

Des femmes, des hommes, des régions, **nos ressources...**



Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise



Frédéric Doyon, ingénieur forestier, Ph. D.
Université du Québec en Outaouais

Daniel Bouffard, M. Sc.
Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue

pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Québec, août 2009

Collaborateurs

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune :

Michel Huot et Hugo Jacqmain de la Direction de l'environnement et de la protection des forêts
Michel Letarte de la Direction de l'aménagement des forêts publiques et privées
Guy Lesage et Christian Pilon de la Direction générale région Outaouais/Expertise Faune-Forêts
Yan Boucher de la Direction de la recherche forestière

Pour plus de renseignements

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction des communications
5700, 4^e Avenue Ouest, bureau C 409
Québec (Québec) G1H 6R1
Téléphone : 418 627-8600 ou 1 866 248-6936
Télécopieur : 418 643-0720
Courriel : service.citoyens@mrnf.gouv.qc.ca
Site Internet : www.mrnf.gouv.qc.ca
Numéro de publication : DEPF-0309

Cette publication, conçue pour une impression recto verso, est offerte uniquement dans Internet à l'adresse suivante : www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/amenagement/amenagement-ecosystemique.jsp.

Référence : Doyon, F. et D. Bouffard (2009). *Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise*, Québec, pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 63 p.

Mots clés : aménagement écosystémique des forêts, enjeux écologiques, forêt feuillue tempérée, Québec.

Key words: forest ecosystem-based management, ecological issues, norther hardwood forest, Quebec.

© Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009
Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2009
ISBN : 978-2-550-56794-3

Table des matières

5.2.1.3	Maintien des bouquets résineux	30
5.2.1.4	Plantations d'espèces d'arbres exotiques ou indigènes mais génétiquement exotiques	30
5.2.2	Structure	31
5.2.2.1	Distribution diamétrale	31
5.2.2.2	Structure de l'habitat	32
5.2.2.3	Bois mort	32
5.2.2.4	Creux et monticules	34
5.2.2.5	Micro-cuvettes en milieu forestier	35
5.3	Espèces végétales ou animales préoccupantes	35
5.3.1	Lombrics exotiques	35
5.3.2	Cerf de Virginie.....	37
	Bibliographie	41
Tableau 1	Espèces dont l'abondance a diminué depuis la colonisation dans la forêt feuillue tempérée	25

Liste des figures

Figure 1	Systèmes de perturbations en forêt feuillue tempérée	5
Figure 2	Distribution théorique des classes de surface terrière dans le paysage de la forêt feuillue tempérée précoloniale	13

Introduction

Dans la mouvance de la commission Coulombe, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) s'est engagé, en 2005, à favoriser l'application d'un aménagement écosystémique des forêts du domaine de l'État. Ainsi, dans le cadre des plans généraux d'aménagement des forêts (PGAF) de 2008-2013, le MRNF a mis de l'avant l'approche des objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier, approche par laquelle certains enjeux écologiques ont été identifiés. De ce premier exercice, une approche plus complète a été définie pour que soient pris en compte les principaux enjeux écologiques tant aux niveaux stratégiques (national et régional) qu'au niveau opérationnel afin de favoriser l'adoption de nouvelles pratiques d'aménagement forestier.

Dans le cadre de la régionalisation de sa gestion, le MRNF souhaite que les commissions régionales sur les ressources naturelles et le territoire (CRRNT) influencent la gestion forestière et déterminent les choix de développement pour leur région. Dans ce contexte, le MRNF désire que ces commissions participent à l'implantation de l'aménagement écosystémique. Le moyen choisi consiste à réaliser des descriptions régionales des principaux enjeux écologiques qui seront ensuite insérées dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire (PRDIRT) du domaine de l'État. Cette attente fait partie du contenu obligatoire des PRDIRT, tel qu'il est précisé par le MRNF dans le *Cadre de référence pour l'élaboration d'un plan régional de développement intégré des ressources et du territoire* (ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008).

La description de ces enjeux servira à l'élaboration des stratégies d'aménagement forestier en vue de concilier la prise en compte des enjeux écologiques et la production de biens et services variés essentiels à la vitalité économique des collectivités. Ces stratégies d'aménagement prendront forme lors de la préparation des prochains plans d'aménagement forestier (2013-2018). Elles viseront, notamment, à adapter les orientations nationales en matière d'aménagement durable des forêts à la réalité de chacune des régions; la description régionale des enjeux écologiques constituera une des assises importantes de cette adaptation.

La description des enjeux écologiques du territoire nécessite une compréhension scientifique approfondie du fonctionnement des écosystèmes forestiers. Or, comme l'aménagement écosystémique est encore un concept relativement jeune, plusieurs des connaissances qui s'y rapportent sont partielles. De plus, bien comprendre comment ces connaissances s'appliquent dans le contexte spécifique de chaque région pose un défi important. Afin d'aider les CRRNT à adapter l'aménagement écosystémique à leurs réalités régionales, un premier guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire (PRDIRT) a été produit (Varady-Szabo et autres, 2008).

Le guide de Varady-Szabo et autres (2008) s'applique surtout à la forêt boréale et à la forêt mixte. Cependant, la forêt feuillue tempérée est totalement différente de ces deux forêts, tant sur le plan de son écologie que sur celui de son utilisation par l'homme (Mladenoff et Pastor, 1993).

Le présent document fournit donc des éléments complémentaires sur les enjeux écologiques en forêt feuillue tempérée. Ce document ne présente pas l'aménagement écosystémique, puisqu'il l'est déjà dans le guide de Varady-Szabo et autres (2008). Par contre, le lecteur trouvera dans le présent document une structure pour la description des enjeux écologiques semblable à celle utilisée dans Varady-Szabo et autres (2008). Sont donc reprises dans le présent document les

cinq grandes familles d'enjeux écologiques de Varady-Szabo et autres (2008) qui concernent les attributs des écosystèmes jouant des rôles clés pour leur bon fonctionnement et qui conditionnent l'habitat de plusieurs espèces qui y vivent, soit :

- 1) la diminution des proportions de forêts mûres et surannées;
- 2) la raréfaction de certaines formes de bois mort;
- 3) la simplification des structures internes des peuplements;
- 4) la modification de la composition végétale des forêts (raréfaction de certaines essences ou envahissement par d'autres);
- 5) la modification de l'organisation spatiale des forêts.

Le sixième enjeu écologique abordé dans ce document concerne les espèces sensibles à l'aménagement forestier, soit parce qu'elles nécessitent une attention particulière pour assurer leur maintien, soit parce qu'elles sont envahissantes et peuvent occasionner un risque écologique pour d'autres fonctions ou éléments des écosystèmes.

Dans un premier temps, ce document présente une description sommaire de la forêt feuillue tempérée. Le régime de perturbations de cette forêt est ensuite expliqué. Suit une description des caractéristiques de la forêt feuillue tempérée précoloniale, à l'échelle du peuplement et à l'échelle du paysage, basée sur les études palé-écologiques et historiques ainsi que sur les études des forêts anciennes. Dans un quatrième temps, un historique de l'utilisation du territoire de la forêt feuillue tempérée québécoise ainsi qu'un historique de l'exploitation forestière qui y a eu lieu sont faits. Enfin, la dernière partie présente les enjeux écologiques les plus probables pour la forêt feuillue, selon les six grandes familles d'enjeux, c'est-à-dire ceux qui ont déjà été documentés ou qui sont considérés comme à risque dans la littérature scientifique. Dans cette dernière partie, des méthodes d'évaluation des écarts sont proposées afin d'orienter les CRRNT dans leur description des enjeux écologiques régionaux.

1. Description de la forêt feuillue tempérée

1.1 Aire géographique

La forêt feuillue tempérée occupe la partie méridionale du Québec. Elle présente une très grande diversité d'espèces feuillues et résineuses, qui forment une gamme très variée d'assemblages (types de peuplements).

La forêt feuillue tempérée se trouve sur tous les continents de l'hémisphère Nord (Amérique du Nord, Europe centrale et Europe de l'Ouest, nord-est de l'Asie), approximativement entre les 30° et 50° degrés de latitude. Elle se trouve également dans l'hémisphère Sud, surtout dans le sud du Chili, mais en plus faible importance que dans l'hémisphère Nord. Le climat de la forêt feuillue tempérée se caractérise par des saisons distinctes, dont les températures varient de – 30 °C à 30 °C, une saison de végétation de 140 à 200 jours et des précipitations tout au long de l'année (75-150 cm). Le sol y est fertile grâce à une litière qui se décompose rapidement. La forêt feuillue tempérée est le biome qui a connu la plus forte humanisation au cours des derniers millénaires (agriculture et urbanisation), particulièrement en Chine et en Europe. C'est en Amérique du Nord que cette forêt demeure actuellement la mieux représentée, et c'est dans l'est du

Canada (Ontario, Québec et Nouveau-Brunswick) qu'elle couvre la plus grande superficie continue. Au Québec, la forêt feuillue tempérée occupe la partie méridionale, là où la grande majorité de la population habite.

1.2 Types de forêts

La forêt feuillue tempérée comprend une trentaine d'essences à feuilles caduques, telles que l'érable à sucre, le chêne rouge, le hêtre à grandes feuilles, le caryer cordiforme, le tilleul d'Amérique, l'orme d'Amérique et le noyer cendré, ainsi qu'une quinzaine d'essences de conifères, comme la pruche du Canada et les pins blanc et rouge. Dans la forêt feuillue tempérée, plusieurs espèces d'arbres sont à la limite septentrionale de leur aire de distribution. Ces espèces sont génétiquement très importantes, surtout dans le contexte des changements climatiques, car elles en seront les premières affectées.

Les diverses espèces d'arbres comprises dans la forêt feuillue tempérée forment une gamme très variée d'assemblages (types de peuplements). Dans la forêt feuillue tempérée, un même hectare de forêt peut souvent contenir plus d'une quinzaine d'espèces d'arbres. Pour simplifier la classification de ces différents assemblages, Eyre (1980) reconnaît dans la forêt feuillue tempérée une quarantaine de communautés forestières. Celles-ci peuvent être groupées selon six grands types (Seymour, 1995) : l'érablière des feuillus nordiques (*Acer saccharum*, *Betula alleghaniensis*, *Fagus grandifolia*, *Tsuga canadensis*), l'érablière carolinienne (*Acer saccharum*, *Carya* spp.), les chênaies (complexe *Quercus rubra*, *Acer rubrum*, *Pinus strobus*), la sapinière à épinette rouge (*Abies balsamea*, *Picea rubens*), la prucheraie (*Tsuga canadensis*) et la pinède blanche (*Pinus strobus*).



Ces types de communautés forestières sont souvent caractéristiques des stations sur lesquelles on les trouve et permettent la reconnaissance de types écologiques (Grondin et

autres, 2003). Il en découle une récurrence de patrons distinguables dans le paysage (Mladenoff et autres, 1993) qui favorise la schématisation de l'organisation spatiale de ces communautés sous forme de toposéquence (Majcen, Richard et Ménard, 1984).

2. Régimes de perturbations naturelles

L'application de l'aménagement écosystémique demande une compréhension approfondie de la dynamique forestière et plus particulièrement de la succession écologique et du régime de perturbations. En forêt feuillue tempérée, une grande variété d'agents perturbateurs ont contribué à modeler les paysages forestiers pendant des siècles (North et Keeton, 2008), à savoir le vent, les insectes et maladies, le feu, le verglas, les inondations et le broutement par les herbivores (cerfs de Virginie et castors). Parmi ces agents perturbateurs, le vent demeure certainement le plus important pour la forêt feuillue tempérée et est associé à deux régimes de perturbations conjointement en action (Doyon et Sougavinski, 2002; Seymour, White et deMaynadier, 2002) :

Plusieurs agents perturbateurs influencent la dynamique forestière de la forêt feuillue tempérée dont, principalement, les épisodes de vent extrême.

- 1) le régime de trouées naturelles;
- 2) le régime de chablis catastrophiques.

Ces deux régimes forment deux zones distinctes et discontinues lorsqu'on les représente sur un diagramme de fréquence et de superficie moyenne de la perturbation (figure 1). En effet, le régime de trouées est très fréquent (période d'environ 0,1 à 10 ans) et couvre de petites superficies (de 0,0001 à 0,1 ha) disséminées dans le paysage. À l'inverse, le régime de chablis catastrophiques est très peu fréquent (période approximative de 1 000 ans) et couvre des superficies de plus grande envergure (de 1 à 1 000 ha), lesquelles représentent généralement de vastes zones de transition en périphérie des forêts où l'on observe une diminution graduelle de l'importance des dommages.

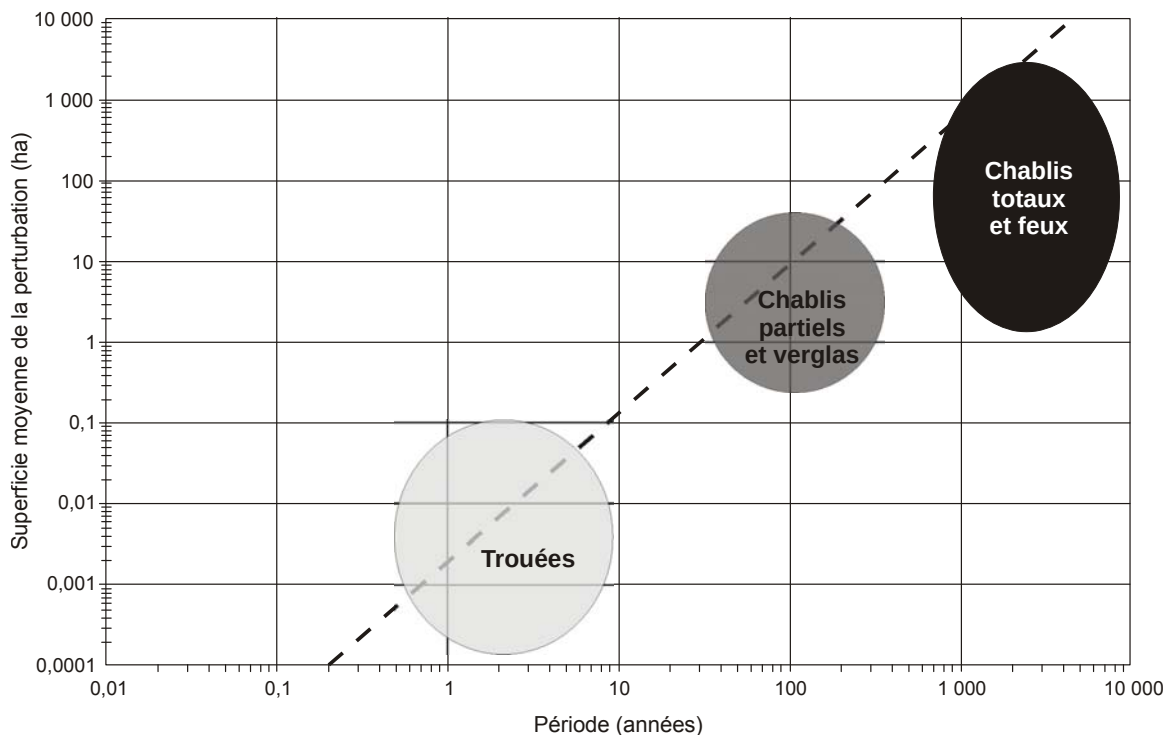


Figure 1 Systèmes de perturbations en forêt feuillue tempérée

Le premier système, qui est probablement le plus important, est le régime de trouées naturelles (en gris pâle sur la figure 1) avec des perturbations de très faibles superficies disséminées dans le paysage. Le deuxième système de perturbations est celui qui implique les perturbations partielles, telles que les chablis partiels et les tempêtes de verglas (en gris foncé sur la figure 1). Ces perturbations couvrent rarement plus de 50 ha et reviennent tous les 100-200 ans. Bien qu'elles soient dispersées dans le paysage, ces perturbations sont souvent limitées à une zone. Finalement, le dernier système de perturbations est associé aux chablis totaux et aux feux (en noir sur la figure 1). Ces perturbations sont très peu fréquentes et couvrent des superficies allant de 1 à 1 000 ha (Seymour, White et deMaynadier, 2002; North et Keeton, 2008).

De récentes études ont montré qu'un régime de perturbations partielles, couvrant de moyennes à grandes superficies créées par des rafales de vent et des épisodes de verglas et revenant tous les 200-500 ans, pouvait représenter une portion non négligeable des perturbations de la forêt feuillue tempérée (Millward et Clifford, 2004; Woods, 2004; Hanson et Lorimer, 2007). Ainsi, ce régime de perturbations occuperait une position mitoyenne entre celui des chablis partiels et du verglas ainsi que celui des chablis totaux et des feux.

2.1 Trouées

En forêt feuillue tempérée, les trouées sont les principales perturbations observées (Runkle, 1985). Les trouées sont causées par la chute d'une portion d'arbre ou par la chute d'un arbre entier ou d'un groupe d'arbres (Barden, 1989). Ces chutes sont généralement associées à des tempêtes de vent d'intensité faible ou moyenne et touchent des arbres déjà affaiblis par des pathogènes ou autres stress. Le régime de trouées est fortement dynamique, impliquant des phénomènes séquentiels de création, d'expansion et de fermeture de trouées (Krasny et Whitmore, 1992; Fujita et autres, 2003; Worrall, Lee et Harrington, 2005).

L'impact de la création de trouées sur la dynamique des peuplements ainsi que sur le fonctionnement de l'écosystème a été démontré à plusieurs reprises (Dahir et Lorimer, 1996; Runkle, 2000; Franklin et autres, 2002; Doyon et Sougavinski, 2002). La diversité des trouées (taille, forme, orientation et historique de leur dynamique [création, expansion, fermeture]) engendre une forte hétérogénéité spatio-temporelle des conditions environnementales, provoquant ainsi une fragmentation fine des ressources (László et autres, 2006; Dusan et autres, 2007) qui conditionnent la composition et les structures horizontale et verticale des communautés forestières (Quigley et Platt, 2003), et dont les patrons influencent, en retour, le régime de trouées (Canham et autres, 1990). Ce régime de perturbations favorise le maintien d'espèces tolérantes à l'ombre, telles que l'érable à sucre et le hêtre à grandes feuilles, tout en permettant à d'autres espèces moins tolérantes à l'ombre, comme le bouleau jaune, de persister dans le paysage à des densités plus faibles en colonisant les trouées qui leur sont favorables (Runkle, 1981; McCarthy, 2001).

Dans la forêt feuillue tempérée, les trouées sont les principales perturbations observées, et leur régime est fortement dynamique, impliquant des phénomènes de création, d'expansion et de fermeture des trouées.

La taille des trouées est habituellement d'environ 50 m² et dépasse rarement 100 m². Comme le risque de mortalité pour les individus qui ont atteint la canopée augmente avec l'âge, les arbres les plus gros du couvert forment généralement les trouées (Dahir et Lorimer, 1996). Celles-ci sont dispersées aléatoirement dans le paysage (Frelich et Lorimer, 1991b). Les trouées créées par la mort de plus d'un arbre s'observent aussi, mais leur probabilité d'apparition diminue selon une courbe exponentielle négative (Runkle, 1982).

Contrairement au régime de perturbations dominé par les perturbations catastrophiques, le régime de trouées est plus ou moins continu dans le temps et diffus à grande échelle, alors que les perturbations elles-mêmes s'expriment à une échelle fine (White et Jentsch, 2001). En

présence de conditions mésiques, dans de vieilles érablières, on observe habituellement un intervalle moyen de retour des trouées légèrement supérieur à 100 ans, à raison d'environ 1 % du couvert forestier par année. Par exemple, à partir d'analyses dendrochronologiques, Fraver, White et Seymour (2009) ont obtenu un taux de perturbations de 0,96 %/an, et ce, pour différents types de couverts de la forêt feuillue tempérée (incluant des peuplements mixtes). Cependant, une synthèse des études faites dans le nord-est des États-Unis montre des variations significatives : de 0,28 à 2,2 % (Doyon et Sougavinski, 2002; Seymour, White et deMaynadier, 2002). Au Canada, la seule étude à avoir porté sur le régime de trouées en forêt feuillue tempérée a été réalisée sur une très petite superficie (0,25 ha) et montre un taux de renouvellement du couvert de beaucoup supérieur, soit 2,2 %/an (Payette, Filion et Delwaide, 1990). D'après les auteurs de cette étude, ce fort taux de renouvellement s'expliquerait par une mortalité accrue des arbres sous des conditions climatiques plus rigoureuses que celles au centre du biome. Ces auteurs affirment également qu'au Québec, ce taux se situerait entre 1,3 et 2 %/an pour la région à l'extérieur de la réserve écologique de Tantaré (près de Québec).

2.2 Chablis



Les chablis représentent le type de perturbations naturelles à grande échelle qui prédomine dans les forêts nordiques tempérées du nord-est et du centre-nord de l'Amérique du Nord (Bormann et Likens, 1979; Canham, Papaik et Latty, 2001; Vaillancourt, 2008). Ce type de perturbations est occasionné par des vents extrêmes et violents tels que les rafales, les orages, les ouragans et les tornades (Canham et Loucks, 1984; Foster et Boose, 1992; Peterson et Pickett, 1995). Selon le type de phénomène climatique en cause (Peterson, 2000; Canham, Papaik et Latty, 2001), le chablis

sera grave et très localisé avec une délimitation discrète très nette de la perturbation (vents > 70 m/s) ou plutôt modéré (vents < 50 m/s), produisant alors des patrons complexes de perturbations avec un large spectre de variation de gravité à l'intérieur de la même perturbation.

Lors d'un chablis, ce sont les arbres de grande taille qui sont les plus vulnérables en premier, puis les arbres de diamètre de plus en plus petit, au fur et à mesure que l'intensité du vent augmente (Peterson et Pickett, 1995; Mladenoff et Stearns, 1993). On dit alors que la vulnérabilité d'un peuplement au chablis est un processus du haut vers le bas. Cependant, la vulnérabilité d'un peuplement au chablis dépend aussi de sa composition et de sa structure (Canham, Papaik et Latty, 2001), du site qu'il occupe (Everham et Brokaw, 1996), de la topographie du site (Foster et Boose, 1992) et de la santé des arbres qui le composent (Schaetzel et autres, 1989; Krasny et DiGregorio, 2001).

Les chablis sont le type de perturbations catastrophiques à grande échelle prédominant dans la forêt feuillue tempérée et ont des répercussions très importantes sur les écosystèmes forestiers.

Les chablis ont des répercussions très importantes sur l'écosystème forestier. Sous l'effet du vent, les arbres chutent soit par rupture (du tronc ou des branches), soit par déracinement (des tiges), ce qui entraîne l'ouverture du couvert forestier de même qu'une modification de la structure du peuplement et du climat qu'on y trouve. Lors des chablis, une quantité appréciable de débris (branches, troncs couchés) sont déposés à la surface du sol (Doyon et Bouffard, 2008a) et deviendront des sites de germination (billots nourriciers). Le déracinement des tiges, quant à lui, cause le déplacement de roches, la perturbation du sol (inversion des horizons pédologiques) et la création de creux et de monticules (Schaetzel et autres, 1989) qui exposent les graines autrement enterrées et offrent des microsites de germination et des microclimats différenciés permettant l'établissement d'une gamme d'espèces avec des exigences écologiques différentes (Peterson et Pickett, 1995; Doyon et Bouffard, 2008a). Ces nouvelles conditions environnementales modifient la composition végétale et la succession écologique (Everham et Brokaw, 1996), mais, en général, les chablis favorisent les espèces intolérantes et peu tolérantes à l'ombre. Au Québec, le bouleau jaune, le cerisier tardif et l'épinette blanche semblent bénéficier des monticules créés par le renversement des arbres (Ruel, Loustau et Pineau, 1988; Ruel et Pineau, 2002; Doyon et Bouffard, 2008a).



