, A., Thiffault, N., Messier, C., Beaulieu, N., Guertin, C., et Constant, P.** 2016. Towards the development of multifunctional molecular indicators combining soil biogeochemical and microbiological variables to predict the ecological integrity of silvicultural practices. *Microb. Biotechnol.* 9(3): 316–329. Hoboken, NJ, USA. doi:10.1111/1751-7915.12348.
- Pedlar, J.H., Pearce, J.L., Venier, L.A., et McKenney, D.W.** 2002. Coarse woody debris in relation to disturbance and forest type in boreal Canada. *For. Ecol. Manage.* 158(1–3): 189–194. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/S0378-1127(00)00711-8.
- Posner, S.D., et Jordan, P.A.** 2002. Competitive effects on plantation white spruce saplings from shrubs that are important browse for moose. *For. Sci.* 48(2, SI): 283–289. Bethesda, MD, USA.
- Pouliot, B., et Turcotte, S.** 2011. Méthode d'évaluation des bouquets d'arbres dans les coupes avec protection de la régénération et des sols avec rétention de bouquets, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, QC, Canada, 13 p.
- Prescott, C.E., Zabek, L.M., Staley, C.L., et Kabzems, R.** 2000. Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, forest type, and litter mixtures. *Can. J. For. Res. Can. Rech. For.* 30(11): 1742–1750. Ottawa, ON, Canada. doi:10.1139/cjfr-30-11-1742.
- Prévost, M.** 1996. Effets du scarifiage sur les propriétés du sol et l'ensemencement naturel dans une pessière noire à mousses de la forêt boréale québécoise. *Can. J. For. Res.* 26(1): 72–86. doi:10.1139/x26-008.
- Prévost, M.** 1997. Effects of scarification on seedbed coverage and natural regeneration after a group seed-tree cutting in a black spruce (*Picea mariana*) stand. *For. Ecol. Manage.* 94(1–3): 219–231. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/S0378-1127(96)03955-2.

- Prévost, M., et Thiffault, N.** 2013. Chapitre 8 - La préparation de terrain. *Dans* Le guide sylvicole du Québec - Tome II: Les concepts et l'application de la sylviculture. Édité par J. Larouche, C., Guillemette, F., Raymond, P., et J.-P. Saucier. Québec: Publications du Québec. Québec, QC, Canada, pp. 134–157.
- Ranius, T., Ekvall, H., Jonsson, M., et Bostedt, G.** 2005. Cost-efficiency of measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forests. *For. Ecol. Manage.* 206(1–3): 119–133. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2004.10.061.
- Raphael, M.G., et Jones, L.L.C.** 1997. Characteristics of resting and denning sites of American marten in central Oregon and western Washington. *Dans* Martes: Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management. Édité par G. Proulx, H.N. Bryant, et P.M. Woodard. Provincial Museum of Alberta, Edmonton, AB, Canada. pp. 146–165.
- Rheault, H.** 2007. Contribution des vieilles pessières noires au maintien de la biodiversité. Mémoire de maîtrise. Université Laval. Québec, QC, Canada. 135 p.
- Rheault, H., Belanger, L., Grondin, P., Ouimet, R., Hebert, C., et Dussault, C.** 2009. Stand composition and structure as indicators of epixylic diversity in old-growth boreal forests. *Écoscience* 16(2): 183–196. Ste-Foy, QC, Canada. doi:10.2980/16-2-3216.
- Rosenvald, R., et Löhmus, A.** 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *For. Ecol. Manage.* 255(1): 1–15. doi:10.1016/j.foreco.2007.09.016.
- Royer-Tardif, S., Paquette, A., Messier, C., Bournival, P., et Rivest, D.** 2018. Fast-growing hybrids do not decrease understorey plant diversity compared to naturally regenerated forests and native plantations. *Biodivers. Conserv.* 27(3): 607–631. doi:10.1007/s10531-017-1452-3.
- Sansregret, H., Courtois, J., Bélanger, L., et Huot, J.** 2000. Effets de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre d'Amérique, les oiseaux forestiers et les petits mammifères dans la sapinière à bouleau blanc. Rapport final.
- Schwartz, M.D., Ahas, R., et Aasa, A.** 2006. Onset of spring starting earlier across the Northern Hemisphere. *Glob. Chang. Biol.* 12(2): 343–351. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.01097.x.
- Simard, M., Lecomte, N., Bergeron, Y., Bernier, P.Y., et Pare, D.** 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecol. Appl.* 17(6): 1619–1637. Washington, DC, USA. doi:10.1890/06-1795.1.
- Simard, M.J., Bergeron, Y., et Sirois, L.** 1998. Conifer seedling recruitment in a southeastern Canadian boreal forest: the importance of substrate. *J. Veg. Sci.* 9(4): 575–582. Uppsala, Sweden. doi:10.2307/3237273.
- Simard, S.W., Perry, D.A., Jones, M.D., Myrold, D.D., Durall, D.M., et Molina, R.** 1997. Net transfer of carbon between ectomycorrhizal tree species in the field. *Nature* 388(6642): 579–582. London, England. doi:10.1038/41557.
- Spiecker, H.** 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe—temperate zone. *J. Environ. Manage.* 67(1): 55–65. doi:https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00188-3.
- St-Hilaire, G., et Bélanger, L.** 2011. Évaluation du gradient de naturalité de peuplements aménagés: un outil pour une sylviculture écosystémique. Québec, QC, Canada.
- St Clair, S.B., Cavard, X., et Bergeron, Y.** 2013. The role of facilitation and competition in the development and resilience of aspen forests. *For. Ecol. Manage.* 299(S1): 91–99. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2013.02.026.
- Stewart, B.J., Neily, P.D., Quigley, E.J., Duke, A.P., et Benjamin, L.K.** 2003. Selected Nova Scotia old-growth forests: age, ecology, structure, scoring. *For. Chron.* 79(3): 632–644. Mattawa, ON, Canada. doi:10.5558/tfc79632-3.

