



ÉVALUATION DU GRADIENT DE NATURALITÉ DES PEUPELEMENTS AMÉNAGÉS : UN OUTIL POUR UNE SYLVICULTURE ÉCOSYSTÉMIQUE

Février 2011

Texte révisé du chapitre 1 du mémoire de Greg St-Hilaire, *L'enrichissement en épinette blanche à la forêt Montmorency, un traitement sylvicole intensif de restauration écosystémique dans la sapinière à bouleau blanc de l'est*, présenté en dépôt initial, en août 2010, à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval dans le cadre du programme de Sciences forestières, pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M. Sc.)

Partenaire financier



Nature Québec, 2011.

Évaluation du gradient de naturalité de peuplements aménagés : un outil pour une sylviculture écosystémique.

Texte révisé du chapitre 1 du mémoire de Greg St-Hilaire, *L'enrichissement en épinette blanche à la forêt Montmorency, un traitement sylvicole intensif de restauration écosystémique dans la sapinière à bouleau blanc de l'est*, présenté en dépôt initial, en août 2010, à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval Dans le cadre du programme de Sciences forestières, pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M. Sc.), février 2011.

Rédaction

Greg St-Hilaire, ing. f., chargé de projet Forêt
Louis Bélanger, ing. f., Ph. D., responsable de la commission Forêt

Crédits photographiques (page couverture)

© Greg St-Hilaire

Photo 1 : ZEC Wessonneau

Photos 2 et 3 : Forêt Montmorency (forêt d'enseignement et de recherche de l'université Laval)

ISBN 978-2-923731-29-2 (document imprimé)

ISBN 978-2-923731-30-8 (document PDF)

© Nature Québec, 2011

870, avenue De Salaberry, bureau 207, Québec (Québec) G1R 2T9

Table des matières

REMERCIEMENTS	VIII
RÉSUMÉ	IX
INTRODUCTION	1
1 ORIGINE DE L'ÉTUDE	3
2 CADRE D'ÉVALUATION DE LA NATURALITÉ	4
2.1 Méthodologie	4
2.2 Approche générale	4
2.3 Les classes de naturalité	5
2.3.1 Peuplements naturels intacts	5
2.3.2 Peuplements naturels aménagés	5
2.3.3 Peuplements semi-naturels	5
2.3.4 Peuplements altérés	6
2.3.5 Peuplements artificiels	6
2.4 Naturalité et attributs clés des peuplements	6
2.4.1 Attribut A : Bois mort	6
2.4.2 Attribut B : Composition forestière	7
2.4.3 Attribut C : Structure du peuplement	7
2.4.4 Attribut D : Humus et sol	7
2.5 Espèces focales	8
3 ILLUSTRATIONS DES CONCEPTS : CAS DE LA SAPINIÈRE À BOULEAU BLANC DE L'EST DE LA RÉSERVE FAUNIQUE DES LAURENTIDES	9
3.1 Attribut A : Bois mort	11
3.1.1 Variable 1 : Volume en chicots	11
3.1.2 Variable 2 : Qualité des chicots	11
3.1.3 Variable 3 : Débris ligneux au sol	11

3.2 Attribut B : Composition forestière	12
3.2.1 Variable 4 : Type de couvert en fonction de la série évolutive du site.....	12
3.2.2 Variable 5 : L'assemblage d'essences	12
3.2.3 Variable 6 : Diversité des essences compagnes.....	13
3.3 Attribut C : Structure de peuplement	13
3.3.1 Variable 7 : Densité des peuplements en régénération et jeunes.....	13
3.3.2 Variable 8 : Fermeture du couvert mature	14
3.3.3 Variable 9 : Hétérogénéité verticale des vieux peuplements.....	14
3.4 Attribut D : Humus et sol	14
3.4.1 Variable 10 : Présence d'îlots et de conservation de sources de semences d'espèces végétales à faible dispersion.....	14
3.4.2 Variable 11 : Degré de perturbation de l'humus et du sol	14
4 NIVEAU DE NATURALITÉ ET STRATÉGIES SYLVICOLES	16
4.1 Peuplement naturel aménagé.....	16
4.2 Peuplement semi-naturel	16
4.3 Peuplement altéré.....	17
4.4 Peuplement artificiel	17
CONCLUSION	19
RÉFÉRENCES.....	20

Table des figures

TABLEAU 1 — ATTRIBUTS CLÉS, VARIABLES CRITIQUES D’HABITAT ET DE LEURS ESPÈCES ASSOCIÉES	10
TABLEAU 2 — ESPÈCES SENSIBLES ET VARIABLES CRITIQUES D’HABITAT EN FONCTION DU STADE DE DÉVELOPPEMENT	15
TABLEAU 3 — ATTRIBUTS CLÉS, VARIABLES CRITIQUES D’HABITATS, ESPÈCES SENSIBLES ET ÉTAT DES VARIABLES CRITIQUES.....	18

REMERCIEMENTS

Au cours de l'été 2009, un comité sur l'intensification de la sylviculture a été formé dans le cadre du projet pilote d'aménagement écosystémique de la réserve faunique des Laurentides. À la demande du coordonnateur du projet, M. Marc Leblanc du ministère des Ressources naturelles et de la Faune, un sous-groupe de réflexion s'est penché plus particulièrement sur le choix d'une méthode pour évaluer l'altération des peuplements aménagés. Bien que le sous-groupe n'ait pas remis de rapport final, la démarche présentée ici est grandement inspirée des discussions, expertises et réflexions des participants qui y ont travaillé.

Nous aimerions remercier tous ceux qui y ont participé, de près ou de loin. Plus particulièrement, nous tenons à remercier :

- Du ministère des Ressources naturelles et de la faune
 - Hugo Jacqmain, direction du développement et de la coordination
 - Jean-Pierre Jetté, direction de l'environnement et protection des forêts
 - Martin Barrette, direction de la recherche forestière
- De l'Université Laval
 - Claude Lefrançois
 - Daniel Chalifour
 - Jean-Pierre Tremblay
 - Olivier Norvez
 - Paméla Garcia Cournoyer
- Du service canadien de la faune
 - Bruno Drolet

Nous tenons aussi à souligner l'implication financière de la Conférence régionale des élus de la Capitale-Nationale qui a permis de mener à terme le projet.

RÉSUMÉ

L'aménagement intensif est considéré comme un moyen de diminuer les baisses de possibilité forestière associées à l'aménagement écosystémique. L'outil proposé afin d'en évaluer les impacts sur la biodiversité est le gradient de naturalité. Ce gradient permet de classer les peuplements forestiers en cinq classes : naturels intacts, naturels aménagés, semi-naturels, altérés et artificiels. Pour ce faire, il faut évaluer l'altération des attributs clés d'habitat, c'est-à-dire les attributs qui sont essentiels à certaines espèces sensibles et sur lesquels l'aménagement forestier a un impact.

Quatre attributs clés d'habitat ont été identifiés ici : le bois mort, la composition forestière, la structure du peuplement de même que l'humus et le sol. Dans le contexte de la sapinière à bouleau blanc de l'est de la réserve faunique des Laurentides, 12 espèces sensibles ont été ciblées, lesquelles sont associées à 11 variables critiques d'habitat.

INTRODUCTION

Depuis une quinzaine d'années, la conservation de la biodiversité a été formellement reconnue comme l'une des valeurs clés devant guider la foresterie au Canada (Conseil canadien des ministres des Forêts (CCMF), 2003). Dès 1996, la foresterie québécoise s'engageait sur la voie de l'aménagement durable des forêts et de la conservation de sa biodiversité, en incluant dans sa *Loi sur les forêts* les six critères d'aménagement durable des forêts du CCMF (Gouvernement du Québec, 1996). Avec la *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier* adoptée en 2010, le Québec faisait un pas de plus en préférant l'approche de l'aménagement écosystémique à celle de l'aménagement durable des forêts. L'aménagement écosystémique y est défini comme « *un aménagement qui 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* » (Gouvernement du Québec, 2010). L'aménagement écosystémique repose sur la prémisse que la diversité biologique d'une région est plus à même de se perpétuer si l'on maintient et restaure ses principales caractéristiques à l'intérieur de ses limites de variabilité naturelle, la diversité biologique d'une région étant le reflet de ses paysages naturels et des processus écologiques qui les ont formés (Cyr *et al.*, 2009 ; Gauthier *et al.* ; 2008, Landres *et al.*, 1999). L'intérêt pour l'aménagement écosystémique semble faire consensus au Canada. Outre au Québec, il s'agit d'un type d'aménagement en évolution en Ontario (Fenton *et al.*, 2009 ; Perera et Cui, 2010) et en Colombie-Britannique (Hagerman *et al.*, 2010 ; McLennan, 1999).

La mise en œuvre de l'aménagement écosystémique demeure tout un défi. Certains se questionnent sur les enjeux économiques de cette nouvelle approche, spécialement en ce qui a trait aux impacts sur les volumes récoltables et sur les coûts d'exploitation (Binkley, 1999 ; Sahajanthan *et al.*, 1998). La recherche de solutions à ces enjeux a mené certains à élaborer le concept de la Triade (Binkley, 1999 ; Messier et Kneeshaw, 1999). La Triade propose que l'on compense les pertes ligneuses possibles que causerait l'implantation d'aires protégées et de stratégies d'aménagement écosystémiques. Ce concept favorise, sur une portion limitée du territoire, une foresterie à plus haut rendement au prix d'impacts environnementaux plus grands (Paquette et Messier, 2010 ; Park et Wilson, 2007). La diminution des contraintes écologiques (Fortier et Messier, 2006 ; Krcmar *et al.*, 2004) et sociales (Binkley, 1999) dans ces zones désignées permettrait l'établissement de plantations produisant davantage de fibre.