Les intervalles de retour des chablis catastrophiques en forêt feuillue tempérée sont très grands : entre 500 et 6 000 ans (Doyon et Sougavinski, 2002; Seymour, 1995). Vaillancourt (2008) estime que ces intervalles seraient encore plus longs pour la forêt feuillue tempérée du Québec, soit entre 110 000 et 240 000 ans pour la zone de l'érablière à bouleau jaune. Malgré leur fréquence très faible, ces perturbations sont très structurantes dans le paysage, et ce, sur de très longs horizons (Foster, Motzkin et Slater, 1998). La taille des perturbations créées est souvent difficile à définir à cause de la nature souvent

floue de leur limite due à un gradient très important de gravité à la marge de la perturbation. Cependant, les études répertoriées font mention de tailles variant de 10 à 1 000 ha (à titre d'exemple, parmi les 413 chablis qu'ont trouvés au Wisconsin Canham et Loucks [1984], la plus grande perturbation était de 3 785 ha). Lorimer (1980) croit qu'à la limite de la forêt feuillue nordique, comme au Québec, les perturbations catastrophiques devraient être plus importantes. Cette supposition semble être appuyée par les événements qui ont affecté des superficies importantes depuis environ une vingtaine d'années à l'intérieur du continent nord-américain. À titre d'exemple, le chablis du 17 juillet 2006 a touché plus de 20 000 ha de forêts dans l'ouest de la province jusqu'en Mauricie et a également affecté une superficie légèrement moindre du côté de l'Ontario (13 000 ha) (ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2007; Natural Resources Canada, 2008). De plus, de violents orages ont affecté plusieurs endroits de l'Ouest québécois en 1984, mais cette fois-ci sur une plus faible superficie (1 925 ha) (ministère des Ressources naturelles, 1985). Le 4 juillet 1999, un dérécho a causé d'importants dégâts (269 000 ha selon Price et Murphy [2002]) à l'ouest du lac Supérieur autant du côté américain, principalement au Minnesota (Superior National Forest et Gunflint Corridor) (Gilmore et autres, 2003), que du côté canadien, particulièrement dans le parc provincial Quetico en Ontario (Price et Murphy, 2002). Cette tempête a aussi traversé le Québec et causé des chablis. Un autre chablis total important (60 000 ha) causé par un dérécho a affecté la région des Adirondaks dans l'État de New York le 15 juillet 1995. Cet événement fut le deuxième en importance dans cet État après celui du 25 novembre 1950 (162 000 ha) (Jenkins, 1995). Étant donné ces faits, il pourrait s'avérer légitime de réévaluer le temps de retour de tels événements, d'autant plus qu'avec le réchauffement climatique, la fréquence des orages violents responsables de ces grandes perturbations naturelles risque d'augmenter (Francis et Hengeveld, 1998; Dale et autres, 2001).



2.3 Feu

Bien que le feu, soit moins important en forêt feuillue tempérée qu'en forêt boréale, il y joue un rôle crucial pour le maintien de communautés dont les espèces possèdent des mécanismes adaptés au feu, telles que les chênaies rouges et les pinèdes blanches.

Clark, Royall et Chumbley (1996) de même que Clark et Royall (1996) ont démontré que le rôle du feu était mineur dans le maintien des forêts feuillues. Bien que le feu soit une perturbation moins dominante en forêt feuillue tempérée qu'en forêt boréale, il y joue néanmoins un rôle important, particulièrement pour le maintien de communautés dont les espèces possèdent des mécanismes adaptés au feu. C'est le cas, par exemple, des pinèdes et des chênaies (Doyon, 2002b). Lorsque les auteurs calculent le cycle de feu dans le biome de la forêt feuillue tempérée, ils prennent souvent le soin de distinguer le type de forêt. Ainsi, pour l'érablière, l'intervalle de retour du feu varierait entre 500 et 4 500 ans, alors qu'il se situerait plutôt entre 50 et 300 ans pour les peuplements de pins (Doyon et Sougavinski, 2002). Dans leur étude effectuée dans le Témiscamingue, Drever et autres (2006) obtiennent un intervalle de retour du feu d'environ 500 ans et attribuent un tel cycle de feu à la pluviométrie de la région, celle-ci y étant plus faible que dans le reste du Québec. Cependant, lorsque l'évaluation du cycle de

feu est répartie entre les types écologiques, ce dernier est d'approximativement 1 000 ans pour le type écologique associé à l'érablière et de 250 ans pour les types écologiques associés aux peuplements mixtes et aux pinèdes. Selon ces résultats, les intervalles de retour du feu devraient augmenter vers l'est de la province, le gradient de la pluviométrie y augmentant d'ouest en est. La grande abondance du pin blanc et du chêne rouge dans l'ouest de la province n'est pas étrangère à ce constat.

Avant l'arrivée des colons, les Autochtones auraient souvent utilisé le feu comme mode de gestion des habitats pour favoriser la culture et l'abondance de petits fruits et de gibiers (DeGraaf et Yamasaki, 2003). Par exemple, Curtis (1959) estime que 50 % de la surface terrestre du Wisconsin a été directement influencée par les feux des Amérindiens. Cependant, Russell (1981) estime plutôt que de tels feux n'auraient pu que marginalement affecter la forêt précoloniale.

Il existe peu d'information sur la taille des perturbations occasionnées par le feu en forêt feuillue tempérée. En effet, plusieurs auteurs s'entendent pour dire que les feux de surface sont plus importants que les feux de couronne. On observe ainsi très fréquemment dans les érablières des traces de charbon dans les horizons supérieurs des sols. L'impact de ces feux sur la dynamique forestière des érablières n'a toutefois pas encore été démontré.

2.4 Insectes et maladies

La forêt feuillue tempérée est sujette à plusieurs insectes défoliateurs, comme la livrée des forêts (*Malacosoma disstria*) et la spongieuse (*Lymantria dispar*). La livrée des forêts s'attaque surtout aux peupleraies et aux érablières (Cooke et Roland, 2000), alors que la spongieuse préfère le chêne rouge (Mauffette, Lechowicz et Jobin, 1983). Cependant, comme les épisodes épidémiques affectent plutôt la croissance des arbres que leur survie, l'effet de ces perturbations sur la dynamique forestière demeure plutôt limité au Québec. Avec les changements climatiques, cela pourrait par contre changer, car on observe déjà aux États-Unis d'importantes défoliations occasionnées par ces deux insectes, pouvant ainsi causer la mort de peuplements entiers.

De façon générale, l'effet des épidémies d'insectes demeure plutôt limité en forêt feuillue tempérée au Québec, car les ravageurs affectent davantage la croissance des arbres que leur survie.

Bien qu'elle soit encore peu répandue au Québec, la maladie corticale du hêtre (*Nectria* spp.) pourrait rapidement devenir un agent important d'affaiblissement des arbres, prédisposant ces derniers à une mortalité précoce (Krasny et Withmore, 1992). Plusieurs études étatsuniennes ont démontré l'importance de cette maladie sur la dynamique forestière des peuplements gravement atteints (Twery et Patterson, 1984; Runkle, 1990). Comme plusieurs érablières du Québec sont en phase d'envahissement par le hêtre à grandes feuilles (Duchesne, Moore et Ouimet, 2006), la combinaison de ces deux facteurs pourrait provoquer des changements majeurs dans la dynamique future de la forêt feuillue tempérée du Québec (Yamasaki et autres, 2008).

2.5 Verglas

Dans la forêt feuillue tempérée, le verglas constitue une perturbation récurrente pouvant endommager considérablement les peuplements forestiers (Abell, 1934; Lemon, 1961; Whitney et Johnson, 1984; Bruerderle et Stearns, 1985). Le verglas génère une variabilité spatiale dans l'intensité de la perturbation par la création d'ouvertures de tailles diverses dispersées à travers le couvert (Steven, Kline et Matthiae, 1991; Miller-Weeks et Eagar, 1999; Boulet, Trottier et Roy, 2000). Le verglas occasionne généralement peu de mortalité immédiate chez les arbres touchés. Toutefois, la réduction de cime par le bris de branches de divers diamètres peut avoir pour conséquence d'affaiblir les arbres en les rendant plus vulnérables aux pathogènes ainsi qu'à un déséquilibre d'ordre physiologique. Par exemple, Noland (2003) a observé que les dégâts occasionnés par le verglas à des cimes d'érables à sucre ont entraîné une réduction des concentrations d'amidon dans les racines à l'automne et une production réduite de sève ou encore du taux de sucre dans la sève, et en conséquence une réduction de la capacité de production de sirop. Par rapport à sa durée, à son importance et à la superficie qu'il a touchée, l'épisode de verglas du 8 au 9 janvier 1998 est sans contredit l'une des plus importantes perturbations naturelles qui a touché la forêt feuillue du nord-est de l'Amérique du Nord au cours du 20^e siècle (Chapeskie, 1999; DeGaetano, 2000). Les dégâts occasionnés à la forêt par cet événement météorologique ont fait l'objet de plusieurs publications, autant en Ontario qu'au Québec, puis aux États-Unis (Irland, 1998; Chapeskie, 1999; Lautenschlager et Nielsen, 1999; Van Dyke, 1999; Boulet, Trottier et Roy, 2000; Proulx et Greene, 2001). À la suite de cet événement, Boulet, Trottier et Roy ont publié en 2000 un ouvrage résumant les travaux d'aménagement nécessaires pour la reconstruction des peuplements affectés par le verglas. Par ailleurs, Proulx et Greene (2001) mentionnent que le verglas dommageable qui survient dans la vallée du Saint-Laurent a un intervalle de retour de 10 à 20 ans, mais que le temps de retour pour le verglas causant une mortalité détectable dans les peuplements se situe entre 220 et 290 ans. De plus, ce type de perturbations semble plus fréquent dans certaines régions du Québec, comme les collines du mont Mégantic.

3. Description de la forêt feuillue tempérée précoloniale

3.1 Description à l'échelle du peuplement

3.1.1 Composition

Sous l'effet du régime de trouées, la forêt feuillue tempérée précoloniale était composée d'espèces tolérantes à l'ombre, dont l'érable à sucre, le hêtre à grandes feuilles et la pruche du Canada.

Selon les études consultées (Doyon et Sougavinski, 2002; North et Keeton, 2008), la forêt feuillue tempérée précoloniale était composée de peuplements de feuillus tolérants, et ce, grâce au régime de trouées qui y dominait. On y trouvait ainsi principalement l'érable à sucre, le hêtre à grandes feuilles et la pruche du Canada (Brisson, Bergeron et Bouchard, 1992; White et Mladenoff, 1994). Des espèces moins tolérantes à l'ombre comme le bouleau jaune et le pin blanc y étaient aussi fréquentes (McCarthy et Bailey, 1996). Le bouleau jaune est favorisé par les trouées qu'il forme lui-même. Lorsqu'il est déraciné par le vent, les conditions générées favorisent en effet son propre établissement. Quant au pin blanc, grâce à sa longévité et à la bonne position qu'il occupe dans la canopée, il peut se maintenir dans un

couvert d'espèces tolérantes sans souffrir de la compétition, attendant qu'une trouée suffisamment grande ou une perturbation catastrophique favorise l'établissement de ses graines. Grâce à cette adaptation écologique et à la large amplitude de sa niche écologique, le pin blanc était observé, dans la forêt feuillue tempérée précoloniale aux États-Unis, de la côte de la Nouvelle-Angleterre aux États des Grands Lacs (Abrams, 2001).

3.1.2 Structure

Sous le régime de trouées, un arbre subit de 8 à 12 épisodes de détente-suppression de croissance durant sa vie (Frelich et Lorimer, 1991b), ces épisodes favorisant le développement de structures verticale et horizontale diversifiées et hétérogènes (McGee, Leopold et Nyland, 1999; Keeton, Kraft et Warren, 2007). Cette hétérogénéité est aussi la réponse à des trouées de tailles variées, incluant de grandes trouées occasionnées par la chute de gros arbres (Dahir et Lorimer, 1996). La structure d'âge des vieilles forêts feuillues tempérées était inéquienne, avec plusieurs classes d'âge (près de dix selon Frelich et Lorimer [1991a]), et caractérisée par une distribution de classes de diamètre décroissante (Leak, 1965; Lorimer, 1980; McCarthy et Bailey, 1996), donnant une forme exponentielle négative avec de faibles facteurs q (Leak, 2002). Dans les vieilles forêts feuillues tempérées, les tiges de petits diamètres étaient souvent sous-représentées, alors que celles de grands diamètres étaient surreprésentées. Plusieurs auteurs croient ainsi que la distribution diamétrale serait mieux représentée par une sigmoïde retournée (Leak, 2002; Keeton, 2006).

Comme les espèces composant la forêt feuillue tempérée précoloniale étaient longévives, la surface terrière y était généralement très élevée. Plus de 40 % des arbres appartenant aux classes de diamètre supérieures à 40 cm présentaient une surface terrière égale ou supérieure à 30 m²/ha (Leak, 2002; Brisson, Bergeron et Bouchard, 1992; Angers et autres, 2005). La présence de la pruche du Canada et du pin blanc dans le peuplement contribue à augmenter les surfaces terrières souvent au-delà de 40 m²/ha (Tyrell et Crow, 1994).

La structure d'une forêt inéquienne est exprimée par trois paramètres : la distribution diamétrale par la surface terrière (B), le diamètre maximal (D) et le ratio de changement d'une classe de taille à l'autre (q). La théorie sylvicole suppose qu'une distribution balancée permet le maintien continu des effectifs dans les classes de taille.

Dans les vieilles forêts feuillues tempérées, la quantité de bois mort était généralement significative ($> 50 \text{ m}^3/\text{ha}$), venant surtout de pièces de grande dimension en état de décomposition avancé (Tyrrell et Crow, 1994; McCarthy et Bailey, 1996; Goodburn et Lorimer, 1998; Doyon, Gagnon et Giroux, 2005).

Comme la majorité des perturbations (trouées et chablis) observées en forêt feuillue tempérée précoloniale étaient occasionnées par le vent, la présence d'arbres déracinés y était très fréquente. Le déracinement favorise l'inversion des couches pédologiques ainsi que le développement d'une microtopographie de creux et monticules (Hutnik, 1952; Stephens, 1956; Beatty et Stone, 1986) qui diversifient les microsites du parterre forestier, supportant ainsi des sites de germination qui seraient absents autrement. Les conditions (chaleur, humidité) dans chacun de ces microsites diffèrent et favorisent la venue d'espèces intolérantes ou semi-tolérantes dans les

peuplements composés de feuillus tolérants (Lorimer, 1980; Beatty, 1984; Sousa, 1984; Foster, 1988; Schaetzl et autres, 1989; Peterson et Pickett, 1990). Les creux et monticules sont ainsi particulièrement favorables à l'établissement du bouleau jaune, du cerisier tardif, de la pruche et des épinettes blanche et rouge (Ruel, Loustau et Pineau, 1988; Burns et Honkala, 1990; Ruel et Pineau, 2002; Doyon et Bouffard, 2008). Les creux et monticules jouent donc un rôle important dans la composition future du peuplement et le processus de rétablissement d'une forêt (Lorimer, 1980; Peterson et Pickett, 1990).

3.2 Description à l'échelle du paysage

3.2.1 Composition

Frelich et Lorimer (1991a) estiment qu'une portion importante (87,4 %) du paysage de la forêt feuillue tempérée précoloniale était composée de peuplements âgés de feuillus tolérants (structure inéquienne, âge > 150 ans). Selon Frelich et Lorimer (1991b), les espèces pionnières n'occupaient qu'au plus 5 % du paysage de la forêt précoloniale (Frelich et Lorimer, 1991b), alors que les peuplements équiennes plus jeunes, dont 5 % étaient au stade mature, 2,3 % au stade de perchis et 1,9 % au stade de gaulis, y occupaient 13 % (Frelich et Lorimer, 1991a). En tenant compte des différences existantes par rapport aux perturbations entre les régions côtières de la Nouvelle-Angleterre et les terres intérieures, Lorimer et White (2003) ont estimé des proportions de jeunes peuplements encore plus faibles pour la forêt précoloniale : « The proportion of seedling–sapling habitat (1–15 years old) under these disturbance regimes ranges from 1 to 3%. Stands 15–30 years old would make up an additional 1–3% of the landscape » (p. 54).

Avec un intervalle de retour de 1 000 ans pour les perturbations catastrophiques, plusieurs peuplements peuvent être composés d'arbres qui sont plus jeunes que la dernière perturbation catastrophique (même si certains arbres du peuplement peuvent être âgés de plus de 300 ans). Ainsi, il est difficile, voire impossible, de parler de la structure d'âge d'un paysage. Il est néanmoins possible de déterminer l'âge des peuplements à partir de leur surface terrière en présumant qu'un peuplement accumulera de plus en plus de surface terrière avec le temps jusqu'à l'obtention d'un seuil maximal (Bormann et

À l'échelle du paysage, la forêt feuillue tempérée précoloniale était majoritairement composée de vieux peuplements de feuillus tolérants inéquiennes et, en moindre importance, d'espèces pionnières et de peuplements équiennes de toute nature.

Likens, 1979). Avec un régime de chablis possédant un intervalle de retour de 1 000 ans, un régime de trouées avec un intervalle de retour de 100 ans et des taux de passage empiriques d'une classe de surface terrière, Doyon et autres (2006) ont estimé la distribution des classes de surface terrière théorique dans le paysage de la forêt feuillue tempérée précoloniale. Ils ont observé une distribution de fréquence avec une asymétrie importante où les peuplements de 28 m²/ha et plus représentent plus de 47 % du paysage (figure 2). Ces résultats concordent avec ceux qui précèdent à l'échelle du peuplement et qui montrent que le peuplement type de la forêt précoloniale était un peuplement de surface terrière élevée.

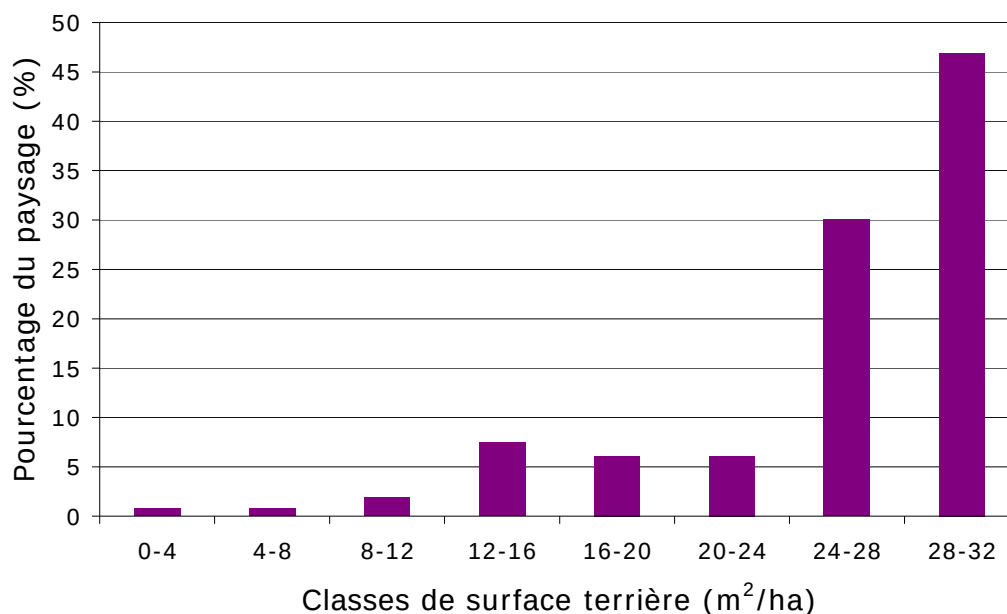


Figure 2 Distribution théorique des classes de surface terrière dans le paysage de la forêt feuillue tempérée précoloniale

3.2.2 Structure

Relativement à l'organisation spatiale du paysage de la forêt précoloniale, les endroits qui n'avaient pas été aménagés par l'homme présentaient une structure caractéristique. Dans leur comparaison des forêts aménagées avec celles non aménagées, Mladenoff et Pastor (1993) montrent que la mosaïque paysagère de la forêt feuillue tempérée précoloniale était dominée par l'érablière des feuillus nordiques et la prucheraie à feuillus tolérants. Dans cette matrice s'inséraient les autres communautés forestières, dont la position sur la pente était principalement dictée par l'orientation de cette dernière ainsi que l'élévation (et par conséquent le dépôt). Étant fortement dominée par la matrice, la forêt feuillue tempérée précoloniale aurait présenté un moins grand nombre de taches (*patches*) et aurait été moins diversifiée. De plus, les taches auraient été plus grandes, et leurs formes auraient été plus complexes. Cette complexité des formes aurait été générée par la convergence successionale, provoquant la coalescence des taches avec le temps (Mladenoff et autres, 1993). Un tel patron nous enseigne que la dynamique paysagère de la forêt précoloniale aurait été

La structure du paysage de la forêt feuillue tempérée précoloniale était caractérisée par une matrice de peuplements de feuillus nordiques tolérants, « percée » sporadiquement par des perturbations catastrophiques générant un réseau de corridors plus conifériens occupant le fond des vallées.

caractérisée par des perturbations catastrophiques très peu fréquentes, mais très structurantes à long terme, et qui seraient venues « percer » la matrice, générant de jeunes peuplements qui se seraient agglomérés dans la matrice avec le temps (150 ans et plus) pour générer ces formes plus complexes (Fraver, White et Seymour, 2009).

4. Aménagement de la forêt feuillue tempérée québécoise

Afin de mieux cerner les enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise, d'évaluer plus précisément son niveau de naturalité et, ainsi, de saisir les écarts nécessitant des orientations de restauration du territoire, il est important de savoir comment l'homme l'a aménagée pour satisfaire ses besoins. Cette section présente donc l'historique de l'utilisation du territoire de la forêt feuillue tempérée québécoise ainsi que l'historique de son exploitation forestière. Il est à noter que le contenu de cette section doit être adapté à chacune des régions du Québec, celles-ci présentant toutes des particularités.

4.1 Historique de l'utilisation du territoire

Deux siècles d'utilisation post-coloniale du territoire ont grandement modifié le paysage de la forêt feuillue tempérée.

Avant la colonisation, l'hétérogénéité géophysique du territoire, la variabilité climatique, les perturbations, incluant l'utilisation de la forêt par les Amérindiens, maintenaient un paysage diversifié et dynamique dans lequel la composition et la structure étaient temporellement et spatialement variables (Foster et Aber, 2004). Avec la colonisation, le paysage de la forêt feuillue tempérée s'est grandement modifié (Hall et autres, 2002). Les études historiques de la végétation forestière montrent de grandes différences entre le couvert forestier actuel et celui précolonial.

Bien sûr, les changements les plus importants ont été causés par le défrichement des terres pour l'agriculture au début du 19^e siècle, résultant en un morcellement et une fragmentation de la forêt. Cette période a été suivie d'une période d'abandon des terres agricoles et de colonisation secondaire des friches au courant du 20^e siècle (Foster, Motzkin et Slater, 1998). Au Québec, cette dynamique d'utilisation du territoire était surtout observée dans la plaine du Saint-Laurent et les autres zones habitées par l'homme. Les travaux de Bouchard et Domon (1997) de même que de Paquette et Domon (1997 et 1999) dans le Haut-Saint-Laurent illustrent typiquement cette dynamique. Il en ressort que l'utilisation du territoire de la forêt de tenure privée et celle de la forêt de tenure publique seront assez déterminantes dans la définition des enjeux écologiques pour la mise en place de l'aménagement écosystémique au Québec, surtout en ce qui concerne la structure du paysage et la naturalité du territoire. Ainsi, pour certains territoires de l'écoumène québécois, le niveau de naturalité de la forêt feuillue tempérée peut avoir été fortement altéré. Dans ces cas, l'aménagement écosystémique inclura peut-être plus de stratégies de restauration écologique.

