

le naturaliste canadien

LA SOCIÉTÉ PROVANCHER
D'HISTOIRE NATURELLE
DU CANADA

Revue de diffusion des connaissances en sciences naturelles et en environnement

Tiré à part

Le bois mort dans la sapinière à bouleau blanc : importance, caractéristiques et considérations pour l'aménagement écosystémique

Sylvie Côté, Yan Boucher et Nelson Thiffault

Volume 133, numéro 1 – Hiver 2009

Pages 65-72

Le bois mort dans la sapinière à bouleau blanc : importance, caractéristiques et considérations pour l'aménagement écosystémique

Sylvie Côté, Yan Boucher et Nelson Thiffault

Résumé

Au cours de la dernière année, un comité scientifique multidisciplinaire composé de biologistes et d'ingénieurs forestiers a identifié plus d'une quarantaine d'enjeux écologiques dans le cadre du projet pilote d'aménagement forestier écosystémique (AFÉ) de la réserve faunique des Laurentides (RFL) (Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité, 2007). Parmi ceux-ci, la raréfaction du bois mort est apparue comme étant l'un des enjeux prioritaires pour lequel des mesures doivent être prises à brève échéance. Cet article apporte un éclairage sur l'importance du bois mort dans la sapinière à bouleau blanc du Québec et propose des approches qui tiennent compte de la dynamique forestière, permettant de considérer le bois mort dans un contexte d'AFÉ. Ces solutions consistent notamment 1) à intégrer des modalités de rétention de chicots et de débris ligneux lors de la récolte; 2) à assurer, dans les paysages aménagés, la présence de peuplements sénescents représentatifs, puisque ce stade de développement permet d'atteindre des niveaux maxima de chicots et 3) à maintenir des échantillons représentatifs de secteurs ayant subi des perturbations majeures (feu ou épidémie d'insecte). Au sein des paysages aménagés, le stade de développement suranné peut être obtenu par le biais des aires soustraites à l'exploitation (p. ex. les portions de bandes riveraines sans récolte, les secteurs inaccessibles et les refuges biologiques) et par l'allongement des révolutions.

Introduction

En 2006, la réserve faunique des Laurentides (RFL) a été retenue comme l'un des territoires pilotes où allait être expérimentée une approche de mise en œuvre de l'aménagement forestier écosystémique (AFÉ) au Québec (Thiffault et collab., 2007). L'AFÉ, qui vise le maintien de l'intégrité des écosystèmes et de leurs multiples fonctions, passe notamment par l'identification et la préservation des principaux attributs écologiques qui en assurent la résilience (Gauthier et collab., 2008). Lorsque l'aménagement forestier induit des écarts majeurs dans le statut de l'un de ces attributs par rapport à la situation observée en forêt naturelle ou « préindustrielle », on considère qu'il s'agit d'un enjeu de biodiversité dont les stratégies d'AFÉ devront tenir compte. Dans le cadre du projet pilote d'AFÉ de la RFL, le bois mort a été identifié comme l'un des enjeux prioritaires.

Importance écologique et dynamique du bois mort

De nombreuses études ont mis en évidence l'association entre le déclin de certaines espèces forestières et la raréfaction des vieilles forêts et de leurs attributs spécifiques. Ces attributs consistent notamment en la présence de structures verticale et horizontale bien développées (c.-à-d. l'étagement et la distribution spatiale horizontale de la végétation vivante ou morte), dont font partie les vieux arbres moribonds, les chicots et les débris ligneux à différents stades de décomposition jonchant le sol (Berg et collab., 1994; Freedman et collab., 1996; Hunter, 1999). Les perturbations forestières (feu, insectes, vent et maladies) sont à l'origine de la pro-

duction de bois mort dans les forêts naturelles (Harmon et collab., 1986; Hély et collab., 2000; Hunter, 1999; Arseneault et collab., 2007; Franklin et collab., 2007). Par conséquent, cette production est influencée par les caractéristiques du régime de perturbations naturelles observé au sein de l'écosystème forestier considéré (figure 1).

Les arbres morts debout ou chicots (figure 2) sont déterminants pour compléter le cycle vital de plusieurs espèces, dont les oiseaux cavicoles, c'est-à-dire ceux qui nichent dans des cavités. Les arbres à cavité sont utilisés pour la nidification ou le repos, aussi bien par les excavateurs primaires (pics, mésanges et sittelles) que par une foule d'utilisateurs secondaires (canards, hiboux et polatouches) (Bergeron et collab., 1997). Bien qu'ils s'adaptent à la disponibilité des chicots, la dimension minimale requise pour ceux-ci dépend de la taille des oiseaux considérés (Settingington et collab., 2000; Vaillancourt, 2007). Le stade de décomposition représente aussi une caractéristique importante, puisqu'elle influence les espèces d'oiseaux et de mammifères suscep-

Sylvie Côté, ing. f., M. Sc., est spécialiste en écologie et aménagement des ressources forestières au Centre collégial de transfert de technologie en foresterie (CERFO). Yan Boucher, biol., Ph. D., et Nelson Thiffault, ing. f., Ph. D., sont chercheurs scientifiques à la Direction de la recherche forestière du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Tous trois sont membres du Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides.

nelson.thiffault@mrnf.gouv.qc.ca



Figure 1. Les feux génèrent la production d'importants volumes de bois mort sur de très courtes périodes.

tibles d'utiliser les chicots (Vaillancourt et collab., 2008a). Quant au type d'essence, la morphologie des feuillus est plus propice à la formation de cavités résultant du bris de grosses branches, alors que les essences résineuses forment plutôt des cheminées (Vaillancourt, 2007).