Toutefois, le fait d'avoir placé l'aménagement écosystémique au cœur du régime forestier du Québec impose des limites à la vision véhiculée par la Triade. Jusqu'à quel point doit-on relâcher les exigences écologiques et sociales dans les plantations lorsque la politique forestière stipule que « *l'aménagement écosystémique sera appliqué à l'ensemble des forêts québécoises, y compris les zones de sylviculture intensive* » (Gouvernement du Québec, 2010, p. 25) ? En vertu de l'éthique du développement durable, les instigateurs d'une foresterie de plantations doivent à tout le moins évaluer les impacts sur l'environnement et la biodiversité des stratégies sylvicoles qu'ils préconisent, puis établir des mesures conséquentes d'atténuation. C'est l'application du principe de prévention qui, selon le libellé de la *Loi sur le développement durable* du Québec, 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* » (Gouvernement du Québec, 2006). Suivant les critères d'un aménagement durable des forêts, ce principe

est valable, même pour les zones où l'on reconnaîtrait une priorité à la production ligneuse intensive. Bien que singulier pour une certaine tradition de foresterie intensive centrée sur la maximisation de la production ligneuse, le principe d'atténuation de l'impact de la sylviculture de plantation sur la biodiversité n'est pas nouveau. De nombreux auteurs s'accordent pour dire qu'il existe des mesures d'atténuation pouvant être mises en place dans les plantations (Carnus *et al.*, 2006 ; Hartley, 2002 ; Lindenmayer, 2009 ; Mielikainen et Hynynen, 2003 ; Paquette et Messier, 2010).

Dans une perspective écosystémique, l'idéal recherché serait de mettre au point des scénarios sylvicoles permettant à la fois d'atteindre les objectifs de production accrue tout en sauvegardant le caractère naturel du peuplement. Ce serait le Saint-Graal de la « plantation écosystémique à haut rendement ». Toutefois, tenant compte du fait que, dans certaines situations, l'optimisation des objectifs de production accrue de bois avec des objectifs de conservation de la biodiversité pourra se révéler complexe, ce but ne sera pas toujours atteignable. L'éthique propre à un aménagement écosystémique suppose néanmoins que le sylviculteur recherche des moyens permettant de diminuer le niveau d'altération de l'écosystème aménagé intensivement, par rapport à la forêt naturelle.

Pour faciliter un tel travail de conception, le sylviculteur doit pouvoir déterminer le niveau avec lequel il altère ou non le caractère naturel des peuplements soumis à une stratégie sylvicole particulière. L'introduction de la notion de naturalité (*naturalness*) peut alors être d'une grande utilité. Le concept de « naturel » est couramment défini comme une situation, un processus ou un système libre de l'influence humaine (Anderson, 1991). La naturalité d'un écosystème représente tout simplement le degré avec lequel un milieu se rapproche de son état naturel. Ainsi, le caractère naturel n'est pas un concept absolu, mais relatif (Christensen et Emborg, 1996) qui peut s'exprimer le long d'un gradient allant d'un état entièrement naturel à un état entièrement artificiel (Angermeier, 2000 ; Çolak *et al.*, 2003 ; Guay *et al.*, 2008). D'un point de vue pratique, le degré de naturalité mesure l'écart entre un milieu altéré par l'humain et un état de référence jugé représentatif d'une nature relativement intacte (Gilg, 2004). La forêt naturelle de référence, pour une région donnée, serait la forêt primaire, c'est-à-dire celle dont la dynamique serait relativement libre du contrôle humain. Là, où cette forêt n'existe plus, on utilise la forêt dite préindustrielle pour juger de cet état naturel de référence (Boucher *et al.*, 2006 ; Keane *et al.*, 2009 ; Norlind et Oslund, 2003).

L'objectif de ce travail est de proposer un cadre conceptuel pouvant guider l'évaluation de la naturalité des peuplements forestiers pour une révolution, soit le temps séparant deux récoltes finales. Ce cadre a été développé dans le contexte d'un projet pilote de mise en œuvre de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides, dans le sous-domaine écologique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est.

1 | ORIGINE DE L'ÉTUDE

Notre projet d'évaluation du gradient de naturalité a été amorcé dans le cadre du projet pilote d'aménagement écosystémique dans la Réserve faunique des Laurentides. Le projet pilote instauré en 2006 avait pour objectif d'évaluer la faisabilité de la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique en forêt publique québécoise. Il a permis d'identifier les enjeux et de proposer des solutions afin de mettre en place un aménagement écosystémique qui soit économiquement viable et socialement acceptable (Table des partenaires, 2009).

Pour répondre à de nouvelles volontés gouvernementales, soit l'intensification de la foresterie sur une portion du territoire québécois (ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008), les partenaires du projet pilote ont identifié le besoin de définir les modalités d'une sylviculture intensive et écosystémique dans le contexte de la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Un groupe de travail a donc été mis en place afin d'amorcer la réflexion, à partir des travaux de Guay et Barrette (2008), de la place des plantations et leurs modalités dans un aménagement écosystémique. Toutefois, le groupe de travail n'a pu que soulever la complexité de la problématique et les défis conceptuels, sans parvenir à des solutions en raison de la fin du processus de projet pilote.

Le présent projet reprend donc la réflexion à partir des constats fait par le groupe de travail afin d'y proposer des solutions conceptuelles. La proposition actuelle a été développée par itération, à partir de la littérature et en s'inspirant du débat suscité par la norme boréale canadienne du Forest Stewardship Council (2004) (Michaud et Boursier, 2009).

2 | CADRE D'ÉVALUATION DE LA NATURALITÉ

2.1 | MÉTHODOLOGIE

La conceptualisation du gradient de naturalité a été réalisée à partir d'une revue de la littérature et de rencontres de réflexions d'un groupe de travail. Les rencontres ont grandement contribué à orienter la revue de littérature et à mettre en relief les enjeux conceptuels. Le groupe de travail regroupait des gens avec une expertise en évaluation de la biodiversité dans les peuplements aménagés. Il comprenait un représentant du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) à la direction de la recherche, un professeur de l'Université Laval spécialisé en aménagement intégré des ressources forestières, quatre étudiants à la maîtrise évaluant les effets de traitements sylvicoles sur la faune et la flore dans un secteur de la réserve faunique des Laurentides et un représentant de Nature Québec attaché au projet pilote d'aménagement écosystémique.

2.2 | APPROCHE GÉNÉRALE

À la suite d'aménagements intensifs des forêts, des exemples d'appauvrissement de la biodiversité ont été observés (Berg *et al.*, 1994, 2002 ; Tikkanen *et al.*, 2006). Selon toute vraisemblance, cet appauvrissement est associé à l'altération majeure de caractéristiques particulières des peuplements aménagés par rapport aux peuplements naturels (Lindenmayer, 2009 ; Stephens et Wagner, 2007). Ainsi, dans la présente approche, il sera assumé que l'évaluation de la naturalité repose sur l'étude de ces caractéristiques particulières pour le maintien de la biodiversité. Nous proposons de déterminer ces caractéristiques par l'intermédiaire de l'identification d'**espèces sensibles** à l'aménagement forestier (Landres *et al.*, 1988) et la connaissance de leur habitat. On parlera d'**attributs clés d'habitat** pour référer à ces caractéristiques d'habitats qui sont critiques pour la biodiversité et sur lesquels la foresterie a un impact reconnu. Cette façon de faire s'inspire du principe d'étude d'impact. Il s'agit d'identifier les impacts possibles des pratiques anthropiques sur la biodiversité et de déterminer les mesures d'atténuation conséquentes et socialement acceptables (Parrotta *et al.*, 1997).

Cette approche diffère ainsi légèrement de l'aménagement écosystémique tel que défini dans la législation québécoise, puisqu'elle détermine le degré d'altération de la forêt en évaluant les impacts sur des espèces sensibles plutôt qu'en évaluant uniquement la différence avec la variabilité naturelle. L'identification des espèces sensibles est donc un enjeu majeur de cette approche. Un exemple d'identification des espèces sensibles de même que de leurs caractéristiques d'habitat est présenté plus loin.

En identifiant les enjeux de biodiversité d'une région et en utilisant la station forestière et sa variabilité naturelle comme référence (Harvey *et al.*, 2002), il devient possible de déterminer une courte liste d'indicateurs. Le défi final est de porter un jugement global du niveau d'altération considérant l'ensemble des caractéristiques des peuplements retenus pour l'évaluation.

2.3 | LES CLASSES DE NATURALITÉ

Afin d'obtenir un compromis entre l'efficacité et la précision, nous proposons de subdiviser le continuum de la naturalité en cinq classes. Le classement d'un peuplement dépend du degré d'altération des attributs clés d'habitat, des impacts sur la biocénose de même que des délais nécessaires à la restauration d'un peuplement naturel. Les cinq classes de peuplements proposées sont : intact, naturel aménagé, semi-naturel, altéré et artificiel (Çolak *et al.*, 2003).

2.3.1 | PEUPELEMENTS NATURELS INTACTS

Un *peuplement naturel intact* serait un peuplement dont la structure et les dynamiques naturelles n'ont pas été influencées volontairement par l'humain. Ainsi, un peuplement serait intact même s'il a subi l'effet indirect de l'activité humaine tel que les pluies acides (Siipi, 2004). Il s'agit ici d'une classe distincte des quatre autres qui sont pour leur part associées à des forêts aménagées. Notons que plusieurs autres vocables sont utilisés dans la littérature scientifique pour référer à ce type de peuplement, tel que vierge, primitif ou non aménagé (Rouvinen et Kouki, 2008). Ce type de peuplement est la référence à partir de laquelle les marges de variabilité naturelles sont définies afin d'évaluer les autres classes. Son équivalent dans la loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (Gouvernement du Québec, 2010) serait la « forêt naturelle » qu'on utilise dans la définition de l'aménagement écosystémique. En Amérique du Nord, lorsque les peuplements intacts sont inexistants dans une région, on tentera de reconstituer une image de cette dernière à partir de la « forêt préindustrielle ».