4.2 Historique de l'exploitation forestière

4.2.1 Exploitation forestière avant la fin du 19^e siècle

Dans le biome de la forêt feuillue tempérée québécoise, les opérations de récolte de la matière ligneuse à plus ou moins grande échelle ont débuté vers la fin du 18^e siècle, pour ensuite prendre rapidement de l'ampleur au cours de la première moitié du 19^e siècle. Le développement de l'exploitation forestière a coïncidé avec l'expansion de la colonisation, mais

plus encore avec la mise en place, par les gouvernements provincial et britannique, du système de rentes foncières (Lachance, 1945) et de l'organisation du territoire en agences régionales, entités responsables du développement organisationnel de la récolte de la matière ligneuse. Surtout au cours de la seconde moitié du 19^e siècle, l'affermage des terres au Québec a permis à des individus ou à des compagnies, moyennant des redevances annuelles (rentes foncières), d'obtenir des permis de coupe et de pouvoir récolter la matière ligneuse. C'est avec l'adoption de la première loi sur le bois des terres de la couronne en 1849, combinée au décret-loi de 1851, qu'a été mis en place le système de redevances foncières par lequel les entrepreneurs payaient des droits fixes sur chaque mille carré de leurs terres, ce qui amena le principe de la concession forestière.

Le 19^e siècle correspond à la grande période d'extraction sélective des grands pins.

Tout au cours du 19^e siècle, les opérations d'extraction de la matière ligneuse au Québec, réalisées parfois lors de plusieurs passages, étaient des coupes partielles sélectives qui visaient principalement les grands pins blancs et rouges ainsi que, dans une moindre mesure, les épinettes blanches de fort diamètre (MacLaren, 1956). Lors du premier passage des bûcherons, seuls les pins blancs et rouges de belle qualité qui se trouvaient dans les vallées étaient prélevés, situation imputable à l'abondance de ces espèces sur les dépôts sableux et aux possibilités limitées de débardage. En fait, les pins blancs et rouges étaient exploités de façon ciblée sur une distance de quelques kilomètres de part et d'autre des cours d'eau (Bureau, 1880). Une seconde récolte de tiges de plus faible diamètre et de moins bonne qualité a eu lieu à partir du milieu de la seconde moitié du 19^e siècle jusqu'au début des années 1900 dans les bons sites, mais cette fois-ci à plus forte déclivité (à l'exception des crêtes rocheuses et des flancs escarpés), ou encore dans les sites de moindre qualité. Lorsque les peuplements de pins blancs et rouges ont diminué vers la fin du 19^e siècle, les exploitants forestiers ont commencé à prélever de façon significative les épinettes blanches de fort diamètre. Toujours avant la fin du 19^e siècle, certaines essences feuillues et résineuses, comme le chêne rouge (bois d'artisan), le bouleau jaune (bois de chauffage, bois d'artisan), le tilleul d'Amérique (bois d'artisan), l'orme d'Amérique (bois d'artisan, production de potasse), l'érable (bois de chauffage, bois d'artisan), le cèdre (poteaux, piquets, lattes, bardeaux) et la pruche du Canada (traverses de chemins de fer), étaient également prélevées, en quantités limitées toutefois. Le faible développement de l'exploitation des essences feuillues au Québec à cette période s'explique par le fait que le réseau routier était peu développé, que la demande pour le bois de sciage était instable et que l'on ne pouvait flotter les billes de bois feuillus, la drave étant l'unique moyen de transport de la matière ligneuse à cette époque.

Au cours de la première moitié du 19^e siècle, le bois équarri de pins constituait une portion importante du commerce, mais d'autres produits étaient également transportés par radeaux sur les différentes rivières du Québec (orme [bois d'artisan], chêne rouge [bois d'artisan] et pin scié). Le bois équarri était transformé en Angleterre, et une partie importante du sciage était expédiée vers les États-Unis. À partir des années 1830, trois tendances caractérisaient le développement de l'industrie forestière de plusieurs régions du Québec : 1) la demande britannique croissante pour le bois d'œuvre et autres produits du bois; 2) l'émergence et le développement d'un marché américain pour le bois de charpente; 3) un marché local de plus en plus important pour le bois de sciage (Gaffield, 1994). Avant la fin du 19^e siècle, la grande majorité du bois exploité était alors sciée et exportée vers les États-Unis et, dans une moindre mesure, vers l'Angleterre. Le développement rapide de l'industrie du bois de charpente au cours de la deuxième moitié du 19^e siècle a été favorisé par la croissance des villes comme New York et Boston, le raccordement des systèmes ferroviaires américains et canadiens ainsi que la construction de canaux navigables transfrontaliers (Lachance, 1942). Malgré une

croissance assez constante de la demande de la matière ligneuse au cours du 19^e siècle, le marché présentait de très grandes variations sur une base annuelle. Ces variations menaçaient donc toujours la sécurité financière de tous les exploitants forestiers québécois.

Avant 1900, la quantité de matière ligneuse extraite de la forêt représentait seulement de 10 à 25 % du volume des arbres abattus, d'où des pertes et une production importante de résidus ligneux (MacLaren, 1956). Les normes à suivre par les compagnies forestières étaient quasi absentes. Celles-ci n'avaient qu'à respecter un diamètre minimal et à réaliser les coupes principalement lors de la période hivernale.

4.2.2 Exploitation forestière du début du 20^e siècle à 1950



L'arrivée du 20^e siècle a marqué un changement majeur dans l'industrie forestière.

La construction d'usines destinées à la fabrication de pâtes pour le papier a contribué à l'essor de l'exploitation des épinettes de plus faibles diamètres et du sapin baumier. À ces

La construction des premières usines destinées à la fabrication de pâtes pour le papier a fortement contribué à l'essor de l'exploitation des résineux.

essences se sont par la suite ajoutées d'autres essences résineuses (pin gris et mélèze) et quelques essences feuillues (peuplier faux-tremble et tilleul d'Amérique). À partir du 20^e siècle, les efforts de récolte et d'aménagement déployés par les compagnies forestières sur le territoire québécois étaient principalement concentrés sur ces essences. Les peuplements résineux (coupes à blanc) ou mixtes (coupes partielles) contenant ces essences dans le biome de la forêt feuillue tempérée étaient alors soumis à des coupes sélectives à diamètre limite (CDL). Le diamètre des arbres abattus variait en fonction de l'espèce (normes provinciales), mais aussi en fonction du type de peuplement et de l'état de la régénération (normes de la

compagnie). Par ailleurs, lors de cette période, les compagnies forestières mettaient l'accent sur la récolte des essences résineuses et feuillues de grande valeur uniquement lorsque le marché leur était favorable. Le pin blanc, le pin rouge, le cèdre, la pruche du Canada et certaines essences feuillues (bouleau jaune, tilleul d'Amérique et chêne rouge) étaient récoltés pour le marché du sciage lorsque les opérations s'avéraient économiquement rentables (MacLaren, 1956). En fait, à l'exception du bouleau jaune (pour des raisons de récupération à la suite d'un phénomène de dépérissement très répandu), du cèdre et de la pruche, les volumes exploités pour le sciage étaient encore faibles et très variables d'une année à l'autre, selon le marché. En ce qui concerne le pin blanc et le pin rouge, la diminution du volume exploité était liée à la rareté de la ressource. Enfin, dans l'espoir de favoriser le rétablissement d'un couvert plus riche en essences résineuses sur leur concession, les compagnies forestières permettaient

à de nombreux petits exploitants forestiers locaux d'y récolter les essences feuillues, particulièrement les érables.

À partir des années 1940, le développement du réseau routier, l'utilisation graduelle de la scie mécanique et le transport de la matière ligneuse par camion depuis les chantiers vers les rampes de déchargement pour le flottage ou encore directement vers les usines, ainsi que l'expansion de nouvelles catégories de bois utilisées par l'industrie, ont engendré des prélèvements beaucoup plus intensifs dans le biome de la forêt feuillue tempérée, et ce, particulièrement pour les essences feuillues (MacLaren, 1956).

Au cours de cette période, les prescriptions sylvicoles des grandes compagnies forestières québécoises de pâtes et papiers avaient pour but principal de favoriser la croissance des essences résineuses partout où cela était possible. Ces prescriptions visaient également l'augmentation dans les peuplements de la proportion des épinettes au détriment d'essences résineuses à cycle de vie plus court, telles que le sapin baumier et le pin gris (MacLaren, 1934; MacLaren, 1938). On récoltait également les essences feuillues dans le but de réduire leur proportion dans les peuplements. En fait, dans les peuplements matures, aucune coupe à blanc ne pouvait être menée avant que la régénération en essences résineuses souhaitées (épinettes et sapin baumier) soit établie. En présence d'une régénération insuffisante, des semenciers devaient être laissés sur le parterre de coupe en nombre suffisant. Les coupes par bandes ou toutes autres méthodes de coupe favorisant une régénération abondante en essences résineuses souhaitées étaient également privilégiées (MacLaren, 1934). À cette époque, les prescriptions sylvicoles comportaient également la collecte d'information (inventaires divers) dans les zones de coupe, les peuplements en régénération et les peuplements non perturbés. À titre d'exemple, la compagnie James MacLaren Ltd. définissait ces normes dans son plan d'aménagement de 1934. Ces normes illustrent bien la situation à l'époque :

- 1) réaliser la récolte de la matière ligneuse d'une manière qui favorisera la permanence et l'amélioration de la condition des peuplements de bois mous;
- 2) effectuer des coupes à blanc dans les peuplements d'épinettes noires et dans les autres peuplements de bois mous quand cela est techniquement et économiquement nécessaire;
- 3) ajuster le diamètre minimal des essences récoltées selon l'état de la régénération des espèces à bois mous dans les bétulaies et les peuplements résineux, mixtes et feuillus;
- 4) couper le pin, le cèdre, le mélèze et la pruche en même temps que le bois destiné à la pâte lorsque le marché du sciage est rentable;
- 5) expérimenter différentes méthodes de récolte dans les peuplements mixtes et les peuplements feuillus dans le but d'y augmenter la proportion des épinettes et du sapin baumier. Effectuer également des expériences dans tous les types de peuplements afin d'y favoriser les épinettes au détriment du sapin baumier.

4.2.3 Exploitation forestière après 1950

La seconde moitié du 20^e siècle a été caractérisée par l'amélioration constante des travaux de coupe, de débardage et de transport de la matière ligneuse (chemin de fer et réseau routier) ainsi que par l'évolution des travaux sylvicoles appliqués selon la nature des peuplements et des obstacles rencontrés. Cette période a également été marquée par l'essor de l'exploitation des essences feuillues destinées au sciage et par le développement de nouveaux débouchés pour celles-ci, dont le déroulage et l'approvisionnement d'usines de fabrication de pâtes à base d'espèces feuillues. À partir du milieu du 20^e siècle, dans les régions où existaient des usines de fabrication de pâtes à base de feuillus, le type de traitement appliqué aux peuplements de feuillus tolérants, aux pinèdes blanches et rouges résiduelles ainsi qu'aux peuplements mixtes à

dominance d'essences dites nobles était la CDL (Bédard et Huot, 2006). À cette époque, force est de constater que la forêt était encore perçue comme une ressource inépuisable. Ce type de traitement, souvent qualifié de coupe d'écrouissage parce qu'il permet le prélèvement de tous les arbres de fort diamètre et de qualité exceptionnelle sans obligation de récolte des tiges d'essences non désirées ou encore des tiges de moindre qualité, était pratiqué à grande échelle. Ainsi, les tiges de belle venue de bouleau jaune, de chêne rouge et d'érable à sucre étaient systématiquement prélevées partout au Québec (Bédard et Huot, 2006). L'utilisation de ce traitement sylvicole sur une longue période de temps a donc entraîné dans le Québec méridional la dégradation d'un bon nombre de peuplements feuillus et mixtes de même que l'amenuisement de la productivité de la forêt (Robitaille et Boivin, 1987; Sabbagh et autres, 2002).

Cette période est marquée par le début de la récolte des feuillus. La sylviculture des feuillus comportera alors plusieurs phases d'essais et d'apprentissage.

À partir de la fin des années 1960, plusieurs essais en matière de sylviculture des feuillus ont été réalisés. En réponse aux observations faites après coupe partielle dans l'Outaouais, on a convenu d'utiliser des variantes de la coupe à blanc dès le début des années 1970. Est donc apparue la coupe à blanc par bandes, d'abord dans la région des Grands Lacs, ensuite en Ontario et au Québec (Robitaille et Roberge, 1976; Bicknell, 1982; Boivin, 1986; Roberge, 1987; Martin et Hornbeck, 1990). Par contre, le bois destiné à la production de la pâte représentait souvent un problème à la suite de l'utilisation de ce traitement sylvicole, sauf lorsqu'une usine de pâte feuillue se trouvait à proximité, comme à Windsor en Estrie.



À partir de 1983, des études sur le jardinage ont été réalisées dans plusieurs types de peuplements tolérants selon différentes intensités de prélèvement (Roberge, 1987; Majcen et Richard, 1992; Majcen, 1994; Majcen, 1995; Majcen et Richard, 1995; Majcen, 1996; Majcen, 1997; Bédard et Huot, 2006). Rapidement, cette approche sylvicole s'est répandue dans l'ensemble de la forêt feuillue et de la forêt mixte du Québec (Lessard et autres, 2005; Majcen et Richard, 1992). Les directives d'application de la coupe de jardinage visaient alors le maintien d'une structure assurant le recrutement permanent et simultané dans les différentes classes de

taille tout en maintenant ou en améliorant la qualité des tiges (Majcen et autres, 1990). Ainsi, après 20 ans, la majeure partie de la forêt composée de feuillus tolérants avait été traitée par le jardinage. Le MRNF a maintenu un réseau de dispositifs expérimentaux de parcelles traitées par le jardinage afin de valider les rendements de l'approche de jardinage par pied d'arbre à long terme. Le MRNF a observé qu'avec quelques rotations, la qualité du peuplement s'était améliorée (Bédard et Huot, 2006).

Durant les dernières années, on a assisté au Québec à un élargissement et à un raffinement des traitements avec l'ajout d'essais portant sur les trouées de régénération ou les ouvertures spécialement créées (d'une à deux fois la hauteur des arbres selon Nyland [1998 et 2002]) pour favoriser la régénération d'espèces peu tolérantes ayant de la difficulté à se régénérer en mode de jardinage par pied d'arbre, par exemple le bouleau jaune (Raymond et autres, 2003). Ces

études ont donc contribué à l'adoption de certaines variantes de la coupe de jardinage et de la coupe progressive irrégulière (Lessard et autres, 2005). Ainsi, jardinage par groupe d'arbres, jardinage par trouée, etc., constituaient désormais de nouveaux moyens de moduler la dimension des ouvertures de la canopée afin de tenir compte de la disponibilité de lumière et de son coefficient d'extinction après la coupe, un phénomène naturel lié à la fermeture graduelle du couvert forestier.

Après cette longue période d'utilisation de la forêt feuillue, la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (commission Coulombe) a mis en évidence le mauvais état de la forêt :

- 1) la qualité des tiges de la forêt feuillue a continué de diminuer;
- 2) l'application du jardinage n'a pas contribué à normaliser les structures pour rendre les peuplements plus aptes au jardinage (Doyon et Nolet, 2007);
- 3) les rendements des forêts traitées par jardinage sont bien en deçà de ceux qui étaient prévus par les dispositifs expérimentaux du MRNF à cause d'une mortalité accrue (Bédard et Brassard, 2002). Cette mortalité accrue après jardinage est aussi observée en Ontario (Caspersen, 2006).

Le gouvernement du Québec a alors entrepris de durcir les règles de martelage des arbres et d'orienter les priorités de récolte sur la base d'un objectif d'assainissement avec l'introduction de la norme MSCR (Boulet, 2007).

5. Enjeux écologiques

Cette section présente les enjeux écologiques possibles pour la forêt feuillue tempérée québécoise relevés dans la littérature scientifique. Ces enjeux expriment les écarts observables entre l'état de la forêt préindustrielle et celle actuelle qui découlent des altérations qu'ont subies les écosystèmes de ce biome. Plusieurs des enjeux présentés ici ont été observés en Nouvelle-Angleterre, mais, comme il existe de grandes ressemblances entre le Québec et cette région pour ce qui est de l'exploitation forestière, on peut supposer que ces enjeux sont aussi pertinents pour le Québec.

5.1 Enjeux à l'échelle du paysage

5.1.1 Composition

Selon les résultats des recherches effectuées par divers auteurs à l'aide de documents d'archives, un changement important dans la composition en peuplements de la forêt feuillue tempérée s'est produit au cours des trois derniers siècles, notamment en raison de l'exploitation forestière, du climat, de l'arrivée de ravageurs exotiques et de la pollution.

5.1.1.1 Double enfeuillement des peuplements

Problématique : Cogbill, Burk et Motzkin (2002) présentent un résumé des changements dans la composition en peuplements pour le nord de la Nouvelle-Angleterre. Ils résument ces changements par un phénomène général d'enfeuillement du paysage par rapport à la forêt précoloniale; les peuplements résineux auront tendance à devenir mixtes, et les peuplements mixtes deviendront feuillus. Cet enfeuillement s'effectue selon deux phénomènes :

- 1) une augmentation des peuplements composés d'espèces intolérantes à l'ombre;
- 2) une augmentation des peuplements de feuillus tolérants.

Cette tendance a aussi été observée au Québec par Nolet et autres (2001) dans les Hautes-Laurentides, par Bouffard, Doyon et Forget (2003) dans les Basses-Laurentides, par Boucher, Arseneault et Sirois (2006 et 2009) dans le Bas-Saint-Laurent ainsi que dans les basses-terres de la rivière Miramichi au Nouveau-Brunswick par Aubé (2008). À titre d'exemple, Nolet et autres (2001) ainsi que Bouffard, Doyon et Forget (2003) ont observé que plus de 15 % de la superficie des forêts mélangées avait été essentiellement remplacée par des peuplements de feuillus tolérants.

On observe un enfeuillement de la forêt feuillue tempérée actuelle.

Méthode d'évaluation : comparer la superficie en peuplements mixtes de la forêt actuelle avec celle de la forêt préindustrielle ou précoloniale à l'aide de documents d'archives.

5.1.1.2 Enfeuillement en feuillus intolérants et enrésinement par voie de plantations dans les milieux agro-forestiers

Le défrichage et les coupes répétitives dans les zones les plus fortement humanisées de la forêt feuillue tempérée ont favorisé le développement des essences feuillues intolérantes.

Problématique : dans les zones de la forêt feuillue tempérée les plus fortement humanisées, le défrichage et les coupes répétitives ont favorisé plus particulièrement les feuillus intolérants (Brisson, Bergeron et Bouchard, 1988; Bouchard et Domon, 1997). Dans ce cas particulier, les peuplements de feuillus intolérants remplacent tout aussi bien les peuplements de feuillus tolérants que les peuplements mixtes. On y trouve alors en forte abondance les peupliers et le bouleau blanc, souvent en association avec l'érable rouge. Étonnamment, la dispersion actuelle très large de l'érable rouge est un paradoxe, puisqu'elle ne peut pas être facilement liée à sa physiologie foliaire selon Abrams (1998). En effet, cette espèce démontre un

niveau d'acclimatation plutôt faible de sa physiologie foliaire (ex. : échanges gazeux et régulation osmotique) à la variation des conditions environnementales. En fait, Abrams (1998) qualifie l'érable rouge d'essence supergénéraliste qui est peu exigeante sur le plan des ressources et qui se maintient particulièrement bien dans une multitude de conditions écologiques.

Par ailleurs, dans plusieurs secteurs agro-forestiers de la forêt feuillue tempérée, le boisement des friches s'est fait par des plantations de résineux sur des terres qui supportaient autrefois des érablières.

Méthode d'évaluation : comparer la superficie en peuplements de feuillus intolérants de la forêt actuelle avec celle de la forêt préindustrielle ou précoloniale à l'aide de documents d'archives.

5.1.1.3 Raréfaction des pinèdes blanches et des grands massifs de pins blancs

Problématique : les pinèdes blanches constituent un élément unique du paysage de la forêt feuillue tempérée. Les pinèdes blanches se trouvent généralement sur les dépôts sableux et les sommets à sol très mince. Sur ces deux sites, le passage du feu contribue à maintenir les pinèdes naturellement, car le pin blanc est adapté à ce type de perturbation (Doyon, 2002b). Leur rareté dans le paysage de la forêt feuillue tempérée a été causée par l'exploitation

sélective des pins blancs au cours des 18^e et 19^e siècles ainsi que par la lutte organisée contre les incendies forestiers depuis 1924. En plus d'être rares, les pinèdes blanches sont actuellement caractérisées par deux problématiques écologiques importantes. Premièrement, leur structure d'âge prend la forme d'une pyramide inversée, c'est-à-dire que la majorité des pinèdes blanches se situe dans les classes âgées (Doyon, 2003b). En effet, il semblerait que le dernier recrutement massif des pinèdes blanches soit associé aux grands feux de la fin du 19^e siècle-début 20^e siècle. Malheureusement, la structure d'âge des pinèdes blanches de la période précoloniale est actuellement impossible à déterminer. Deuxièmement, il reste maintenant très peu de massifs de grande taille de pins blancs. Doyon (2002b) évalue le nombre de massifs de pins blancs de plus de 1 000 ha au Québec à au plus une douzaine.

La raréfaction des pinèdes blanches et des îlots de résineux dans la forêt feuillue tempérée est une problématique des plus importantes.

Méthode d'évaluation : estimer les superficies en pinèdes blanches précoloniales et la distribution de celles-ci en fonction de la taille des massifs. Les données historiques sur l'importance des pinèdes blanches dans le paysage sont fragmentaires. Toutefois, on sait que l'exploitation des pinèdes blanches s'est probablement faite très hâtivement au début de la colonisation, avant même les premiers arpentages primitifs, compte tenu de leur position à proximité de bassins de drainage. Des travaux par analyse des macro-restes dans le sol, dont les travaux de Ponomarenko en paléo-pédologie à Kouchibouguac, au Nouveau-Brunswick, permettent de mettre en lumière la présence passée de pinèdes blanches. Malheureusement, ces types de travaux sont très exigeants et ne peuvent couvrir de grandes superficies.

5.1.1.4 Raréfaction des chênaies rouges

En l'absence de feu, l'érable à sucre envahit les chênaies rouges.

Problématique : comme les pinèdes blanches, les chênaies rouges occupent des stations xériques, généralement sur les sommets, et se maintiennent naturellement grâce au feu, bien que le chêne rouge, compte tenu de sa grande versatilité écologique, puisse occuper des stations mésiques pauvres et riches (Gagnon, Truax et Barrette, 2003). En l'absence de feu, l'érable à sucre envahit les chênaies rouges.

Méthode d'évaluation : évaluer le pourcentage d'occupation sur sites xériques des chênaies rouges. Malheureusement, pour le moment, les méthodes pour parvenir à évaluer ce pourcentage d'occupation sont inconnues.