Une fois tombés au sol, les chicots et autres pièces de bois mort sont appelés des débris ligneux grossiers. On considère généralement comme débris ligneux grossiers, les pièces dont le diamètre est d'au moins 10 cm. Les débris ligneux en décomposition jouent un rôle crucial dans la productivité des écosystèmes en remettant en circulation une quantité non négligeable de matière organique (figure 3) (Harmon et collab., 1986). De plus, les débris ligneux influencent la géomorphologie des ruisseaux et des pentes. Les grosses pièces de bois qui tombent dans les cours d'eau en modifient la topographie, en créant notamment des fosses, alors que celles qui tombent au-dessus fournissent des zones ombragées, ce qui constitue des éléments favorables à la diversité de l'habitat aquatique. Sur les terrains en pente, la présence de bois mort favorise la stabilité de la surface du sol en ralentissant le ruissellement, limitant ainsi l'érosion (Stevens, 1997). Aussi, l'accumulation d'eau, de sol et de litière le long du côté amont des débris ligneux jonchant les sols en pente, permet de créer un substrat favorable à l'établissement de la végétation, aux invertébrés ainsi qu'aux petits mammifères fouisseurs (Maser et Trappe, 1984). Enfin, les débris ligneux peuvent séquestrer du carbone pour de longues périodes (Stevens, 1997). Au-delà de 20 cm de diamètre, le taux de décomposition des débris ligneux grossiers est plus lent par rapport aux pièces de plus petite dimension, quelle que soit

l'essence considérée, ce qui favorise leur persistance (Stevens, 1997).

Les débris ligneux grossiers fournissent également des habitats diversifiés et propices au maintien de plusieurs espèces, dont les bryophytes, les lichens, les champignons saprophytes (figure 4) et les insectes saproxyliques dont le développement dépend du bois mort (Rowland et collab., 2005). Ces divers organismes forment des assemblages d'espèces qui sont souvent inféodées au stade de décomposition de la matière ligneuse (Dudley et Vallauri, 2004), d'où l'importance de maintenir le recrutement de bois mort de façon à assurer une représentation de tous les stades de décomposition dans les paysages forestiers. Comparés aux petits débris, les gros débris ligneux forment des niches particulières où une plus grande diversité d'espèces végétales et fongiques est observée (Despouts et

collab., 2004). Par ailleurs, leur pouvoir de rétention de l'humidité fait de ces structures des refuges potentiels en période de sécheresse pour une multitude d'organismes, tels que les invertébrés et les champignons mycorhiziens sensibles aux variations des conditions d'humidité. De plus, en période hivernale, les gros troncs morts deviennent une voie d'accès à la zone sous la neige, ce qui aide les prédateurs à la quête de nourriture et offre des sites de repos abrités pour plusieurs espèces de mammifères, dont la martre d'Amérique (*Martes americana*) (Stevens, 1997; Sturtevant et collab., 1997). Les débris ligneux au sol forment également un substrat favorable à l'établissement de plusieurs essences forestières, influençant ainsi la composition des peuplements (Stevens, 1997; Rowland et collab., 2005).

La production de bois mort résulte d'une combinaison de facteurs, dont les principaux sont : les agents de perturbation qui agissent au sein des écosystèmes (Hély et collab., 2000; Vaillancourt, 2007; Franklin et collab., 2007), le temps écoulé depuis la dernière perturbation (Hély et collab. 2000), la composition (Harmon et collab. 1986), le stade évolutif (Hély et collab. 2000), le stade de développement du peuplement (Sturtevant et collab., 1997), et finalement la qualité de la station qui va influencer l'atteinte de l'âge de maturité (Nilsson et collab. 2002; Vaillancourt et collab., 2008a; Franklin et collab., 2007). D'autres facteurs abiotiques, tels que le microclimat, la topographie (épaisseur du dépôt meuble) et le sol, peuvent avoir un effet sur les caractéristiques (densité, hauteur, quantité) du bois mort (Vaillancourt et collab., 2008a).



Figure 2. Les chicots sont importants pour plusieurs espèces vivantes.



Figure 3. Les débris ligneux jouent de nombreux rôles dans l'écosystème.

Le bois mort et la succession dans la sapinière à bouleau blanc

Le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc occupe la section méridionale de la zone boréale (Grondin et collab., 1998). Il couvre une bande d'environ 150 km de large comprise entre le 48° et le 50° de latitude nord, bordée au sud, par la sapinière à bouleau jaune et au nord, par la pessière à mousses. Les forêts y sont essentiellement constituées de peuplements résineux et mélangés, où dominent le sapin baumier (*Abies balsamea*), l'épinette noire (*Picea mariana*), le bouleau à papier (*Betula papyrifera*) et, dans une moindre mesure, le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*). L'épinette blanche (*Picea glauca*) constitue également une espèce caractéristique des forêts plus riches de ce domaine (Grondin et collab., 1998).