2.3.2 | PEUPELEMENTS NATURELS AMÉNAGÉS

La plupart des interventions sylvicoles, si faibles soient-elles, modifient les caractéristiques des peuplements naturels intacts et, conséquemment, leur diversité biologique (Desponts *et al.*, 2004, Tremblay *et al.*, 2007). Toutefois, dans le cas du *peuplement naturel aménagé*, l'activité humaine n'altérerait que faiblement les attributs clés d'habitat. La plupart de ceux-ci se retrouveraient à l'intérieur des marges de variabilité naturelle (Cyr *et al.*, 2009), ou à des degrés qui permettent de maintenir la biodiversité de la forêt naturelle. Dans ce cas, la sylviculture tient compte de la dynamique naturelle et s'y inscrit le plus possible (Franklin *et al.*, 2002 ; Norlind et Oslund, 2003).

2.3.3 | PEUPELEMENTS SEMI-NATURELS

Un *peuplement semi-naturel* représenterait un écosystème forestier dont certains des attributs clés de la forêt naturelle ont été altérés. Bien que l'apport de ce type de peuplement pour la biodiversité demeure important (Hadley et Desrochers, 2008), une certaine altération peut y être remarquée. Le système serait demeuré résilient (Drever *et al.*, 2006) si bien que l'on peut espérer qu'il retournerait à des conditions naturelles, s'il était laissé à lui-même. En Irlande, French *et al.* (2008) font référence aux peuplements forestiers non issus de reboisement en tant que peuplements semi-naturels.

2.3.4 | PEUPELEMENTS ALTÉRÉS

Un peuplement altéré représenterait un écosystème forestier dont plusieurs des attributs clés de la forêt naturelle auraient été altérés, dont particulièrement la composition forestière (Çolak *et al.*, 2003). Une altération sévère de la biodiversité peut y être remarquée. Le système nécessiterait une gestion active pour retourner à des conditions naturelles.

2.3.5 | PEUPELEMENTS ARTIFICIELS

En nous référant à l'approche du Forest Stewardship Council (FSC), un peuplement artificiel serait un peuplement établi par plants, semis ou traitements sylvicoles intensifs, de sorte qu'il perdrait la plupart des principales caractéristiques et des éléments clés d'un peuplement intact. On note un appauvrissement significatif de la biodiversité. L'utilisation d'essences exotiques en est un exemple (Stephens et Wagner, 2007). Le système nécessiterait l'intervention de l'homme pour se maintenir et le délai de restauration serait élevé si l'on désirait retourner à des conditions naturelles (Parker *et al.*, 2008 ; Parrotta *et al.*, 1997).

2.4 | NATURALITÉ ET ATTRIBUTS CLÉS DES PEUPELEMENTS

Les effets de la sylviculture sur la biodiversité peuvent être schématisés selon leur altération de quatre attributs clés : le bois mort, la composition forestière, la structure du peuplement de même que le sol et l'humus (Franklin *et al.*, 2002 ; *sensu* Gauthier *et al.*, 2008). Ces attributs clés d'habitat sont des attributs influencés par les perturbations naturelles et modélés par la foresterie (Gauthier *et al.*, 2008).

2.4.1 | ATTRIBUT A : BOIS MORT

Le bois mort constitue une source de nourriture et d'habitat pour une variété d'insectes (Jacobs *et al.*, 2007 ; Jonsell et Nordlander, 2002 ; Niemela, 1997 ; Spence, 2001), d'oiseaux (Drapeau *et al.*, 2009 ; Smith *et al.*, 2008 ; Tremblay *et al.*, 2009) et de micromammifères (Carey et Johnson, 1995). Il joue aussi un rôle prépondérant dans la régénération de certaines espèces végétales telles que l'épinette blanche (Grondin *et al.*, 2003a ; Peters *et al.*, 2006) et dans le maintien d'espèces de mousses et épiphytes (Burrascano *et al.*, 2008 ; Rheault *et al.*, 2009). Malgré son importance, le bois mort est un attribut très difficile à maintenir dans une forêt aménagée. Dans cette dernière, on retrouve significativement moins de bois mort que dans les forêts intactes (Liira et Kohv, 2010 ; Winter *et al.*, 2005). Une des principales causes est la planification de la récolte bien avant le début de la sénescence des peuplements (Liira et Kohv, 2010), en fixant l'âge de maturité à partir de l'âge d'exploitabilité absolu (Godbout, 2002 ; Viney, 1955). La foresterie peut aussi influencer cet attribut en court-circuitant les processus d'auto éclaircie lors des travaux de dépressage et nettoyage au stade du gaulis (Homyack *et al.*, 2004) ou par des coupes d'éclaircie commerciale effectuées plus tard dans la vie du peuplement.

2.4.2 | ATTRIBUT B : COMPOSITION FORESTIÈRE

La composition forestière, en plus d'être un attribut déterminant dans la productivité ligneuse, la diversité des essences du sous-bois (Gachet *et al.*, 2007) et les lichens (Jüriado *et al.*, 2003), joue un rôle primordial pour les caractéristiques d'habitats fauniques en déterminant la disponibilité du brout et des abris pour les mammifères et les oiseaux (*sensu* Posner et Jordan, 2002 ; Whitaker et Montevecchi, 1997). Il s'agit d'un attribut qui peut être modifié par le reboisement, l'entretien des peuplements aux stades du fourré et du gaulis ou encore par des coupes d'éclaircie commerciale (Thiffault *et al.*, 2003). Par ailleurs, le type de traitement utilisé lors de la récolte finale peut aussi modifier la composition forestière en favorisant des essences qui ne le seraient pas naturellement. C'est le cas du peuplier faux-tremble qui peut envahir des peuplements où il était peu présent avant la coupe (Grondin *et al.*, 2003b), des éricacées dans les pessières nordiques dont l'envahissement peut entraîner l'ouverture de peuplements fermés à l'origine (Nilsson et Wardle, 2005 ; Thiffault et Grondin, 2003) ou encore de l'enfeuilletement de peuplement résineux (Côté et Bélanger, 1991).

Nous proposons d'utiliser la variabilité naturelle des séries évolutives propres à chacune des stations forestières comme référence (Harvey *et al.*, 2002). La prémisse est que la proportion relative des types forestiers retrouvés sur un type de station forestière dans la forêt naturelle d'une région écologique donnée est fonction de la station et du régime de perturbations naturelles (Grondin *et al.*, 2010).

2.4.3 | ATTRIBUT C : STRUCTURE DU PEUPEMENT

La structure du peuplement est reconnue pour avoir une influence directe sur l'habitat de certaines espèces (Franklin *et al.*, 2002). L'obstruction visuelle latérale au stade gaulis pour le lièvre d'Amérique (Ferron et Ouellet, 1992), la densité au stade mature pour la martre d'Amérique (Godbout et Ouellet, 2008) et les oiseaux (Morgan et Freedman, 1986 ; Venier et Pearce, 2007) ou la conservation d'un couvert forestier dans le temps afin de maintenir le lichen arboricole pour le caribou montagnard de la Gaspésie (Dallaire, 2004 ; Mosnier *et al.*, 2003) sont des exemples de l'importance des attributs structuraux pour la biodiversité. Il s'agit d'un attribut particulièrement affecté par l'aménagement forestier lors des éclaircies et des récoltes, si bien que le rajeunissement et la simplification de la structure des peuplements aménagés y sont des problématiques bien documentées (Cyr *et al.*, 2009 ; Drever *et al.*, 2006 ; Hartley, 2002 ; Liira et Kohv, 2010).

2.4.4 | ATTRIBUT D : HUMUS ET SOL

L'humus et le sol ont une importance cruciale pour les espèces floristiques de fin de succession (Graaf et Roberts, 2009), de même que pour la productivité des sites (Nilsson et Wardle, 2005 ; Simard *et al.*, 2007). De plus, la protection de la végétation du sous-bois est bénéfique à un plus large spectre de la biodiversité (Fonseca *et al.*, 2009 ; French *et al.*, 2008). Ils sont associés à la modification du régime hydrique tel que la paludification, l'érosion ou le drainage. Les modalités lors des coupes et encore davantage le scarifiage des superficies récoltées et remises en production sont des traitements sylvicoles qui peuvent modifier en bien comme en mal les attributs du sol et de l'humus (Bergeron *et al.*, 2007 ; Thiffault et Jobidon, 2006).

2.5 | ESPÈCES FOCALES

Lindenmayer *et al.* (2006) font ressortir le besoin d'identifier les impacts de l'aménagement forestier sur la biodiversité, de même que celui d'évaluer l'efficacité des mesures de mitigation utilisées. De plus, il existe de nombreuses variables potentielles pour mesurer la naturalité d'un peuplement forestier (Liira et Kohv, 2010). Ici, l'utilisation d'un groupe d'espèces focales est privilégiée comme moyen de cibler un nombre réduit de variables tout en maximisant le gain en informations. Cette méthode suppose qu'en conservant les habitats des espèces les plus exigeantes, on diminue grandement les risques de pertes en biodiversité (Lambeck, 1997). Elle permet également de bonifier le filtre brut de l'aménagement écosystémique (Hannon et McCallum, 2004). Pour ce faire, il faut identifier les espèces indicatrices de conditions particulières d'habitat (Carignan et Villard, 2002, Hannon et McCallum, 2004), c'est-à-dire les espèces reconnues sensibles à l'aménagement forestier (Landres *et al.*, 1988). À ce titre, McLaren *et al.* (1998) suggèrent de sélectionner plusieurs espèces spécialistes associées à différents habitats. L'analyse des caractéristiques d'habitat d'un tel groupe d'espèces focales permet d'obtenir un portrait d'ensemble des variables critiques d'habitat pour un écosystème ou une région donnée. Pour certaines de ces espèces, des seuils critiques de l'état de ces variables peuvent être déterminés à partir de modèle d'indice de qualité d'habitat. Par exemple, Tremblay *et al.* (2009) identifient un volume minimal de bois mort nécessaire au maintien du pic à dos noir en forêt non brûlée.

