

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

LES ROLES ECOLOGIQUES ET LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES  
RENDUS PAR LE BOIS MORT SONT-ILS PRIS EN COMPTE  
DANS LES PRATIQUES D'AMENAGEMENT FORESTIER DURABLE  
DE LA ZONE BOREALE ?

RAPPORT DE SYNTHÈSE ENVIRONNEMENTALE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DU DOCTORAT EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR  
PAULINE SUFFICE

AOÛT 2015

## Résumé

Le bois mort constitue une composante clé de la dynamique des forêts naturelles. En milieu aménagé, plusieurs facteurs concourent toutefois à la raréfaction des chicots et débris ligneux et à la modification de leur dynamique naturelle. Dans la zone boréale, cette problématique est devenue un enjeu majeur de l'aménagement forestier durable qui vise à diminuer les écarts d'attributs entre les forêts naturelles et les forêts aménagées. Cette revue de littérature s'est intéressée aux rôles écologiques et aux services écosystémiques du bois mort, ainsi qu'à leur considération dans les pratiques d'aménagement forestier durable de la zone boréale. À travers la documentation gouvernementale et celle de la certification forestière FSC, il ressort que les pratiques d'aménagement utilisées tendent à retenir, recruter, voire créer du bois mort sous différentes formes. Alors que dans la plupart des territoires l'accent est généralement mis sur la représentativité en essences, en tailles, en classes de décomposition et en répartition spatiale, les pratiques d'aménagement à travers cette zone écologique sont diversifiées. Le développement de ces pratiques semble directement relié à l'historique d'intensité de récolte à travers les pays. Ainsi, tandis que la Scandinavie présente de nombreuses règles de maintien et de création de bois mort sous toutes ses formes, le Québec n'a à ce jour pas encore de directive spécifique aux attributs de bois mort. De plus, on s'intéresse souvent aux arbres à valeur faunique tandis que d'autres rôles écologiques tels que ceux associés aux débris ligneux sont probablement négligés. La poursuite de la recherche permettra le développement d'une meilleure intégration des différentes fonctions écologiques dans les pratiques d'aménagement.

## Sommaire

Résumé.....	2
Liste des Figures.....	4
Liste des Tables.....	4
Introduction.....	5
Méthodes.....	6
La zone boréale.....	6
Sélection de littérature pertinente.....	8
Attributs du bois mort.....	8
Dégradation.....	9
Essence.....	10
Taille.....	10
Répartition spatio-temporelle.....	11
Rôles écologiques.....	12
Habitat et biodiversité.....	12
Géomorphologie.....	13
Productivité forestière.....	13
Stockage du carbone.....	14
Services écosystémiques.....	14
Pratiques d'aménagement forestier durable.....	16
Rétention du bois mort.....	17
Cibles fauniques.....	18
Rétention variable (intensité et répartition).....	19
Débris ligneux.....	20
Inventaire de legs biologiques.....	22
Recrutement du futur bois mort.....	23
Allongement des rotations.....	23
Rétention de vieux arbres.....	23
Création de bois mort.....	24
Pendant la récolte de bois.....	24
Brûlage dirigé.....	25
Méthodes artificielles.....	25
Rentabilité des aménagements.....	26
Conclusion.....	28
Références.....	31
Annexe 1- Mesures spécifiques des pratiques d'aménagement forestier durable appliquées à la zone boréale pour la rétention, le recrutement ou la création de bois mort.....	43
Annexe 2 - Mesures spécifiques des pratiques d'aménagement forestier pour la certification Forest Stewardship Council ® dans la zone boréale pour la rétention, le recrutement ou la création de bois mort.....	52

## Liste des Figures

Figure 1 - Répartition de la zone boréale circumpolaire (Brandt et al. 2013).....	7
Figure 2 - Différents types de bois mort trouvés en forêt (adapté de Humphrey et Bailey 2012) .....	9
Figure 3 - Services écosystémiques du bois mort (illustration basée sur un dessin de Tim Yearington) .....	16

## Liste des Tables

Tableau 1 - Mesures proposées par différentes juridictions de la zone boréale pour la gestion du bois mort en aménagement forestier. ....	27
--	----

## Introduction

Le bois mort constitue une composante clé de la dynamique des forêts naturelles qui fournit un habitat à de nombreuses espèces fauniques et végétales, contribue significativement au cycle des nutriments et aux flux d'énergie, et régule les déplacements des sédiments (Harmon et al. 1986, Kuuluvainen 2002). Plusieurs facteurs peuvent influencer l'abondance et la répartition du bois mort dans un peuplement forestier, notamment les essences présentes et la nature des perturbations. La forêt boréale est principalement façonnée par les incendies forestiers, les épidémies d'insectes et les chablis (MacLean 1980, Payette 1992, Ruel 1995). Ces perturbations naturelles génèrent une grande quantité de bois mort et une proportion variable d'arbres plus ou moins affaiblis ayant survécu aux événements (Sturtevant et al. 1997). Plusieurs études sur les débris ligneux à travers les chronoséquences forestières ont décrit un patron d'abondance temporelle générale en forme de « U » (Harmon et al. 1986, Sturtevant et al. 1997, Brais et al. 2005). Après un feu, les quantités de débris ligneux sont importantes. Par la décomposition des débris résiduels, la quantité de débris ligneux décline ensuite jusqu'à l'émergence du peuplement en régénération qui à son tour produit peu de bois mort. Au stade mature d'un peuplement, la mortalité des arbres due à la compétition et aux perturbations à fine échelle induisent de grandes quantités de débris ligneux plusieurs dizaines d'année après un feu (Lecomte et al. 2006). Les chablis quant à eux surviennent sur une base régulière et affectent en majorité des arbres isolés ou de petits groupes d'arbres, bien qu'ils puissent être plus sévères et entraîner une mortalité plus massive (Kneeshaw et al. 2008).

En milieu aménagé, plusieurs facteurs concourent à la raréfaction du bois mort et à la modification de sa dynamique naturelle (Angers 2009, Bouget et al 2012, Jetté et al. 2013a). Le rajeunissement de la structure d'âge de la forêt et la simplification de la structure des peuplements ont en effet conduit à une raréfaction des arbres de grand diamètre, des vieux arbres et les arbres morts sur pied appelés des chicots ainsi qu'à une diminution de la quantité et de la qualité des débris ligneux (bois mort tombé au sol) en décomposition. D'une part, les activités forestières limitent le recrutement, éliminent en partie le bois mort déjà présent, modifient la distribution des classes de dégradation et contribuent à la diminution de la densité de bois mort de gros diamètre (Wei et al. 1997, Siitonen et al. 2000, Fridman et Walheim 2000, Roberge et Desrochers 2004, Nappi et al. 2004, Doyon et al. 2005). D'autre part, comparativement à la fréquence des perturbations naturelles, les courtes rotations ne permettent pas aux peuplements de développer des attributs de bois mort comparables à ceux

que l'on trouve dans les vieilles forêts (Fridman et Walheim 2000, Drapeau 2002, Roberge et Desrochers 2004). Finalement, le récent engouement pour la récolte des résidus forestiers à des fins de production de bioénergie soulève des enjeux relatifs à la nutrition des sols et la biodiversité (Sullivan et al. 2011, Thiffault et al. 2015). Dans les forêts de la zone boréale, un autre enjeu relatif au bois mort concerne la récupération des superficies touchées par les perturbations naturelles qui a pour effet de réduire les épisodes de recrutement massif et ainsi la disponibilité de grandes quantités de bois mort (Donato et al. 2006). Dans un autre ordre d'idées, les andains formés lors des opérations par arbres entiers modifient grandement la répartition spatiale des débris ligneux et le rôle qu'ils peuvent jouer par la suite (Jetté et al. 2013a). Les chicots et les débris ligneux au sol sont des attributs forestiers importants pour préserver la capacité des écosystèmes à fonctionner correctement à la suite de perturbations ou de stress environnementaux (Gauthier et al. 2008). Le bois mort est en effet une ressource essentielle à de nombreuses fonctions écologiques, et ce pour une variété de plantes, d'invertébrés et de vertébrés (Bull et al. 1997, Martin et al. 2004). Le développement de la récolte de bois présente ainsi des risques pour la biodiversité (Venier et al. 2014). La diminution des quantités de bois mort entraîne des changements dans la composition de guildes, les relations prédateurs-proies, les dynamiques de population et les risques d'extinction (Jonsell 2007; Rifell et al. 2011). En Finlande, ce facteur est même répertorié comme une explication de la diminution des populations, de l'attribution du statut d'espèce menacée voire de la disparition de plus de 600 espèces (principalement des champignons, des lichens et des arthropodes) retrouvées essentiellement dans les habitats forestiers (Rassi et al. 2010). La raréfaction de certaines formes de bois mort (en particulier ceux de fort diamètre) est ainsi devenue un enjeu écologique majeur de l'aménagement forestier durable. Dans cette synthèse, nous souhaitons répondre aux questions suivantes. Quels sont les rôles écologiques et les services écosystémiques rendus par le bois mort dans les écosystèmes forestiers naturels? Comment ceux-ci sont-ils pris en compte dans les pratiques d'aménagement forestier durable de la zone boréale?