- Street, G.M., Rodgers, A.R., et Fryxell, J.M.** 2015. Mid-Day Temperature Variation Influences Seasonal Habitat Selection by Moose. *J. Wildl. Manage.* 79(3): 505–512. Hoboken, NJ, USA. doi:10.1002/jwmg.859.
- Su, Q., MacLean, D.A., et Needham, T.D.** 1996. The influence of hardwood content on balsam fir defoliation by spruce budworm. *Can. J. For. Res. Can. Rech. For.* 26(9): 1620–1628. Ottawa, ON, Canada. doi:10.1139/x26-182.
- Sullivan, T.P., et Sullivan, D.S.** 2018. Maintenance of small mammals using post-harvest woody debris structures on clearcuts: linear configuration of piles is comparable to windrows. *Mammal Res.* 63(1): 11–19. Heidelberg, Germany. doi:10.1007/s13364-017-0336-y.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., et Sullivan, J.H.** 2017. Mammalian responses to windrows of woody debris on clearcuts: Abundance and diversity of forest-floor small mammals and presence of small mustelids. *For. Ecol. Manage.* 399: 143–154. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2017.05.028.
- Swift, K., et Bell, F.W.** 2011. What are the Environmental Consequences of Using Silviculturally Effective Forest Vegetation Management Treatments? *For. Chron.* 87(02): 201–216. doi:10.5558/tfc2011-008.
- Taylor, A.R., Schröter, D., Pflug, A., et Wolters, V.** 2004. Response of different decomposer communities to the manipulation of moisture availability: potential effects of changing precipitation patterns. *Glob. Chang. Biol.* 10(8): 1313–1324. doi:10.1111/j.1365-2486.2004.00801.x.
- Thiffault, N., Chalifour, D., et Belanger, L.** 2013. Enrichment planting of *Picea glauca* in boreal mixedwoods: can localized site preparation enhance early seedling survival and growth? *NEW For.* 44(4): 533–546. Dordrecht, Netherlands. doi:10.1007/s11056-012-9361-5.
- Thiffault, N., et Hébert, F.** 2013. Chapitre 13 — Le dégagement et le nettoyage. *Dans Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 — Les concepts et l'application de la sylviculture. Édité par C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond, et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, QC, Canada. pp. 244–271.*
- Thiffault, N., Jobidon, R., et Munson, A.D.** 2003. Performance and physiology of large containerized and bare-root spruce seedlings in relation to scarification and competition in Québec (Canada). *Ann. For. Sci.* 60(7): 645–655. doi:10.1051/forest:2003057.
- Thiffault, N., et Roy, V.** 2011. Living without herbicides in Québec (Canada): historical context, current strategy, research and challenges in forest vegetation management. *Eur. J. For. Res.* 130(1): 117–133. doi:10.1007/s10342-010-0373-4.
- Thiffault, N., Titus, B.D., et Munson, A.D.** 2005. Silvicultural options to promote seedling establishment on *Kalmia-Vaccinium*-dominated sites. *Scand. J. For. Res.* 20(2): 110–121. doi:10.1080/02827580510008356.
- Tilman, D., Lehman, C.L., et Bristow, C.E.** 1998. Diversity–Stability Relationships: Statistical Inevitability or Ecological Consequence? *Am. Nat.* 151(3): 277–282. doi:10.1086/286118.
- Tobner, C.M., Paquette, A., Gravel, D., Reich, P.B., Williams, L.J., et Messier, C.** 2016. Functional identity is the main driver of diversity effects in young tree communities. *Ecol. Lett.* 19(6): 638–647. doi:10.1111/ele.12600.
- Tremblay, J.A., Savard, J.-P.L., et Ibarzabal, J.** 2015. Structural retention requirements for a key ecosystem engineer in conifer-dominated stands of a boreal managed landscape in eastern Canada. *For. Ecol. Manage.* 357: 220–227. Amsterdam, Netherlands. doi:10.1016/j.foreco.2015.08.024.
- Tremblay, S., Guillemette, F., et Barrette, M.** 2013. Chapitre 14 — L'éclaircie précommerciale. *Dans Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 — Les concepts et l'application de la sylviculture. Édité par C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond, et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, QC, Canada. pp. 272–299.*