Les variables critiques d'habitat doivent être facilement mesurables (Liira et Kohv, 2010). Cependant, la connaissance des habitats peut être insuffisante (Bureau du forestier en chef, 2010 ; Thompson *et al.*, 2009) et ne pas permettre immédiatement d'établir des seuils quantitatifs (Carignan et Villard, 2002). Il s'agit d'un défi d'aménagement adaptatif.

3 | ILLUSTRATIONS DES CONCEPTS : CAS DE LA SAPINIÈRE À BOULEAU BLANC DE L'EST DE LA RÉSERVE FAUNIQUE DES LAURENTIDES

L'écosystème de la sapinière à bouleau blanc de l'est de la réserve faunique des Laurentides a été sélectionné afin d'illustrer les concepts présentés plus tôt. Il existe plusieurs études qui portent sur son fonctionnement, ce qui permet une certaine compréhension de cet écosystème. Dans le cadre du projet pilote d'aménagement écosystémique, un comité de travail y a identifié les principaux enjeux de biodiversité (Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité, 2010). Une première utilisation d'espèces fauniques avait alors été faite. De plus, certains travaux ont été effectués à la demande de ce comité, tel qu'un portrait des enjeux d'oiseaux réalisé par Rioux et Poulin (2009). Ces travaux s'ajoutaient aux connaissances déjà acquises. Tout d'abord, un portrait de la forêt préindustrielle y a déjà été réalisé et peut être utilisé pour décrire la forêt naturelle intacte (Leblanc et Bélanger, 2000). Les études sur la biodiversité associée aux forêts anciennes (Despôts *et al.*, 2002) et sur la conversion potentielle de peuplement à la suite d'un phénomène d'enfeuilement (Déry, 1995) en sont des exemples. Lorsque les connaissances n'étaient pas suffisantes, des recherches associées à des écosystèmes similaires, ailleurs dans la forêt boréale, ont été utilisées.

L'illustration des concepts ici présentée est une synthèse de l'information disponible effectuée à partir de la littérature, réalisée à la demande de la table des partenaires du projet pilote d'aménagement écosystémique de la réserve faunique des Laurentides. Elle a permis une première identification des espèces sensibles et des variables critiques d'habitat. Cette liste demeure encore à entériner par un comité de travail puisqu'il s'agit d'un processus toujours en cours. Ainsi, l'objectif final, qui est de déterminer la naturalité d'un peuplement pour une stratégie sylvicole en fonction de la station forestière, n'est pas encore complété.

Les variables critiques d'habitat et les espèces sensibles identifiées pour cet écosystème sont résumées dans le tableau 1 (page suivante).

**Tableau 1 —
Attributs clés, variables critiques d’habitat et de leurs espèces associées**

ATTRIBUTS CLÉS D’HABITAT	VARIABLES CRITIQUES D’HABITAT	ESPÈCES SENSIBLES
A. Bois mort	1. Volume de chicots	i. Pic à dos noir
	2. Qualité des chicots	i. Pic à dos noir
		ii. Nyctale de Tengmalm
3. Débris ligneux	iii. Campagnol à dos roux	
	iv. Épinette blanche	
B. Composition forestière	4. Type de couvert	v. Mésange à tête brune
		vi. Martre d’Amérique
		vii. Grive de Bicknell
5. Assemblage d’essences	viii. Orignal	
6. Diversité des essences compagnes	ix. Essences compagnes	
C. Structure du peuplement	7. Densité des stades en régénération et jeunes	x. Lièvre d’Amérique
		vii. Grive de Bicknell
	8. Fermeture du couvert d’arbres matures	vi. Martre d’Amérique
9. Hétérogénéité verticale	xi. Paruline à gorge noire	
D. Attribut de l’humus et du sol	10. Présence d’îlots de conservation	xii. Plantes de sous-bois
	11. Degré de perturbation de l’humus et du sol	xii. Plantes de sous-bois

3.1 | ATTRIBUT A : BOIS MORT

Dans un premier temps, les espèces dépendantes du bois mort qui ont été retenues sont (i) le pic à dos noir (*Picoides articus*), (ii) la nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*), (iii) le campagnol à dos roux (*Clethrionomys gapperi*) et (iv) l'épinette blanche (*Picea glauca*). On remarquera que les variables critiques d'habitat pour le bois mort sont étroitement associées les unes aux autres. En effet, le pic à dos noir à besoin d'un volume en chicot pour se nourrir et de chicots de qualité pour nicher. De même, la nyctale de Tengmalm à besoin de chicots de qualité pour nicher et, indirectement, de bois mort au sol puisqu'elle se nourrit de campagnols à dos roux (Hayward *et al.*, 1993). On note aussi l'importance d'avoir un flux constant de bois mort (Burrascano *et al.*, 2008).

3.1.1 | VARIABLE 1 : VOLUME EN CHICOTS

La première variable critique d'habitat est le volume en chicots, élément essentiel pour le pic à dos noir. Il aurait besoin d'un minimum de 18 m³/ha de chicots sur une superficie moyenne d'environ 150 hectares, soit l'équivalent de son domaine vital (Tremblay *et al.*, 2009). Tremblay *et al.* (2009) insistent aussi sur le fait qu'un minimum de 40 % du bois mort total (35 m³/ha), soit les chicots et les débris ligneux au sol, doit être en début de décomposition.

3.1.2 | VARIABLE 2 : QUALITÉ DES CHICOTS

La seconde variable critique d'habitat est la qualité des chicots présents. Des résultats pour le pic tridactyle (*Picoides tridactylus*) à Terre-Neuve soulignent qu'un certain nombre de chicots, de l'ordre de 10/ha, devraient avoir plus de 30 cm de DHP pour permettre à cette espèce de nicher (Smith *et al.*, 2008). La quantité de chicots nécessaires demeure toutefois une question de recherche (Thompson *et al.*, 2009). D'autre part, la nyctale de Tengmalm aurait une préférence pour les chicots de plus de 40 centimètres de diamètre dans les Rocheuses, mais pourrait, sous certaines conditions spécifiques, utiliser les chicots à partir de 26 cm (Hayward *et al.*, 1993).

3.1.3 | VARIABLE 3 : DÉBRIS LIGNEUX AU SOL

La troisième variable critique d'habitat est la présence de débris ligneux au sol. Il s'agit d'un élément essentiel pour les deux autres espèces. Le campagnol à dos roux aurait besoin d'un minimum de 15 % de recouvrement en débris ligneux (Carey et Johnson, 1995). En se basant sur les résultats de Barrette *et al.* (*in prep*) sur l'île d'Anticosti, il semble que l'épinette blanche a besoin pour installer une régénération d'un recouvrement minimal de 6 % en débris ligneux couverts de mousse. Le recouvrement serait optimal pour la régénération de cette essence dans les vieilles sapinières, où il avoisine 11 %.

3.2 | ATTRIBUT B : COMPOSITION FORESTIÈRE

En ce qui concerne l'attribut clé de composition forestière (Aubin *et al.*, 2008), les espèces sensibles identifiées sont (v) la mésange à tête brune (*Poecile hudsonica*), (vi) la martre d'Amérique (*Martes americana*), (vii) la grive de Bicknell (*Catharus bicknelli*), (viii) l'orignal (*Alces alces*) et (ix) les essences forestières compagnes.

3.2.1 | VARIABLE 4 : TYPE DE COUVERT EN FONCTION DE LA SÉRIE ÉVOLUTIVE DU SITE

La quatrième variable critique d'habitat identifiée est le type de couvert (couverts feuillus, mélangés ou résineux). Les assemblages d'espèces d'oiseaux, entre autres, sont sensibles à la mixité et, pour certains, fortement associés au couvert. C'est le cas de la mésange à tête brune qui est associée aux forêts résineuses (Whitaker et Montevecchi, 1997) et pour laquelle l'enfeuillage serait problématique dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est (Déry *et al.*, 2000), un écosystème où la dynamique naturelle des forêts résineuses correspondrait à un modèle cyclique contrôlé par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clemens)) (Baskerville, 1975). Bien que la cause exacte n'ait pas été déterminée, un déclin de la population de mésange à tête brune a déjà été documenté dans les forêts résineuses d'Ontario (Thompson *et al.*, 2009). De même, l'enfeuillage est problématique pour la grive de Bicknell qui recherche exclusivement des peuplements résineux (*sensu* Rioux et Poulin, 2009).

Des changements de couverts peuvent généralement faire partie de la variabilité naturelle d'une station forestière, un peuplement feuillu ou mélangé pouvant succéder à un peuplement résineux après perturbation naturelle (Harvey *et al.*, 2002). Une altération est constatée pour un territoire donné lorsque la proportion relative des types de couverts sur une station forestière donnée diffère de façon significative de la proportion retrouvée sur cette même station dans la forêt naturelle. Le phénomène d'enfeuillage sur les stations riches (Côté et Bélanger, 1991) constitue un bon exemple de ce type d'altération de la dynamique naturelle. L'enfeuillage dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est devient une problématique d'impacts cumulatifs à l'échelle du paysage (Grondin *et al.*, 2010 ; Lindenmayer, 2009).

3.2.2 | VARIABLE 5 : L'ASSEMBLAGE D'ESSENCES

La cinquième variable critique d'habitat est l'assemblage d'essences, c'est-à-dire la proportion de chaque essence. Elle est associée aux problématiques majeures que sont les monocultures et l'utilisation d'espèces exotiques (Hartley, 2002 ; Stephens et Wagner, 2007). Par exemple, bien que les pessières noires soient présentes dans le sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'Est, elles sont, pour la majorité, limitées aux sites à drainage extrême. Une conversion importante de sapinières sur station mésique en plantations d'épinette noire peut ainsi être considérée comme une altération significative de l'assemblage d'essences. Une telle conversion représenterait un enjeu pour la qualité de l'habitat de l'orignal comme source de brout (*sensu* Crête *et al.*, 2001). À l'échelle du paysage, les pessières noires représentaient en moyenne de 5 à 7 % des peuplements résineux de la forêt préindustrielle (Leblanc et

Bélanger, 2000). La conversion de sapinières mésiques en pessières noires au-delà de cette proportion consisterait une altération significative.