## **Méthodes**

### **La zone boréale**

La zone boréale constitue une des zones biogéoclimatiques les plus importantes du monde. Cette vaste zone ceinture le pôle arctique et traverse les continents américain, européen et asiatique (Figure 1). Ce biome nordique réunit une grande diversité de climats, de sols, de

systèmes aquatiques et d'assemblages de végétation qui ont co-évolué depuis la fin de la dernière glaciation continentale (Brandt et al. 2013). La zone boréale est définie comme la vaste zone circumpolaire de végétation des hautes latitudes septentrionales couvertes principalement de forêts et autres terres boisées comprenant des espèces d'arbres tolérantes au froid principalement dans les genres *Abies*, *Larix*, *Picea*, et *Pinus* mais aussi *Populus* et *Betula* (Brandt 2009). La zone inclut aussi des lacs, des rivières, des zones humides et des zones naturellement sans arbres telles que les régions alpines sur les montagnes, les landes dans les zones influencées par les conditions climatiques océaniques, et certaines prairies dans les zones plus sèches. En Eurasie, la zone boréale est distribuée à travers la Scandinavie et la Russie, et comprend des parties de la Chine, du Kazakhstan et de la Mongolie. En Amérique du Nord, elle s'étend de Terre-Neuve au Yukon dans le Nord canadien, et jusqu'en Alaska. Elle peut être divisée en trois sous-zones sur la base de la végétation: la toundra forestière (ou subarctique ou hémiarctique) au nord; la forêt boréale continue ou taïga (constituée de forêts denses et de forêts ouvertes) qui occupent généralement la partie médiane, et la forêt hémiboréale (ou sous-boréale) au sud. La sous-zone hémiboréale est définie par la cooccurrence des espèces tolérantes, semi-tolérantes et intolérantes au froid, où les espèces tolérantes au froid contribuent particulièrement à la couverture forestière (Brandt 2009). Bien que la forêt boréale évoque une étendue naturelle sans fin de résineux, la zone est de plus en plus façonnée par l'intervention humaine et le développement de l'exploitation forestière.

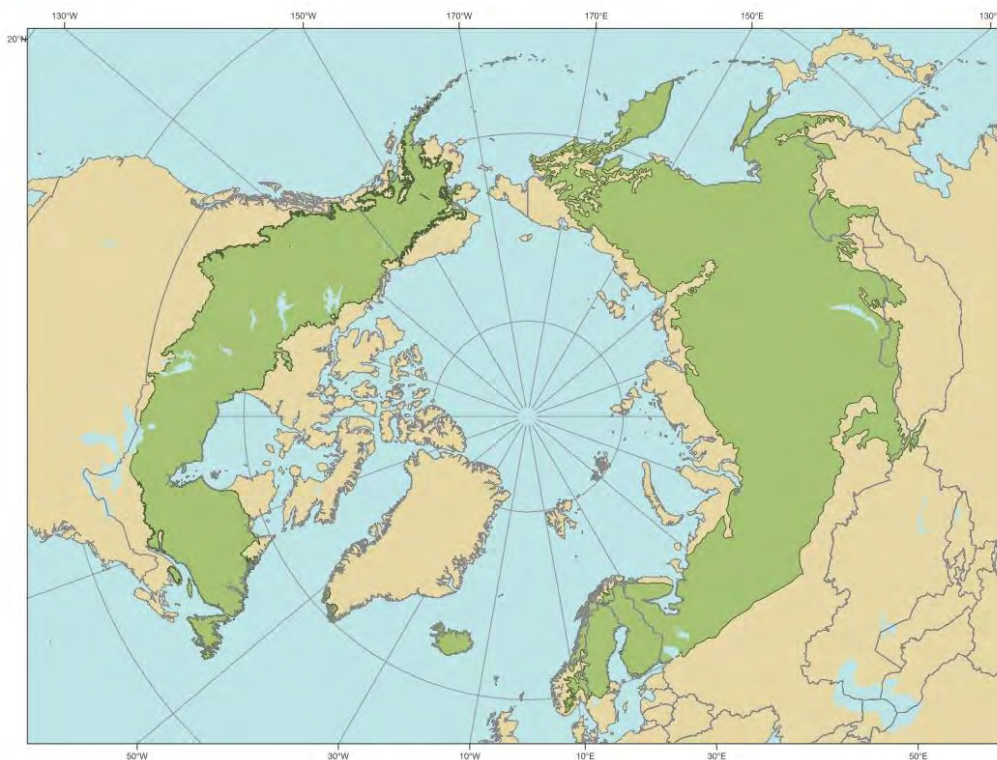


Figure 1 - Répartition de la zone boréale (Brandt et al. 2013)

## Sélection de littérature pertinente

Pour synthétiser les informations sur les rôles écologiques et les services écosystémiques du bois mort, ainsi que leur considération dans les pratiques d'aménagement forestier durable de la zone boréale, j'ai dans un premier temps réalisé une revue de littérature scientifique. J'ai recherché la littérature disponible via Web of Science en utilisant les mots clé suivants et leurs combinaisons (en anglais, et leurs équivalents en français): "deadwood", "decay", "woody debris", "snag", "wildlife tree", "management", "silvicultural practices", "retention", "boreal", "taïga", "biodiversity". La littérature scientifique sur l'écologie du bois mort est foisonnante mais l'est beaucoup moins sur la façon dont l'aménagement forestier tient compte de cet attribut d'habitat. La littérature grise (rapports, guides) trouvée par une large recherche dans Google a donc également été incluse à cette synthèse. Nous avons ciblé principalement les guides d'aménagement forestier gouvernementaux afin d'identifier les recommandations faites dans les différents territoires de la zone boréale. Les définitions des rôles biologiques et des services écosystémiques du bois mort sont quant à elles basées sur la littérature disponible à l'échelle mondiale. Les informations publiées dans une autre langue que le français et l'anglais n'ont pas pu être consultées. Ainsi, la documentation gouvernementale de certains territoires comme la Norvège, la Suède, la Finlande, et la Russie, n'étant disponible que dans leur langue respective, elle n'a pu être sollicitée. Les guides d'aménagement forestier du Forest Stewardship Council ® ont permis de compléter l'information afin de couvrir les recommandations de gestion du bois mort faites sur la vaste zone boréale.

## Attributs du bois mort

Il existe de nombreux types de bois mort en fonction de sa position, de leurs contextes environnemental et spatial, de la taille des éléments (souche, tronc, branche, rameau), du stade de décomposition, et de l'essence (Angers et al. 2011). La Figure 2 présente une illustration des différents types de bois mort présents dans les écosystèmes forestiers (Humphrey et Bailey 2012). Ainsi on peut distinguer entre autres les vieux arbres sénescents, des chablis (arbre renversés), des volis (arbre cassé sur pied), des chandeliers (arbre entier mort sur pied), des fragments de bois brut au sol, et des débris fins s'incorporant à l'humus. Les arbres morts restés debout sont généralement appelés des chicots tandis que le bois mort tombé au sol est couramment appelé débris ligneux. La définition d'un chicot ou d'un débris ligneux, quant à leurs dimensions, varie toutefois d'une juridiction à l'autre. Trois termes sont utilisés de façon presque interchangeable : chicot, arbre à cavités et arbre faunique. Les caractéristiques



propres aux chicots et débris ligneux induisent des différences dans leurs rôles biologiques et les organismes qui y sont associés (Keisker 2000 ; Angers et al. 2011).