Dans la sapinière, les attributs propres aux vieilles forêts se développent principalement sous les effets de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) (TBE) et du vent, auxquels s'ajoute la mortalité par pied d'arbre qui provoque des perturbations partielles récurrentes (Hély et collab., 2000; de Romer et collab., 2007). La mortalité par petits groupes d'arbres peut d'ailleurs avoir une influence prépondérante sur la dynamique et la structure des peuplements (figure 5), lorsque les perturbations majeures (p. ex. le feu ou une épidémie sévère) sont rares (Aakala et collab., 2007; Franklin et collab., 2007).

Dans la sapinière à bouleau blanc, la quantité de débris ligneux évolue avec la dynamique des peuplements; sa variation temporelle à la suite d'une perturbation majeure est associée à une courbe en forme de «U». Ainsi, immédiatement après une perturbation, les niveaux sont généralement élevés (Sturtevant et collab., 1997). Les débris ligneux

résiduels déclinent avec le temps en se décomposant, alors qu'il y a peu de nouveaux débris provenant de la strate en régénération. La mortalité au stade d'autoéclaircie est généralement concentrée sur les individus de faible taille, là où la densité est élevée (Franklin et collab., 2007). Ce phénomène se poursuit jusqu'à l'atteinte de la maturité alors que l'abondance de débris ligneux au sol est à son minimum (Sturtevant et collab., 1997). Le niveau de débris atteint un maximum au cours de la période de transition pendant laquelle le peuplement de structure équiennne amorce sa sénescence (accroissement de la mortalité) et progresse graduellement vers une structure irrégulière ou inéquienne. Par la suite, la biomasse de débris décline à nouveau du fait de la mortalité diffuse associée à la dynamique de trouées.

Ce modèle est applicable aux peuplements dont la composition se perpétue dans le temps selon une succession cyclique; il en est toutefois autrement dans les forêts où la végétation est caractérisée par une transition graduelle d'espèces. Dans ce dernier type de forêt, la quantité de débris ligneux est le reflet de la dynamique s'opérant dans le cadre de la succession végétale (Hély et collab., 2000; Chen et Popadiouk, 2002). Ainsi, les peuplements de feuillus intolérants installés après feu produisent graduellement du bois mort, résultant de l'autoéclaircie. La mort des tiges d'essences décidues est à l'origine d'un important apport de chicots et de débris ligneux. Les feuillus sont remplacés plus ou moins rapidement par des conifères, ce qui entraîne un changement dans la composition du bois mort. Par la suite, la quantité de débris ligneux correspond de près à la quantité de matière ligneuse vivante et possède approximativement la même composition; il y a alors équilibre entre le recrutement de bois mort et sa décomposition. Les conifères, particulièrement le sapin baumier, remplacent les feuillus intolérants et les apports importants de nouveau bois mort sont dès lors associés aux épidémies de TBE qui, à chaque période épidémique, alimentent la banque de chicots d'une nouvelle cohorte. Par la suite, le sapin baumier produit du bois mort tout au long de la succession selon un taux qui avoisinerait celui de la décomposition. Ceci expliquerait qu'en général, la quantité totale de débris ligneux est à peu près constante dans les sapinières vierges, caractérisées par une dynamique de trouées. Toutefois, l'évaluation ponctuelle de la quantité de chicots doit tenir compte du temps écoulé depuis la dernière épidémie (Hély et collab., 2000) puisque les épidémies sont à l'origine de sommets dans la production de chicots, ce



Figure 4. Les débris ligneux: des habitats de prédilection pour de nombreuses espèces de champignons.



Figure 5. La tordeuse des bourgeons de l'épinette produit une mortalité par groupes d'arbres, ce qui a une influence prépondérante sur la dynamique et la structure des sapinières.

qui se répercute ensuite dans l'abondance des débris ligneux au sol (Taylor et MacLean, 2007). De plus, lorsqu'elles sont sévères, les épidémies génèrent des apports considérables de bois mort, et peuvent même être à l'origine d'un retour au stade d'initiation d'un nouveau peuplement (Hunter, 1999; Franklin et collab., 2007).

Bien que les taux de décomposition du bouleau à papier et du peuplier soient équivalents, leur dynamique est différente (Hély et collab., 2000). Le peuplier a une durée de vie moyenne d'environ 80 ans dans l'est de l'Amérique de Nord et se régénère par cohortes successives, produisant chaque fois une grande quantité de chicots. Pour sa part, le bouleau à papier produit une accumulation de débris ligneux significativement plus importante que le peuplier, mais de manière plus variable dans le temps (Hély et collab., 2000). Cette importante accumulation pourrait être associée à une plus grande longévité du bouleau par rapport à celle du peuplier, ainsi qu'à la persistance du bouleau favorisée par une dynamique par trouées.