Bien entendu, les sapinières ne sont pas composées uniquement de sapin baumier, mais aussi d'épinette blanche, d'épinette noire (*Picea mariana*) et de bouleau blanc (*Betula papyrifera*). Toujours selon Leblanc et Bélanger (2000), les proportions préindustrielles moyennes de ces essences étaient de 45 à 68 % pour le sapin baumier, d'environ 22 % pour l'épinette blanche, 16 % pour l'épinette noire et 15 % pour le bouleau à papier. Ces résultats, pour l'épinette blanche, sont similaires à ceux obtenus par Hatcher (1960) et Parizeau (2007).

3.2.3 | VARIABLE 6 : DIVERSITÉ DES ESSENCES COMPAGNES

La sixième variable critique d'habitat est la diversité des essences compagnes, c'est-à-dire les essences commerciales secondaires et les essences non-commerciales. Il s'agit d'une variable particulièrement importante dans les premiers stades d'un peuplement (FSC 2004). Par exemple, les fruits du sureau du Canada (*Sambucus canadensis*) jouent un rôle primordial dans l'alimentation des oiseaux (Major, 2010) tout comme le sorbier d'Amérique (*Sorbus americana*), dont l'écorce servira par ailleurs de nourriture à l'orignal durant l'hiver (Hofgaard, 1993). Il s'agit d'une variable étroitement associée aux forêts qui sont aux stades de régénération et jeune (Posner et Jordan, 2002).

3.3 | ATTRIBUT C : STRUCTURE DE PEUPEMENT

Pour l'attribut de la structure du peuplement, les espèces sensibles identifiées sont (vii) la grive de Bicknell, (x) le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), (vi) la martre d'Amérique (*Martes americana*) et (xi) la paruline à gorge noire (*Dendroica virens*). En analysant les besoins en termes de structure des espèces sensibles, il a été constaté que les besoins variaient en fonction du temps ou plutôt du stade de développement du peuplement (Franklin *et al.*, 2002), comme illustré au tableau 2 (p. 15).

3.3.1 | VARIABLE 7 : DENSITÉ DES PEUPEMENTS EN RÉGÉNÉRATION ET JEUNES

La septième variable critique d'habitat est la densité dans les sapinières, notamment dans les peuplements en régénération et jeunes. Cette variable est primordiale pour la grive de Bicknell, une espèce endémique aux sapinières du Nord-Est américain en période de nidification et dont la réserve faunique des Laurentides représente un massif d'habitat potentiel très important. Cette espèce nécessite des peuplements de plus de deux mètres de hauteur avec une densité de plus de 10 000 tiges résineuses à l'hectare (*sensu* Rioux et Poulin, 2009). La densité, et plus particulièrement l'obstruction visuelle latérale (Ferron et Ouellet, 1992), est aussi un facteur crucial et très étudié à ces stades pour le lièvre d'Amérique. Il est associé à des peuplements ayant au moins quatre mètres de hauteur et des densités de plus de 6 300 tiges à l'hectare (Bujold, 2004 ; Jacqmain *et al.*, 2007).

3.3.2 | VARIABLE 8 : FERMETURE DU COUVERT MATURE

La huitième variable critique d'habitat est la fermeture du couvert des peuplements matures. La martre a besoin de peuplements résineux (Webb et Boyce, 2009) et affectionne un couvert fermé l'hiver (Godbout et Ouellet, 2010). Fuller et Harrison (2005) propose au Maine de conserver une fermeture du couvert d'au moins 30 % et une surface terrière de plus de 18 m²/ha. Selon Bowman et Robitaille (2005), la fermeture du couvert devrait être supérieure à 50 % pour un indice de qualité d'habitat de 1.

3.3.3 | VARIABLE 9 : HÉTÉROGÉNÉITÉ VERTICALE DES VIEUX PEUPELEMENTS

L'hétérogénéité verticale dans les vieux peuplements est une variable critique d'habitat pour la paruline à gorge noire, une espèce qu'on retrouve dans les peuplements résineux denses à strates multiples (Morgan et Freedman, 1986 ; Schulte *et al.*, 2005 ; Venier et Pearce, 2007). La raréfaction des peuplements irréguliers à l'échelle du paysage est un enjeu reconnu des pratiques forestières (Leblanc et Bélanger, 2000 ; Bureau du forestier en chef, 2010). Leblanc et Bélanger (2000) ont évalué à 40 % la moyenne préindustrielle de vieilles forêts irrégulières.

3.4 | ATTRIBUT D : HUMUS ET SOL

Dans le cas dans l'attribut clé que sont l'humus et le sol, les espèces sensibles identifiées sont (xii) les espèces végétales de sous-bois (Aubin *et al.*, 2008 ; Graaf et Roberts, 2009 ; Hartley, 2002).

3.4.1 | VARIABLE 10 : PRÉSENCE D'ÎLOTS ET DE CONSERVATION DE SOURCES DE SEMENCES D'ESPÈCES VÉGÉTALES À FAIBLE DISPERSION

La dixième variable critique d'habitat est la présence d'îlots de conservation de sources de semences d'espèces végétales à faible dispersion (Aubin *et al.*, 2008 ; Burrascano *et al.*, 2008 ; Graaf et Roberts, 2009). La restauration de ces espèces est intimement liée à la conservation de source de semence (Gachet *et al.*, 2007). Rheault *et al.* (2003) mentionnent que ces îlots devraient avoir une superficie minimale de quatre hectares pour éviter l'effet de bordure et servir de refuge. De plus, ils devraient représenter idéalement un minimum de 5 % des superficies forestières aménagées (Woodley et Forbes, 1996).

3.4.2 | VARIABLE 11 : DEGRÉ DE PERTURBATION DE L'HUMUS ET DU SOL

La onzième variable critique d'habitat est le degré de perturbation de l'humus et du sol. Dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'Est, l'épaisseur de l'humus est faible et on n'observe généralement pas de problème de paludification (Bergeron *et al.*, 2007) ou d'envahissement par les éricacées (Thiffault et Roy, 2010). Dans ce contexte, un humus et un sol non perturbés conserveront plus d'espèces qu'un humus et un sol fortement perturbés par le scarifiage (Newmaster *et al.*, 2007). Un tel type de perturbation du sol détruit une partie de la flore en place (Aubin *et al.*, 2008) et favorise l'installation d'espèces non originaires (Haeussleur *et al.*, 2002).

**Tableau 2 —
Espèces sensibles et variables critiques d’habitat en fonction du stade de développement**

ESPÈCES SENSIBLES	VARIABLES CRITIQUES D’HABITAT	RÉGÉNÉRATION (0-4M)	JEUNE (4-7M)	PRÉMATURE (7-12M)	MATURE (>12M)	VIEUX (SURANNÉ)
i. Pic à dos noir	Volume	Feux				X
	Qualité chicots	Feux				X
ii. Nyctale Tengmalm	Qualité de chicots	X				X
iii. Campagnol à dos roux	Débris ligneux au sol	X	X	X	X	X
iv. Épinette blanche	Débris ligneux au sol	X	X			
x. Lièvre d’Amérique	Densité	X	X			
vii. Grive de Bicknell	Densité	X	X			
	Type de couvert	X	X			
xi. Paruline à gorge noire	Hétérogénéité verticale				X	X
vi. Martre d’Amérique	Densité				X	X
	Type de couvert				X	X
v. Mésange à tête brune	Type de couvert			X	X	X
viii. Orignal	Assemblage d’essences		X			
ix. Essences compagnes	Essences compagnes	X	X			
xii. Plantes de sous-bois	Humus				X	X

4 | NIVEAU DE NATURALITÉ ET STRATÉGIES SYLVICOLES

Dans cette première version du gradient de naturalité, la classe de naturalité à laquelle appartient un peuplement est déterminée à partir de l'état des variables critiques d'habitat. Telles que présentées au tableau 3 (p. 18), trois classes ont été utilisées : satisfaisant, à surveiller et inquiétant (Tierney *et al.*, 2009). Il s'agit pour l'instant d'une approche qualitative où le classement des peuplements doit être déterminé en fonction du nombre de variables critiques d'habitat considérées dans un état à surveiller et inquiétant. Le tableau 3 est actuellement incomplet, mais il permet d'illustrer la réflexion.

4.1 | PEUPLEMENT NATUREL AMÉNAGÉ

Une sapinière bien régénérée récoltée par CPRS durant la saison hivernale et combinée à une rétention de 5 % d'arbres verts par îlots pourrait être un exemple de peuplement naturel aménagé. Cette combinaison de traitements n'altérerait pas significativement la plupart des variables critiques d'habitat et le peuplement pourra répondre aux besoins des différentes espèces au cours de son évolution. Un regarni en épinette blanche dans les sentiers de débardages serait une variante possible lorsque la régénération est insuffisante (Paquette et Messier 2010, Hartley 2002).

Un second exemple serait un peuplement aménagé par coupes partielles, sans coupe finale et utilisant des formes variables de rétention (Angers *et al.*, 2005), lequel conserverait aussi les variables critiques d'habitat (Bauhus *et al.*, 2009 ; Haeussler *et al.*, 2007).

Finalement, la récolte par CPRS sans rétention d'arbres verts, mais où un allongement important des révolutions (suffisant pour recréer une vieille forêt) pourrait aussi être une avenue envisagée (Bell *et al.*, 2008).