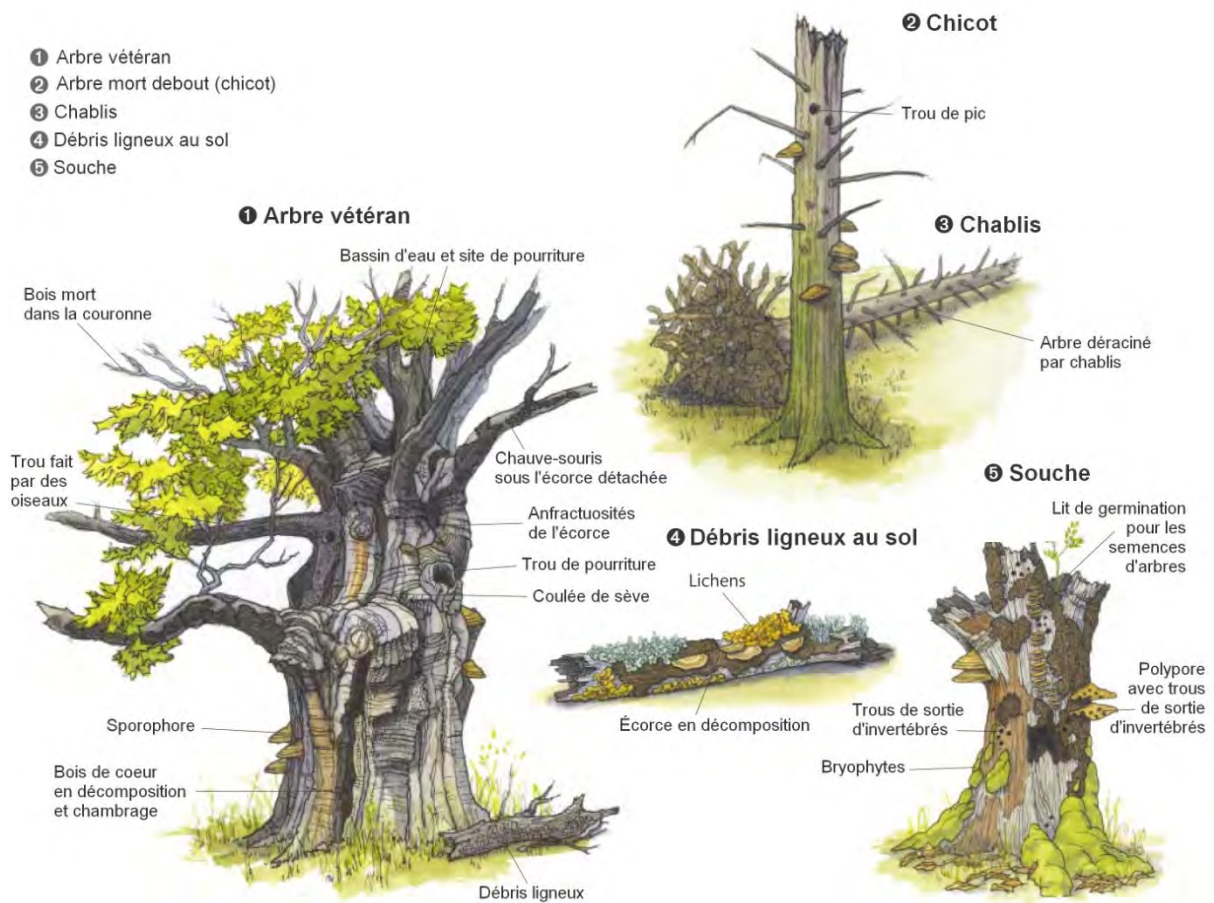


Figure 2 - Différents types de bois mort trouvés en forêt (adapté de Humphrey et Bailey 2012)

### Dégradation

Le recrutement en chicots dépend de la mortalité des arbres. Le recrutement en débris ligneux dépend quant à lui des chablis et de la dégradation des chicots les faisant tomber au sol. Les débris ligneux peuvent atteindre des degrés de décomposition plus avancés que les chicots et constituent des substrats plus humides, ce qui en fait un habitat unique pour de nombreuses espèces fauniques et floristiques telles que les coléoptères et les salamandres (Jaeger et al. 1995, Saint-Germain et al. 2007, Angers et al. 2010, Teodosiu et Bouriaud 2012.). Les chicots accueillent moins d'espèces que les débris ligneux au sol, mais les assemblages d'espèces diffèrent fortement entre les deux types de position (Jonsell et Weslien 2003; Ulyshen et Hanula 2009). De plus les communautés d'espèces diffèrent entre les bois morts de différents stades de décomposition ou de diamètre, avec généralement plus d'espèces dans les stades de décomposition avancée (Penttilä et al. 2013). La définition des différents stades de décomposition la plus utilisée pour les résineux comporte 9 stades de décomposition pour les chicots et 5 classes pour les débris ligneux (Hunter 1999). Ces classes de décomposition ont été fondées sur des critères visuels tels que la présence de branches, d'écorce et de mousses, et

sur la mollesse du bois. Différentes adaptations sont également utilisées à travers la zone boréale, notamment pour les feuillus (Stabb 1996 ; Savard et al. 2005). L'importance de l'essence des arbres pour la détermination des classes de décomposition du bois a été particulièrement soulignée par Seedre et al. (2013). Teodosiu et Bouriaud (2012), quant à eux, conseillent d'utiliser un système avec moins de classes de décomposition, afin d'éviter le chevauchement de classes. En pratique, d'autres classes de décomposition sont ainsi utilisées, comme par exemple, pour les inventaires forestiers gouvernementaux du Québec qui n'utilisent que 3 classes pour les débris ligneux (MFFP 2015).

### Essence

Chaque essence a également des caractéristiques particulières vis-à-vis de la capacité de formation des chablis ou des volis (en fonction du type de système racinaire et de la résistance du tronc), de cavités de pied ou de tronc, de la vitesse de fragmentation et de décomposition, et de la composition chimique des lessivats (Vallauri et al. 2002). La différence de port entre les feuillus et les résineux induit ainsi un apport de bois mort plus constant chez les feuillus dont les grosses branches tombent au sol avant la mort de l'arbre. Le taux de dégradation des arbres varie notamment en fonction de la sensibilité des essences face à la carie et à certains traumatismes abiotiques tels que l'insolation, le vent, le verglas. En forêt boréale, les feuillus se dégradent, par exemple, plus rapidement que les conifères (Angers 2009, Shorohova et Kapitsa 2014). Angers et al. (2010) ont aussi comparé les patrons de dégradation de quatre espèces d'arbres de la forêt boréale mixte et résineuse de l'est du Canada. Le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), le pin gris (*Pinus banksiana*) et dans une moindre mesure le sapin baumier (*Abies balsamea*) se dégradaient plus lentement que l'épinette noire. (*Picea mariana*). Enfin, le pin gris était l'espèce la plus persistante en raison de ses chicots de haute résistance à tomber ou à voir sa tige se briser. Les différences dans la composition chimique et la structure du bois des différentes essences d'arbres influencent leurs taux de dégradation (Weedon et al., 2009; Freschet et al., 2012). La présence de résine dans les bois de résineux ralentit la colonisation des champignons et prévient la pénétration des moisissures et de l'oxygène dans le bois ; les phénols inhibent aussi la décomposition (Pearce 1996, Kogel-Knabner 2002).

### Taille

Tous les types de bois mort ont un rôle dans l'écosystème forestier ; mais le nombre d'espèces fauniques et végétales pouvant utiliser un arbre augmente avec le diamètre de celui-ci, notamment en raison de la plus grande stabilité de la température et de l'humidité des gros

débris ligneux (Harmon et al. 1986; Crête et al. 2004). Bien qu'aucun critère de taille universellement reconnu n'existe, les branches de moins de 10 cm de diamètre sont communément définies comme débris fins (« fine wood debris ») alors que la plupart des études définit les débris ligneux grossiers (« coarse woody debris ») comme étant  $\geq 10$  cm de diamètre et  $>60$  cm de longueur (Bouget et al. 2012). De plus, la hauteur des chicots est importante, étant donné que les cavités les plus hautes protègent davantage certains oiseaux de la prédation (Saab et al. 2011). Parmi tous les types de bois mort, le bois mort de forte taille est le moins abondant en milieu naturel et le plus sensible à l'aménagement forestier (Angers et al. 2011).

### **Répartition spatio-temporelle**

La répartition temporelle et spatiale du bois mort constitue également un facteur essentiel au maintien de certaines espèces utilisatrices du bois mort, et notamment celles dont la capacité de dispersion est réduite. Le bois mort est un substrat évolutif dont l'avancée de décomposition peut entraîner des changements d'habitat pour les espèces liées à un stade de décomposition spécifique. Il peut ainsi être considéré comme un habitat fragmenté dont le degré de fragmentation dépend de la connectivité dans l'espace entre les microhabitats de bois mort, de la connectivité dans le temps par la durabilité du bois mort, et des capacités de dispersion des espèces saproxyliques (Bouget et Gosselin 2005). Tandis que les vertébrés peuvent atteindre un habitat à plusieurs kilomètres, certains bryophytes ou coléoptères se dispersent seulement sur quelques mètres (Jonsson et al. 2005). Globalement, dans les peuplements naturels, le bois mort au sol et sur pied est souvent agrégé (Rouvinen et Kouki 2002). Cette agrégation semble favoriser l'utilisation du bois mort au sol par les petits mammifères terrestres, et du bois mort sur pied par les oiseaux cavicoles primaires (Bunnell et al. 2002). A l'inverse, la dispersion du bois mort au sol augmente son recouvrement et peut assurer la continuité d'habitat pour les taxons peu dispersifs. La dispersion des arbres à cavité quant à elle favorise les oiseaux ayant besoin de perchoirs et les cavicoles secondaires (oiseaux ou mammifères) (Bunnell et al. 2002). Les espèces peu mobiles sont souvent associées à des habitats durables (comme les gros débris bien décomposés) et ont généralement des modes de reproduction asexués. Ainsi, par la diminution de l'abondance de bois mort et la fragmentation de la forêt, l'aménagement forestier peut mener à des extinctions locales de ces espèces (Jonsson et al. 2005).