Caractéristiques du bois mort observé dans la sapinière à bouleau blanc

Les caractéristiques du bois mort observées dans la sapinière à bouleau blanc de l'est du Canada sont résumées dans le tableau 1. Au Québec, il existe quelques études ayant caractérisé le bois mort dans cet écosystème forestier. Desponts et collab. (2002) ont évalué les différences structurales observées entre des sapinières équiennes de seconde venue mûres (âgées de 66 ans), ou sénescents (âgées de 78 ans) et

des forêts anciennes (non exploitées et âgées de 85 ans), dans la sapinière à bouleau blanc de haute altitude (> 600 m) de la RFL (au sens de Boucher et collab., 2008). Ces auteurs constatent que dans les forêts vierges (ou anciennes), la récurrence des perturbations naturelles a favorisé le développement d'une structure irrégulière et d'attributs caractéristiques de forêts anciennes, tels que les chicots et les débris ligneux de grosses dimensions. Les densités moyennes de chicots et de débris au sol confirment la faible abondance de ces éléments dans les peuplements mûrs (chicots ≥ 20 cm : 1/ha; débris 31,9 m³/ha) par rapport aux peuplements sénescents (chicots ≥ 20 cm : 62/ha; débris 89,6 m³/ha) et anciens (chicots ≥ 20 cm : 14/ha; débris 94,0 m³/ha). D'ailleurs, les peuplements mûrs ne contiennent aucun chicot appartenant à la classe de détérioration la plus avancée, et peu d'espèces associées aux débris

ligneux récents et aux sols perturbés (Desponts et collab., 2002). Dans les peuplements de seconde venue, la densité de chicots ≥ 20 cm, observée dans les sapinières montagnardes mûres de la RFL (Desponts et collab., 2002), est plus faible que celle mesurée à la Forêt Montmorency (chicots ≥ 20 cm : 23/ha) (Bergeron et collab., 1997). Cette différence serait associée aux conditions de croissance plus restrictives des secteurs montagnards, ce qui repousserait le début de la sénescence (Robichaud et Methven, 1993) et retarderait ainsi le recrutement de chicots.

Des résultats similaires sont observés dans la sapinière à bouleau blanc de la Gaspésie (tableau 1) (Desponts et collab., 2004). Cependant, les diamètres moyens des arbres échantillonnés en Gaspésie étaient plus élevés que ceux étudiés dans la RFL. Ainsi, les subdivisions par classe de diamètre, utilisées pour l'évaluation des gros chicots, doivent être considérées avec précaution puisqu'elles varient selon les dimensions maximales potentielles des tiges, qui elles-mêmes dépendent des caractéristiques et de l'historique des peuplements (Vaillancourt, 2007).

En Gaspésie, dans le même secteur d'étude que Desponts et collab. (2004), Roberge et Desrochers (2004) ont pour leur part mesuré des densités de gros chicots plus de deux fois supérieures dans la sapinière surannée âgée de 87 ans (chicots ≥ 20 cm : 51/ha), comparativement à la sapinière mûre de seconde venue âgée de 50 ans (chicots ≥ 20 cm : 24/ha). Cet écart est plus important encore pour les chicots d'un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) ≥ 30 cm (25/ha contre 10/ha, respectivement). Ainsi, en plus de retirer sys-

Tableau 1. Caractéristiques du bois mort observé dans la sapinière à bouleau blanc en fonction de la composition et de l'âge du peuplement

Référence	Composition (lorsque discriminante)	Âge (années)		Chicots ≥ 10 cm Nombre / ha		Chicots ≥ 20 cm Nombre / ha		Chicots ≥ 30 cm Nombre / ha		Débris ≥ 10 cm Volume (m ³) / ha	
		Non exploitée	Exploitée	Non exploitée	Exploitée	Non exploitée	Exploitée	Non exploitée	Exploitée	Non exploitée	Exploitée
Desponts et collab. (2002) (Lac des Neiges, RFL)		85	Mûre : 66 Sén. : 78	182	Mûre : 52 Sén. : 251	14	Mûre : 1 Sén. : 62			94,0	Mûre : 31,9 Sén. : 89,6
Bergeron et collab. (1997) (Forêt Montmorency)			45				23		4		
Vaillancourt et collab. (2008a) (Côte-Nord, rivière Saguenay, résultats des sites sur dépôts épais)	SAB SAB-EPB SAB-EPN EPN	≥ 90 ≥ 90 ≥ 90 ≥ 90	CPRS : 5 à 15	133 123 106 72	28 BR : 93 BR : 87 BR : 64	53 43 23 11	9 BR : 13 BR : 17 BR : 4				
Aakala et collab. (2007) (Côte-Nord, région de Baie-Comeau)	EPN (pessière) SAB-EPN SAB	> 100 > 100 > 100		132 183 187		40 90 123					
Desponts et collab. (2004) (Gaspésie)		Sén. : 90 Anc. : 87	50	Sén. : 290 Anc. : 203	35			Sén. : 3 Anc. : 37	7	Sén. : 40,2 Anc. : 63,1	14,4
Roberge et Desrochers (2004) (Gaspésie)		Anc. : 87	50			Anc. : 51	24	Anc. : 25	10		
Settingington et collab. (2000) (Terre-Neuve)		80	40 60	132	29 36					55,2	22,2 44,7