4.2 | PEUPLEMENT SEMI-NATUREL

Une sapinière bien régénérée et récoltée par CPRS en été, mais où la rétention d'arbres verts n'est pas par îlots ou sur une proportion de moins de 5 % du peuplement, pourrait être considérée comme un peuplement semi-naturel.

Un peuplement dans lequel on effectuerait une éclaircie précommerciale conventionnelle (Bujold, 2004 : Sansregret, 2000) pourrait aussi être considéré comme semi-naturel. Toutefois, cela ne serait plus le cas si l'éclaircie précommerciale, en plus de modifier la densité, éloignait le peuplement de la composition naturelle.

4.3 | PEUPELEMENT ALTÉRÉ

La création d'une plantation d'épinette blanche dans ce qui était autrefois une sapinière peut représenter un exemple de peuplement altéré. En effet, la conversion d'une sapinière en pessière blanche est naturellement impossible, puisque l'épinette blanche est une essence compagne que l'on ne retrouve que rarement en peuplements purs au Québec, sauf sur l'île d'Anticosti (Potvin *et al.*, 2003) ou dans les friches abandonnées. Ce faisant, une plantation d'épinettes blanches est, en fait, un peuplement altéré qui définit une altération sévère de l'assemblage d'essences et la conversion d'une forêt naturelle en plantation (Lindenmayer, 2009), ce même s'il s'agit d'une essence indigène.

4.4 | PEUPELEMENT ARTIFICIEL

Les monocultures d'essences hybrides ou exotiques sont des exemples de peuplements artificiels (Stephens et Wagner, 2007). Il s'agit clairement d'une conversion de peuplement naturel en plantation (Lindenmayer, 2009).

**Tableau 3 —
 Attributs clés, variables critiques d’habitats, espèces sensibles et état des variables critiques**

ATTRIBUTS CLÉS D’HABITAT	VARIABLES CRITIQUES D’HABITAT	ESPÈCES SENSIBLES	ÉTAT		
			SATISFAISANT	À SURVEILLER	INQUIÉTANT
A. Bois mort	1. Volume chicots	(i) Pic à dos noir			18 m ³ /ha
	2. Qualité chicots	(i) Pic à dos noir	10 ti/ha, >30 cm DHP		
		(ii) Nyctale de Tengmalm			<10 ti/ha, >25 cm DHP
	3. Débris ligneux au sol	(iii) Campagnol à dos roux			15% recouvrement
(iv) Épinette blanche		11 % recouvrement		6% recouvrement	
B. Composition forestière	4. Type de couvert	(v) Mésanges à tête brune			Correspondance à la série évolutive
		(vi) Martre d’Amérique			
		(vii) Grive de Bicknell			
	5. Assemblage d’essences	(viii) Orignal		Peuplement différent des possibilités de sa station.	Peuplement impossible dans l’écosystème
6. Diversité des essences compagnes	(ix) Essences compagnes	Conservation de plus de 66 % des essences compagnes		Moins de 33% de la proportion d’essences compagnes	
C. Structure du peuplement	7. Densité des stades en régénération et jeune	(x) Lièvre			< 6300 ti/ha
		(vii) Grive de Bicknell	> 10 000 ti/ha		
	8. Fermeture du couvert d’arbres matures	(vi) Martre d’Amérique	50 % fermeture		30% fermeture
9. Hétérogénéité verticale	(xi) Paruline à gorge noire	Présence multiétagée		Peuplement équienne	
D. Attribut de l’humus et du sol	10. Présence d’îlots de conservation	(xii) Plantes sous-bois			Absence d’îlots
	11. Degré de perturbation de l’humus et du sol	(xii) Plantes sous-bois			Scarifiage sur un site humus normal

CONCLUSION

Le gradient de naturalité présenté dans cet essai est un outil qui devrait permettre au sylviculteur de déterminer quels sont les attributs clés d'habitats affectés par les traitements sylvicoles qu'il privilégie. L'utilisation de cet outil comporte certains défis. Il nécessite une bonne connaissance de l'écosystème afin de déterminer les espèces sensibles et les variables critiques d'habitat. De plus, l'identification de seuils biologiques, afin de déterminer si un habitat peut répondre ou non à une espèce sensible, peut s'avérer complexe.

Par ailleurs, la réflexion amorcée dans cet essai est encore incomplète puisqu'elle est associée à un processus qui est toujours en cours. L'identification de critères permettant d'associer les classes de naturalité au degré d'altération des variables critiques d'habitat est un exemple du travail qui reste à faire.

À terme, le gradient de naturalité devrait permettre de définir le degré de naturalité de stratégies sylvicoles, telle que celle associée au traitement d'enrichissement en épinette blanche à la Forêt Montmorency. Cet outil permettrait de déterminer les mesures d'atténuation les plus adéquates pour certains traitements sylvicoles. De plus, il encadrerait la réflexion lors du choix de stratégies sylvicoles en tenant compte des bénéfices pour la biodiversité, en plus des objectifs de production ligneuse.

RÉFÉRENCES

- Anderson, J.E., 1991. A conceptual Framework for Evaluating and Quantifying Naturalness. *Conservation Biology*. 5 : 347-352.
- Angermeier, P.L., 2000. The natural imperative for biological conservation. *Conservation Biology*. 14 : 373-381.
- Angers, V.A. *et al.*, 2005. Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec. *Forest Ecology and Management*. 217 : 275-293.
- Aubin, I., Messier, C., Bouchard, A., 2008. Can plantations develop understory biological and physical attributes of naturally regenerated forests ?. *Biological Conservation*. 141 : 2461-2476.
- Baskerville, G., 1975. Spruce budworm: super silviculturist. *Forestry Chronicle*. 51 : 4-6.
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C., 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*. 258 : 525-537.
- Bell, F.W. *et al.*, 2008. Developing a silvicultural framework and definitions for use in forest management planning and practice. *The Forestry Chronicle*. 84 : 678-693.
- Berg, A., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., 1994. Threatened plant, animal and fungus species in Swedish forests: Distribution and habitat associations. *Conservation Biology*. 8 : 718-731.
- Bergeron, Y., Drapeau, P., Gauthier, S., Lecomte, N., 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. *The Forestry Chronicle*. 83 : 326-337.
- Binkley, C.S., 1999. Ecosystem management and plantation forestry: new directions in British Columbia. *New Forests*. 18 : 75-88.
- Boucher, Y., Arsenault, D., Sirois, L., 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Revue canadienne de la recherche forestière*. 36 : 505-517.
- Bowman, J., Robitaille J.-F., 2005. An assessment of expert-based marten habitat models used for forest management in Ontario. *The Forestry Chronicle*. 81 : 801-807.
- Bureau du forestier en chef. 2010. *Bilan d'aménagement forestier durable au Québec 2000-2008*. Gouvernement du Québec, Roberval, Québec. 290 p.
- Burrascano, S., Lombardi, F., Marchetti, M., 2008. Old-growth forest structure and deadwood: Are they indicators of plant species composition? A case study from central Italy. *Plant Biosystems*. 142 : 313-323.
- 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. 54 p.
- Carey, A.B., Johnson, M.L., 1995. Small Mammals in Managed, Naturally Young, and Old-Growth Forests. *Ecological Society of America*. 5 : 336-352.
- Carignan, V., Villard, M.-A., 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 78 : 45-61.
- Carnus, J.-M. *et al.*, 2006. Planted Forests and Biodiversity. *Journal of Forestry*. 104 : 65-77.
- Christensen, M., Emborg, J., 1996. Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*. 85 : 47-51.
- Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité. 2010. *Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides*. Rapport préliminaire du comité scientifique. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Québec (Québec). viii + 118 p. + annexes.
- Côté, S., Bélanger, L., 1991. Variation de la végétation préétablie dans les sapinières boréales en fonction de leurs caractéristiques écologiques. *Revue canadienne de la recherche forestière*. 21 : 1779-1795.
- Conseil canadien des ministres des forêts, 2003. Définir l'aménagement forestier durable au Canada : critères et indicateurs. [en ligne] http://www.ccfm.org/pdf/CI_Booklet_f.pdf
- Çolak, A.H., Rotherham, I.D., Çalikoglu, M., 2003. Combining "Naturalness Concepts" with close-to-nature silviculture. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*. 122 : 421-431.
- Crête, M., Ouellet, J.-P., Lesage, L., 2001. Comparative effects on plants of caribou/reindeer, moose and white-tailed deer herbivory. *Arctic*. 54 : 407-417.