Les différentes caractéristiques du bois mort (position, dimension, essence, stade de décomposition, répartition spatiale et temporelle) doivent ainsi être considérées à toutes les

échelles afin que des mesures soient prévues dans les stratégies d'aménagement pour permettre de maintenir la représentativité des types de bois mort (Angers et al. 2011).

## Rôles écologiques

### Habitat et biodiversité

En fournissant à la fois de la nourriture et des micro-habitats pour de nombreuses espèces, le bois mort aide à maintenir la biodiversité des écosystèmes forestiers. Les chicots et les débris ligneux au sol, de taille et de stades de dégradation variés, fournissent en effet des habitats de repos, d'alimentation et de reproduction à une grande variété d'organismes. De nombreuses publications référencent les organismes associés au bois mort comme Stevens (1997), Lofroth (1998) ou Darveau et Desrochers (2001) qui dressent des listes des espèces étroitement associées aux chicots et débris ligneux au sol, ainsi que Angers (2009) qui présente les utilisateurs associés aux différentes catégories de bois mort, pour ne citer qu'eux. Parmi les organismes dépendant directement du bois mort, il y a ceux qui se nourrissent du bois mort: les xylophages épixyliques et saproxyliques (champignons, coléoptères), et les détritivores (champignons, insectes, bactéries). Le bois mort est aussi un milieu de croissance prisé par diverses espèces de bryophytes, de lichens et de champignons (Söderström 1988, Crites et Dale 1998). De nombreux invertébrés et vertébrés utilisent quant à eux le bois mort pour se loger et se reproduire (Stevens 1997; Lofroth 1998; Drapeau et al. 2009; Fauteux et al. 2013). Le bois mort sert également de cache pour les prédateurs (rapaces, mustélidés) et de couvert de protection pour leurs proies (micromammifères, oiseaux, amphibiens). Les chicots offrent plus particulièrement des cavités pour les nids, des perchoirs, des tanières et des sites d'alimentation pour les oiseaux insectivores (Darveau et Desrochers 2001). Ils sont d'ailleurs la base d'un vaste réseau d'utilisateurs primaires et secondaires de cavités incluant notamment les pics, les canards arboricoles, les nyctales, les écureuils et les polatouches (Martin et al. 2004). Les fissures et les espaces derrière l'écorce épaisse de certaines espèces d'arbres fournissent également des sites d'alimentation et de nidification pour les chauves-souris, les salamandres et certains oiseaux comme le grimpeur brun (Jaeger et al. 1995, Steeger et Machmer 1995, Poulin et al. 2008)). Les plus grandes cavités, comme celles créées dans les chicots par une vaste pourriture du cœur, sont quant à elles utilisées par la martre d'Amérique (*Martes americana*), le pékan (*Pekania pennanti*) et l'ours noir (*Ursus americanus*) comme tanières. Outre l'offre d'habitat et d'alimentation, les débris ligneux au sol fournissent pour leur part des structures physiques qui permettent des passages à travers les ruisseaux, au-

dessus du sol de la forêt et dans la neige (Stevens 1997). Le bois mort n'est pas seulement important sur terre, il a également une valeur écologique considérable dans les cours d'eau. Tombé dans les ruisseaux et les rivières, il aide en effet à la création de bancs de graviers et de bassins qui réduisent le débit d'eau, et créent ainsi des habitats importants pour les insectes, les poissons, les amphibiens et les mammifères en modifiant l'écoulement de l'eau et des sédiments (Stevens 1997). Il permet notamment à la nourriture de s'accumuler et offre également un couvert de protection contre les températures extrêmes et les prédateurs (Caza 1993; Bilby et Bisson 1998). A l'échelle des populations, la présence de bois mort au sein des forêts aménagées est aussi nécessaire au maintien de la connectivité fonctionnelle et des flux génétiques (Jonsson et al. 2005). Les espèces à mobilité réduite associées au bois mort (champignons, arthropodes) dépendent en effet de la disponibilité et de la connectivité de leur habitat pour maintenir leur diversité génétique (Högberg et Stenlid 1999, Jonsson 2003).

### **Géomorphologie**

La présence du bois mort au sein des peuplements forestiers est également importante pour le maintien de processus tels que le drainage et le contrôle de l'érosion du sol. Les propriétés physiques des larges pièces de bois sont ainsi importantes pour la géomorphologie du sol et des cours d'eau (Stevens 1997). En effet, les débris ligneux grossiers, en particulier sur les pentes, stabilisent les sols en ralentissant le mouvement vers l'aval de la matière organique et du sol minéral (Pannkuk et Robichaud 2003, Hart 2003, Wu et al. 2005). L'infiltration des précipitations est également améliorée (Proulx and Stein 1997).

### **Productivité forestière**

Le bois mort est largement impliqué dans de multiples processus biogéochimiques comme le recyclage des éléments nutritifs et la séquestration du carbone (Laiho et Prescott 2004 ; Kopra et Fyles 2005a). Il est la base d'un important réseau trophique forestier. Les champignons et les détritivores tels que les bactéries et les insectes saprotrophes consomment directement le bois mort, et libèrent des nutriments en les convertissant en d'autres formes de matière organique qui peuvent ensuite être consommées par d'autres organismes (Stevens 1997). Les débris ligneux constituent une source importante de matière organique et favorisent la productivité forestière en contribuant à augmenter la capacité d'échange cationique des sols (Brais et al. 2005). De plus, ils fournissent un habitat pour les organismes associés aux racines ectomycorhiziennes (essentiel pour la croissance des conifères) et les bactéries fixatrices d'azote (Harmon et al. 1986, Stevens 1997). Lorsque l'apport de débris ligneux se fait à intervalles réguliers et qu'ils sont bien répartis, le bois mort est une source de nutriments

continue, ce qui est capital pour l'écosystème forestier. Le bois mort contribue ainsi au maintien de la fertilité des sols forestiers (Paré et al. 2002). De plus, le bois en décomposition ralentit l'évaporation de l'humidité du sol. C'est une des principales raisons pour lesquelles les amphibiens vont y élire domicile (deMaynadier et Hunter 1995). La capacité de rétention en eau élevée du bois mort décomposé en fait un substrat où l'humidité est relativement stable comparativement au sol (Fraver et al. 2002). Ce substrat est particulièrement propice à la germination des semences ainsi qu'aux champignons mycorhiziens qui peuvent favoriser la croissance des semis pour plusieurs essences d'arbres et de plantes boréales, dont l'épinette noire, l'épinette blanche (*Picea glauca*) et le thuya (*Thuja occidentalis*) (Harmon et Franklin 1989, Beach et Halpern 2001, Brais et al. 2005). Ils jouent ainsi un rôle important dans le processus de régénération, et donc de succession forestière naturelle, en offrant un substrat d'établissement et de croissance dont les conditions de température et d'humidité sont plus stables que celles de l'humus ou du sol (Harmon et al. 1986, Simard et al. 2003).

### **Stockage du carbone**

Les arbres utilisant le dioxyde de carbone (CO<sup>2</sup>) pour fabriquer leur matière organique grâce à la photosynthèse, ils en accumulent une fraction sous forme de carbone, formant ainsi le réservoir de carbone de la biomasse vivante. La réduction du stockage de carbone dans les forêts est d'ailleurs le facteur le plus déterminant dans la hausse du CO<sub>2</sub> atmosphérique après l'incinération des combustibles fossiles (Harmon et al. 1990). Lorsque les arbres meurent, ce réservoir alimente directement celui du bois mort. La décomposition du bois mort entraîne l'émission d'une fraction importante du carbone qu'il contient vers l'atmosphère alors que le reste est transféré dans les réservoirs de carbone des sols organiques et minéraux (Kurz et al., 1992). Le bois mort peut ainsi être considéré comme « puits de carbone ». Le réservoir de carbone du bois mort évolue toutefois en fonction du stade de développement de la forêt. En fin de succession, les arbres touchés par la mortalité sont de plus fortes dimensions qu'en début de succession et ces derniers se décomposent plus lentement que les tiges de petites dimensions, ce qui augmente le temps de résidence du carbone entreposé dans cette catégorie de bois mort (Kurz et al., 1992).