SAB = sapin baumier, EPB = épinette blanche, EPN = épinette noire,
Sén. = sénescence, Anc. = ancienne ou primitive, BR = bandes résiduelles,
CPRS = coupe avec protection de la régénération et des sols.

tématiquement les plus grosses tiges, la coupe totale sur de courtes révolutions pourrait induire une interruption locale de la continuité du bois mort au sein des diverses classes de détérioration. L'absence de certaines classes de décomposition pourrait avoir des répercussions sur la biodiversité puisqu'il existe un lien étroit entre les espèces utilisatrices et l'état du bois mort (Dudley et Vallauri, 2004), notamment pour les espèces d'oiseaux cavicoles (Vaillancourt et collab., 2008a).

Dans la sapinière à bouleau blanc au nord du Saguenay, les travaux de Vaillancourt et collab. (2008a) indiquent que, dans les peuplements résiduels non coupés (âgés de plus de 90 ans), les chicots représentent 33 % des arbres ayant un DHP ≥ 20 cm et que cette proportion atteint 8 % parmi les arbres de 30 cm et plus. Les très gros chicots (DHP ≥ 30 cm) sont constitués à 63 % de sapins et à 21 % de bouleaux à papier. Les chicots de DHP supérieur à 40 cm proviennent essentiellement d'épinettes blanches alors que les chicots d'épinette noire sont généralement plus petits (≤ 35 cm).

Dans les bandes résiduelles (bandes riveraines et séparateurs de coupe), la disponibilité des gros chicots augmente avec le temps, du fait de la mortalité (Vaillancourt et collab., 2008a). Les bandes résiduelles peuvent ainsi servir de refuge pour plusieurs espèces, mais elles n'offrent pas d'habitat adéquat pour celles qui sont intolérantes à la fragmentation ou qui nécessitent le maintien continu d'éléments structuraux spécifiques, tels que les gros arbres morts, pour compléter leur cycle de vie (Vaillancourt, 2007).

Sur la Côte-Nord, on observe un gradient décroissant du nombre de tiges vivantes et de chicots lorsque l'on passe de la sapinière pure à la pessière pure (Aakala et collab., 2007; Vaillancourt et collab., 2008a). De façon générale, le taux de recrutement du bois mort dépend de la productivité du site ainsi que du régime de perturbations, et les quantités totales sont plus importantes sur les meilleurs sites (Vaillancourt et collab., 2008a).

Globalement, la littérature scientifique consultée indique qu'il y a de faibles quantités de chicots et de débris ligneux dans les sapinières mûres de seconde venue, issues de l'aménagement forestier, par rapport aux vieilles forêts dynamisées par un régime de perturbations naturelles (tableau 1). Également, les études suggèrent que les niveaux maxima de chicots se rencontrent dans les peuplements sénescents, alors que les peuplements plus vieux, où s'est installée une dynamique par trouées, contiennent des niveaux maxima de débris ligneux.

La gestion du bois mort dans la sapinière à bouleau blanc : des pistes de solution

Quelle quantité de bois mort doit-on conserver dans les sapinières aménagées ? Deux approches peuvent être envisagées afin de la déterminer. Une première approche est orientée sur le besoin des espèces (Hunter, 1999). Cette voie est largement utilisée aux États-Unis, où de nombreux seuils par espèce ont été développés (Woodley et collab., 2007). Elle

implique de bonnes connaissances à l'égard des espèces présentes et de leurs exigences particulières en matière de bois mort. Malheureusement, ces connaissances sont limitées et ne touchent que certaines espèces vedettes qui ne forment qu'une fraction des espèces associées au bois mort.

Une seconde approche, holistique, est basée sur la connaissance de la dynamique des écosystèmes et des limites de variabilité naturelle observées (Landres et collab., 1999; Vaillancourt et collab., 2008b). Cette approche suppose que les espèces présentes dans un écosystème sont adaptées aux caractéristiques (structure et composition) des forêts naturelles. Dans ce contexte, la meilleure garantie pour assurer le maintien de la biodiversité est de pratiquer un aménagement reproduisant une mosaïque qui s'apparente à celle induite par les perturbations naturelles (Landres et collab., 1999). Dans cette optique, les cibles de chicots et de bois mort à retenir seraient basées sur les densités observées dans les forêts naturelles. Toutefois, comme l'application unilatérale de telles cibles pourrait entraîner une diminution importante de la récolte de bois, certains ont proposé d'utiliser les densités minimales observées dans les forêts anciennes (Spies and Franklin, 1991). En Nouvelle-Écosse, un recensement exhaustif de la disponibilité d'arbres à cavités au cours de la succession a été utilisé pour fixer des cibles d'un niveau jugé « préventif et raisonnable » (voir Betts et Forbes, 2005).