5.1.1.5 Proportion du paysage en différents stades de développement

Problématique : comme il a été mentionné dans la description de la forêt précoloniale, la forêt feuillue tempérée est dominée par des peuplements âgés (> 150 ans), de structure inéquienne, particulièrement sur les sites mésiques, quoique Fraver, White et Seymour (2009) aient aussi trouvé ces peuplements sur des sites plus humides. Il s'agit donc essentiellement d'une problématique de vieilles forêts. L'exploitation forestière aurait changé cette distribution en rajeunissant la forêt.

Méthode d'évaluation : évaluer le pourcentage de la superficie en peuplements vieux innéquiennes (VIN) sur sites mésiques à l'époque précoloniale. La classe d'âge correspondant à la définition de la problématique s'apparenterait à celle du code VIN utilisé dans le système d'inventaire forestier au Québec.

5.1.1.6 Distribution de la surface terrière

Problématique : la forêt feuillue tempérée est dominée par des peuplements de forte surface terrière. Le régime de perturbations de la forêt feuillue tempérée favorise le développement de forte biomasse, étant donné que les perturbations catastrophiques y sont très peu fréquentes. Ainsi, la majorité des peuplements devrait présenter une surface terrière importante, aux alentours de 28 m²/ha. Or, l'utilisation des coupes partielles (CDL avant 1990 et jardinage par pied d'arbre après 1990) systématiquement appliquées à l'ensemble du territoire de la forêt feuillue tempérée du Québec a fortement contribué à la baisse des surfaces terrières. Cela est d'autant plus vrai que les rendements sylvicoles observés ont été inférieurs à ceux attendus.

L'utilisation systématique de la coupe partielle a fortement contribué à la baisse des surfaces terrières des peuplements de la forêt feuillue tempérée.

Méthode d'évaluation : évaluer, pour les sites mésiques, la distribution des superficies par classes de surface terrière des forêts actuelles. Déterminer le mode de la distribution.

5.1.1.7 Adéquation entre la végétation et le milieu

Problématique : la restauration de la composition du paysage altérée par les différents moteurs de changement (exploitation forestière, climat, ravageurs exotiques et pollution) doit être effectuée dans une compréhension de la distribution naturelle des écosystèmes forestiers selon les conditions écologiques du milieu. On pourrait avoir un paysage qui, dans son ensemble, possède une composition semblable à celle du paysage précolonial, mais qui, s'il est considéré à l'échelle des sites, exprime une discordance entre la végétation et le milieu biophysique.

Méthode d'évaluation : évaluer, pour les différentes catégories de sites, la proportion des différents types de couverts forestiers (pionnier, transitoire et climacique). Comparer cette distribution en fonction de la végétation potentielle de ces sites. Une telle approche, basée sur les travaux de la Forêt modèle de Fundy (Betts et Forbes, 2005), a été utilisée par la Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent pour définir les cibles de restauration du paysage dans un contexte d'aménagement écosystémique. L'approche des « grands écosystèmes » s'avère très utile pour cette analyse (Doyon et Sougavinski, 2002; Doyon, 2008) et est utilisée pour le projet pilote d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides (Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité, 2007) et dans l'Outaouais (en cours).

5.1.2 Structure

Les enjeux qui suivent concernent les problématiques associées à la structure spatiale du paysage. Ces enjeux sont la fragmentation, la connectivité, la taille des massifs et les refuges sauvages. Il est évident que ces enjeux se présentent différemment dans les forêts de tenure privée, dans la zone de paysages fortement humanisés et dans les forêts de tenure publique. Les enjeux qui suivent se limitent donc à la forêt publique.

5.1.2.1 Taille des massifs

Problématique : l'application systématique à grande échelle du jardinage par pied d'arbre dans la forêt feuillue tempérée québécoise a eu pour effet d'homogénéiser le paysage et de réduire l'hétérogénéité horizontale et la diversité des structures dans le paysage (Doyon, 2000; Doyon, Gagnon et Giroux, 2005). L'application du jardinage aurait donc augmenté la taille des massifs

forestiers, mais diminué la diversité en taches de peuplements différents dans le paysage. Sur une échelle temporelle plus grande, Boucher, Arseneault et Sirois (2006) montrent que la taille des taches a été réduite de plus de la moitié en moyenne entre 1930 et 1990 pour le paysage qu'ils ont étudié dans le Bas-Saint-Laurent. Cependant, ces auteurs observent aussi une augmentation de la taille des taches de feuillus (plus de dix fois plus grandes). Ce changement de structure spatiale du paysage amène des implications importantes pour la biodiversité. En effet, en association avec cette homogénéisation des conditions d'habitat, Doyon, Gagnon et Giroux (2005) notent que, par rapport à un paysage non aménagé, la diversité des passereaux forestiers est moins élevée dans un paysage jardiné.

Les massifs forestiers de vieilles érablières sont difficiles à détecter, puisque l'âge de la forêt n'est généralement pas associé à l'âge de la dernière perturbation catastrophique et que les structures d'âge des peuplements forestiers sont très complexes et très variables selon l'historique de perturbations partielles que les peuplements ont subies, souvent sur plus de 100 ans. Ainsi, les vieux peuplements sont souvent « noyés » dans la matrice d'érablières aménagées, sans toutefois apparaître clairement dans les inventaires forestiers. Dans ce cas, la surface terrière des peuplements semble être la meilleure variable pour exprimer l'âge du peuplement et ainsi délimiter les massifs de vieilles forêts.

Méthode d'évaluation : évaluer la distribution des tailles des massifs forestiers par types de couverts. Stratifier par classes de surface terrière dans le cas des érablières. Utiliser les nouvelles technologies, comme le LIDAR, pour localiser les îlots de forte surface terrière dans le paysage.

5.1.2.2 Connectivité entre les types de peuplements insulaires

L'absence de connectivité entre certains types de peuplements peut avoir des conséquences importantes pour certaines espèces animales.

Problématique : la forêt feuillue tempérée précoloniale est composée d'une matrice très connectée dans laquelle on trouve souvent des peuplements isolés, composés de communautés contrastant avec la matrice. C'est souvent le cas des prucheraies et des chênaies rouges. Les prucheraies occupent souvent des positions de flanc nord ou de bord de lac (protégées du feu), alors que les chênaies rouges sont restreintes généralement à des positions de sommet. Ces deux types de peuplements forment ainsi des peuplements très bien délimités, comme des taches isolées dans la matrice « érablière ». Ainsi, pour les espèces qui sont associées plus strictement à ces peuplements, il est

important de maintenir une structure connectée. Par exemple, Doyon (2000) montre que la paruline verte à gorge noire (*Dendroica virens*) sera plus fréquente dans les paysages où les prucheraies sont plus abondantes et plus connectées.

Méthode d'évaluation : relever les types de peuplements pouvant être qualifiés d'insulaires. Évaluer la connectivité moyenne des taches de chacun de ces types de couverts à l'aide d'un indice de connectivité (tel que celui défini par Gustafson et Parker [1994]) ou évaluer l'impact de la disparition d'une tache sur l'ensemble de la connectivité par la théorie des graphes (Urban et Keitt, 2001).



Source : Erik Lamontagne (Borealphoto.com)

5.1.2.3 Réseau routier et refuges sauvages

Problématique : l'application systématique à grande échelle du jardinage a amené les compagnies forestières à se déployer rapidement sur le territoire pour atteindre les volumes alloués. Cette dynamique d'exploitation a amené les compagnies forestières : 1) à aménager l'ensemble du territoire en une rotation, ne laissant presque plus de forêts non traitées; 2) à développer un réseau routier forestier très dense favorisant une colonisation de villégiature forestière. Cette colonisation pour usages récréatifs présente des difficultés d'harmonisation, mais aussi des risques écologiques (accélération de l'immigration d'espèces exotiques ou non forestières, braconnage, dérangement, pollution, etc.). Par exemple, Mladenoff et autres (1995) évaluent que les meutes de grands loups gris évitent les paysages avec une densité routière supérieure à 0,45 km/km². Ils associent cela à un comportement d'évitement de l'homme.

Méthode d'évaluation : calculer la densité du réseau routier. Évaluer la superficie en refuges sauvages (zones éloignées d'infrastructures facilitant l'accès à la forêt) (Doyon et autres, 2006) et en zones exemptes de dérangement sonore (zones éloignées d'infrastructures pour des activités humaines susceptibles d'occasionner de l'anthrophonie [Krause, 2002] dans le paysage forestier) (voir Doyon, 2002a pour un exemple d'évaluation).

5.2 Enjeux à l'échelle du peuplement

5.2.1 Composition

Les arbres exercent une influence importante sur le fonctionnement et la structure de l'écosystème, et peuvent être considérés comme des espèces de fondation (Ellison et autres, 2005). Leur diminution, voire leur perte, change l'environnement local dont dépendent d'autres espèces, bouleverse les processus fondamentaux des écosystèmes tels que les taux de décomposition, les flux de nutriments, le captage de carbone et les flux énergétiques, et modifie dramatiquement les dynamiques associées aux écosystèmes aquatiques adjacents (Ellison et autres, 2005). Il est donc très important de comprendre l'évolution des populations d'arbres de même que les phénomènes de raréfaction et d'envahissement.

5.2.1.1 Raréfaction des espèces

La raréfaction de certaines espèces d'arbres dans la forêt feuillue tempérée a bien été documentée. Les baisses de populations d'arbres qui y ont été observées touchent particulièrement les espèces caroliniennes à leur limite septentrionale de distribution (chênes blanc et bicolore, micocoulier occidental, charme de Caroline, etc.). Ces baisses ont été générées soit par des coupes sélectives systématiquement appliquées pendant une période assez longue, soit par l'arrivée d'insectes ou pathogènes exotiques. Cette section présente les tendances globales de diminution observées dans la forêt feuillue tempérée. Pour le Québec, une première liste de certaines espèces raréfiées de la forêt feuillue tempérée a déjà été produite par Grondin et Cimon (2003).

Problématique : le tableau 1 présente les espèces raréfiées de la forêt feuillue tempérée et résume les causes de leur raréfaction.

Tableau 1 Espèces dont l'abondance a diminué depuis la colonisation dans la forêt feuillue tempérée

Espèce	Importance de la diminution	Causes	Produits recherchés	Début de la diminution
Pin blanc	Importante	Coupe sélective, rouille vésiculeuse, réduction des feux	Bois équarris, mats	Fin 18 ^e siècle
Pruche du Canada	Modérée	Coupe sélective, puceron lanigère, surbroutage du cerf	Tannins, traverses de chemins de fer	Fin 19 ^e siècle
Épinette rouge	Inconnue (documentation requise)	Coupe sélective d'hiver, compétition par le sapin	Sciage	
Thuya de l'Est	Inconnue (documentation requise)	Coupe sélective, surbroutage du cerf	Sciage	
Chêne rouge	Modérée	Coupe sélective, réduction des feux	Bois d'artisan	Fin 19 ^e siècle
Hêtre à grandes feuilles	Importante	Récolte, compétition par l'érable à sucre	Bois de chauffage	19 ^e et 20 ^e siècles
Bouleau jaune	Modérée	Coupe sélective d'hiver, compétition par le hêtre sur les stations plus sèches	Bois d'artisan, déroulage	Milieu du 20 ^e siècle
Orme d'Amérique	Importante	Coupe sélective, maladie hollandaise de l'orme	Potasse, bois d'artisan	
Noyer cendré	Importante	Chancre du noyer	Bois d'artisan, déroulage	21 ^e siècle

Pin blanc

Le pin blanc est depuis longtemps une espèce très prisée par l'industrie forestière. Son exploitation sélective et systématique au cours du 19^e siècle et au début du 20^e siècle a entraîné sa diminution de façon importante partout dans le paysage du nord-est de l'Amérique du Nord (Ontario Ministry of Natural Resources, 1984; Frelich, 1995; Abrams, 2001; Latremouille et autres, 2008; Lorimer, 2008; Pinto, Romaniuk et Ferguson, 2008). Dans la vallée du Saint-Laurent, 90 % des pinèdes blanches auraient été exploitées (Maissurow, 1935; Thériault et Quenneville, 1998). Une étude menée en Ontario dans le parc Algonquin montre que le pin blanc y aurait diminué de 88 % en abondance (Thompson, Simard et Titman, 2006). Latremouille et autres (2008) mentionnent que, jusqu'au début du 20^e siècle, les redevances tirées de l'exploitation de cette espèce par le gouvernement ontarien représentaient environ 30 % de tous ses revenus. Ces auteurs rapportent également que, depuis le début de la colonisation européenne, les superficies couvertes par les pins blancs et rouges dans les régions écologiques du lac Abitibi et du lac Temagami ont respectivement chuté de 52 % et 91 %. Mauri Ortuno, Munson et Doyon (2008), qui mènent actuellement une étude au Québec en utilisant les carnets d'arpentages primitifs de la colonisation du 19^e siècle, montrent que le pin blanc était deux fois plus abondant que maintenant en Basse-Mauricie. La diminution du pin blanc est attribuable à la réduction massive des semenciers au courant du 19^e siècle, au maintien de son statut d'essence recherchée pour sa taille et ses qualités de bois de construction, à la prévention et au contrôle des incendies à partir de 1924 ainsi qu'à l'arrivée, au 20^e siècle, de la rouille vésiculeuse (Latremouille et autres, 2008).

Espèce très prisée par l'industrie forestière, le pin blanc a été exploité de façon sélective et systématique depuis le début du 19^e siècle.

Pruche du Canada

La pruche se régénère lentement, souvent avec des ruptures de recrutement qui peuvent être exacerbées par le surbroutage du cerf de Virginie.

La pruche du Canada a aussi été fortement exploitée, surtout pour l'industrie de la tannerie (fin du 19^e siècle) et les traverses de chemins de fer (début du 20^e siècle) (Bouchard et autres, 1989). Des diminutions notables en Nouvelle-Angleterre ont été montrées dans plusieurs études (Siccama, 1971; McIntosh, 1972; Whitney, 1990; Abrams et Ruffner, 1995; Bürgi, Russell et Motzkin, 2000; Hall et autres, 2002). Cette espèce se régénère lentement, souvent avec des ruptures de recrutement qui peuvent être exacerbées par le surbroutage du cerf de Virginie (Mladenoff et Stearns, 1993; Rooney et autres, 2000). En Nouvelle-Angleterre, les épidémies du puceron

lanigère ont aussi contribué à la réduction de l'abondance de cette espèce dans le paysage (Ellison et autres, 2005). Bien que cet insecte soit absent de nos jours au Québec, on note un accroissement des épidémies vers le nord, juste au sud du Maine, du New Hampshire et de l'État de New York, ce qui laisse croire qu'avec le réchauffement climatique, les pruches au Québec pourront aussi être affectées par ce puceron (McWilliams et Schmidt, 2000; Orwig, Foster et Mausel, 2002).

Thuya de l'Est

Dans l'ensemble de son aire de distribution, le thuya de l'Est aurait diminué en abondance (Larouche, 2006). Au Québec, Boucher, Arseneault et Sirois (2006) ont observé une réduction significative du thuya de l'Est dans le Bas-Saint-Laurent. On associe les diminutions du thuya à des ruptures de recrutement dans les petites cohortes, à une sylviculture inadéquate et à des problèmes de surbroutage par le cerf de Virginie. On observe en effet une réduction significative du nombre de gaules et de perches dans les parcelles-échantillons permanentes dans les sous-domaines bioclimatiques où la densité du cerf de Virginie est importante (Larouche, 2006).

Hêtre à grandes feuilles

Le hêtre à grandes feuilles était aussi plus abondant par le passé en Nouvelle-Angleterre (Siccama, 1971; McIntosh, 1972; Whitney, 1990; Abrams et Ruffner, 1995; Bürgi, Russell et Motzkin, 2000; Hall et autres, 2002). En effet, cette espèce pouvait souvent y occuper plus de 35 % de la surface terrière des peuplements feuillus, alors qu'actuellement, elle y en occupe rarement plus de 20 % (Cogbill, 2005). L'histoire biogéographique du hêtre est complexe, et sa colonisation au Québec remonte seulement à moins de 8 000 ans (Davis, 1983). Les travaux de Bouchard et autres (1989) de même que de Brisson et Bouchard (2003) montrent que le hêtre composait une portion importante des érablières du Haut-Saint-Laurent. Les effets combinés de la maladie corticale du hêtre, des pratiques sylvicoles et du défrichage des terres auraient désavantagé cette espèce sur les sites perturbés par rapport à d'autres essences plus envahissantes (Cogbill, 2005). Cependant, cette tendance semble s'être inversée durant les dernières décennies avec un envahissement par le hêtre dans les érablières. Ce sujet est abordé plus loin.

Le hêtre à grandes feuilles était plus abondant par le passé, même s'il semble actuellement envahir les érablières.

Épinette rouge

La situation de l'épinette rouge dans la forêt feuillue tempérée est encore mal définie.

Le cas de l'épinette rouge est moins bien documenté parce que cette espèce a souvent été confondue par le passé avec l'épinette blanche et que l'hybridation entre l'épinette rouge et l'épinette noire (Perron et Bousquet, 1997) a souvent compliqué son identification. En Nouvelle-Angleterre, on a remarqué un dépérissement de cette espèce (Perkins et autres, 1992). Fortin (2003) décrit la raréfaction de cette espèce dans la pessière rouge à sapin et la sapinière à bouleau jaune au Québec. Les travaux de Barrette et Bélanger (2007) ainsi que de Fortin, Bégin et Bélanger (2003) laissent croire que l'exploitation sélective des pins blancs associée à une sylviculture ne répondant pas aux exigences de régénération particulières de cette espèce (Gordon, 1996; Dumais et Prévost, 2007) aurait diminué son abondance dans le paysage de la forêt feuillue tempérée. On peut supposer qu'il en est de même pour l'épinette rouge.

Chêne rouge

Certains travaux menés en Nouvelle-Angleterre montrent que l'abondance du chêne rouge y aurait diminué (Glitzenstein et autres, 1990; Hall et autres, 2002). Le changement en abondance de cette espèce au Québec n'est toutefois démontré dans aucune étude. Cependant, les données historiques portant sur la récolte et les exportations au Québec indiquent qu'on y trouvait des quantités très importantes de chênes rouges. Ainsi, la faible représentation actuelle de cette espèce dans plusieurs régions de la plaine du Saint-Laurent et en Estrie s'expliquerait par un prélèvement systématique abusif. Cette espèce est favorisée par le passage du feu et colonise les sites xériques (Doyon et Sougavinski, 2002). Cependant, en l'absence du feu, l'érable à sucre envahit les chênaies (Majcen, 2003). Ce phénomène est très marqué dans l'ouest du Québec, domaine de prédilection de cette espèce.

Des données historiques indiquent que des quantités importantes de chênes rouges auraient été prélevées par le passé.

Bouleau jaune

Les CDL réalisées pendant la saison hivernale par le passé à des fins de production de déroulage auraient contribué de façon significative à la diminution du bouleau jaune.

Pour le bouleau jaune, peu de réductions ont été observées. Comme la majeure partie de l'aire de distribution nord-américaine du bouleau jaune se trouve au Québec, très peu de travaux ont porté sur les variations d'abondance de cette espèce dans la province durant les siècles passés. Bouchard et autres (1989) ainsi que Brisson et Bouchard (2003) ont observé dans le Haut-Saint-Laurent des baisses importantes du bouleau jaune dues à une période intense de récolte. Dans leurs travaux effectués à partir de photos aériennes anciennes, Nolet et autres (2001) montrent que le remplacement des peuplements mixtes par des peuplements de feuillus tolérants est surtout associé à la réduction du bouleau jaune et à l'envahissement de l'érable à sucre. Jackson et autres (2000) ont eux aussi noté une baisse significative (18 % dans l'est et 4 % dans l'ouest) du bouleau jaune au centre de l'Ontario, entre Sault Ste. Marie et Sudbury. On peut supposer que la grande période d'écroulage des feuillus nobles qui a eu lieu à partir de la deuxième moitié du 20^e siècle pour les tiges de déroulage aurait aussi fortement contribué à la diminution de l'abondance de cette espèce, puisque les coupes, en plus de cibler les gros semenciers, s'effectuaient en hiver,

limitant ainsi la génération de microsites favorables à la régénération du bouleau jaune (Majcen, 2003).

Orme d'Amérique et noyer cendré

Des constats de raréfaction se posent aussi pour d'autres espèces compagnes des érablières (tilleul d'Amérique, frênes, cerisiers, ostryer de Virginie, ormes, noyers, caryers). Doyon et autres (2006) montrent que la diversité (richesse spécifique) en espèces d'arbres dans les parcelles-échantillons permanentes du sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'Ouest diminue significativement entre le premier et le troisième programme d'inventaire décennal. Parmi les espèces associées à cette baisse de diversité, on note l'orme d'Amérique et le noyer cendré. L'orme d'Amérique a été fortement exploité pour la production de potasse. Il a de plus été très fortement touché par la maladie hollandaise de l'orme (*Ceratocystis ulmi*) depuis son arrivée en 1930. Quant à lui, le noyer cendré est aussi attaqué par un champignon (*Siroccocus clavigignenti-juglandacearum*) qui décime ses populations. Dans plusieurs États des États-Unis et au Canada, le noyer cendré est considéré comme une espèce menacée.



5.2.1.2 Envahissement par des espèces

Problématique : un envahissement survient lorsqu'une espèce est jugée plus abondante que par le passé. Dans la forêt feuillue tempérée, on peut observer quatre envahissements importants. Le premier envahissement est associé à l'utilisation du territoire et comprend les espèces pionnières (peupliers, bouleau blanc, frênes et cerisiers) qui s'installent après des perturbations créant de grandes ouvertures, telles que les coupes à blanc. Ce type d'envahissement a déjà été abordé précédemment. Les autres envahissements sont celui par l'érable à sucre dans le paysage, celui par le hêtre dans les érablières et celui par le sapin baumier dans les pinèdes blanches.

Envahissement par l'érable à sucre dans le paysage

La très grande versatilité écologique de l'érable à sucre et sa plasticité phénotypique lui ont permis de profiter d'une gamme très variée de perturbations du couvert depuis le début de la colonisation.

L'envahissement le plus important qu'a subi la forêt feuillue tempérée est certainement celui par l'érable à sucre. Presque toutes les études sur l'évolution historique de la végétation forestière montrent que l'érable à sucre occupe maintenant plus de superficie dans la forêt feuillue tempérée, que ce soit aux États-Unis (Siccama, 1971; McIntosh, 1972; Russell, 1981; Glitzenstein et autres, 1990; Whitney, 1990; Nowacki et Abrams, 1992; Abrams et Ruffner, 1995; Whitney, 1999; Bürgi, Russell et Motzkin, 2000; Hall et autres, 2002) ou au Québec (Bouchard et autres, 1989; Nolet et autres, 2001; Bouffard, Doyon et Forget, 2003; Boucher, Arseneault et Sirois, 2006; Nolet et autres, 2008b). Par exemple, dans Nolet et autres (2001) ainsi que dans Bouffard, Doyon et Forget (2003), les peuplements de feuillus

tolérants (surtout dominés par l'érable à sucre) ont remplacé les peuplements mixtes à dominance de feuillus vers le bas des pentes et les sommets, occupant ainsi de 15 à 20 % plus de superficie dans le paysage. Nolet et autres (2008b) démontrent que la très grande versatilité écologique de l'érable à sucre, à partir de laquelle il peut profiter d'une gamme très variée de perturbations et d'ouvertures, parfois même du feu, et sa plasticité phénotypique lui ont permis de profiter des conditions générées dans les paysages modernes de la forêt feuillue tempérée. Par exemple, Brisson, Bergeron et Bouchard (1988) montrent qu'après coupe totale, l'érable à sucre revient très fortement. L'érable à sucre est donc une espèce ubiquiste. Cet avantage l'a amené à coloniser toutes sortes de sites supportant traditionnellement d'autres espèces plus xériques (chênaies) ou moins nitrophiles (mixtes) (Whitney, 1999). Cela pourrait expliquer, du moins en partie, le dépérissement qu'il connaît actuellement sur des sites auxquels il s'est marginalement adapté, et ce, partout dans son aire de distribution (Hendershot et Jones, 1989; Gagnon, Roy et Blais, 1990; Whitney, 1999; Nolet et autres, 2008a).