### **Services écosystémiques**

Les écosystèmes en bonne santé fournissent des biens et services dont les humains bénéficient directement ou indirectement pour assurer leur bien-être (Millenium Ecosystem Assessment 2005). Ces services, appelés écosystémiques, influencent également les facteurs

environnementaux, économiques, sociaux, technologiques et culturels (UICN France 2012). Ainsi, les services écosystémiques désignent les bénéfices que nous pouvons tirer des processus naturels à travers la fourniture de biens matériels, la valorisation de modes de régulation écologique et l'utilisation des services de soutien à des activités non productrices de biens matériels (activité artistique, éducation...) (TEEB 2009). Une façon de représenter la valeur de ces services écosystémiques est de déterminer ce que coûterait leur réplique d'un point de vue technologique dans une biosphère artificielle. Par exemple, en 1994, le service de régulation du climat assuré par les forêts boréales a été évalué à 88 US\$/ha/an (Costanza et al. 1997). Selon le Millenium Ecosystem Assessment (2005), 60% de ces services à l'échelle planétaire sont dégradés ou utilisés de façon non viable. La biodiversité joue un rôle fondamental dans la fourniture de services écosystémiques et la perte de composantes de cette biodiversité conduit à un changement dans ces services qui rendent les écosystèmes moins stables et plus vulnérables à l'effondrement (TEEB 2009). La zone boréale et ses écosystèmes fournissent de nombreux services d'approvisionnement, de régularisation, culturels et de soutien (Hassan et al. 2005). Par ses diverses fonctions écologiques, le bois mort contribue considérablement aux services écosystémiques tels que le cycle des nutriments, la fertilité du sol, l'offre d'habitat, le maintien de la biodiversité, la régulation de l'eau, de l'air et du climat, mais également les aménités (plaisirs et agréments que procurent un lieu ou un paysage) dont nous pouvons disposer au contact de la nature (Costanza et al. 1997) (Figure 3). Les Premières Nations utilisent par exemple du bois mort de différentes espèces comme bois de chauffage, un matériau absorbant et en solution pour le tannage des peaux (Turner 1998). Les services écosystémiques en lien avec les espèces fauniques et la biodiversité sont bien documentés tandis que la littérature sur les autres services (services de soutien, services culturels, notamment) est plutôt pauvre à cet égard.

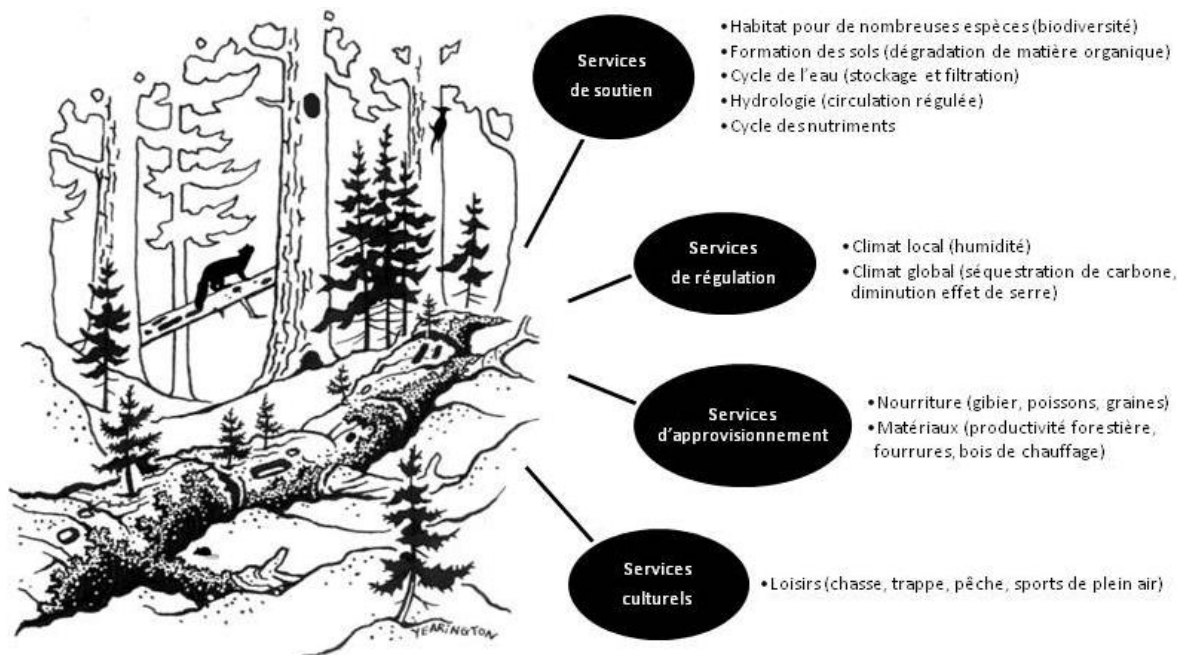


Figure 3 - Services écosystémiques du bois mort (illustration basée sur un dessin de Tim Yearington)

## Pratiques d'aménagement forestier durable

La recherche sur l'importance du bois mort pour la biodiversité a aidé à élaborer des stratégies de conservation à travers le monde (Seibold et al. 2015). La diminution de la disponibilité en matière ligneuse morte dans les forêts aménagées est présentement considérée comme l'une des principales causes de perte de diversité biologique. Les aménagistes sont de plus en plus conscients du fait que l'enlèvement total du bois mort après la récolte peut être nuisible à l'écosystème forestier (Kopra et Fyles 2005b). Paillet et al. (2010) rapportent que la richesse spécifique est directement influencée par l'intensité des aménagements forestiers. La récupération des forêts brûlées et des chablis, la récolte des bois dits « secs et sains », ainsi que la récolte des peuplements sénescents influencent la disponibilité des débris ligneux, et la biodiversité qui y est associée, à l'échelle des peuplements et des paysages. (Drapeau et al. 2002, Butler et al. 2004). En Finlande, la diminution des quantités de bois mort est la principale cause du statut menacé de plus de 600 espèces de champignons, bryophytes, lichens et insectes (Rassi et al. 2010). Peu de données sont disponibles pour le Québec à ce sujet. Toutefois, l'application du principe de précaution doit permettre d'éviter que la situation se détériore, le cas échéant. Le maintien de la variabilité naturelle du bois mort, tant au niveau du peuplement que du paysage doit être un objectif pour la gestion durable des forêts. Cependant, certaines des contraintes réelles ou perçues limitent la rétention de bois mort comme: la sécurité des travailleurs (en particulier avec les arbres morts), les coûts



d'exploitation, l'application des règlements, la résistance au changement; les techniques de récolte; les marchés de bois à pâte; les initiatives de récupération; les objectifs sylvicoles; la gestion du bois de chauffage; et la santé des forêts (Stone et al. 2002). Un autre défi est de définir la variabilité naturelle du bois mort, compte tenu de la nature dynamique des écosystèmes dans le temps et l'espace (Stone et al. 2002). En Suède, où l'aménagement forestier intensif a un long historique, la rétention d'arbres morts ou dépérissants est maintenant préconisée pour aider à atteindre les nouvelles pratiques sylvicoles orientées pour la biodiversité et les exigences de la certification (FSC); même si la modélisation suggère que l'atteinte des objectifs liés aux tiges résiduelles (à vocation faunique) et aux débris ligneux peut prendre 100 ans (Ranius et Kindvall 2004).

### **Rétention du bois mort**

Bien qu'elles contribuent toutes aux processus écologiques, certaines formes de bois mort constituent des éléments clés et devraient se voir accorder une importance particulière dans une perspective d'aménagement écosystémique des forêts de la zone boréale. Il s'agit en particulier des chicots et débris ligneux de gros calibre; des arbres feuillus qui sont susceptibles d'atteindre de forts diamètres et de former des cavités naturelles (notamment dans les peuplements dominés par les résineux); des débris ligneux au sol et des chicots en état avancé de décomposition; ainsi que des petits débris ligneux que constituent les branches et les houppiers qui participent à la nutrition des sols (Jetté et al. 2013a). Les juridictions nord-américaines (à l'exception du Manitoba) ont des mesures d'aménagement spécifiques au bois mort qui sont orientées vers la préservation de la diversité en taille et en espèce des types de bois mort (Tableau 1). La rétention conjointe d'arbres vivants, d'arbres en dégradation et de débris ligneux contribue directement au maintien de la diversité des classes de dégradation. La détermination des niveaux de bois mort nécessaires au maintien des populations animales et végétales est essentielle, et pourtant difficile à évaluer. L'aménagement forestier durable tendant à diminuer les écarts entre les forêts aménagées et les forêts naturelles, certaines études se sont penchées sur les quantités de bois mort dans les forêts soumises uniquement aux perturbations naturelles (Siitonen et al. 2000; Angers 2009; Müller et Butler 2010). Dans les forêts boréales publiques ontariennes, comme dans la plupart des juridictions, le gouvernement a décidé de baser l'aménagement écosystémique sur les patrons naturels des feux (OMNR 2010). Ainsi, sous un régime de coupes totales, ils doivent s'assurer de laisser 25 tiges/ha (Annexe 1), un chiffre basé sur l'étude de Perera et al. (2008) qui ont estimé le nombre moyen d'arbres vivants rémanents dans les feux récents en Ontario. En examinant les