Les études sur le bois mort réalisées dans la sapinière à bouleau blanc (tableau 1) montrent que les forêts aménagées diffèrent des forêts naturelles quant aux densités de chicots et de débris ligneux. Toutefois, les quantités de chicots ≥ 20 cm dans les sapinières primitives varient en fonction des écosystèmes (14/ha dans les sapinières montagnardes de la RFL, versus 51/ha dans les sapinières gaspésiennes) tout comme la dimension maximale des arbres, ce qui indique qu'il pourrait éventuellement être difficile de fixer une cible unique convenant à tous les écosystèmes de la sapinière boréale. Il faudrait plutôt établir des cibles qui représentent un niveau d'altération « acceptable » par rapport aux conditions naturelles de l'écosystème considéré et inscrire la détermination des cibles de bois mort dans un processus de gestion adaptative.

Nous suggérons une approche de gestion du bois mort qui s'articule à deux échelles. La première échelle consiste à s'assurer de l'atteinte des niveaux maxima de bois mort sur certaines portions des paysages aménagés. Pour la sapinière, ces niveaux maxima sont de deux ordres : ils résultent soit des épidémies sévères, soit de la dynamique par trouées prévalant dans la sapinière entre les perturbations majeures. Ces derniers peuvent être obtenus grâce au maintien de peuplements jusqu'au stade suranné. La seconde échelle vise à maintenir un recrutement de bois mort sur le reste du territoire aménagé, en utilisant des cibles correspondant à un niveau d'altération « acceptable ».

De façon générale, le maintien de peuplements jusqu'au stade sénescents (ou surannés) permet le développement des attributs de bois mort associés aux forêts qualifiées d'anciennes (Despouts et collab., 2002). Ainsi, les forêts

surannées incluses dans les aires protégées, combinées à l'allongement des révolutions pour certains peuplements (distribués de façon à couvrir l'ensemble du gradient écologique) permettraient d'atteindre dans certains cas, la représentativité des quantités maximales de chicots que l'on peut associer aux forêts sénescents (Despots et collab., 2002; Woodley, 2005; Lindermayer et collab., 2006; Franklin et collab., 2007).

Des échantillons des niveaux de bois mort associés aux sommets de production observés à la suite de perturbations majeures (feu, épidémies d'insectes) devraient également être conservés, en évitant les coupes de récupération dans divers secteurs représentatifs du gradient écologique. Ceci permettrait de couvrir une seconde lacune en bois mort.

Dans le reste du territoire aménagé, deux patrons évolutifs inspirés des perturbations naturelles pourront être considérés : les sapinières sujettes à des perturbations sévères qui occasionnent un renouvellement des peuplements et celles où domine plutôt une dynamique par trouées. Dans le premier cas, la gestion du bois mort devrait être orientée vers la rétention au moment de la récolte. La rétention à effectuer est proportionnelle à la dimension de l'aire de coupe et inversement proportionnelle à la durée de la révolution (Lindermayer et collab., 2006). Pour être efficace, la rétention devrait comporter des îlots formés d'arbres d'âge et de composition représentatifs du peuplement, ce qui faciliterait le maintien et le recrutement de chicots et de débris ligneux, tout en tenant compte de leur distribution spatiale. Il faut également s'assurer de la permanence des îlots afin de maintenir les espèces associées aux forêts anciennes ayant de faibles capacités de dispersion (Franklin et collab., 2007). Dans le cas des sapinières sujettes à une dynamique de renouvellement par arbres ou par trouées, le recours à des coupes partielles (telles que les coupes progressives irrégulières ou de jardinage) sera préconisé. Le maintien du couvert permettra probablement de diminuer les écarts observés entre les secteurs vierges et exploités, pour autant que les prescriptions comportent des objectifs clairs visant le maintien d'un recrutement de bois mort dans le temps, en portant une attention particulière au recrutement des chicots et des débris ligneux de fort diamètre qui sont rares dans les paysages forestiers aménagés.

Dans un cadre d'AFÉ, il importe d'inclure l'évaluation et le suivi du bois mort dans les aires aménagées et dans les aires protégées (secteurs témoins). Dans le cadre d'une gestion adaptative, ces évaluations et suivis permettront un réajustement des dispositions relatives au bois mort lorsque nécessaire. À ce titre, Bobiec et collab. (2005) fournissent des lignes directrices pour procéder à des évaluations et des suivis du bois mort.

Bien que d'autres études soient nécessaires pour établir l'étendue des limites de variabilité naturelle du bois mort au sein des différents écosystèmes forestiers, il est toutefois possible d'intégrer les informations actuellement disponibles pour définir des cibles d'aménagement qui seront éventuellement réajustées en fonction des nouvelles connaissances

(Stankey et collab., 2005). Cependant, l'utilisation d'un seuil minimal invariable appliqué à l'ensemble d'un territoire ne permettra pas de reproduire les processus de mortalité induits par les dynamiques forestières régionales (Taylor et MacLean, 2007). Les stratégies à développer devraient ainsi comporter des variantes spatio-temporelles afin de considérer la dynamique des écosystèmes forestiers, en portant une attention particulière à la conservation d'échantillons des niveaux maxima naturellement observés qui soient représentatifs du gradient écologique.