Varady-Szabo, H., et Buddle, C.M. 2006. On the relationships between ground-dwelling spider (Araneae) assemblages and dead wood in a northern sugar maple forest. *Biodivers. Conserv.* 15(13): 4119–4141. Dordrecht, Netherlands. doi:10.1007/s10531-005-3369-5.

Verheyen, K., Vanhellemont, M., Auge, H., Baeten, L., Baraloto, C., Barsoum, N., Bilodeau-Gauthier, S., Bruelheide, H., Castagneyrol, B., Godbold, D., Haase, J., Hector, A., Jactel, H., Koricheva, J., Loreau, M., Mereu, S., Messier, C., Muys, B., Nolet, P., Paquette, A., Parker, J., Perring, M., Ponette, Q., Potvin, C., Reich, P., Smith, A., Weih, M., et Scherer-Lorenzen, M. 2016. Contributions of a global network of tree diversity experiments to sustainable forest plantations. *Ambio* 45(1): 29–41. doi:10.1007/s13280-015-0685-1.

Viereck, L.A., et Johnston, W.F. 1990. *Picea mariana* (Mill.) B.S.P. Black Spruce. *Dans Silvics of North America. Volume I, Conifers. Édité par R.M. Burns et B.H. Honkala. U.S.D.A., For. Serv., Washington, DC, USA.* pp. 227–237.

Visser, M.E., et Holleman, L.J. 2001. Warmer springs disrupt the synchrony of oak and winter moth phenology. *Proc. R. Soc. Lond. S Biol.* 268(1464): 289–294. London, England. doi:10.1098/rspb.2000.1363.

Wolff, J.O. 1980. The Role of Habitat Patchiness in the Population Dynamics of Snowshoe Hares. *Ecol. Monogr.* 50(1): 111–130. Washington, DC, USA. doi:10.2307/2937249.

Woods, A. 2011. Is the health of British Columbia's forests being influenced by climate change? If so, was this predictable? *Can. J. Plant Pathol.* 33(2): 117–126. doi:10.1080/07060661.2011.563908.

Woods, A., Coates, K.D., et Hamann, A. 2005. Is an unprecedented dothistroma needle blight epidemic related to climate change? *Bioscience* 55(9): 761–769. Washington, DC, USA. doi:10.1641/0006-3568(2005)055[0761:IAUDNB]2.0.CO;2.

Yachi, S., et Loreau, M. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 96(4): 1463–1468. Washington, DC, USA. doi:10.1073/pnas.96.4.1463.