arbres sur pied, les arbres abattus et les chicots laissés après des incendies dans trois écorégions de l'Ontario boréal, Perera et al. (2008) ont cependant mis en évidence une grande variation du degré d'abondance de ces arbres au sein des incendies, et entre les incendies. Ils ont également révélé que les nombres d'arbres résiduels, mais surtout de chicots, après feu dans les forêts naturelles sont significativement plus grand que la recommandation de maintenir 25 tiges/ha en forêt aménagée. Outre la densité de tiges résiduelles à conserver, certaines juridictions utilisent plutôt des seuils de proportion de superficie à maintenir. La proportion de rétention appliquée dans les pratiques sylvicoles actuelles est ainsi établie en fonction de la proportion d'arbres vivants laissée par les perturbations naturelles. Une revue de littérature sur les résidus après feu a notamment fait ressortir que les surfaces résiduelles représentaient une gamme de 1% au Québec à 13% au sud-est de la Colombie-Britannique, par rapport aux surfaces brûlées (Serrouya et D'Eon 2004). Les seuils de rétention proposés par les différentes juridictions s'inscrivent dans cette gamme de proportions (Annexe 1). Les aspects touchant aux enjeux du bois mort de la norme boréale du Forest Stewardship Council se basent eux aussi sur le régime des perturbations naturelles (FSC Canada Working Group, 2004; FSC Finnish Association, 2010, FSC Sweden 2010; FSC Russian National Office, 2012). Au Canada, la norme exige par exemple que dans les coupes de récupération, 10 à 50% de la structure soit conservée sous la forme d'arbres et de chicots individuels, de bouquets, d'îlots, de péninsules ou d'aires de récolte partielle. Ces structures sont laissées en place jusqu'à la prochaine rotation. Toutefois, dans les territoires marqués d'un historique de coupe plus intense et où les quantités de bois mort font défaut, comme en Fennoscandinavie, la certification FSC prévoit également le maintien de densités minimales exclusives aux chicots et aux arbres vivants de gros diamètre (Annexe 2).

### **Cibles fauniques**

À travers la zone boréale, la détermination des niveaux de bois mort s'appuie principalement sur des analyses de sensibilité basées sur l'abondance de différentes espèces indicatrices dépendantes du bois mort, tant à l'échelle du peuplement qu'à celle du paysage. Il est en effet parfois plus simple d'établir des cibles de maintien de bois mort en considérant les besoins d'espèces comme les pics, plutôt qu'en tentant de décrire toute la variabilité de cet attribut dans la forêt naturelle (Jetté et al. 2013b). Ainsi, l'approche la plus utilisée est de laisser un nombre prédéterminé d'arbres morts debout ou mourants de taille spécifiée pendant l'opération de récolte. En Alaska par exemple, les mesures de rétention de bois mort sont basées sur les besoins en habitat de l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*) et ses proies, la

martre d'Amérique et le grand polatouche (*Glaucomys sabrinus*) (USDA 2008). En Ontario, les espèces focales sont aussi la martre d'Amérique mais également le grand pic (*Dryocopus pileatus*) (Watt et al. 1996; Naylor et al. 1996). Au Québec, des espèces focales associées au bois mort, comme le grand pic et la martre d'Amérique, ont récemment été identifiées par le gouvernement en fonction des sous-domaines bioclimatiques dans le but de guider l'aménagement écosystémique (Bujold 2013). Des modèles de qualité d'habitat (MQH) basés sur les besoins en habitats de ces espèces ont été conçus pour être appliqués aux cartes écoforestières et utilisés dans l'aménagement forestier (Cheveau et Dussault 2013). Bien que ces modèles prennent en compte la densité des chicots pour le grand pic, ils ne sont pas exhaustifs et n'impliquent par exemple pas de considération de débris ligneux au sol pour la martre d'Amérique (comme proposé en Alaska, USDA 2008). De plus, ces modèles doivent encore être validés et requièrent ainsi de nouvelles acquisitions de connaissances. Outre la quantité de bois mort disponible, des facteurs tels que l'espèce, la taille des tiges mortes, leur degré de décomposition et leur répartition spatiale sont souvent considérés puisqu'ils peuvent être importants d'un point de vue biologique (notamment en termes de persistance). Les prescriptions de coupe peuvent aussi être modulées de manière à accélérer ou ralentir la mortalité des tiges et à produire plus ou moins de bois mort, à plus ou moins court terme (Harvey et Brais 2007).

### **Rétention variable (intensité et répartition)**

Bien que l'approche par espèce faunique focale semble être particulièrement favorisée à travers la zone boréale, les patrons de coupe appliqués aux forêts boréales mixtes et résineuses intègrent également certaines règles générales de rétention de chicots et débris ligneux. Le déploiement de coupes à rétention variable, à l'instar des perturbations naturelles, vise justement la préservation, lors des opérations de récolte dans les peuplements ayant atteint leur maturité, des legs biologiques (notamment des arbres vivants, des chicots, des débris ligneux au sol) qui permettent de maintenir les processus écologiques (Jetté et al. 2013b). Les coupes à rétention variable ont été implantées à différents degrés à travers le Canada et ailleurs afin d'associer la production de bois et le maintien de la biodiversité. La répartition spatiale des arbres rémanents pouvant être importante pour la persistance de certaines espèces animales et végétales, elle est prise en compte dans les pratiques d'aménagement. Les structures préservées peuvent ainsi être laissées dans une aire de coupe de manière dispersée ou regroupée, en concentrant par exemple les rémanents en bouquets ou en îlots (Annexe 1). Cette répartition correspond davantage au patron spatial observé à la suite d'une perturbation

naturelle, plutôt qu'une répartition uniforme d'arbres isolés sur le parterre de coupe. Ces stratégies de rétention variable ont notamment été proposées en Colombie-Britannique comme un moyen d'augmenter la complexité structurale et de créer une sorte d'archipel d'habitats résiduels à l'échelle du paysage dans ce qui demeure un régime d'aménagement essentiellement équien (Mitchell et Beese 2002). Dans cette province, la rétention du bois mort n'est ainsi pas basée sur un nombre minimal d'arbres à valeur faunique. Elle est axée sur des parcelles forestières qui entourent des arbres à valeur faunique et dont la superficie dépend de la composition des unités de paysage (Ministry of Forests and Range 2002). Serrouya et D'Eon (2004) et Sverdrup-Thygeson et al. (2014) ont mis en évidence que d'après les différentes réponses de différentes espèces face aux aménagements de différentes intensités et patrons de répartition, il n'y a pas un unique niveau optimal ou une répartition de rétention qui peut être universelle pour toutes les espèces. Serrouya et D'Eon (2004) soulignent ainsi qu'il est important de ne pas faire les mêmes aménagements partout. Toutefois, il ressort que pour des volumes égaux de bois prélevé, les coupes mosaïques par parcelles de 0,1 ha sont plus utilisées que la coupe de rétention par arbres individuels. Finalement, il semble y avoir un seuil à partir duquel les ouvertures de 1 ha et plus sont fonctionnellement équivalentes et agissent comme les coupes totales, alors que les ouvertures de moins de 1 ha fournissent un ensemble de différentes conditions écologiques (Serrouya et D'Eon, 2004). La coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) à rétention de bouquets, qui est appliquée au Québec, permet par exemple de laisser des chicots de bonne dimension ainsi que des débris ligneux sur le parterre de coupe, non pas de manière isolée, mais entourés d'un micro-habitat (Leblanc et Pouliot 2011). En aménagement inéquien, la rétention implique plus généralement des tiges individuelles de forte taille. Ainsi, les pratiques d'aménagements à travers la zone boréale intègrent différentes directives quant à la qualité des tiges résiduelles, notamment pour les arbres à valeur faunique (Annexe 1). Toutefois, ces rétentions ne sont pas toujours permanentes étant donné qu'elles doivent être conservées uniquement jusqu'à la prochaine rotation.

### **Débris ligneux**

L'importance des débris ligneux est reconnue dans les règlements, mais, contrairement aux arbres à valeur faunique, les références à la gestion de ces débris sont généralement peu spécifiques (Stone et al. 2002). Par exemple au Québec, seule la densité des débris ligneux peut être évaluée à partir de l'inventaire du 4<sup>e</sup> décennal dans lequel les débris de plus de 9 cm de diamètre et d'une longueur supérieure à 1,5 m sont dénombrés (MFFP 2015). La taille des