Envahissement par le hêtre dans les érablières

Plusieurs auteurs ont remarqué une plus grande abondance de la régénération du hêtre à grandes feuilles dans les peuplements de feuillus tolérants du Québec au cours des dernières décennies (Doyon, 2003a; Duchesne et autres, 2005; Duchesne, Moore et Ouimet, 2006). Par exemple, Doyon (2003a) estime que 63 % des érablières de l'Outaouais seraient en phase d'envahissement par le hêtre à moyen terme. Duchesne, Ouimet et Houle (2002) expliquent la distribution spatiale du phénomène par l'interaction qui existe entre la richesse des sols et les dépôts acides. Cette explication est résumée dans Paquin et Noël (2003). Nolet et autres (2008a) montrent qu'une interaction entre la fertilité des sols et l'historique d'ouvertures partielles fréquentes en forêt feuillue tempérée aménagée aurait contribué au développement du hêtre à grandes feuilles.

L'envahissement des érablières par le hêtre est un phénomène de plus en plus documenté par les scientifiques.

Comme l'envahissement des érablières par le hêtre à grandes feuilles est récent et que l'abondance actuelle du hêtre peut être considérée comme réduite par rapport à celle observée dans la forêt précoloniale, on pourrait penser que l'un de ces enjeux contrebalance l'autre. Cependant, il est important de comprendre que ce sont des processus différents. La réduction du hêtre à grandes feuilles en Nouvelle-Angleterre est surtout associée à l'utilisation du territoire (défrichage, reforestation, succession) de la forêt feuillue tempérée. Au Québec, les causes de la réduction passée du hêtre demeurent méconnues. Cependant, il apparaît assez clair que l'envahissement récent par le hêtre serait un phénomène très contemporain résultant de la pollution industrielle. Sous cet angle, les enjeux sont donc très distincts. Mentionnons finalement qu'un envahissement des érablières par le hêtre pourrait être problématique s'il était associé à une augmentation de la prévalence de la maladie corticale du hêtre. Les études démontrent que la prévalence de la maladie corticale du hêtre est proportionnelle à l'abondance du hêtre dans le peuplement et dans le paysage. Sous un scénario probable de changement climatique, Yamasaki et autres (2008) évaluent l'importance de ces processus combinés et montrent des réductions très importantes de production pour la forêt feuillue tempérée.

Envahissement par le sapin baumier dans les pinèdes blanches



Les pinèdes blanches se maintiennent naturellement dans le paysage grâce au passage successif de feux de surface de faible intensité (Frelich, 1992). Les feux éliminent le sapin baumier en sous-étage (Methven et Murray, 1974), préparent le lit de germination, contrôlent la végétation qui diminue la quantité de lumière disponible et entrave la survie des pins (Carleton et autres, 1996), et ouvrent légèrement l'étage supérieur (Leak, Cullen et Frieswyk, 1995). De plus, le feu peut avoir un effet direct de réduction sur les densités des populations de petits mammifères (Kirkland, Snoddy et Amsler, 1996).

Par contre, en l'absence de feu, les pinèdes blanches sont presque toujours envahies par un sous-étage de sapin baumier (Methven et Murray, 1974; Ducruc et Lafond, 1977). Ce sous-étage produit un ombrage important qui nuit à l'établissement sous

couvert du pin blanc tout en fournissant un couvert d'abri aux petits mammifères (Whelan et autres, 1991) qui sont friands des graines du pin blanc. Une graine de pin blanc peut être de 3,5 à 14 fois plus consommée qu'une graine de sapin baumier (Duchesne et autres, 2000). Ainsi, en jouant ce rôle de couvert d'abri, le sapin baumier en sous-étage favorise sa propre régénération, mais nuit à la régénération du pin blanc. Il existe donc une rétroaction positive entre l'abondance du sapin baumier en sous-étage et sa régénération. De plus, la présence du sapin baumier en sous-étage augmente le risque qu'un feu de forte intensité (feu de couronne) se produise, cette perturbation n'étant pas nécessairement commune dans la pinède blanche.

En l'absence de feu de surface, l'effet d'ombrage et de couvert de protection des petits mammifères à la suite de l'installation du sapin baumier nuit considérablement à l'établissement du pin blanc sous couvert.

5.2.1.3 Maintien des bouquets résineux

Problématique : dans la matrice de feuillus tolérants, on trouve fréquemment des bouquets de résineux à une échelle plus fine que celle du peuplement (de 100 à 1 000 m²). Ces bouquets contribuent au maintien de la biodiversité en jouant plusieurs rôles écologiques importants, dont celui de fournir un habitat à plusieurs espèces d'oiseaux se nourrissant de graines de résineux. Ces bouquets constituent aussi des tremplins migratoires entre les îlots résineux.

5.2.1.4 Plantations d'espèces d'arbres exotiques ou indigènes mais génétiquement exotiques

Problématique : l'introduction d'espèces d'arbres exotiques ou indigènes mais génétiquement exotiques peut constituer une menace pour la biodiversité et le bon fonctionnement des écosystèmes. Le danger existe particulièrement lorsqu'il y a naturalisation de l'espèce ou d'un écotype mal adapté au milieu. De façon générale, ce phénomène se produit par l'installation de plantations. Les espèces exotiques fréquemment importées en forêt feuillue tempérée sont l'épinette de Norvège (*Picea abies*) et le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*). On compte très peu de plantations de feuillus nobles et celles-ci, lorsqu'elles existent, sont composées d'espèces indigènes. Un problème peut néanmoins exister si la provenance des graines ayant servi à la

production des plants est extérieure au domaine bioclimatique où la plantation a été réalisée. Cependant, le MRNF a établi des règles à ce sujet pour éviter certains problèmes.

Méthode d'évaluation : pour chacun des enjeux concernant la composition du peuplement, comparer l'abondance actuelle des espèces avec celle observée dans le paysage préindustriel ou précolonial. Faire un suivi de la variation de l'abondance des différentes espèces entre les inventaires décennaux à l'aide des placettes-échantillons permanentes et temporaires (tout comme l'ont fait Duchesne et Ouimet [2008]).

5.2.2 Structure

5.2.2.1 Distribution diamétrale

Problématique : trois problématiques sont associées à l'enjeu écologique de la distribution diamétrale. Premièrement, la structure diamétrale des peuplements de la forêt feuillue tempérée est généralement inéquienne. Les jeunes forêts inéquiennes ont une forme de distribution diamétrale qui se rapproche d'une exponentielle négative ou dite de DeLiocourt (1898), alors que les vieilles forêts ont une structure diamétrale qui se rapproche plus d'une sigmoïde retournée (Goodburn et Lorimer, 1998; Leak, 2002). Doyon et Nolet (2007) montrent que c'est effectivement le cas pour de grandes parcelles de 0,25 ha dans des érablières du Québec. L'hétérogénéité spatio-temporelle du régime de trouées permet le maintien de ce type de structure, même si, localement, celle-ci n'est théoriquement pas soutenable en recrutement continu entre les cohortes de taille (Keeton, 2006).

Deuxièmement, la structure diamétrale est aussi caractérisée par une forte représentation de la surface terrière du peuplement en grosses tiges (> 40 %). Or, par le passé, on a essentiellement exploité les peuplements de la forêt feuillue tempérée québécoise par un prélèvement par le haut (sélectif dans le cas des CDL et indistinct dans le cas du jardinage), ce qui a sérieusement limité la représentation des tiges de fort diamètre dans les peuplements. Par exemple, Angers et autres (2005) ont observé significativement moins de tiges de gros diamètres dans les peuplements assujettis à la coupe de jardinage. Ainsi, pour ces peuplements traités fréquemment, on observerait une distribution diamétrale des tiges de forme exponentielle négative avec un facteur q élevé (souvent supérieur à 1,4 pour des classes de 2 cm) et peu ou pas de tiges de grand diamètre avec une surabondance de petites tiges.

Troisièmement, la structure diamétrale est régularisée, c'est-à-dire que l'effectif des différentes cohortes est tel qu'il permet un recrutement continu tout en maintenant la structure du peuplement stable de façon permanente. Doyon et Nolet (2007) montrent que pour une majorité de forêts en Outaouais, le jardinage qui y a été appliqué n'aurait pas permis de redresser les structures, mais aurait plutôt rendu les forêts encore plus irrégulières (présence de creux entre les cohortes). Ainsi, après 20 ans de jardinage, la forêt feuillue tempérée outaouaise serait plus souvent qu'autrement caractérisée par une structure à 2 cohortes (grosse-petite ou moyenne-petite) que par une structure clairement inéquienne.

Méthode d'évaluation : estimer la distribution diamétrale moyenne des tiges dans les peuplements à l'aide du facteur q . Cette estimation doit se faire à l'échelle de la parcelle. Il ne faut pas réunir les parcelles ensemble, car cela a pour effet de régulariser artificiellement la structure. Évaluer la portion de la surface terrière qui est représentée par les grosses tiges (39,1 cm et plus). Évaluer l'importance des creux de cohorte dans les structures en comparant la distribution théorique avec la distribution observée.

5.2.2.2 Structure de l'habitat

Problématique : on a souvent soutenu que le jardinage par pied d'arbre permettait la reproduction du régime naturel de trouées. Si l'on récolte 30 % de la surface terrière tous les 25-30 ans, on arrive effectivement à un taux de renouvellement du paysage qui s'apparente à celui du régime de trouées (environ 1 %). Cependant, une différence majeure et importante existe entre le jardinage et le régime de trouées : le régime de trouées produit une perturbation de 1 % chaque année sur tout le territoire, alors que le jardinage produit une perturbation de 30 % tous les 30 ans sur une portion définie du territoire. Dans une portion de territoire sous jardinage, on observe ainsi l'apparition soudaine de lumière (Beaudet et Messier, 2002), ce qui favorise le développement d'une strate arbustive très dense sur toute l'étendue de la coupe (Doyon, Gagnon et Giroux, 2005; Angers et autres, 2005), strate qui, en retour, conditionnera l'environnement lumineux pour plusieurs années (Beaudet, Messier et Leduc, 2004). En plus de produire une structure verticale de la végétation bien différente de celle d'une forêt non aménagée, ce développement synchrone homogénéise les conditions d'habitat (Angers et autres, 2005) auxquelles le cortège aviaire des passereaux forestiers répond distinctement (Doyon, Gagnon et Giroux, 2005) avec une diversité moindre. Bourque et Villard (2001) montrent entre autres que la structure émanant du jardinage pourrait jouer le rôle d'une trappe écologique pour la paruline bleue à gorge noire (*Dendroica caerulescens*) et réduire considérablement la qualité de l'habitat de reproduction de la paruline couronnée (*Seiurus aurocapillus*).

Le jardinage par pied d'arbre et le régime naturel de trouées n'influencent pas nécessairement de la même façon la structure de l'habitat.

Méthode d'évaluation : Évaluer la quantité de peuplements avec une strate arbustive très dense (plus de 75 % du couvert). Utiliser les inventaires de régénération à cet effet.

5.2.2.3 Bois mort

Problématique : en forêt feuillue tempérée, le bois mort joue un rôle capital dans le fonctionnement de l'écosystème (Tyrrell et Crow, 1994). Le bois mort constitue un habitat pour une multitude d'espèces végétales et animales, contribue aux cycles des nutriments, de l'eau et du carbone, et joue un rôle géomorphologique important pour les sols et les cours d'eau (Whiles et Grubaugh, 1996; Harmon et autres, 2004). En fait, l'abondance, la distribution et l'état de décomposition des débris ligneux semblent jouer un rôle extrêmement important dans le maintien de la biodiversité dans les écosystèmes terrestres (Harmon et autres, 1986; Maser et autres, 1988; Swanson et Franklin, 1992) en augmentant l'hétérogénéité de l'habitat et, par le fait même, la diversité structurale (Hansen et autres, 1999; Sharitz et autres, 1992; Ecke et autres, 2002). À titre d'exemple, dans leur revue de littérature, Whiles et Grubaugh (1996) illustrent bien l'importance des débris ligneux pour l'herpétofaune (reproduction : appel, pairage, parade; thermorégulation; protection contre la dessiccation; alimentation ou encore protection contre les prédateurs : refuge et promontoire). La présence de débris ligneux (troncs au sol et souches) en forêt est également importante pour les petits mammifères qui les utilisent comme lieux de reproduction, pour leur alimentation ou comme voie de déplacement (Millet et Getz, 1977; Hayes et Cross, 1987; Mills, 1995). Par ailleurs, Bowman et autres (2000) mentionnent que pour les petits mammifères, l'état de décomposition des débris est encore plus important que leur distribution sur le parterre forestier.

L'abondance, la distribution et l'état de décomposition du bois mort jouent un rôle important dans le maintien de la biodiversité dans les écosystèmes terrestres en favorisant l'hétérogénéité de l'habitat.



L'exploitation forestière de la forêt feuillue tempérée a contribué à y réduire la quantité de bois mort. Plusieurs études montrent que le bois mort (chicots et débris ligneux) est moins important en forêt aménagée qu'en forêt non aménagée, particulièrement en ce qui concerne le bois mort de grande taille (Tyrrell et Crow, 1994; Doyon, Gagnon et Giroux, 2005; Angers et autres, 2005). Ce constat est particulièrement bien illustré dans l'étude de McGee, Leopold et Nyland (1999) réalisée dans des forêts anciennes, des peuplements matures inéquiennes partiellement coupés et des secteurs équiennes âgés de 90-100 ans issus de feux des monts Adirondaks dans l'État de New York. Ces auteurs y ont en effet observé des volumes de bois mort de 139, 69 et 61 m³/ha respectivement ainsi que des proportions de gros débris (50 cm et plus) de 17 %, 13 % et 4 %. Par ailleurs, Hale, Pastor et Rusterholz (1999) soulignent que même si la prolongation des rotations des forêts de feuillus nordiques aménagées par jardinage du Minnesota peut permettre dans une

certaine mesure la reproduction de la composition floristique, plusieurs éléments structuraux sont manquants dans la forêt aménagée, dont le volume en débris ligneux au sol. Une grande quantité d'arbres creux, d'arbres de gros diamètre et d'arbres cariés est aussi une caractéristique structurale qui distingue assez bien les forêts anciennes de celles aménagées. En effet, en forêt feuillue tempérée naturelle, il est fréquent de constater un volume de débris ligneux souvent supérieur à 50 m³/ha (Tyrrell et Crow, 1994) avec une forte proportion de ce volume qui provient de grosses pièces (Angers et autres, 2005 ; Doyon, Gagnon et Giroux, 2005). En ce qui concerne les chicots, les forêts jardinées en possèdent généralement moins que les forêts naturelles, et cette différence s'accroît lorsqu'on s'intéresse particulièrement aux chicots de grande taille (Doyon, Gagnon et Giroux, 2005). Par exemple, Angers et autres (2005) observent en forêts jardinées seulement 1,4 gros chicot ($\geq 39,1$ cm) à l'hectare, alors que ce nombre passe à 7,6 à l'hectare dans des forêts anciennes. Doyon et autres (1999) montrent que la surface des chicots utilisée par les pics pour leur alimentation est significativement plus grande en forêt non aménagée qu'en forêt jardinée et supposent que la différence observée est imputable à la différence de taille des chicots. L'intérêt récent pour la biomasse forestière à des fins énergétiques pourrait accentuer le problème déjà observé, puisque la majeure partie des débris ligneux au sol recensés en forêt jardinée proviennent des résidus de coupe laissés sur le parterre.

L'intérêt récent pour la biomasse forestière à des fins énergétiques pourrait accentuer le problème de la représentativité des éléments de bois mort dans la forêt feuillue tempérée.

Méthode d'évaluation : évaluer le volume en débris ligneux ainsi que la densité en chicots de grande taille ($\geq 39,1$ cm) pour des secteurs (ou des strates) typiques.

5.2.2.4 Creux et monticules



Problématique : Les creux et monticules sont des éléments importants de la structure de l'écosystème de la forêt feuillue tempérée et des processus de succession qui s'y déroulent (White, 1979; Lorimer, 1980; Putz, 1983; Canham et Loucks, 1984; Foster, 1988; Webb, 1988; Foster et Boose, 1992; Peterson et Pickett, 1995; Peterson et Rebertus, 1997). Les creux et monticules sont créés par le renversement des arbres par le vent et se caractérisent par un monticule offrant d'un côté une surface de litière et de l'autre une surface minérale. En forêt feuillue tempérée, comme les arbres sont de taille importante et que plusieurs

des espèces d'arbres possèdent un enracinement important, les creux et monticules peuvent parfois couvrir des surfaces non négligeables. Doyon et Bouffard (2008a) montrent que dans les érablières matures du Témiscamingue, les superficies touchées par les creux et monticules sont d'environ 77 m²/ha, ce qui est analogue à ce que Goodburn et Lorimer (1998) ont observé dans de vieilles forêts de feuillus tolérants du Wisconsin et du Michigan. À la suite d'un chablis de forte intensité, ces superficies peuvent représenter jusqu'à près de 11 % du parterre forestier (Doyon et Bouffard, 2008a). Les creux et monticules jouent donc un rôle important en forêt feuillue tempérée en influençant les processus de pédogénèse par la redistribution spatiale de la litière et des apports d'eau ainsi que par la création de microclimats (Lag, 1951; Goodlett, 1954). Les creux et monticules peuvent aussi influencer la dynamique de la végétation forestière et, par le fait même, augmenter la biodiversité (Lorimer, 1980; Sousa, 1984; Schaetzel et autres, 1989; Oheimb et autres, 2007) en créant de nouveaux types de microsites et des conditions d'établissement plus favorables à des espèces à petites semences ou à des espèces moins tolérantes à l'ombre (Beatty, 1984; Beatty et Stone, 1986; Everham et Brokaw, 1996). Les creux et monticules exercent également un rôle très important pour la faune (Schaetzel et autres, 1989; Long, Carson et Peterson, 1998), qui utilise les monticules comme promontoires d'observation (repérage et alimentation, ex. : écureuil roux) ou sites d'appel au pairage (ex. : gélinotte huppée) ainsi que les creux comme zones d'alimentation (trappes à graines, ex. : campagnols) et milieux humides (micro-cuvettes, ex. : grenouilles et salamandres pour la reproduction, la protection contre la dessiccation ou encore la thermorégulation).

Les creux et monticules issus du renversement des arbres influencent fortement la dynamique de la végétation forestière et contribue à structurer l'habitat et à maintenir la biodiversité.

Toutes les formes de coupes par lesquelles on prélève la tige au-dessus de la souche réduisent considérablement ce processus dynamique. Doyon et Bouffard (2008a) montrent aussi que la récupération des tiges renversées après chablis provoque le rehaussement des creux par les monticules après tronçonnage, limitant considérablement le nombre de creux et monticules.

Méthode d'évaluation : Comparer l'abondance actuelle des creux et monticules en forêts aménagées avec celle des creux et monticules en forêts non aménagées.

5.2.2.5 Micro-cuvettes en milieu forestier

Les micro-cuvettes sont un type d'habitat essentiel au maintien de la biodiversité et un bon exemple de filtre brut à petite échelle.

Problématique : les micro-cuvettes en milieu forestier sont des dépressions isolées de faible profondeur (de 10 cm à 2,5 m selon Burne [2000]) et de forme variable, sporadiquement inondées, et ce, généralement au printemps ou encore à l'automne (Calhoun et autres, 2003; Marchand et autres, 2004; Burne et Griffin, 2005). Ces milieux humides occupent habituellement de petites superficies, du m² à plus d'un hectare (Brooks et Hayashi, 2002), comme l'ont observé Calhoun et autres (2003) dans le Maine, où environ 86 % et 67 % des micro-

cuvettes qu'ils ont recensées avaient respectivement moins de 1 394 m² et 399 m². Ce type de milieux humides non permanents est biologiquement très actif au printemps, puisqu'il procure un habitat de reproduction de prédilection pour un assemblage unique d'espèces d'amphibiens (grenouilles et salamandres) et d'invertébrés adaptés à un environnement dépourvu de poissons (DiMauro et Hunter, 2002; Marchand et autres, 2004; Baldwin, 2005; Burne et Griffin, 2005). En fait, certaines grenouilles et les salamandres requièrent deux types d'habitats différents : terrestre et aquatique (Marchand et autres, 2004). Ces deux types d'habitats doivent être suffisamment près l'un de l'autre pour permettre aux individus d'effectuer la migration le plus rapidement possible vers les lieux de reproduction. À titre d'exemple, les salamandres tachetées et les salamandres de Jefferson peuvent effectuer des déplacements de l'ordre de 150 m pour aller dans les micro-cuvettes (Marchand et autres, 2004). C'est pour cela que Snodgrass et autres (2000) recommandent la protection de ces éléments structuraux d'habitat présents dans plusieurs écosystèmes, lesquels jouent un rôle clé dans la dynamique des métapopulations de ces espèces et, conséquemment, dans le maintien de la biodiversité à l'échelle du paysage (Semlitsch, 2002; Babbitt, Baber et Tarr, 2003; Baldwin, 2005). En fait, Hunter (2005) considère ce milieu comme un mésosfiltre de la biodiversité parce qu'il y joue un rôle de filtre brut, mais à beaucoup plus petite échelle. Ce type de milieu est d'autant plus important qu'il se situe souvent à bonne distance des ruisseaux, rivières, lacs et autres milieux humides plus typiques (Marchand et autres, 2004). Selon Marsh et Trenham (2001) de même que Marchand et autres (2004), plusieurs autres espèces d'amphibiens, de reptiles, d'invertébrés, d'oiseaux et de mammifères utilisent ce type d'habitat pour se nourrir et se reproduire ou encore comme tremplin migratoire lors des périodes printanière et estivale.

Méthode d'évaluation : au printemps, comparer l'abondance actuelle des micro-cuvettes en forêts aménagées avec celle des micro-cuvettes en forêts non aménagées. Au printemps, comparer la densité des amphibiens dans les micro-cuvettes en forêts aménagées avec celle des amphibiens dans les micro-cuvettes en forêts non aménagées.

5.3 Espèces végétales ou animales préoccupantes

Les effets de l'intégration des valeurs fauniques et de la biodiversité à la planification forestière ont déjà été bien démontrés dans le document de Doyon et Bouffard (2008b). Nous invitons donc le lecteur à prendre connaissance de ce document pour en savoir plus sur ce sujet. Nous avons néanmoins cru important de faire état, ci-après, des modifications importantes que peuvent apporter aux écosystèmes forestiers et à leur intégrité certaines espèces forestières invasives.