- Cyr, D., Gauthier, S., Bergeron, Y., Carcaillet, C., 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontier in Ecology and the Environment*. Doi : 10.1890/080088.
- Dallaire, S., 2004. *Bases écologiques pour l'aménagement de l'habitat hivernal du caribou de la Gaspésie : le cas d'une sapinière boréale inéquienne*. Mémoire de maîtrise. 112 p.
- Déry, S., 1995. *Dynamique de l'enfeuillage après coupe de la sapinière boréale de seconde venue*. Mémoire de maîtrise. Université Laval. Sainte-Foy. Québec.
- Déry, S., Bélanger, L., Marchand, S., Côté, S., 2000. Succession après épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans des sapinières boréales pluviales de seconde venue. *Revue canadienne de la recherche forestière*. 30 : 801-816.
- Despots, M., Brunet, G., Bélanger, L., Bouchard, M., 2004. The eastern boreal old-growth balsam fir forest: a distinct ecosystem. *Canadian Journal of Botany*. 82 : 830-849.
- Drapeau, P., Nappi, A., Imbeau, L., Saint-Germain, M., 2009. Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: Managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle*. 85 : 227-234.
- Drever, C.R., Peterson, G., Messier, C., Bergeron, Y., Flannigan, M., 2006. Can forest management based on natural disturbance maintain ecological resilience? *Revue canadienne de la recherche forestière*. 36 : 2285-2299.
- Fenton, N.J., Simard, M., Bergeron, Y., 2009. Emulating natural disturbances: the role of silviculture in creating even-aged and complex structures in the black spruce boreal forest of eastern North America. *Journal of Forest Research*. 14 : 258-267.
- Ferron, J., Ouellet, J-P., 1992. Daily partitioning of summer habitat and use of space by the snowshoe hare in southern boreal forest. *Canadian Journal of Zoology*. 70 : 2178-2183.
- Fonseca, C.S. et al., 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation*. 142 : 1209-1219.
- Forest Stewardship Council, 2004. *Canada. Norme boréale nationale*. 211 p. [en ligne] <http://www.fscCanada.org/docs/73CFEC3F12A980C7.pdf>
- Fortier, J., Messier, C., 2006. Are chemical or mechanical treatments more sustainable for forest vegetation management in the context of the TRIAD. *The Forestry Chronicle*. 82 : 806-818.
- Franklin, J.F. et al., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*. 155 : 399-423.
- French, L.J. et al., 2008. Ground flora communities in temperate oceanic plantation forests and the influence of silvicultural, geographic and edaphic factors. *Forest Ecology and Management*. 255 : 476-494.
- Fuller, A.K., Harrison, D.J., 2005. Influence of partial timber harvesting on American martens in north-central Maine. *Journal of Wildlife Management*. 69 : 710-722.
- Gachet, S., Leduc, A., Bergeron, Y., Nguyen-Xuan, T. et Tremblay, F., 2007. Understorey vegetation of boreal forest tree plantations: Differences in relation to previous land use and natural forests. *Forest Ecology and Management*. 251 : 49-57.
- Gauthier, S. et al., 2008. Aménagement forestier écosystémique. Origine et fondement. p. 13 à 40. Dans : Gauthier, S. et al. (eds) *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec. 568 pages.
- Gilg, O., 2004. Old-Growth Forests Characteristics, conservation and monitoring. *Habitat and species management technical report N°74 bis*. Montpellier, 96 p.
- Godbout, C., 2002. *Le problème de l'éclaircie commerciale des bétulaies blanches de 60 ans et plus*. *Revue de littérature*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Note de recherche forestière n° 115. [en ligne] <https://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Godbout-Christian/Note115.pdf>
- Godbout, G., Ouellet, J-P., 2008. Habitat selection of American marten in a logged landscape at the southern fringe of the boreal forest. *Écoscience*. 15 : 332-342.
- Godbout, G., Ouellet, J-P., 2010. Fine-scale habitat selection of American marten at the southern fringe of the boreal forest. *Écoscience*. 17 : 175-185.
- Gouvernement du Québec, 1996. *Loi sur les forêts* (L.R.Q., chapitre F-4.1). [en ligne] http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/F_4_1/F4_1.HTM
- Gouvernement du Québec, 2006. *Loi sur le développement durable* (L.R.Q., c. D-8.1.1). [en ligne] <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=5&file=2006C3F.PDF>
- Gouvernement du Québec, 2010. *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier* (L.R.Q., c. A-18.1). [en ligne] http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/A_18_1/A18_1.html

- Graaf, M., Roberts, M.R., 2009. Short-term response of the herbaceous layer within leave patches after harvest. *Forest Ecology and Management*. 257 : 1014-1025.
- Grondin, P., Noël, J., Hotte, D., 2003a. Raréfaction de l'épinette blanche dans les sapinières de la forêt boréale, p. 67 à 92. Dans : *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Grondin P. et Cimon A., coordonnateurs. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier.
- Grondin, P., Bélanger, L., Roy, V., Noël, J., Hotte, D., 2003b. Envahissement des parterres de coupe par les feuillus de lumière (enfeuillage). p. 131-174. Dans : *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Grondin P. et Cimon A., coordonnateurs. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier.
- Grondin, P., Hotte, D., Boucher, Y., Tardif, P., Noël, J., 2010. *Comparaison des paysages forestiers actuels et des paysages forestiers naturels du sud de la forêt boréale du Québec à des fins d'aménagement écosystémique*. Ministère des ressources naturelles et de la faune. Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière 158. 96 p.
- Guay, J-P., Barrette, M., Bélanger, L., 2008. *Naturalité des écosystèmes forestiers : présentation du concept et proposition d'une méthode d'évaluation*. Rapport présenté au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 54 p.
- Hadley, A., Desrochers, A., 2008. Winter habitat use by boreal chickadee flocks in managed forest. *The Wilson Journal of Ornithology*. 120 : 139-145.
- Haeussler, S. et al., 2002. Sylvicultural disturbance severity and plant communities of the southern Canadian boreal forest. *Silva Fennica*. 36 : 307-327.
- Haeussler, S., Bergeron, Y., Brais, S., Harvey, B.D., 2007. Natural dynamics-based silviculture for maintaining plant biodiversity in *Populus tremuloides* – dominated boreal forest of eastern Canada. *Canadian Journal of Botany*. 85 : 1158-1170.
- Hagerman, S.M., Dowlatabadi, H., Satterfield, T., 2010. Observations on Drivers and Dynamics of Environmental Policy Change: Insights from 150 Years of Forest Management in British Columbia. *Ecology and Society*. 15 : 2. [en ligne] <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss1/art2/>
- Hannon, S.J., McCallum, C., 2004. *Using the focal species approach for conserving biodiversity in landscapes managed for forestry*. Sustainable Forest Management Network. Dept of Biological Sciences, University of Alberta. 47 p.
- Hartley, J.M., 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*. 155 : 81-95.
- Harvey, B.D., Leduc, A., Gauthier, S., Bergeron, Y., 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management*. 155 : 369-385.
- Hatcher, R.J., 1960. *Croissance du sapin baumier après une coupe rase dans le Québec*. Ministère du Nord canadien et des Ressources nationales, Direction des Forêts. Mémoire technique n° 87, Division des recherches sylvicoles. 24 p.
- Hayward, G.D., Hayward, P.H., Garton, E.O., 1993. Ecology of boreal owls in the northern Rocky-mountains, USA. *Wildlife Monographs*. 124 : 1-59.
- Hofgaard, A., 1993. Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science*. 4 : 601-608.
- Homyack, J.A., Harrison, D.J., Krohn, W.B., 2004. Structural differences between precommercially thinned and unthinned conifer stands. *Forest Ecology and Management*. 194 : 131-143.
- Jacobs, J.M., Spence, J.R., Langor, D.W., 2007. Influence of boreal forest succession and dead wood qualities on saproxylic beetles. *Agricultural and Forest Entomology*. 9 : 3-16.
- Jacqmain, H., Bélanger, L., Hilton, S., Bouthillier, L., 2007. Bridging native and scientific observations of snowshoe hare habitat restoration after clearcutting to set wildlife habitat management guidelines on Waswanipi Cree land. *Revue canadienne de la recherche forestière*. 37 : 530-539.
- Jonsell, M. et Nordlander, G., 2002. Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing amount and continuity of dead wood. *Forest Ecology and Management*. 157 : 101-118.
- Jüriado, I., Paal, J., Liira, J., 2003. Epiphytic and epixylic lichen species diversity in Estonian natural forests. *Biodiversity and Conservation*. 12 : 1587-1607.
- Keane, R.E., Hessburg, P.F., Landres, P.B., Swanson F.J., 2009. The use of historical range and variability (HRV) in landscape management. *Forest Ecology and Management*. 258 : 1025-1037.

- Krcmar, E., Vertinsky, I., Van Kooten, G.C., 2004. *Modeling alternative zoning strategies in forest management*. Resource economics and policy analysis research group. Working paper. 32 p.
- Lambeck, R.J., 1997. Focal species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*. 11 : 849-856.
- Landres, P.B., Morgan, P., Swanson, F.J., 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications*. 9: 1179-1188.
- Landres, P.B., Verner, J., Thomas, J.W., 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: A critique. *Conservation Biology*. 2 : 316-328.
- Leblanc, M., Bélanger, L., 2000. *La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Québec. Mémoire de recherche forestière n° 136.
- Liira, J., Kohv, K., 2010. Stand characteristics and biodiversity indicators along the productivity gradient in boreal forests: Defining a critical set of indicators for the monitoring of habitat nature quality. *Plant Biosystems*. 144 : 211-220.
- Lindenmayer, D.B., 2009. Forest wildlife management and conservation. *The year in Ecology and Conservation Biology: Annals of the New-York Academy of Sciences*. 1162 : 284-310.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Fischer, J., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation*. 131 : 433-445.
- Major, M., 2010. *L'influence des arbustes fruitiers sur la répartition des oiseaux en sapinière boréale*. Mémoire de maîtrise.
- McLaren, M.A., Thompson, I.D., Baker, J.A., 1998. Selection of vertebrate wildlife indicators for monitoring sustainable forest management in Ontario. *The Forestry Chronicle*. 74 : 241-248.
- McLennan, D.S., 1999. *Biogeoclimatic Ecosystem Classification - a Natural System for Ecosystem-Based Land Management*. USDA Forest Service Proceeding. RMRS-P-12. 319-325.
- Messier, C., Kneeshaw, D., 1999. Thinking and acting differently for sustainable management of the boreal forest. *The Forestry Chronicle*. 75 : 929-938.
- Michaud, É., Boursier, A., 2009. *Évaluation selon la norme FSC de sites ciblés du Bas-Saint-Laurent dans le cadre de la réflexion du MRNF sur l'application des scénarios sylvicoles intensifs*. Rapport déposé au Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Direction générale de la gestion du milieu forestier et du développement. 26 p.
- Mielikainen, k., Hynynen, J., 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe-boreal zone: case Finland. *Journal of Environmental Management*. 67 : 47-54.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008. *La forêt, pour construire le Québec de demain*. [en ligne] <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/consultation/livre-vert.pdf>
- Morgan, K., Freedman, B., 1986. Breeding bird communities in a hardwood forest succession in Nova-Scotia. *The Canadian Field-Naturalist*. 100 : 506-519.
- Mosnier, A., Ouellet, J-P., Sirois, L., Fournier, N., 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. *Canadian Journal of Zoology*. 81 : 1174-1184.
- Newmaster, S.G., Parker, W.C., Bell, F.W. Paterson, J.M., 2007. Effects of forest floor disturbances by mechanical site preparation on floristic diversity in a central Ontario clearcut. *Forest Ecology and Management*. 246 : 196-207.
- Niemela, J., 1997. Invertebrates and boreal forest management. *Conservation Biology*. 11 : 601-610.
- Nilsson, M-C., Wardle, D.A., 2005. Understorey vegetation as a forest ecosystem driver: evidence from the northern Swedish boreal forest. *Frontier in Ecology and the Environment*. 3 : 421-428.
- Nordlind, E., Ostlund, L., 2003. Retrospective comparative analysis as a tool for ecological restoration: a case study in a Swedish boreal forest. *Forestry*. 76 : 243-251.
- Paquette, A., Messier C., 2010. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontier in Ecology and the Environment*. 8 : 27-34.
- Parizeau, L. 2007. Documentation sur les enjeux de raréfaction de l'épinette blanche et des massifs forestiers de la Réserve faunique des Laurentides. Annexe 4 dans : *Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides*. Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité. 2007. Rapport préliminaire du comité scientifique. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Québec (Québec). viii + 118 p. + annexes.
- Park, A., Wilson, E.R., 2007. Beautiful plantations: can intensive silviculture help Canada to fulfill ecological and timber production objectives? *The Forestry Chronicle*. 83 : 825-839.
- Parker, W.C., Elliott, K.A., Dey, D.C. Boysen, E., 2008. Restoring southern Ontario forests by managing succession in conifer plantations. *The Forestry Chronicle*. 84 : 83-94.