débris ligneux n'étant cependant pas mesurée, il est impossible d'évaluer l'abondance ou le volume des débris ligneux de fortes dimensions, qui ont pourtant une valeur écologique particulière à prendre en compte dans les aménagements. Aucune mesure de rétention n'est ainsi particulièrement développée pour les débris ligneux au Québec. Au contraire, les bénéficiaires d'une garantie d'approvisionnement doivent récupérer les volumes de bois en sous-utilisation qui excèdent la tolérance réglementaire ou ceux convenus à l'entente (généralement 3,5 m<sup>3</sup>/ha) (Plasse 1999). L'inventaire de ces matières ligneuses inclut les souches, les arbres renversés, les billes, les tronçons et les portions de tige marchande. Le règlement sur les normes d'intervention permet actuellement une tolérance en sous-utilisation sans égard au statut (mort ou vivant) de ces bois au moment de la récolte mais le nouveau règlement sur l'aménagement durable des forêts proposé pour 2016, permettrait d'exclure les bois morts à ce contrôle réglementaire (MRN 2013a). Comme les arbres maintenus debout sont voués à tomber au sol, la gestion axée sur les arbres à vocation faunique est alors également pertinente pour atteindre des objectifs d'approvisionnement en matériel ligneux au sol à long terme. Arsenault (2002) souligne d'ailleurs que les arbres vivants, morts ou en chandelle retenus sur un parterre de coupe représentent ainsi des sources de recrutement des débris ligneux. Les différents facteurs comme l'essence des arbres, leur diamètre, la densité du peuplement, les agents de mortalité naturels, et le traitement sylvicole, peuvent influencer la durée de la période pendant laquelle les arbres rémanents restent debout et doivent alors être considérés (Garber et al. 2005). Toutefois il est aussi nécessaire de préserver les débris ligneux grossiers présents au sol avant la récolte. En Finlande, Hautala et al. (2004) ont ainsi mis en évidence que l'utilisation de la scarification détruisait la majorité des débris ligneux grossiers présents initialement dans les peuplements avant traitement. Ils recommandent ainsi l'utilisation de méthodes de récolte moins destructrices comme l'utilisation de scarification sur des parcelles plus petites et en créant des remblais de tranchées, ce qui ressemble davantage à des déracinements naturels. En Colombie-Britannique, afin de fournir une meilleure orientation pour la gestion des débris ligneux, la région forestière de Kamloops a développé une stratégie à court terme qui présente les lignes directrices les plus utilisées. Elle prône notamment la rétention de quelques petits empilements de débris fins bien éparpillés sur le parterre de coupe, et de larges pièces de débris ligneux représentant une large gamme de décomposition, de classes de diamètre et d'espèce sur chaque site. La proximité des bandes riveraines, qui ajoute de la valeur écologique aux débris ligneux, est également recommandée (Arsenault 2002). De plus, la variabilité des niveaux de débris ligneux doit être maintenue à l'échelle du paysage. La répartition naturelle et les quantités de débris ligneux varient en

fonction des gradients biogéoclimatiques, des types de peuplements, et de l'historique de développement des peuplements. Bien que la répartition naturelle des débris ligneux ne puisse pas être imitée parfaitement, il est important que la gestion des débris ligneux représente la variation à l'échelle du paysage et les variations spécifiques au site en utilisant des pratiques de gestion diversifiées. Tembec Inc., pour leur part, visent un maintien entre 10 et 250 m<sup>3</sup>/ha à travers les blocs de coupe selon les zones issues de la classification biogéoclimatique (Tembec Industries Inc. 2005). Enfin, plusieurs juridictions recommandent d'éviter d'empiler les débris ligneux et d'endommager les débris ligneux avec la machinerie lourde (Arsenault 2002) (Table 1).

### **Inventaire de legs biologiques**

La gestion des arbres fauniques et des débris ligneux est une partie importante du maintien d'un écosystème forestier sain. Ils peuvent aider à atteindre à court et long termes les fonctions écologiques de la forêt, y compris la disponibilité des nids et tanières d'oiseaux et de mammifères. La rétention d'arbres à valeur faunique est ainsi en grande partie faite pour fournir des attributs d'habitat spécifiques dont de nombreuses espèces sauvages ont besoin. Cependant, ils peuvent également être utilisés pour atteindre les objectifs de biodiversité généraux, qui peuvent contribuer à la santé de la forêt et de l'écosystème. Ils sont souvent conservés en fonction de leur valeur fonctionnelle comme les arbres à cavités, les arbres semenciers, les conifères dispersés, les vétérans, et les arbres surplombant la canopée. Autant que possible, les arbres qui fournissent de multiples avantages sont les arbres choisis pour la rétention (OMNR 2004; MFFP 2015). En outre, lorsqu'ils sont disponibles, les arbres à valeur faunique doivent répondre à des exigences minimales en matière de taille et de hauteur (Annexe 1). En Ontario, les techniciens qui réalisent les inventaires doivent identifier les cavités et noter s'il s'agit de cavités de nidification, de repos ou d'alimentation, et les marqueteurs sont formés pour reconnaître les cavités (Hayden et al. 1995). Au Québec, la classification MSCR (mortalité, survie, en croissance ou en réserve) est utilisée lors des inventaires forestiers. Selon la classification MSCR, les arbres refuges sont de vigueur « M » et « S » et correspondent à des tiges de gros diamètre ( $\geq 40$  cm) ou de diamètre moyen (30 à 38 cm) pour les arbres de la classe « M » (Boulet 2007). Les gros semenciers de vigueur « S » pourraient également être considérés comme des legs biologiques. Cette classification permet aussi une évaluation grossière des cavités mais la consignation des trous de plus de 10 cm n'est pas l'indicateur le mieux adapté à des enjeux de biodiversité (Angers et al. 2014). De

plus, la définition des gros chicots ou gros débris ligneux est souvent fixée arbitrairement alors qu'elle gagnerait à être justifiée sur une base écologique (McElhinny et al. 2005). L'abondance des chicots et de débris ligneux en état avancé de décomposition peut également être pertinente. En effet, le degré de décomposition d'un chicot influe sur la formation et la taille des cavités naturelles, ainsi que sur le potentiel d'excavation de nouvelles cavités. L'identification de l'état de décomposition se fait alors à l'aide de classes de décomposition bien définies ou d'un système de classification bien documenté, visant à définir les différents états de décomposition des chicots. En pratique, ceux-ci sont très diversifiés et présentent souvent des critères de classification (nombre de classes et critères par classe) qui rendent difficiles les comparaisons entre elles (Angers et al. 2014, Joannis et al. 2014, MFFP 2015).

## **Recrutement du futur bois mort**

### **Allongement des rotations**

Il est reconnu qu'un aménagement forestier intensif comprenant des périodes de rotation courtes réduit considérablement la disponibilité de bois mort et peut affecter négativement les espèces qui dépendent de ces structures (Vaillancourt et al. 2009). En reportant dans le temps la récolte de certains peuplements matures pour constituer des blocs de forêt résiduelle ou pour laisser des massifs de forêts mûres et vieilles, les aménagistes utilisent l'allongement des révolutions. L'allongement des révolutions consiste ainsi à retarder la récolte de peuplements au-delà de la maturité normalement prévue. Cette façon de faire s'avère, par le fait même, un moyen visant à favoriser le développement d'attributs de vieilles forêts, notamment une structure interne plus complexe et certaines formes de bois mort (Comité d'experts sur les solutions, 2009). Toutefois, un lent processus de sénescence crée plus de substrats différents de bois mort qu'une mortalité massive rapide et les différents substrats accueilleront donc différents assemblages d'espèces saproxyliques, d'où l'importance de diversifier les stratégies d'aménagements (Ranius et al. 2009, Saint-Germain et al. 2004).

### **Rétention de vieux arbres**

La rétention de vieux arbres et l'accélération de leur recrutement, telles que visées par les coupes préparatoires en éclaircissant la cime des grands arbres vigoureux et en accélérant la croissance, favorise également le recrutement de gros débris ligneux (Jetté et al. 2013b). Les coupes partielles, notamment celles du régime sylvicole de la futaie irrégulière, offrent ainsi la possibilité de gérer la présence et le recrutement du bois mort. En effet, les traitements

gènèrent fréquemment différentes formes de bois mort par le fait que des chicots et des débris ligneux au sol, souvent de bonne dimension, peuvent être laissés lors des interventions. Un recrutement de bois mort peut aussi s'effectuer, étant donné que certaines tiges encore vivantes, mais moribondes, sont laissées lors des prélèvements partiels. Enfin, les coupes partielles, permettent le maintien d'un couvert forestier continu qui est favorable au recrutement de bois mort (Jetté et al. 2013b). La coupe progressive irrégulière (CPI) est un traitement sylvicole qui permet par exemple l'étalement de la récolte, et initie ainsi une conversion de structure. La CPI pratiquée en forêt résineuse et mélangée (coupe progressive irrégulière à régénération lente) a démontré son efficacité dans un contexte de maintien d'attributs de vieilles forêts tels que des chicots et des débris ligneux de diverses dimensions (Joanisse et al., 2014). Brais et al. (2013) ont quant à eux documenté qu'à court terme, la récolte partielle (par sélection de taille ou en trouée) maintient des dynamiques de gros débris ligneux comparables à celles des peuplements témoins et significativement différentes de celles des coupes totales. Ils suggèrent qu'à plus long terme, le recrutement continu des débris ligneux, y compris les gros chicots et billots, devrait être maintenu dans les coupes partielles mais en plus petits volumes. Dans les peuplements résineux, un des enjeux principaux de la coupe partielle réside dans la forte susceptibilité des arbres au chablis lorsque la densité des peuplements est réduite (Ruel 1995; Mitchell 1995). La rétention en bouquet ou par îlots est ainsi davantage utilisée (Table 1).