Remerciements

Cet article a été réalisé dans le cadre du projet pilote d'aménagement écosystémique de la réserve faunique des Laurentides, coordonné par la Direction de l'environnement et de la protection des forêts du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Nous remercions les membres du comité scientifique sur les enjeux de biodiversité, de même que Marc Leblanc (MRNF) pour sa confiance et son appui tout au long de ce projet. Finalement, nous remercions aussi Vincent Roy, Michel Crête et Agathe Cimon pour leurs commentaires judicieux qui ont contribué à améliorer la version définitive du manuscrit. ◀

Références

- AAKALA, T., T. KUULUVAINEN, L. DE GRANDPRÉ ET S. GAUTHIER, 2007. Trees dying standing in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec: spatial patterns, rates, and temporal variation. *Canadian Journal of Forest Research*, 37 : 50-61.
- ARSENAULT, D., É. BOUCHER ET É. BOUCHON, 2007. Asynchronous forest-stream coupling in a fire-prone boreal landscape: insights from woody debris. *Journal of Ecology*, 95 : 789-801.
- BERG, A., B. EHNSTROM, L. GUSTAFSSON, T. HALLINGBACK, M. JONSELL ET J. WESLIEN, 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation Biology*, 8 : 718-731.
- BERGERON, D., M. DARVEAU, A. DESROCHERS ET J.P. SAVARD, 1997. Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conifériennes et feuillues du Québec méridional. *Environnement Canada, Service canadien de la faune, Rapport technique No 271*, Ottawa, ON, 41 p.
- BETTS, M. ET G. FORBES (édit.), 2005. *Forest management guidelines to protect native biodiversity in the Greater Fundy ecosystem*. 2nd édition. Greater Fundy ecosystem research group. Faculty of forestry and environmental management, University of New Brunswick, 110 p.
- BOBIEC, A., J.M. GUTOWSKI, K. ZUB, P. PAWLACZYK ET W.F. LAUDENSLAYER (édit.), 2005. *The afterlife of a tree*. WWF Poland, Warszawa-Hajnowka, 252 p.
- BOUCHER, Y., P. GRONDIN, J. NOËL, D. HOTTE, J. BLOUIN, ET G. ROY, 2008. Classification des écosystèmes et répartition des forêts mûres et surannées: le cas du projet pilote d'aménagement écosystémique de la réserve faunique des Laurentides. *Rapport hors série*. Gouvernement du Québec, Québec.
- CHEN, H.A.H. ET R.V. POPADIOUK, 2002. Dynamics of North American boreal mixedwoods. *Environmental Reviews*, 10 : 137-166.
- 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*. Sous la supervision de N. Thiffault. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, vii + 118 p. + annexes.