5.3.1 Lombrics exotiques

Problématique : À l'exception de quelques endroits isolés de faible superficie, la majorité des lombrics indigènes ont disparu sur le territoire où s'est produite la dernière glaciation du

Wisconsin (Gates, 1982; Reynolds, 1994; Addison, 2009). L'introduction de lombrics européens dans les forêts de feuillus tolérants du nord-est de l'Amérique du Nord, conséquente à la colonisation graduelle de cet habitat, a été et constitue toujours un changement majeur au sein de la communauté des détritivores de ces forêts (Gates, 1976; Reynolds, 1994). Par le passé, la majorité des sols et de la végétation qui les recouvre ainsi que les pools de carbone et d'éléments nutritifs présents se sont développés en l'absence de ces invertébrés (Addison, 2009). Il n'est donc point surprenant de noter que des impacts environnementaux importants aient été décelés au fur et à mesure de l'invasion du territoire par ces invertébrés (Lavelle, Brussaard et Hendrix, 1999; Addison, 2009). Au Québec, on dénombre actuellement 19 espèces de lombrics, dont 17 sont non indigènes (Reynolds, 1977; Reynolds et Reynolds, 1992), ces dernières provenant particulièrement d'Europe et d'Asie (Gates, 1982; Reynolds, 1994). À titre d'exemple, Moore et Reynolds (2003) ont trouvé cinq espèces de lombrics exotiques dans une forêt très acide d'érables à sucre et de bouleaux jaunes du sud du Québec, alors que Wironen et Moore (2006) ont rapporté un nombre semblable de ces espèces dans une forêt ancienne de hêtres à grandes feuilles et d'érables à sucre située dans la réserve naturelle Gault. Étant donné que la vitesse de dispersion des lombrics dans le sol est relativement faible, soit environ 5-10 m/an (Ghilarov et Perel, 1984; Marinissen et van den Bosch, 1992), leur invasion rapide des peuplements de feuillus tolérants des zones écologiques des Grands Lacs et du Saint-Laurent (Rowe, 1972), notamment, est imputable aux activités humaines, dont la production agricole, l'utilisation d'appâts pour la pêche et l'expansion du réseau routier, particulièrement en milieu forestier (Reynolds, 1977; Cameron, Bayne et Clapperton, 2007).

L'invasion graduelle de la forêt feuillue tempérée québécoise par les lombrics exotiques est un phénomène aux conséquences encore difficiles à prévoir.

Différentes études ont démontré que l'invasion par les lombrics exotiques d'un grand nombre de peuplements du nord-est de l'Amérique du Nord a entraîné des changements physico-chimiques, particulièrement en ce qui concerne le cyclage des éléments, et biologiques dans le parterre forestier et les horizons supérieurs des sols (Bohlen et autres, 2004; Frelich et autres, 2006). Ces changements sont dus au fait que les lombrics modifient la structure du parterre forestier en consommant une part importante de l'horizon organique (O) et du mélange de la matière organique dans l'horizon (A) (Alban et Berry, 1994; Burtelow, Bohlen et Groffman, 1998; Bohlen et autres, 2004a; Hale et autres, 2005; Hale et autres, 2008).

En ce qui concerne le cyclage des éléments, la distribution et la disponibilité du carbone, de l'azote et du phosphore sont modifiées lorsque les lombrics sont significativement présents dans le sol (Suárez et autres, 2004; Bohlen et autres, 2004a; Wironen et Moore, 2006; Hale et autres, 2008). À titre d'exemple, Bohlen et autres (2004b) ainsi que Wironen et Moore (2006) ont noté dans des érablières du Nord-Est américain et du Québec une remise en circulation importante du carbone à court terme. Certaines études ont également montré une augmentation du lessivage et une baisse de la disponibilité du phosphore et de l'azote dans des peuplements dominés par l'érable à sucre, bien que les résultats pour l'azote soient plus ambigus (Paré et Bernier, 1989a; Paré et Bernier, 1989b; Bohlen et autres, 2004b; Suárez et autres, 2004; Hale et autres, 2005; Wironen et Moore, 2006).

Les impacts biologiques de l'invasion des lombrics exotiques concernent la distribution des racines fines des arbres (Fisk et autres, 2004), l'importance et le niveau d'activité de la biomasse microbienne (Li et autres, 2002; Groffman et autres, 2004), la structure et la diversité de la communauté des microarthropodes (McLean et Parkinson, 2000) ainsi que les taux de colonisation mycorrhizienne (Lawrence et autres, 2003; Groffman et autres, 2004).

Le changement des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols envahis peut avoir pour conséquence la modification de la végétation en place ou encore la disparition de certaines espèces (Eisenhauer et autres, 2007; Hale et autres, 2008; Addison, 2009). Hale (2004) et Hale et autres (2005) ont ainsi noté au Minnesota dans des peuplements d'érables à sucre des problèmes de régénération pour les semis de cette espèce, alors que Gundale (2002) a observé la disparition d'une espèce endémique de fougère dans la forêt nationale de Chippawa au Minnesota. En fait, les effets directs de ces changements sur la végétation peuvent aller jusqu'à la mortalité de certaines plantes dotées d'un enracinement superficiel et la destruction des radicelles de surface combinée à une baisse des éléments nutritifs (Gundale, 2002; Fisk et autres, 2004; Bohlen et autres, 2004b; Suárez et autres, 2004; Hale, Frelich et Reich, 2006).

Enfin, les changements climatiques à venir, particulièrement l'adoucissement des hivers au Québec, pourraient favoriser la survie des lombrics exotiques, plusieurs étant relativement intolérants au gel (Holmstrup et Zacharissen, 1996; Holmstrup, 2003), et faciliter leur colonisation des peuplements situés plus au nord. Ainsi, la progression de l'envahissement des forêts québécoises par les lombrics exotiques au cours des années à venir pourrait amenuiser le rôle de puits de carbone des forêts en remettant plus rapidement en circulation cet élément.

Méthode d'évaluation : Comparer le rapport d'abondance lombrics exotiques-lombrics indigènes en forêts aménagées et non aménagées. Évaluer l'épaisseur de la litière et de l'horizon Ah en forêts aménagées et non aménagées.

5.3.2 Cerf de Virginie

Problématique : Depuis quelques décennies, nous assistons à un accroissement important des populations du cerf de Virginie ainsi que de son aire de distribution dans la forêt tempérée du nord-est de l'Amérique du Nord (Knox, 1997; Rooney, 2001; Côté et autres, 2004; Goudreault, 2007). Cette augmentation est imputable à une diminution de la pression de chasse (loi du mâle entrée en vigueur en 1974) et du nombre de prédateurs, à des dispositions réglementaires visant la conservation de l'habitat d'hiver sur les terres publiques, à des mesures incitatives pour l'amélioration de l'habitat sur les terres privées, à l'augmentation de l'ouverture du paysage à la suite d'activités agricoles et forestières de même qu'à l'adoucissement des conditions climatiques hivernales (Alverson, Waller et Solheim, 1988; Messier, 1994; Sinclair, 1997; Forchhammer et autres, 1998; Porter et Underwood, 1999; Solberg et autres, 1999; Fuller et Gill, 2001; Potvin, Beaupré et Laprise, 2003; Goudreault, 2007). Le cerf de Virginie n'aurait pu connaître une telle augmentation en nombre sans ses excellentes capacités d'adaptation, qui lui permettent de s'acclimater aux nombreux écotones créés en forêt feuillue décidue par l'homme (Banfield, 1977; Prescott et Richard, 1996). D'une densité de 2 ou 3 cerfs par km² en forêt de feuillus tolérants, on est passé à des niveaux qui atteignent ou encore dépassent régulièrement les 10 individus et plus, notamment dans le sud du Québec où l'on dénombre parfois plus de 30 cerfs par km² (Goudreault, 1995; Diefenbach, Palmer et Shope, 1997; Fuller et Gill, 2001; Russell, Zippin et Fowler, 2001; Daigle et autres, 2004).

Le cerf de Virginie exerce une influence majeure sur la dynamique de la forêt feuillue tempérée québécoise et, par conséquent, sur sa biodiversité.

Avec l'accroissement des populations du cerf de Virginie au Québec, de nouvelles préoccupations ont émergé en ce qui concerne l'impact que cette espèce exerce actuellement sur son environnement et pourra exercer dans le futur sur la biodiversité de la forêt tempérée (Crête, Ouellet et Lesage, 2001; Côté et autres, 2004; Goudreault, 2007). En fait, les effets



Source : Sepag, Anticosti

néfastes du broutage par le cerf de Virginie sur les écosystèmes sont depuis longtemps démontrés en Amérique du Nord (Leopold, Sows et Spencer, 1947; Marquis, 1975; Marquis, 1981; Kelty et Nyland, 1983; Kirschbaum et Anacker, 2005). Dans leur revue de littérature, Côté et autres (2004) illustrent bien l'effet du broutage intensif exercé par le cerf de Virginie sur la structure des communautés forestières et la compétition interspécifique ainsi que sur la succession forestière et les propriétés des écosystèmes.

Puisque le cerf broute la végétation de façon sélective, il agit fortement sur les relations de compétition entre les plantes, pouvant alors occasionner soit une augmentation, soit une baisse de la densité et de la diversité du couvert forestier (Tilgham, 1989; Rooney et Dress, 1997; Côté et autres, 2004). En fait, le broutage intensif peut significativement modifier, directement ou indirectement, l'abondance relative et absolue d'espèces végétales forestières (Hough, 1965; Ross, Bray et Marshall, 1970; Anderson et Katz, 1993; Bowers, 1997; Horsley, Stout et deCalesta, 2003) et, par le fait même, la composition future d'un peuplement (Facelli, 1994; de la Cretaz et Kelty, 2002; Bellingham et Allan, 2003). L'enlèvement ou l'addition de nouvelles espèces dans certaines situations peut entraîner une réaction en chaîne qui affectera les autres composants d'un écosystème (Abrams, 1996; Hobbs et Mooney, 1998). Les problèmes de recrutement de la pruche du Canada et du thuya occidental ainsi que la baisse des populations de trilles *ssp.* et de la maïanthème du Canada dans un bon nombre de peuplements forestiers du Québec en sont de bons exemples (Alverson et Waller, 1997; Rooney, 2001; Kirschbaum et Anacker, 2005; Krueger et Peterson, 2006). Depuis quelques décennies, l'intensification du broutage exercé par le cerf de Virginie au sud du fleuve Saint-Laurent a résulté à la fois en une forte baisse des plantes les plus prisées par cet ongulé (Rouleau, Crête et Ouellet, 2002; Boucher et autres, 2004) et en une augmentation de la pression qu'il exerce sur d'autres essences normalement moins touchées, telles que l'érable à sucre et l'érable rouge (Daigle et autres, 2004; Goudreault, 2007). Ainsi, dans certains peuplements de feuillus tolérants du Québec où la pression exercée par le cerf de Virginie est très forte, on observe une modification de l'organisation structurale à la suite de l'absence de certaines classes d'âge.

Méthode d'évaluation : Évaluer l'importance du broutage sur la régénération des espèces d'arbres sensibles.



Bibliographie

- ABELL, C. A. (1934). "The influence of glaze storms upon hardwood forests in the Southern Appalachians", *Journal of Forestry*, 32: 35-37.
- ABRAMS, M. D. (1998). "The Red Maple Paradox", *BioScience*, 48: 355-364.
- ABRAMS, M. D. (2001). "Eastern White Pine Versatility in the Presettlement Forest", *BioScience*, 51: 967-979.
- ABRAMS, M. D., et C. M. RUFFNER (1995). "Physiographic analysis of witness-tree distribution (1765-1798) and present forest cover through north central Pennsylvania", *Canadian Journal of Forest Research*, 25: 659-668.
- ABRAMS, P. A. (1996). "Evolution and the Consequences of Species Introductions and Deletions", *Ecology*, 77: 1321-1328.
- ADDISON, J. A. (2009). "Distribution and impacts of invasive earthworms in Canadian forest ecosystems", *Biological Invasions*, 11: 59-79.
- ALBAN, D. H., et E. C. BERRY (1994). "Effects of earthworms invasion on morphology, carbon, and nitrogen of a forest soil", *Applied Soil Ecology*, 1: 243-249.
- ALVERSON, W. S., et D. M. WALLER (1997). "Deer populations and the widespread failure of hemlock regeneration in northern forests", dans McShea, W. J., H. B. Underwood et J. H. Rappole, directeurs. *The science of overabundance: deer ecology and population management*, Washington, DC, Smithsonian Institution Press, p. 280-297.
- ALVERSON, W. S., D. M. WALLER et S. L. SOLHEIM (1988). "Forests Too Deer: Edge Effects in Northern Wisconsin", *Conservation Biology*, 2: 348-358.
- ANDERSON, R. C., et A. J. KATZ (1993). "Recovery of browse-sensitive tree species following release from white-tailed deer *Odocoileus virginianus* Zimmerman browsing pressure", *Biological Conservation*, 63: 203-208.
- ANGERS, V. A., et autres (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.
- AUBÉ, M. (2008). "The pre-European settlement forest composition of the Miramichi River watershed, New Brunswick, as reconstructed using witness trees from original land surveys", *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 1159-1183.
- BABBITT, K. J., M. J. BABER et T. L. TARR (2003). "Patterns of larval amphibian distribution along a wetland hydroperiod gradient", *Canadian Journal of Zoology*, 81: 1539-1552.
- BALDWIN, R. F. (2005). "Vernal pools: critical habitat", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 471.

- BANFIELD, A. W. F. (1977). *Les mammifères du Canada*, publié pour le Musée national des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada, par les Presses de l'Université Laval, 406 p.
- BARDEN, L. S. (1989). "Repeatability in Forest Gap Research: Studies in the Great Smoky Mountains", *Ecology*, 70: 558-559.
- BARRETTE, M., et L. BÉLANGER (2007). « Reconstitution historique du paysage préindustriel de la région écologique des hautes collines du Bas-Saint-Maurice », *Canadian Journal of Forest Research*, 37: 1147-1160.
- BEATTY, S. W. (1984). "Influence of Microtopography and Canopy Species on Spatial Patterns of Forest Understory Plants", *Ecology*, 65: 1406-1419.
- BEATTY, S. W., et E. L. STONE (1986). "The variety of soil microsites created by tree falls", *Canadian Journal of Forest Research*, 16: 539-548.
- BEAUDET, M., et C. MESSIER (2002). "Variation in canopy openness and light transmission following selection cutting in northern hardwood stands: an assessment based on hemispherical photographs", *Agricultural and Forest Meteorology*, 110: 217-228.
- BEAUDET, M., C. MESSIER et A. LEDUC (2004). "Understorey light profiles in temperate deciduous forests: recovery process following selection cutting", *Journal of Ecology*, 92: 328-338.
- BÉDARD, S., et F. BRASSARD (2002). *Les effets réels des coupes de jardinage dans les forêts publiques du Québec en 1995 et 1996*, Québec, ministère des Ressources naturelles, 15 p.
- BÉDARD, S., et M. HUOT (2006). "Long-term silviculture research on northern hardwoods in Québec (Canada)", dans Irland, L. C., et autres, directeurs. *Long-term Silvicultural & Ecological Studies: Results for Science and Management*, Yale University, School of Forestry and Environmental Studies, Global Institute of Sustainable Forestry, p. 119-126.
- BELLINGHAM, P. J., et C. N. ALLAN (2003). "Forest regeneration and the influences of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in cool temperate New Zealand rain forests", *Forest Ecology and Management*, 175: 71-86.
- BETTS, M. G., et G. J. FORBES (2005). *Mature forest patch size: Forest management guidelines to protect native biodiversity in the Greater Fundy Ecosystem*, Fredericton, University of New Brunswick, 109 p.
- BICKNELL, S. H. (1982). "Development of canopy stratification during early succession in Northern hardwoods", *Forest Ecology and Management*, 4: 41-51.
- BOHLEN, P. J., et autres (2004a). "Ecosystem Consequences of Exotic Earthworm Invasion of North Temperate Forests", *Ecosystems*, 7: 1-12.
- BOHLEN, P. J., et autres (2004b). "Influence of Earthworm Invasion on Redistribution and Retention of Soil Carbon and Nitrogen in Northern Temperate Forests", *Ecosystems*, 7: 13-27.

- BOHLEN, P. J., et autres (2004c). "Non-native invasive earthworms as agents of change in northern temperate forests", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2: 427-435.
- BOIVIN, J.-L. (1986). *Résultats de coupes par bandes dans trois cantons de l'ouest québécois après 15 ans*, Québec, ministère des Ressources naturelles, 22 p.
- BOIVIN, J.-L., et L. ROBITAILLE (1987). « Résultats, après 10 ans, d'une coupe à diamètre minimum d'exploitation dans un peuplement feuillu », *The Forestry Chronicle*, 63: 15-19.
- BORMANN, F. H., et G. E. LIKENS (1979). "Catastrophic disturbance and the steady state in northern hardwood forests", *American Scientist*, 67: 660-669.
- BOUCHARD, A., et autres (1989). "The use of notary deeds to estimate the changes in the composition of 19th century forests, in Haut-Saint-Laurent, Québec", *Canadian Journal of Forest Research*, 19: 1146-1150.
- BOUCHARD, A., et G. DOMON (1997). "The transformations of the natural landscapes of the Haut-Saint-Laurent (Québec) and their implications on future resource management", *Landscape and Urban Planning*, 37: 99-107.
- BOUCHER, S., et autres (2004). "Large-scale trophic interactions: white-tailed deer growth and forest understory", *Écoscience*, 11: 286-295.
- BOUCHER, Y., D. ARSENEAULT et L. SIROIS (2006). "Logging-induced change (1930-2002) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada", *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 505-517.
- BOUFFARD, D., F. DOYON et E. FORGET (2003). *Historique et dynamisme écologique de la végétation forestière de la réserve faunique Rouge-Matawin de 1930 à nos jours*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 75 p. + annexes.
- BOULET, B. (2007). *Défauts et indices de la carie des arbres – Guide d'interprétation*, 2e édition, Québec, Les Publications du Québec, 317 p.
- BOULET, B., F. TROTTIER et G. ROY (2000). *Management of ice storm damaged stands*, Québec, ministère des Ressources naturelles, 65 p.
- BOURQUE, J., et M.-A. VILLARD (2001). "Effects of Selection Cutting and Landscape-Scale Harvesting on the Reproductive Success of Two Neotropical Migrant Bird Species", *Conservation Biology*, 15: 184-195.
- BOWERS, M. A. (1997). "Influence of deer and other factors on an old-field plant community", dans McShea, W. J., H. B. Underwood et J. H. Rappole, directeurs. *The science of overabundance: deer ecology and population management*, Washington, DC, Smithsonian Institution Press, p. 310-326.
- BOWMAN, et autres (2000).
- BRISSON, J., et A. BOUCHARD (2003). "In the past two centuries, human activities have caused major changes in the tree species composition of southern Quebec, Canada", *Écoscience*, 10: 236-246.

- BRISSON J., Y. BERGERON et A. BOUCHARD (1988). « Les successions secondaires sur sites mésiques dans le Haut-Saint-Laurent, Québec, Canada », *Canadian Journal of Botany*, 66: 1192-1203.
- BRISSON, J., Y. BERGERON et A. BOUCHARD (1992). "The history and tree stratum of an old-growth forest of Haut-Saint-Laurent region, Québec", *Natural Areas Journal*, 12: 3-9.
- BROOKS, R. T., et M. HAYASHI (2002). "Depth-area-volume and hydroperiod relationships of ephemeral (vernal) forest pools in southern New England", *Wetlands*, 22: 247-255.
- BRUERDERLE, L. P., et F. W. STEARNS (1985). "Ice storm damage to a southern Wisconsin mesic forest", *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 112: 167-175.
- BUREAU, J. (1880). *Rapport d'inspection sur les limites à bois à la rivière rouge*.
- BÜRGI, M., E. W. B. RUSSELL et G. MOTZKIN (2000). "Effects of post-settlement human activities on forest composition in the northeastern United States: a comparative approach", *Journal of Biogeography*, 27: 1123-1138.
- BURNE, M. R. (2000). *Conservation of vernal pool-breeding amphibian communities: habitat and landscape association with community richness*, Thèse, M. Sc., Amherst, University of Massachusetts.
- BURNE, M. R., et C. R. GRIFFIN (2005). "Protecting vernal pools: a model from Massachusetts, USA", *Wetlands Ecology and Management*, 13: 367-375.
- BURNS, R. M., et B. H. HONKALA (1990). "Volume 1: Conifers", *Silvics of North America*, [En ligne], [www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/table_of_contents.htm] (Dernier accès le 3 mars 2009).
- BURTELOW, A. E., P. J. BOHLEN et P. M. GROFFMAN (1998). "Influence of exotic earthworm invasion on soil organic matter, microbial biomass and denitrification potential in forest soils of the northeastern United States", *Applied Soil Ecology*, 9: 197-202.
- CALHOUN, A. J. K., et autres (2003). "Evaluating vernal pools as a basis for conservation strategies: a Maine case study", *Wetlands*, 23: 70-81.
- CAMERON, E. K., E. M. BAYNE et J. M. CLAPPERTON (2007). "Human-facilitated invasion of exotic earthworms into northern boreal forests", *Écoscience*, 14: 482-490.
- CANHAM, C. D., et autres (1990). "Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests", *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 620-631.
- CANHAM, C. D., M. J. PAPAİK et E. F. LATTY (2001). "Interspecific variation in susceptibility to windthrow as a function of tree size and storm severity for northern temperate tree species", *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 1-10.
- CANHAM, C. D., et O. L. LOUCKS (1984). "Catastrophic Windthrow in the Presettlement Forests of Wisconsin", *Ecology*, 65: 803-809.

- CARLETON, T. J., et autres (1996). "In situ regeneration of *Pinus strobus* and *P. resinosa* in the Great Lakes forest communities of Canada", *Journal of Vegetation Science*, 7: 431-444.
- CASPERSEN, J. P. (2006). "Elevated mortality of residual trees following single-tree felling in northern hardwood forests", *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 1255-1265.
- CHAPESKIE, D. J. (1999). "Ice storm damage to sugar bushes in Ontario", dans *New York Society of American Foresters Ice Storm Symposium*, Cortland, New York, USDA Forest Service, NE Aera State and Private Forestry, p. 21-24.
- CLARK, J. S., et P. D. ROYALL (1996). "Local and regional sediment charcoal evidence for fire regimes in presettlement north-eastern North America", *Journal of Ecology*, 84: 365-382.
- CLARK, J. S., P. D. ROYALL et C. CHUMBLEY (1996). "The Role of Fire During Climate Change in an Eastern Deciduous Forest at Devil's Bathtub, New York", *Ecology*, 77: 2148-2166.
- COGBILL, C. V. (2005). "Historical biogeography of American beech", dans Lucas, J. A., et M. J. Twery, directeurs. *Beech Bark Disease: Proceedings of the Beech Bark Disease Symposium*, Evans, CA, USDA Forest Service, Northern Research Station, p. 16-24.
- COGBILL, C. V., J. BURK et G. MOTZKIN (2002). "The forests of presettlement New England, USA: spatial and compositional patterns based on town proprietor surveys", *Journal of Biogeography*, 29: 1279-1304.
- COMITÉ SCIENTIFIQUE SUR LES ENJEUX DE BIODIVERSITÉ (2007). *Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides : rapport préliminaire du comité scientifique*, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 118 p. + annexes.
- COOKE, B. J., et J. ROLAND (2000). "Spatial analysis of large-scale patterns of forest tent caterpillar outbreaks", *Écoscience*, 7: 410-422.
- CÔTÉ, S. D., et autres (2004). "Ecological impacts of deer overabundance", *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 113-147.
- CRÊTE, M., J.-P. OUELLET et L. LESAGE (2001). "Comparative Effects on Plants of Caribou/Reindeer, Moose and White-Tailed Deer Herbivory", *Artic*, 54: 407-417.
- CURTIS, J. T. (1959). *The vegetation of Wisconsin*, Madison, Wisconsin, University of Wisconsin Press, 657 p.
- DAHIR, S. E., et C. G. LORIMER (1996). "Variation in canopy gap formation among developmental stages of northern hardwood stands", *Canadian Journal of Forest Research*, 26: 1875-1892.
- DAIGLE, C., et autres (2004). "Summer diet of two White-tailed Deer, *Odocoileus virginianus*, populations living at low and high density in southern Quebec", *The Canadian Field-Naturalist*, 118: 360-367.
- DALE, V. H., et autres (2001). "Climate Change and Forest Disturbances", *BioScience*, 51: 723-734.