- Parrotta, J.A., Turnbull, J.W., Jones, N., 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management*. 99 : 1-7.
- Perera, A.H., Cui, W., 2010. Emulating natural disturbances as a forest management goal: Lessons from fire regime simulations. *Forest Ecology and Management*. 259 : 1328-1337.
- Peters, V.S., Macdonald, E., Dale, M.R.T., 2006. Patterns of initial versus delayed regeneration of white spruce in boreal mixedwood succession. *Revue canadienne de la recherche forestière*. 36 : 1597-1609.
- Posner, S.D., Jordan, P.A., 2002. Competitive Effects on Plantation White Spruce Saplings from Shrubs That Are Important Browse for Moose. *Forest Science*. 48 : 283-289.
- Potvin, F., Beaupré, P., Laprise, G., 2003. The eradication of balsam fir stands by white-tailed deer on Anticosti Island, Québec : a 150-year process. *Écoscience*. 10 : 487-495.
- Rheault, H., Drapeau, P., Bergeron, Y., Esseen, P.-A., 2003. Edge effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. *Revue canadienne de la recherche forestière*. 22 : 23-32.
- Rheault, H. *et al.*, 2009. Stand composition and structure as indicators of epixylic diversity in old-growth boreal forests. *Écoscience*. 16 : 183-196.
- Rioux, J., Poulin, J.-F., 2009. *Portrait des enjeux d'oiseaux de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides*. Étude réalisée par GENIVAR pour le Service canadien de la faune, Environnement Canada dans le cadre du projet pilote du ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 114 pages + annexes.
- Rouvinen, S., Kouki, J., 2008. The Natural Northern European Boreal Forests: Unifying the Concepts, Terminologies, and Their Application. *Silva Fennica*. 42 : 135-146.
- Sahajananthan, S., Haley, D., Nelson, J., 1998. Planning for sustainable forests in British Columbia through land use zoning. *Canadian Public Policy*. XXIV supplement n° 2 : 73-81.
- Sansregrets, H., 2000. *Effets de l'éclaircie précommerciale sur les petits mammifères et les oiseaux forestiers dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est*. Mémoire de maîtrise. 67 p.
- Schulte, L.A., Pidgeon, A.M., Mladenoff, D., 2005. One hundred fifty years of change in forest bird breeding habitat: estimate of species distributions. *Conservation Biology*. 19 : 1944-1956.
- Siipi, H. 2004. Naturalness in biological conservation. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*. 17 : 457-477.
- Simard, M. *et al.*, 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecological Applications*. 17 : 1619-1637.
- Smith, C.Y., Warkentin, I.G., Moroni, M.T., 2008. Snag availability for cavity nesters across a chronosequence of post-harvest landscapes in western Newfoundland. *Forest Ecology and Management*. 256 : 641-647.
- Spence, J. R., 2001. The new boreal forestry: Adjusting timber management to accommodate biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*. 16: 591-593.
- Stephens, S.S., Wagner, M.R., 2007. Forest Plantation and Biodiversity: A Fresh Perspective. *Journal of Forestry*. 105 : 307-313.
- Table des partenaires, 2009. *Projet de développement d'une approche d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides*. Rapport de la Table des partenaires. 55 p.
- Thiffault, N., Grondin, P., 2003. Envahissement des parterres de coupe par les éricacées. p. 103-130. Dans : *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Grondin, P. et Cimon, A., coordonnateurs. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier.
- Thiffault, N., Jobidon, R., 2006. How to shift unproductive *Kalmia angustifolia* – *Rhododendron groenlandicum* heath to productive conifer plantation. *Revue canadienne de la recherche forestière*. 36 : 2364-2376.
- Thiffault, N. *et al.*, 2003. La sylviculture des plantations résineuses au Québec. *Le naturaliste canadien*. 127 : 63-80.
- Thiffault, N., Roy, V., 2010. Living without herbicides in Québec (Canada) : historical context, current strategy, research and challenges in forest vegetation management. *European Journal of Forest Research*. Doi : 10.1007/s10342-010-0373-4.
- Thompson, I.D. *et al.*, 2009. Forest birds and forest management in Ontario: Status, management, and policy. *The Forestry Chronicle*. 85 : 245-257.
- Tierney, G.L. *et al.*, 2009. Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. *Frontier in Ecology and the environment*. 7 : 308-316. doi:10.1890/070176.
- Tikkanen, O.P., Martikainen, P., Hyvärinen, E., Junninen, K., Kouki, J., 2006. Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species, and decaying wood. *Annales Zoologici Fennici*. 43 : 373-383.

Tremblay, J.A., Bélanger, L., Despons, M., Brunet, G., 2007. La restauration passive des sapinières mixtes de seconde venue : une alternative pour la conservation des sapinières mixtes anciennes. *Revue canadienne de la recherche forestière*. 37 : 825-839.

Tremblay, J.A., Ibarzabal, J., Dussault, C., Savard, J-P.L., 2009. Habitat requirements of breeding black-backed woodpeckers (*Picoides arcticus*) in managed, unburned boreal Forest. *Écologie et Conservation des oiseaux*. 4 : 2.

Venier, L.A., Pearce, J.L., 2007. Boreal forest landbirds in relation to forest composition, structure, and landscape: implications for forest management. *Revue canadienne de la recherche forestière*. 37 : 1214-1226.

Viney, R., 1955. Multiplicité des facteurs de production. *Revue forestière française*. (2) 130-137.

Webb, S.M., Boyce, M.S., 2009. Marten fur harvest s and Landscape change in west-central Alberta. *Journal of Wildlife Management*. 73 : 894-903.

Whitaker, D.M., Montevecchi, W.A., 1997. Breeding bird assemblages associated with riparian, interior forest, and nonriparian edge habitats in a balsam fir ecosystem. *Revue canadienne de la recherché forestière*. 27 : 1159-1167.

Winter, S., Flade M., Schumacher, H., Kerstan, E., Möller, G., 2005. The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *Forest, Snow and Landscape Research*. 79 : 127-144.

Woodley, S. Forbes, G. (Editeurs), 1996. *Forest management guidelines to protect native biodiversity in the Fundy Model Forest*. Publication of the Fundy Model Forest. Sussex. N-B. 40 p.



Nature Québec est un organisme national à but non lucratif qui regroupe 5 000 sympathisants, dont plus d'une centaine d'organismes affiliés issus œuvrant à la protection de l'environnement et à la promotion du développement durable. Travaillant au maintien de la diversité des espèces et des écosystèmes, Nature Québec souscrit depuis 1981 aux objectifs de la Stratégie mondiale de conservation de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) :

- maintenir les processus écologiques essentiels à la vie;
- préserver la diversité biologique;
- favoriser l'utilisation durable des espèces, des écosystèmes et des ressources.

Nature Québec contribue à l'avancement des sciences environnementales par la production de mémoires, d'analyses et de rapports sur lesquels il fonde ses interventions publiques. Il réfléchit aux perturbations que subit la nature lors de l'aménagement du territoire agricole et forestier, de la gestion du Saint-Laurent et lors de la réalisation de projets de développement urbain, routier, industriel et énergétique. À ces fins, Nature Québec a constitué des commissions autour de grands thèmes intégrateurs qui interviennent dans les domaines de l'agriculture, des aires protégées, de la biodiversité, de l'eau, de l'énergie et de la forêt. Prônant le consensus et la vie démocratique, les commissions sont animées par un important réseau de bénévoles et de collaborateurs détenteurs d'une expertise de terrain irremplaçable, ainsi que d'universitaires et de chercheurs spécialisés dans les domaines de la biologie, de la foresterie, de l'agronomie et des sciences de l'environnement.

Nature Québec cherche à susciter des réflexions et des débats, et exige souvent un examen public préalable à la réalisation de projets publics ou privés ou à la mise en œuvre de politiques ou de programmes gouvernementaux qui risqueraient d'avoir des impacts négatifs sur l'environnement.

Nature Québec

870, avenue De Salaberry, bureau 270

Québec (Québec) G1R 2T9

tél. (418) 648-2104 • Téléc. (418) 648-0991

www.naturequebec.org • conservons@naturequebec.org