- DE ROMER, A.H., D.D. KNEESHAW ET Y. BERGERON, 2007. Small gap dynamics in the southern boreal forest of eastern Canada: Do canopy gaps influence stand development? *Journal of Vegetation Science*, 18 : 815-826.
- DESPONTS, M., A. DESROCHERS, L. BÉLANGER ET J. HUOT, 2002. Structure de sapinières aménagées et anciennes du massif des Laurentides (Québec) et diversité des plantes invasives. *Canadian Journal of Forest Research*, 32 : 2077-2093.
- DESPONTS, M., G. BRUNET, L. BÉLANGER ET M. BOUCHARD, 2004. The eastern boreal oldgrowth balsam fir forest : a distinct ecosystem. *Canadian Journal of Botany*, 82 : 830-849.
- DUDLEY, N. ET D. VALLAURI, 2004. Dead wood – living forest. The importance of veterans trees and dead wood to biodiversity. *WWF World Wide Fund for Nature*, No 1471, 19 p.
- FRANKLIN, J.F., R.J. MITCHELL ET B.J. PALIK, 2007. Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. USDA, Forest Service, Northern Research Station, General Technical Report NRS-19, Newton Square, PA, 44 p.
- FREEDMAN, B. V. ZELAZNY, D. BEAUDETTE, T. FLEMING, S. FLEMMING, G. FORBES, J.S. GERROW, G. JOHNSON, et S. WOODLEY, 1996. Biodiversity implications of changes in the quantity of dead organic matter in managed forests. *Environmental Reviews*, 4 : 238-265.
- GAUTHIER, S., M.A. VAILLANCOURT, D. KNEESHAW, P. DRAPEAU, L. DE GRANPRÉ, Y. CLAVEAU ET D. PARÉ, 2008. Aménagement forestier écosystémique : Origines et fondements. Dans : Gauthier, S., M.A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, et Y. Bergeron (édit.), *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec, p. 13-40.
- GRONDIN, P., J. BLOUIN, P. RACINE, H. D'AVIGNON ET S. TREMBLAY, 1998. Rapport de classification écologique du sous-domaine bio-climatique de la sapinière à bouleau blanc de l'est. Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Ministère des ressources naturelles du Québec, 229 p.
- HARMON, M.E., J.F. FRANKLIN, F.J. SWANSON, P. SOLLINS, S.V. GREGORY, J.D. LATTIN, N.H. ANDERSON, S.P. CLINE, N.G. AUMEN, J.R. SEDELL, G.W. LIENKAEMPER, K. CROMAKC ET K.W. CUMMINS, 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advance in Ecological Research*, 15 : 133-302.
- HÉLY, C., Y. BERGERON ET M.D. FLANNIGAN, 2000. Coarse woody debris in the southern Canadian boreal forest: composition and load variations in relation to stand replacement. *Canadian Journal of Forest Research*, 30 : 674-687.
- HUNTER, M.L. (edit.), 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 698 p.
- LANDRES, P.B., P. MORGAN ET F.J. SWANSON, 1999. Overview or the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications*, 9 : 1179-1188.
- LINDERMAYER, D.B., J.F. FRANKLIN ET J. FICHER, 2006. General management principles and checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 131 : 433-445.
- MASSER, C. et J. M. TRAPPE, 1984. The seen and unseen world of the fallen tree. General technical report PNW-164. US Department of Agriculture, Forest service, Pacific northwest forest and range experiment station, Portland, OR, 56p.
- NILSSON, S.G., M. NIKALSSON, J. HEDIN, G. ARONSSON, J.M. GUTOWSKI, P. LINDER, H. LJUNGBERG, G. MIKUSI SKI ET T. RANIUS, 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 161 : 189-204.
- ROBERGE, J.M. ET A. DESROCHERS, 2004. Comparaison des caractéristiques des gros chicots entre une sapinière primitive et une sapinière aménagée sur la péninsule gaspésienne, Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, 34 : 2383-2386.
- ROBICHAUD, E. ET I.R. METHVEN, 1993. The effect of site quality on the timing of stand breakup, tree longevity, and the maximum attainable height of black spruce. *Canadian Journal of Forest Research*, 23 : 1514-1519.
- ROWLAND, E.L., A.S. WHITE ET W.H. LIVINGSTON, 2005. A literature review of the effects of intensive forestry on forest structure and plant community composition at the stand and landscape levels. Maine Agricultural and Forest Experiment Station, Miscellaneous publication no 754, University of Maine, Orono, ME.
- SETTINGINGTON, M.A., I.D. THOMPSON ET W.A. MONTEVECCHI, 2000. Woodpecker abundance and habitat use in mature balsam fir forests in Newfoundland. *Journal of Wildlife Management*, 64 : 335-344.
- SPIES, T.A. ET J.F. FRANKLIN, 1991. The structure of natural young, mature, and old-growth forests in Washington and Oregon. U.S. Forest Service, General Technical Report PNW-GTR-285, p. 91-110.
- STANKEY, G.H., R.N. CLARK ET B.T. BORMANN, 2005. Adaptive management of natural resources: Theory, concepts, and management institutions. U.S. Forest Service, General Technical Report PNW-GTR-654, 73 p.
- STEVENS, V., 1997. The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in B.C. forests. Research Branch, British-Columbia Ministry of Forests, Working Paper 30/1997, Victoria, B.C., 26 p.
- STURTEVANT, B.R., J.A. BISSONETTE, J.N. LONG ET D.W. ROBERTS, 1997. Coarse woody debris as a function of age, stand structure, and disturbance in boreal Newfoundland. *Ecological Applications*, 7 : 702-712.
- TAYLOR, S.L. ET D.A. MACLEAN, 2007. Dead wood dynamics in declining balsam fir and spruce stands in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 37 : 750-762
- THIFFAULT, N., S. WYATT, M. LEBLANC ET J.-P. JETTÉ, 2007. Adaptive forest management in Quebec. Bits of the big and small pictures. *Canadian silviculture*, May 2007, p. 26-29.
- VAILLANCOURT, M.A. 2007. Caractérisation de la disponibilité des arbres potentiels à la nidification du garrot d'Islande dans la forêt boréale de l'est du Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, QC. 99 p.
- VAILLANCOURT, M.A., DRAPEAU, P., GAUTHIER, S. ET M. ROBERT, 2008a. Availability of standing trees for large cavity nesting birds in the eastern boreal forest of Quebec, Canada. *Forest Ecology and Management*, sous presse.
- VAILLANCOURT, M.A., L. DE GRANPRÉ, S. GAUTHIER, A. LEDUC, D. KNEESHAW, Y. CLAVEAU ET Y. BERGERON, 2008b. Comment les perturbations naturelles peuvent-elles constituer un guide pour l'aménagement forestier écosystémique ? Dans : Gauthier, S., M.A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, and Y. Bergeron (édit.), *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec, p. 41-60.
- WOODLEY S., 2005. Snag and cavity tree retention. Dans : Betts, M.G. et G.J. Forbes (edit.). *Forest management guidelines to protect native biodiversity in the greater Fundy ecosystem*. Greater Fundy Ecosystem Research Group, University of New Brunswick, Fredericton, N.B., p. 61-64.
- WOODLEY, S., G. ALWARD, L. IGLESIAS GUTIERREZ, W. HOEKSTRA, L. LIVINGSTON, J. LOO, A. SKIBIKI, C. WILLIAMS ET P. WRIGHT, 2007. North American test of criteria and indicators of sustainable forestry. CIFOR/USDA. Section N, indicateur no 10. En ligne (30 nov. 2007): http://www.fs.fed.us/institute/cifor/cifor_262.html