- DAVIS, M. B. (1983). "Quaternary history of the deciduous forests of eastern North America", *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 70: 550-563.
- DEGAETANO, A. T. (2000). "Climatic Perspective and Impacts of the 1998 Northern New York and New England Ice Storm", *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81: 237-254.
- DEGRAAF, R. M., et M. YAMASAKI (2003). "Options for managing early-successional forest and shrubland bird habitats in the northeastern United States", *Forest Ecology and Management*, 185: 179-191.
- DE LA CRETAZ, A. L., et M. J. KELTY (2002). "Development of Tree Regeneration in Fern-dominated Forest Understories After Reduction of Deer Browsing", *Restoration Ecology*, 10: 416-426.
- DELIOCOURT, F. (1898). *De l'aménagement des sapinières*, Société forestière de Franche-Comté et Belfort.
- DIEFENBACH, D. R., W. L. PALMER et W. K. SHOPE (1997). "Attitudes of Pennsylvania sportsmen towards managing white-tailed deer to protect the ecological integrity of forests", *Wildlife Society Bulletin*, 25: 244-251.
- DIMAURO, D., et M. I. HUNTER Jr. (2002). "Reproduction of Amphibians in Natural and Anthropogenic Temporary Pools in Managed Forests", *Forest Science*, 48: 397-406.
- DOYON, F. (2000). *Effets de différents types de récolte forestière sur les oiseaux en forêt feuillue à l'échelle de l'habitat et du paysage*, Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, 162 p.
- DOYON, F. (2002a). *Évaluation de différents régimes de répartition spatiale de coupes sur la biodiversité, le dérangement sonore et la rentabilité économique dans la réserve faunique Rouge-Matawin*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 115 p.
- DOYON, F. (2002b). « Quelle est l'importance du rôle écologique du feu dans la forêt méridionale du Québec? », dans Chabot, M., et S. Gauthier, directeurs. *L'aménagement forestier et le feu : actes de colloque*, Chicoutimi, p. 33-42.
- DOYON, F. (2003a). *L'envahissement par le hêtre dans les érablières de l'Outaouais : phénomène fantôme ou glissement de balancier?*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue et Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire, 18 p.
- DOYON, F. (2003b). *Stratégie d'aménagement, de restauration et de conservation du pin blanc et du pin rouge dans l'Outaouais*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 10 p.
- DOYON, F. (2008). *Aménagement écosystémique de la forêt feuillue tempérée : opportunités et défis*, Symposium nord-américain sur l'aménagement écosystémique de la forêt feuillue tempérée, événement organisé conjointement par l'Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue et la Conférence régionale des élus de l'Outaouais, 13-15 mai, Université du Québec en Outaouais, Gatineau.

- DOYON, F., et D. BOUFFARD (2008a). *Étude sur le bois mort, les microsites et la régénération après chablis catastrophiques dans les érablières du Témiscamingue*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 37 p.
- DOYON, F., et D. BOUFFARD (2008b). *L'intégration des valeurs fauniques et de biodiversité à la planification forestière*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 33 p. + annexes.
- DOYON, F., D. GAGNON et J.-F. GIROUX (2005). "Effects of strip and single-tree selection cutting on birds and their habitat in a southwestern Quebec northern hardwood forest", *Forest Ecology and Management*, 209: 101-116.
- DOYON, F., et autres (1999). *Snag characteristics and their use as woodpecker drilling sites in harvested and non-harvested northern hardwoods forests*, dans Diamond, A. W., et D. N. Nettleship, directeurs. *Biology and Conservation of Forest Birds*, Fredericton, New Brunswick, Society of Canadian Ornithologists, p. 103-114.
- DOYON, F., et autres (2006). *Enjeux de l'aménagement écosystémique dans l'érablière à bouleau jaune de l'Ouest*, Colloque de l'ACFAS sur les enjeux de la mise en place de la gestion écosystémique des forêts au Québec, 19 mai, Université McGill, Montréal.
- DOYON, F., et P. NOLET (2007). *Application de la sylviculture irrégulière aux peuplements feuillus jugés inaptes au jardinage et prédiction du rendement par la modélisation - Rapport d'étape : deuxième année (2006-2007)*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 25 p. + annexes.
- DOYON, F., et S. SOUGAVINSKI (2002). *Caractérisation du régime des perturbations naturelles de la forêt feuillue du Nord-Est de l'Amérique du Nord*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 116 p.
- DREVER, R. C., et autres (2006). "Fire and canopy species composition in the Great Lakes-St. Lawrence forest of Témiscamingue, Québec", *Forest Ecology and Management*, 231: 27-37.
- DUCHESNE, L., et autres (2005). "Changes in structure and composition of maple-beech stands following sugar maple decline in Québec, Canada", *Forest Ecology and Management*, 208: 223-236.
- DUCHESNE, L., et R. OUMET (2008). "Population dynamics of tree species in southern Quebec, Canada: 1970-2005", *Forest Ecology and Management*, 255: 3001-3012.
- DUCHESNE, L., J.-D. MOORE et R. OUMET (2006). « Envahissement du hêtre dans les érablières déperissantes au Québec », *Le Naturaliste canadien*, 130: 56-59.
- DUCHESNE, L., R. OUMET et D. HOULE (2002). "Basal Area Growth of Sugar Maple in Relation to Acid Deposition, Stand Health, and Soil Nutrients", *Journal of Environmental Quality*, 31: 1676-1683.
- DUCHESNE, L. C., et autres (2000). "Effect of seed predation, shade and soil organic matter on the early establishment of eastern white pine and balsam fir seedlings", *The Forestry Chronicle*, 76: 759-763.

- DUCRUC, J. P., et A. LAFOND (1977). « Les pinèdes à pin blanc de la vallée de la rivière de l'Aigle, Pontiac, Québec », *Le Naturaliste canadien*, 104: 325-339.
- DUMAIS, D., et M. PRÉVOST (2007). "Management for red spruce conservation in Québec: The importance of some physiological and ecological characteristics – A review", *The Forestry Chronicle*, 83: 378-392.
- DUSAN, R., et autres (2007). "Gap regeneration patterns in relationship to light heterogeneity in two old-growth beech–fir forest reserves in South East Europe", *Forestry*, 80: 431-443.
- ECKE, et autres (2002).
- EISENHAUER, N., et autres (2007). "Invasion of a deciduous forest by earthworms: Changes in soil chemistry, microflora, microarthropods and vegetation", *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 1099-1110.
- ELLISON, A. M., et autres (2005). "Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3: 479-486.
- EVERHAM III, E. M., et N. V. L. BROKAW (1996). "Forest damage and recovery from catastrophic wind", *The Botanical Review*, 62: 113-185.
- EYRE, F. H. (1980). *Forest Cover Types of the United States and Canada*, Washington, DC, Society of American Foresters, 148 p.
- FACELLI, J. M. (1994). "Multiple Indirect Effects of Plant Litter Affect the Establishment of Woody Seedlings in Old Fields", *Ecology*, 75: 1727-1735.
- FISK, M. C., et autres (2004). "Earthworm Invasion, Fine-root Distributions, and Soil Respiration in North Temperate Forests", *Ecosystems*, 7: 55-62.
- FORCHHAMMER, M. C., et autres (1998). "Population dynamics of Norwegian red deer: density-dependence and climatic variation", *Proceedings of the Royal Society B*, 265: 341-350.
- FORTIN, M. (2003). « Raréfaction de l'épinette rouge », dans Grondin, P., et A. Cimon, coordonnateurs. *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 45-66.
- FORTIN, M., J. BÉGIN et L. BÉLANGER (2003). « Évolution de la structure diamétrale et de la composition des peuplements mixtes de sapin baumier et d'épinette rouge de la forêt primitive après une coupe à diamètre limite sur l'Aire d'observation de la rivière Ouareau », *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 691-704.
- FOSTER, D. R. (1988). "Species and stand response to catastrophic wind in central New England, U.S.A.", *Journal of Ecology*, 76: 135-151.
- FOSTER, D. R., et E. R. BOOSE (1992). "Patterns of forest damage resulting from a catastrophic wind in central New England, USA", *Journal of Ecology*, 80: 79-98.

- FOSTER, D. R., et J. D. ABER (2004). *Forests in time: the environmental consequences of 1 000 years of change in new England*, New Haven, Yale University Press, 477 p.
- FOSTER, D. R., G. MOTZKIN et B. SLATER (1998). "Land-Use History as Long-Term Broad-Scale Disturbance: Regional Forest Dynamics in Central New England", *Ecosystems*, 1: 96-119.
- FRANCIS, D., et H. HENGVELD (1998). *Weather and climate change*, Environnement Canada, 31 p.
- FRANKLIN, J. F., et autres (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.
- FRAVER, S., A. S. WHITE et R. S. SEYMOUR (2009). "Natural disturbance in an old-growth landscape of northern Maine, USA", *Journal of Ecology*, 97: 289-298.
- FRELICH, L. E. (1992). "The relationship of natural disturbances to white pine stand development", dans Stine, R. A., et M. J. Boughman, directeurs. *The White Pine Symposium Proceedings: History, Ecology, Policy, and Management*, p. 27-37.
- FRELICH, L. E. (1995). "Old forest in the Lake states today and before European settlement", *Natural Areas Journal*, 15: 157-167.
- FRELICH, L. E., et autres (2006). "Earthworm invasion into previously earthworm-free temperate and boreal forests", *Biological Invasions*, 8: 1235-1245.
- FRELICH, L. E., et C. G. LORIMER (1991a). "A simulation of landscape-level stand dynamics in the northern hardwood region", *Journal of Ecology*, 79: 223-233.
- FRELICH, L. E., et C. G. LORIMER (1991b). "Natural disturbance regimes in hemlock-hardwood forests of the Upper Great Lakes region", *Ecological Monographs*, 61: 145-164.
- FUJITA, T., et autres (2003). "Long-term canopy dynamics analysed by aerial photographs in a temperate old-growth evergreen broad-leaved forest", *Journal of Ecology*, 91: 686-693.
- FULLER, R. J., et R. M. A. GILL (2001). "Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland", *Forestry*, 74: 193-199.
- GAFFIELD, C. (1994). *Histoire de l'Outaouais*, Institut québécois de la recherche sur la culture, 876 p. (Les régions du Québec; 6).
- GAGNON, D., B. TRUAX et S. BARRETTE (2003). *Aménagement et sylviculture du chêne rouge en Estrie via la connaissance des peuplements naturels : rapport final 2002-2003 du GREFi et du CERF remis à l'Agence de mise en valeur de la forêt privée de l'Estrie*, 30 p.
- GAGNON, G., G. ROY et L. BLAIS (1990). « Évolution de l'incidence et de la sévérité du dépérissement des érablières selon les types de végétation », dans Camiré, C., W. H. Hendershot et D. Lachance, directeurs. *Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles*, Québec, Université Laval, Faculté de foresterie et de géomatique, Centre de recherche en biologie forestière, p. 21-27.

- GATES, G. E. (1976). "More on oligochaete distribution in North America", *Megadrilogica*, 2: 1-6.
- GATES, G. E. (1982). "Farewell to North American megadriles", *Megadrilogica*, 4: 12-77.
- GHILAROV, M. S., et T. S. PEREL (1984). "Transfer of earthworms (*Lumbricidae*, *Oligochaeta*) for soil amelioration in the USSR", *Pedobiologia*, 27: 107-113.
- GILMORE, D. W., et autres (2003). *Alternative fuel reduction treatments in the Gunflint Corridor of the Superior National Forest: Second-year results and sampling recommendations*, St. Paul, Minnesota, USDA Forest Service, North Central Research Station, 8 p.
- GLITZENSTEIN, J. S., et autres (1990). "Effects of environment and land-use history on upland forests of the Cary Arboretum, Hudson Valley, New York", *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 117: 106-122.
- GOODBURN, J. M., et C. G. LORIMER (1998). "Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan", *Canadian Journal of Forest Research*, 28: 427-438.
- GOODLETT, J. C. (1954). "Vegetation adjacent to the border of the Wisconsin drift in Potter County, Pennsylvania", *Harvard Forest Bulletin*, 25: 1-93.
- GORDON, A. G. (1996). "The sweep of the boreal in time and space, from forest formations to genes, and implications for management", *The Forestry Chronicle*, 72: 19-30.
- GOUDREAU, F. (1995). *Plan de gestion du cerf de Virginie au Québec : zone n° 10*, ministère de l'Environnement et de la Faune, 5 p.
- GOUDREAU, F. (2007). *Effet du broutement des cerfs sur la régénération d'espèces ligneuses de valeur commerciale*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 34 p.
- GROFFMAN, P. M., et autres (2004). "Exotic Earthworm Invasion and Microbial Biomass in Temperate Forest Soils", *Ecosystems*, 7: 45-54.
- GRONDIN, P., et A. CIMON (2003). *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, 213 p.
- GRONDIN, P., et autres (2003). *Information écologique et planification forestière au Québec, Canada*, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 9 p.
- GUNDALE, M. J. (2002). "Influence of Exotic Earthworms on the Soil Organic Horizon and the Rare Fern *Botrychium mormo*", *Conservation Biology*, 16: 1555-1561.
- GUSTAFSON, E. J., et G. R. PARKER (1994). "Using an index of habitat patch proximity for landscape design", *Landscape and Urban Planning*, 29: 117-130.
- HALE, C. M. (2004). *Ecological consequences of exotic invaders: interactions involving European earthworms and native plant communities in hardwood forests*, Thèse de doctorat, University of Minnesota.

- HALE, C. M., et autres (2005). "Effects of European Earthworm Invasion on Soil Characteristics in Northern Hardwood Forests of Minnesota, USA", *Ecosystems*, 8: 911-927.
- HALE, C. M., et autres (2008). "Exotic earthworm effects on hardwood forest floor, nutrient availability and native plants: a mesocosm study", *Oecologia*, 155: 509-518.
- HALE, C. M., et G. E. HOST (2005). Assessing the impacts of European earthworm invasions in beech-maple hardwood and aspen-fir boreal forests of the western Great Lakes region, [En ligne].
[science.nature.nps.gov/im/units/GLKN/Earthworm%20Impacts%20in%20Western%20Great%20Lakes%20Forests.pdf]. (Dernier accès le 3 février 2009).
- HALE, C. M., J. PASTOR et K. A. RUSTERHOLZ (1999). "Comparison of structural and compositional characteristics in old-growth and mature, managed hardwood forests of Minnesota, U.S.A.", *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 1479-1489.
- HALE, C. M., L. E. FRELICH et P. B. REICH (2005). "Exotic European earthworm invasion dynamics in northern hardwood forests of Minnesota, USA", *Ecological Applications*, 15: 848-860.
- HALE, C. M., L. E. FRELICH et P. B. REICH (2006). "Changes in hardwood forest understory plant communities in response to European earthworm invasions", *Ecology*, 87: 1637-1649.
- HALL, B., et autres (2002). "Three hundred years of forest and land-use change in Massachusetts, USA", *Journal of Biogeography*, 29: 1319-1335.
- HANSON, J. J., et C. G. LORIMER (2007). "Forest structure and light regimes following moderate wind storms: Implications for multi-cohort management", *Ecological Applications*, 17: 1325-1340.
- HANSEN, et autres (1999).
- HARMON, M. E., et autres (2004).
- HARMON, M. E., et autres (1986). "Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems", *Advances in Ecological Research*, 15: 133-302.
- HAYES, et CROSS (1987).
- HENDERSHOT, W. H., et A. R. C. JONES (1989). "Maple Decline in Quebec: A Discussion of Possible Causes and the Use of Fertilizers to Limit Damage", *The Forestry Chronicle*, 65: 280-287.
- HOBBS, R. J., et H. A. MOONEY (1998). "Broadening the Extinction Debate: Population Deletions and Additions in California and Western Australia", *Conservation Biology*, 12: 271-283.
- HOLMSTRUP, M. (2003). "Overwintering adaptations in earthworms: The 7th international symposium on earthworm ecology, Cardiff, Wales, 2002", *Pedobiologia*, 47: 504-510.

- HOLMSTRUP, M., et K. ZACHARISSON. (1996). "Physiology of cold-hardiness mechanisms", *Journal of Comparative Biology*, 164: 312-315.
- HORSLEY, S. B., S. L. STOUT et D. S. DECALESTA (2003). "White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest", *Ecological Applications*, 13: 98-118.
- HOUGH, A. F. (1965). "A Twenty-Year Record of Understory Vegetational Change in a Virgin Pennsylvania Forest", *Ecology*, 46: 370-373.
- HUNTER (2005).
- HUTNIK, R. J. (1952). "Reproduction on windfalls in a northern hardwood stand", *Journal of Forestry*, 50: 693-694.
- IRLAND, L. C. (1998). "Ice storm 1998 and the forest of the northeast: a preliminary assessment", *Journal of Forestry*, 96: 32-40.
- JACKSON, S. M., et autres (2000). "A comparison of pre-European settlement (1857) and current (1981-1995) forest composition in central Ontario", *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 605-612.
- JENKINS, J. (1995). Notes on the Adirondack Blowdown of July 15th, 1995: Scientific Background, Observations, and Policy Issues, [En ligne].
[www.wcs.org/media/file/WCS_WorkingPaper5_Jenkins.pdf].
- KEETON, W. S. (2006). "Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests", *Forest Ecology and Management*, 235: 129-142.
- KEETON, W. S. (2007). "Role of managed forestlands and models for sustainable forest management: Perspectives from North America", *The George Wright Forum*, 24: 38-53.
- KEETON W. S., C. E. KRAFT et D. R. WARREN (2007). "Mature and old-growth riparian forests: Structure, dynamics, and effects on Adirondack stream habitats", *Ecological Applications*, 17: 852-868.
- KELTY, D. B., et R. D. NYLAND (1983). "Hardwood browse production following shelterwood cutting", *Journal of Wildlife Management*, 47: 1216-1220.
- KIRKLAND, G. L. JR, H. S. SNODDY et T. L. AMSLER (1996). "Impact of fire on small mammals and amphibians in a central Appalachian Deciduous Forest", *The American Midland Naturalist*, 135: 253-260.
- KIRSCHBAUM, C. D., et B. L. ANACKER (2005). "The utility of *Trillium* and *Maianthemum* as phyto-indicators of deer impact in northwestern Pennsylvania, USA", *Forest Ecology and Management*, 217: 54-66.
- KNOX, W. M. (1997). "Historical changes in the abundance and distribution of deer in Virginia", dans McShea, W. J., H. B. Underwood et J. H. Rappole, directeurs. *The science of overabundance: deer ecology and population management*, Washington, DC, Smithsonian Institution Press, p. 27-36.

- KRASNY, M. E., et L. M. DIGREGORIO (2001). "Gap dynamics in Allegheny northern hardwood forests in the presence of beech bark disease and gypsy moth disturbances", *Forest Ecology and Management*, 144: 265-274.
- KRASNY, M. E., et M. C. WHITMORE (1992). "Gradual and sudden forest canopy gaps in Allegheny northern hardwood forests", *Canadian Journal of Forest Research*, 22: 139-143.
- KRAUSE, B. (2002). *Wild soundscapes: Discovering the voice of the natural world*, Berkeley, CA, Wilderness Press.
- KRUEGER, L. M., et C. J. PETERSON (2006). "Effects of White-Tailed Deer on *Tsuga canadensis* Regeneration: Evidence of Microsites as Refugia from Browsing", *The American Midland Naturalist*, 156: 353-362.
- LACHANCE, P. E. (1942). *Canadian-American wood trade*, Thèse de maîtrise, Québec, Université Laval, 66 p.
- LACHANCE, P. E. (1945). *Tarifs des droits de coupe, rentes foncières et primes de transferts imposés pour l'exploitation des bois sur les terres de la Couronne de la province de Québec*, Québec, ministère des Terres et Forêts, 87 p.
- LAG, J. (1951). "Illustration of Influence of Topography on Depth of A2-Layer in Podzol Profiles", *Soil Science*, 71: 125-128.
- LAROUCHE, C. (2006). *Raréfaction du thuya*, [En ligne].
[www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/thuya.pdf].
- LÁSLÓ, G., et autres (2006). "Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest", *Plant Ecology*, 183: 133-145.
- LATREMOUILLE, C., et autres (2008). *Ecology and Management of Eastern White Pine in the Lake Abitibi (3E) and Lake Temagami (4E) Ecoregions of Ontario*, Sault Ste. Marie, Ontario Ministry of Natural Resources, 70 p.
- LAUTENSCHLAGER, R. A., et C. NIELSEN (1999). "Ontario's forest science efforts following the 1998 ice storm", *The Forestry Chronicle*, 75: 633-641.
- LAVALLE, P., L. BRUSSAARD et P. HENDRIX (1999). *Earthworms management in tropical agroecosystems*, New York, CABI Publishing, 300 p.
- LAWRENCE, B., et autres (2003). "Influence of nonnative earthworms on mycorrhizal colonization of sugar maple (*Acer saccharum*)", *New Phytologist*, 157: 145-153.
- LEAK, W. B. (1965). "The J-shaped Probability Distribution", *Forest Science*, 11: 405-409.
- LEAK, W. B. (2002). *Origin of sigmoid diameter distributions*, Durham, New Hampshire, USDA Forest Service, Northeastern Research Station, 10 p.
- LEAK, W. B., J. B. CULLEN et T. S. FRIESWYK (1995). *Dynamics of white pine in New England*, Broomal, PA, USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, 13 p.

- LEMON, P. C. (1961). "Forest ecology of ice storms", *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 88: 21-29.
- LEOPOLD, A., L. K. SOWLS et D. L. SPENCER (1947). "A survey of overpopulated deer range in the United States", *Journal of Wildlife Management*, 11: 162-177.
- LESSARD, G., et autres (2005). *Détermination des paramètres des forêts aptes au régime du jardinage (phase I)*, Sainte-Foy, Centre collégial de transfert de technologie en foresterie, 156 p.
- LI, X., et autres (2002). "Influence of earthworm invasion on soil microbial biomass and activity in a northern hardwood forest", *Soil Biology and Biochemistry*, 34: 1929-1937.
- LONG, Z. T., W. P. CARSON et C. J. PETERSON (1998). "Can disturbance create refugia from herbivores: an example with hemlock regeneration on treefall mounds", *Journal of the Torrey Botanical Society*, 125: 165-168.
- LORIMER, C. G. (1980). "Age Structure and Disturbance History of a Southern Appalachian Virgin Forest", *Ecology*, 61: 1169-1184.
- LORIMER, C. G. (2008). "Eastern White Pine Abundance in 19th Century Forests: A Reexamination of Evidence from Land Surveys and Lumber Statistics", *Journal of Forestry*, 106: 253-260.
- LORIMER, C. G., et A. S. WHITE (2003). "Scale and frequency of natural disturbances in the northeastern US: implications for early successional forest habitats and regional age distributions", *Forest Ecology and Management*, 185: 41-64.
- MACLAREN, (1934). *Working plan report for the Northern Lievre River timber limits of the James MacLaren Company Limited: 1934-1994*, 97 p.
- MACLAREN, (1938). *Working plan of the Lievre timber limits leased to the James MacLaren Company Limited of Buckingham, P.Q., Decade 1938-1948*, 125 p.
- MACLAREN, (1956). *Forest management plan revision of the Lievre River timber limits, Decade 1956-1966*, 166 p.
- MAISSUROW, D. K. (1935). "Fire as a Necessary Factor in the Perpetuation of White Pine", *Journal of Forestry*, 33: 373-378.
- MAJCEN, Z. (1994). « Historique des coupes de jardinage dans les forêts inéquiennes au Québec », *Revue forestière française*, 46: 375-394.
- MAJCEN, Z. (1995). *Résultats après 10 ans d'un essai de coupe de jardinage dans une érablière*, ministère des Ressources naturelles, 123 p.
- MAJCEN, Z. (1996). *Coupe de jardinage et coupe de succession dans cinq secteurs forestiers : accroissement quinquennal en surface terrière et état de la régénération*, ministère des Ressources naturelles, 20 p.

- MAJCEN, Z. (1997). *Coupe de jardinage et coupe de succession dans trois secteurs forestiers : accroissement décennal en surface terrière et état de la régénération*, ministère des Ressources naturelles, 48 p.
- MAJCEN, Z. (2003). « Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière », dans Grondin, P., et A. Cimon, coordonnateurs. *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 93-102.
- MAJCEN, Z., et autres (1990). *Choix des tiges à marquer pour le jardinage d'érablières inéquiennes : guide technique*, ministère de l'Énergie et des Ressources, 96 p.
- MAJCEN, Z., et Y. Richard (1992). « Résultats après 5 ans d'un essai de coupe de jardinage dans une érablière », *Canadian Journal of Forest Research*, 22: 1623-1629.
- MAJCEN, Z., et Y. RICHARD (1995). *Coupe de jardinage dans six régions écologiques du Québec : accroissement quinquennal en surface terrière*, ministère des Ressources naturelles, 22 p.
- MAJCEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD (1984). *Écologie et dendrométrie dans le sud-ouest du Québec : étude de douze secteurs forestiers*, ministère de l'Énergie et des Ressources, 333 p.
- MARCHAND (2004).
- MARCHAND, et autres (2004).
- MARCHAND, M., directeur (2004). *Identification and documentation of vernal pools in New Hampshire: Nongame and Endangered Wildlife Program*, Concord, New Hampshire, New Hampshire Fish and Game Department.
- MARINISSEN, J. C. Y., et F. VAN DEN BOSCH (1992). "Colonization of new habitats by earthworms", *Oecologia*, 91: 371-376.
- MARQUIS, D. A. (1975). *The Alleghany hardwood forests of Pennsylvania*, Broomall, PA, USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, 32 p.
- MARQUIS, D. A. (1981). *Effect of deer browsing on timber production in Alleghany hardwood forests of northwestern Pennsylvania*, Broomall, PA, USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, 10 p.
- MARSH, D. M., et P. C. TRENHAM (2001). "Metapopulation Dynamics and Amphibian Conservation", *Conservation Biology*, 15: 40-49.
- MARTIN, C. W., et J. W. HORNBECK (1990). "Regeneration after Strip Cutting and Block Clearcutting in Northern Hardwoods", *Northern Journal of Applied Forestry*, 7: 65-68.
- MASER, et autres (1988).

- MAUFFETTE, Y., M. J. LECHOWICZ et L. JOBIN (1983). "Host preferences of the gypsy moth, *Lymantria dispar* (L.), in southern Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, 13: 53-60.
- MAURI ORTUNO, E., A. MUNSON et F. DOYON (2008). *Modélisation de la distribution du pin blanc au début du 19e siècle dans la Moyenne-Mauricie*, colloque La TRIADE, un concept tourné vers l'avenir, 25-26 septembre, Shawinigan, Québec.
- MCCARTHY, B. C., et D. R. BAILEY (1996). "Composition, structure, and disturbance history of crabtree woods: An Old-Growth forest of western Maryland", *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 123: 350-365.
- MCCARTHY, J. (2001). "Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests", *Environmental Review*, 9: 1-59.
- MCGEE, G. G., D. J. LEOPOLD et R. D. NYLAND (1999). "Structural characteristics of old-growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests", *Ecological Applications*, 9: 1316-1329.
- MCINTOSH, R. P. (1972). "Forests of the Catskill mountains, New York", *Ecological Monographs*, 42: 143-161.
- MCLEAN, M. A., et D. PARKINSON (2000). "Introduction of the epigeic earthworm *Dendrobaena octaedra* changes the oribatid community and microarthropod abundances in a pine forest", *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 1671-1681.
- MCWILLIAMS, W. H., et T. L. SCHMIDT (2000). "Composition, Structure, and Sustainability of Hemlock Ecosystems in Eastern North America", dans McManus, K. A., K. S. Shields et D. R. Souto, directeurs. *Proceedings: Symposium on Sustainable Management of Hemlock Ecosystems in Eastern North America: June 22-24, 1999, Durham, New Hampshire*, USDA Forest Service, p. 5-10.
- MESSIER, F. (1994). "Ungulate Population Models with Predation: A Case Study with the North American Moose", *Ecology*, 75: 478-488.
- METHVEN, I. R., et W. G. MURRAY (1974). "Using fire to eliminate understory balsam fir in pine management", *The Forestry Chronicle*, 50: 77-79.
- MILLER-WEEKS, M., et C. EAGAR (1999). *The Northeastern Ice Storm 1998: A Forest Damage Assessment*, USDA Forest Service, 35 p.
- MILLET, et GETZ (1977).
- MILLS (1995).
- MILLWARD, A. A., et E. K. CLIFFORD (2004). "Physical influences of landscape on a large-extent ecological disturbance: the northeastern North American ice storm of 1998", *Landscape Ecology*, 19: 99-111.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (1985). *Insectes et maladies - Bilan annuel*, gouvernement du Québec.

- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (2007). *Insectes, maladies et feux dans les forêts québécoises 2006*, gouvernement du Québec, 59 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (2008). *Cadre de référence pour l'élaboration d'un plan régional de développement intégré des ressources et du territoire*, gouvernement du Québec, 36 p.
- MLADENOFF, D. J., et autres (1993). "Comparing Spatial Pattern in Unaltered Old-Growth and Disturbed Forest Landscapes", *Ecological Applications*, 3: 294-306.
- MLADENOFF, D. J., et autres (1994). "Applying Principles of Landscape Design and Management to Integrate Old-Growth Forest Enhancement and Commodity Use", *Conservation Biology*, 8: 752-762.
- MLADENOFF, D. J., et autres (1995). "A Regional Landscape Analysis and Prediction of Favorable Gray Wolf Habitat in the Northern Great Lakes Region", *Conservation Biology*, 9: 279-294.
- MLADENOFF, D. J., et F. STEARNS (1993). "Eastern Hemlock Regeneration and Deer Browsing in the Northern Great Lakes Region: A Re-examination and Model Simulation", *Conservation Biology*, 7: 889-900.
- MLADENOFF, D. J., et J. PASTOR (1993). "Sustainable forest ecosystems in the northern hardwood and conifer region: Concepts and management", dans Aplet, G. H., et autres, directeurs. *Defining sustainable forestry*, Washington, DC, Island Press, p. 145-180.
- MOORE, J.-D., et J. W. REYNOLDS (2003). « Premières mentions de vers de terre (*Oligochaeta* : *Lumbricidae*) dans deux écosystèmes forestiers du Bouclier canadien, Québec, Canada », *Megadrilogica*, 9: 53-60.
- NATURAL RESOURCES CANADA (2008). *Area of forest disturbed by fire, insects, disease and harvesting*, [En ligne]. [canadaforests.nrcan.gc.ca/articletrend/top_suj/24]. (Dernier accès le 17 septembre 2008).
- NOLAND, T. L. (2003). "1998 ice storm impact on sugar bushes of eastern Ontario", *The Forestry Chronicle*, 79: 75-81.
- NOLET, P., et autres (2001). *Reconstitution historique du dynamisme du paysage forestier du bassin de La Lièvre au cours du 20ième siècle*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 113 p.
- NOLET, P., et autres (2008a). "Relationship between canopy disturbance history and current sapling density of *Fagus grandifolia* and *Acer saccharum* in a northern hardwood landscape", *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 216-225.
- NOLET, P., et autres (2008b). "The successional status of sugar maple (*Acer saccharum*), revisited", *Annals of Forest Science*, 65: 208.

- NORTH, M. P., et W. S. KEETON (2008). "Emulating Natural Disturbance Regimes: an Emerging Approach for Sustainable Forest Management", dans Laforzezza, R., et autres, directeurs. *Patterns and Processes in Forest Landscapes*, Springer Netherlands, p. 341-372.
- NOWACKI, G. J., et M. D. ABRAMS (1992). "Community, edaphic, and historical analysis of mixed oak forests of the Ridge and Valley Province in central Pennsylvania", *Canadian Journal of Forest Research*, 22: 790-800.
- NYLAND, R. D. (1998). "Selection System in Northern Hardwoods", *Journal of Forestry*, 96: 18-21.
- NYLAND, R. D. (2002). *Silviculture: concepts and applications*, New York, McGraw-Hill Companies, 682 p.
- OHEIMB, G. VON, et autres (2007). "The effects of windthrow on plant species richness in a Central European beech forest", *Plant Ecology*, 191: 47-65.
- ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES (1984). *White Pine: Ontario Celebrates its History*, Ontario Ministry of Natural Resources, 48 p.
- ORWIG, D. A., D. R. FOSTER et D. L. MAUSEL (2002). "Landscape patterns of hemlock decline in New England due to the introduced hemlock woolly adelgid", *Journal of Biogeography*, 29: 1475-1487.
- PAQUETTE, S., et G. DOMON (1997). "The transformation of the agroforestry landscape in the nineteenth century: a case study in southern Quebec (Canada)", *Landscape and Urban Planning*, 37: 197-209.
- PAQUETTE, S., et G. DOMON (1999). "Agricultural Trajectories (1961-991), Resulting Agricultural Profiles and Current Sociodemographic Profiles of Rural Communities in Southern Quebec (Canada): A Typological Outline", *Journal of Rural Studies*, 15: 279-295.
- PAQUIN, R., et J. NOËL (2003). « Envahissement des érablières par le hêtre », dans Grondin, P., et A. Cimon, coordonnateurs. *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 191-200.
- PARÉ, D., et B. BERNIER (1989a). "Changes in phosphorus nutrition of sugar maple along a topographic gradient in the Quebec Appalachians", *Canadian Journal of Forest Research*, 19: 132-134.
- PARÉ, D., et B. BERNIER (1989b). "Origin of phosphorus deficiency observed in declining sugar maple stands in the Quebec Appalachians", *Canadian Journal of Forest Research*, 19: 24-34.
- PAYETTE, S., L. FILION et A. DELWAIDE (1990). "Disturbance regime of a cold temperate forest as deduced from tree-ring patterns: the Tantaré Ecological Reserve, Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 1228-1241.
- PERKINS, T. D., et autres (1992). "Spruce-fir decline and gap dynamics on Camels Hump, Vermont", *Canadian Journal of Forest Research*, 22: 413-422.

- PERRON, M., et J. BOUSQUET (1997). "Natural hybridization between black spruce and red spruce", *Molecular Ecology*, 6: 725-734.
- PETERSON, C. J. (2000). "Damage and recovery of tree species after two different tornadoes in the same old growth forest: a comparison of infrequent wind disturbances", *Forest Ecology and Management*, 135: 237-252.
- PETERSON, C. J., et A. J. REBERTUS (1997). "Tornado damage and initial recovery in three adjacent, lowland temperate forests in Missouri", *Journal of Vegetation Science*, 8: 559-564.
- PETERSON, C. J., et S. T. A. PICKETT (1990). "Microsite and elevational influences on early forest regeneration after catastrophic windthrow", *Journal of Vegetation Science*, 1: 657-662.
- PETERSON, C. J., et S. T. A. PICKETT (1995). "Forest Reorganization: A Case Study in an Old-Growth Forest Catastrophic Blowdown", *Ecology*, 76: 763-774.
- PINTO, F., S. ROMANIUK et M. FERGUSON (2008). "Changes to preindustrial forest tree composition in central and northeastern Ontario, Canada", *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 1842-1854.
- PORTER, W. F., et H. B. UNDERWOOD (1999). "Of elephants and blind men: deer management in the U.S. national parks", *Ecological Applications*, 9: 3-9.
- POTVIN, F., P. BEAUPRÉ et G. LAPRISE (2003). "The eradication of balsam fir stands by white-tailed deer on Anticosti Island, Québec: a 150 year process", *Écoscience*, 10: 487-495.
- PRESCOTT, J., et P. RICHARD (1996). Mammifères du Québec et de l'est du Canada, Éditions Michel Quintin, 399 p.
- PRICE, C. G., et B. P. MURPHY (2002). "Lightning activity during the 1999 Superior derecho", *Geophysical Research Letters*, 29: 2142-2145.
- PROULX, O. J., et D. F. GREENE (2001). "The relationship between ice thickness and northern hardwood tree damage during ice storms", *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 1758-1767.
- PUTZ, F. E. (1983). "Treefall Pits and Mounds, Buried Seeds, and the Importance of Soil Disturbance to Pioneer Trees on Barro Colorado Island, Panama", *Ecology*, 64: 1069-1074.
- QUIGLEY, M. F., et W. J. PLATT (2003). "Composition and structure of seasonally deciduous forests in the Americas", *Ecological Monographs*, 73: 87-106.
- RAYMOND, P., et autres (2003). "Group and single-tree selection cutting in mixed tolerant hardwood-white pine stands: Early establishment dynamics of white pine and associated species", *The Forestry Chronicle*, 79: 1093-1106.

- REYNOLDS, J. W. (1977). *The earthworms (Lumbricidae and Sparganophilidae) of Ontario*, Royal Ontario Museum, 141 p.
- REYNOLDS, J. W. (1994). "Earthworms of the world", *Global Biodiversity*, 4: 11-16.
- REYNOLDS, J. W., et K. W. REYNOLDS (1992). « Les vers de terre sur la rive nord du Saint-Laurent (Québec) », *Megadrilologica*, 4: 145-161.
- ROBERGE, M. R. (1987). "Managing northern hardwoods by clearcutting 30 m wide strips: 10-year results", *The Forestry Chronicle*, 63: 169-173.
- ROBITAILLE, L., et J.-L. BOIVIN (1987). « Résultats, après 10 ans, d'une coupe à diamètre minimum d'exploitation dans un peuplement feuillu », *The Forestry Chronicle*, 63: 15-19.
- ROBITAILLE, L., et M. R. ROBERGE (1976). *Recherches sylvicoles sur les feuillus au Québec*, ministère des Terres et des Forêts, 95 p.
- ROONEY, T. P. (2001). "Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective", *Forestry*, 74: 201-208.
- ROONEY, T. P., et autres (2000). "Regional variation in recruitment of hemlock seedlings and saplings in the Upper Great Lakes, USA", *Ecological Applications*, 10: 1119-1132.
- ROONEY, T. P., et W. J. DRESS (1997). "Species loss over sixty-six years in the ground-layer vegetation of Heart's Content, an old-growth forest in Pennsylvania, USA", *Natural Areas Journal*, 17: 297-305.
- ROSS, B. A., J. R. BRAY et W. H. MARSHALL (1970). "Effects of Long-Term Deer Exclusion on a *Pinus Resinosa* Forest in North-Central Minnesota", *Ecology*, 51: 1088-1093.
- ROULEAU, I., M. CRÊTE et J.-P. OUELLET (2002). "Contrasting the summer ecology of white-tailed deer inhabiting a forest and a rural landscape", *Écoscience*, 9: 459-469.
- ROWE, J. S. (1972). *Forest Regions of Canada*, Ottawa, Department of Environment, 172 p.
- RUEL, J.-C., D. LOUSTAU et M. PINEAU (1988). « Relations entre la microtopographie, les caractéristiques de la couverture morte et la répartition des essences dans une érablière à bouleau jaune », *Canadian Journal of Forest Research*, 18: 1196-1202.
- RUEL, J.-C., et M. PINEAU (2002). "Windthrow as an important process for white spruce regeneration", *The Forestry Chronicle*, 78: 732-738.
- RUNKLE, J. R. (1981). "Gap Regeneration in Some Old-growth Forests of the Eastern United States", *Ecology*, 62: 1041-1051.
- RUNKLE, J. R. (1982). "Patterns of Disturbance in Some Old-Growth Mesic Forests of Eastern North America", *Ecology*, 63: 1533-1546.
- RUNKLE, J. R. (1985). "Disturbance regimes in temperate forests", dans Pickett, S. T. A., et W. S. White, directeurs. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, London, Academic Press, p. 17-33.

- RUNKLE, J. R. (1990). "Eight years of change in an old *Tsuga canadensis* woods affected by beech bark disease", *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 117: 409-419.
- RUNKLE, J. R. (2000). "Canopy Tree Turnover in Old-Growth Mesic Forests of Eastern North America", *Ecology*, 81: 554-567.
- RUSSELL, E. W. B. (1981). "Vegetation of northern New Jersey before European settlement", *The American Midland Naturalist*, 105: 1-12.
- RUSSELL, F. L., D. B. ZIPPIN et N. L. FOWLER (2001). "Effects of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plants, plant populations and communities: a review", *The American Midland Naturalist*, 146: 1-26.
- SABBAGH, P., et autres (2002). *Classification et caractérisation des forêts dégradées de l'Outaouais*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 46 p. + annexes.
- SCHAETZL, R. J., et autres (1989). "Tree uprooting: review of impacts on forest ecology", *Vegetatio*, 79: 165-176.
- SEMLITSCH, R. D. (2002). "Critical Elements for Biologically Based Recovery Plans of Aquatic-Breeding Amphibians", *Conservation Biology*, 16: 619-629.
- SEYMOUR, R. S. (1995). "The Northeastern Region", dans Barret, J. W., directeur. *Regional Silviculture of the United States*, New York, Wiley, p. 31-80.
- SEYMOUR, R. S., A. S. WHITE et P. G. DEMAYNADIER (2002). "Natural disturbance regimes in northeastern North America—evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies", *Forest Ecology and Management*, 155: 357-367.
- SHARITZ, et autres (1992).
- SICCAMA, T. G. (1971). "Presettlement and present forest vegetation in Northern Vermont with special reference to Chittenden County", *The American Midland Naturalist*, 85: 153-172.
- SINCLAIR, A. R. E. (1997). "Carrying capacity and the overabundance of deer: a framework for management", dans McShea, W. J., H. B. Underwood et J. H. Rappole, directeurs. *The science of overabundance: deer ecology and population management*, Washington, DC, Smithsonian Institution Press, p. 380-394.
- SNODGRASS, J. W., et autres (2000). "Relationships among Isolated Wetland Size, Hydroperiod, and Amphibian Species Richness: Implications for Wetland Regulations", *Conservation Biology*, 14: 414-419.
- SOLBERG, E. J., et autres (1999). "Dynamics of a harvested moose population in a variable environment", *Journal of Animal Ecology*, 68: 186-204.
- SOUSA, W. P. (1984). "The Role of Disturbance in Natural Communities", *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 353-391.

- STEPHENS, E. P. (1956). "The uprooting of trees: a forest process", *Soil Science Society of America Proceedings*, 20: 113-116.
- STEVEN, D., J. KLINE et P. E. MATTHIAE (1991). "Long-term changes in a Wisconsin *Fagus-Acer* forest in relation to glaze storm disturbance", *Journal of Vegetation Science*, 2: 201-208.
- SUÁREZ, E. R., et autres (2004). "Effects of Exotic Earthworms on Soil Phosphorus Cycling in Two Broadleaf Temperate Forests", *Ecosystems*, 7: 28-44.
- SWANSON, et FRANKLIN (1992).
- THÉRIAULT, M., et R. QUENNEVILLE (1998). *Cadre pour la restauration écologique du pin blanc au parc national de la Mauricie*, Parcs Canada, Service de la conservation des ressources naturelles, 39 p.
- THOMPSON, I. D., J. H. SIMARD et R. D. TITMAN (2006). "Historical changes in white pine (*Pinus strobus* L.) density in Algonquin Park, Ontario, during the 19th century", *Natural Areas Journal*, 26: 61-71.
- TILGHAM, N. G. (1989). "Impacts of white-tailed deer on forest regeneration in northwestern Pennsylvania", *Journal of Wildlife Management*, 53: 524-532.
- TWERY, M. J., et W. A. PATTERSON (1984). "Variations in beech bark disease and its effects on species composition and structure of northern hardwood stands in central New England", *Canadian Journal of Forest Research*, 14: 565-574.
- TYRRELL, L. E., et T. R. CROW (1994). "Structural Characteristics of Old-Growth Hemlock-Hardwood Forests in Relation to Age", *Ecology*, 75: 370-386.
- URBAN, D., et T. KEITT (2001). "Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective", *Ecology*, 82: 1205-1218.
- VAILLANCOURT, M.-A. (2008). *Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 58 p.
- VAN DYKE, O. (1999). *A literature review of ice storm impact on forests in Eastern North America*, Ontario Ministry of Natural Resources, 29 p.
- VARADY-SZABO, H., et autres (2008). *Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire : document d'aide à la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique*, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 61 p.
- WEBB, S. L. (1988). "Windstorm damage and microsite colonization in two Minnesota forests", *Canadian Journal of Forest Research*, 18: 1186-1195.
- WHELAN, C. J., et autres (1991). "Spatial and temporal patterns of postdispersal seed predation", *Canadian Journal of Botany*, 69: 428-436.
- WHILES, et GRUBAUGH (1996).

- WHITE, M. A., et D. J. MLADENOFF (1994). "Old-growth forest landscape transitions from pre-European settlement to present", *Landscape Ecology*, 9: 191-205.
- WHITE, P. S. (1979). "Pattern, process, and natural disturbance in vegetation", *The Botanical Review*, 45: 229-299.
- WHITE, P. S., et A. JENTSCH (2001). "The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics", dans Esser, K., et autres, directeurs. *Progress in Botany*, New York, Springer-Verlag, p. 400-450.
- WHITNEY, G. G. (1987). "An ecological history of the Great Lakes forest of Michigan", *Journal of Ecology*, 75: 667-684.
- WHITNEY, G. G. (1990). "The history and status of the hemlock/hardwood forests of the Allegheny Plateau", *Journal of Ecology*, 78: 443-458.
- WHITNEY, G. G. (1999). "Sugar maple: abundance and site relationships in the pre- and post-settlement forest", dans Horsley, S. B., et R. P. Long, directeurs. *Sugar Maple Ecology and Health: Proceedings of an International Symposium*, Radnor, PA, USDA Forest Service, Northeastern Research Station, p. 14-19.
- WHITNEY, H. E., et W. C. JOHNSON (1984). "Ice storms and forest succession in southwestern Virginia", *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 111: 429-437.
- WIRONEN, M., et T. R. MOORE (2006). "Exotic earthworm invasion increases soil carbon and nitrogen in an old-growth forest in southern Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 845-854.
- WOODS, K. D. (2004). "Intermediate disturbance in a late-successional hemlock-northern hardwood forest", *Journal of Ecology*, 92: 464-476.
- WORRALL, J. J., T. D. LEE et T. C. HARRINGTON (2005). "Forest dynamics and agents that initiate and expand canopy gaps in Picea–Abies forests of Crawford Notch, New Hampshire, USA", *Journal of Ecology*, 93: 178-190.
- YAMASAKI, S. H., et autres (2008). *Climate change adaptation strategies for the tolerant hardwood forests of eastern Canada*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 61 p. + annexes.



**Ressources naturelles
et Faune**

Québec