## **Création de bois mort**

### **Pendant la récolte de bois**

Arsenault (2002) passe en revue les différentes méthodes qui permettent de créer des débris ligneux pendant la récolte elle-même. Une approche pour éviter les accumulations de débris ligneux sur les sites de débarquement est de tronçonner sur place plutôt qu'en bordure de chemin. Cette approche peut être appliquée sur tout le bloc de coupe ou sur une partie de celui-ci. Les niveaux de débris ligneux peuvent également être augmentés par l'ébranchage et l'étêtage sur place plutôt qu'en bordure de chemin lors de la récolte d'arbres entiers. De plus, les arbres (vivants ou morts) qui ont des défauts évidents sont souvent désignés comme des arbres de rebut et produiront habituellement du bois de qualité inférieure. Dans de nombreux cas, les coûts de récolte et de fabrication font de ces arbres des candidats idéaux pour le recrutement des débris ligneux à long terme. Identifier les arbres de rebut pendant les opérations en tant que sources potentielles de débris ligneux est ainsi un bon exemple de



l'amélioration de la gestion des débris ligneux et de la réduction des coûts d'exploitation. Les principaux types de défauts permettant d'identifier les arbres de rebut sont les fourches, les sommets multiples, les troncs tors, une vaste pourriture, les dommages par des insectes, et les cicatrices de toutes sortes (Arsenault 2002)

### **Brûlage dirigé**

En raison de l'historique de coupe plus ancien en Fennoscandinavie, les chercheurs ont pu constater les conséquences d'une foresterie intensive à plus long terme qu'en Amérique du Nord et ont ainsi développé des pratiques de restauration du bois mort. Des pratiques de création de bois mort sont donc utilisées pour répondre surtout aux objectifs de restauration des aires protégées, mais sont également applicables pour les forêts de production (Similä et Junninen, 2012). Afin de compenser l'absence d'arbres touchés par les feux naturels dans les paysages aménagés, le brûlage dirigé est par exemple régulièrement appliqué dans de nombreuses régions de la Scandinavie (Similä et Junninen, 2012). Dans les zones protégées du nord de l'Europe, les mesures de restauration telles que le brûlage dirigé qui visent à réintroduire les effets des feux naturels dans les forêts aménagées sont aujourd'hui une pratique courante (Kuuluvainen 2002). En effet le brûlage dirigé peut initier une continuité de bois en décomposition, avec des arbres endommagés par le feu qui meurent progressivement au cours des années suite à un incendie (Similä et Junninen, 2012). Le brûlage dirigé, dans les conditions appropriées, peut enlever les combustibles légers qui posent le risque principal d'incendie (pièces de moins de 7,5 cm de diamètre) et ont un impact minimal sur les débris ligneux grossiers (Arsenault 2002). Toutefois, le brûlage dirigé crée des substrats de bois mort très spécifiques et conduit donc à effacer les différences dans la composition des espèces dans les forêts brûlées et non brûlées pour de nombreux groupes d'espèces (Berglund et al. 2011). Le feu crée en outre une impulsion de nouvelle ressource qui favorise certains taxons saproxyliques, en particulier des coléoptères menacés d'extinction, conduisant souvent à un nombre élevé d'espèces (Hyvärinen et al. 2006). D'autres taxons par contre diminuent en richesse spécifique ou en abondance suite à un incendie, comme les lichens par exemple (Hämäläinen et al. 2014).

### **Méthodes artificielles**

Différentes méthodes telles que l'écimage, l'annelage, les explosifs ou la coupe en chandelles, sont également utilisées pour créer du bois mort artificiellement (Table 1). Similä et Junninen

(2012) recommandent cependant qu'un maximum de 10–15% du volume total des arbres vivants doit être traité, afin de veiller à ce que suffisamment d'arbres vivants restent dans la forêt pour assurer la continuité de la disponibilité des bois en décomposition dans le futur. De plus, les méthodes comme l'utilisation d'explosifs et d'inoculation fongique ne sont pas recommandées pour une utilisation répandue. Les risques d'épidémies liées aux scolytes varient selon la quantité de bois mort d'épinette et les conditions pendant leur saison de reproduction. Ainsi, des mesures de précaution sont également à prendre afin d'éviter les épidémies d'insectes: en produisant moins de 20 m<sup>3</sup> / ha en une seule année, en créant le bois mort à la fin de l'été, en évitant l'abattage des plus larges troncs, et en ne créant pas de bois mort dans les sites les plus exposés attenants à des zones ouvertes (Similä et Junninen 2012). Les études comparant les différentes méthodes de création de bois mort ont montré que les bois morts créés artificiellement, peuvent être distincts du bois mort créé par des agents naturels. Ils diffèrent notamment en termes d'activité par les pics et de composition et richesse spécifiques d'insectes (Shea et al. 2002; Jonsell et al. 2004). Bien qu'elles procurent un recrutement rapide, qu'elles soient particulièrement utiles comme mesures d'urgence dans un contexte de restauration et que le bois mort généré soit utilisé par les organismes, ces méthodes sont coûteuses et peuvent difficilement être envisagées à grande échelle. Dans des écosystèmes relativement peu aménagés comme ceux du Québec, une stratégie de conservation du bois mort existant et de génération passive par la rétention d'arbres vivants qui mourront tôt ou tard risque d'être plus efficace et moins coûteuse (Angers 2009). La création des chandelles est toutefois la méthode distinctement la plus répandue à travers les juridictions, principalement pour des raisons de sécurité des travailleurs forestiers (Table 1). Cette technique ne serait toutefois pas permise au Québec puisque les industries qui laissent des souches de plus de 30 cm de hauteur sont pénalisées (Plasse 1999).

### **Rentabilité des aménagements**

Ranius et al. (2005) ont analysé la rentabilité de cinq mesures de gestion du bois mort emprunté au secteur forestier suédois et appliquées en Norvège. Ces mesures visent plus particulièrement à accroître la quantité de débris ligneux grossiers (sur pied et au sol) dans les forêts aménagées. Ils ont ainsi comparé la rétention d'arbres vivants à la récolte, la création artificielle de souches hautes (chandelles), la scarification manuelle dans les coupes totales pour éviter la destruction des débris ligneux grossiers, la prolongation de la période de rotation, et la conservation des arbres mourant naturellement. Ces pratiques réduisent la

Tableau 1 - Mesures proposées par différentes juridictions de la zone boréale pour la gestion du bois mort en aménagement forestier.

Mesures proposées	Amérique du Nord						Fennoscandinavie		FSC				
	AK	BC	AB	SK	MB	ON	QC	Suède	Finlande	Canada	Suède	Finlande	Russie
<b>Rétention</b>													
- <b>Ilot ou bouquet</b>	oui	Oui	oui	oui		oui	oui	oui		oui			oui
- <b>Arbres vivants de gros diamètre</b>	oui	Oui	oui	oui		oui	oui	oui		oui	oui	oui	oui
- <b>Chicots</b>	oui	Oui	oui			oui	oui			oui	oui	oui	oui
- <b>Gros débris ligneux</b>	oui	Oui	oui		oui	oui	oui			oui	oui	oui	oui
- <b>Débris ligneux fin (Résidus de coupe)</b>			oui		oui	oui							oui
<b>Création de bois mort</b>													
- <b>Chicots</b>		Oui	oui					oui	oui				
- <b>Chandelles</b>		Oui				oui		oui			oui		oui
- <b>Gros débris ligneux</b>									oui				

AK = Alaska; BC = Colombie Britannique; AB = Alberta; SK = Saskatchewan; MB = Manitoba; ON = Ontario; QC = Québec

valeur actuelle d'un peuplement puisqu'elles impliquent de laisser du matériel non récolté et elles entraînent une augmentation des coûts de coupe par la machinerie qui doit éviter les rémanents. La façon la plus rentable d'augmenter la quantité de débris ligneux était de créer artificiellement des chandelles pendant les opérations d'éclaircie et de coupe finale. Cette méthode est d'ailleurs particulièrement répandue à travers les juridictions (Tableau 1). L'utilisation de la scarification manuelle et la préservation des arbres à la coupe avaient des coûts intermédiaires pour accroître les débris ligneux, alors que l'augmentation de la période de rotation était la méthode la plus coûteuse. Une comparaison entre les mesures prescrites par les normes FSC en Suède a montré que, par exemple, la conservation de 5% de la surface de coupe entraîne une augmentation beaucoup plus importante de débris ligneux que de créer trois chandelles par hectare. Augmenter la quantité totale de débris ligneux est une tâche importante, mais il est également important d'améliorer la diversité de bois mort dans les forêts aménagées (Similä et Junninen 2012). Ainsi, il n'est pas souhaitable d'utiliser uniquement la mesure la plus rentable, mais plutôt de combiner de nombreuses mesures dans chaque unité d'aménagement forestier. De ce fait, l'emploi d'une multitude de mesures de conservation produira des substrats appropriés pour différentes espèces. Par exemple, la création de chandelles fournit de nombreux débris ligneux sur pied qui sont utilisés par certains coléoptères (Andersson et al. 2015), alors que l'évitement de la scarification du sol avec des machines augmente principalement les quantités de débris ligneux au sol à des stades de désintégration avancée, qui bénéficie aux cryptogames (Kruys et Jonsson 1999).

## **Conclusion**

Le bois mort est un attribut important pour l'écosystème forestier dont de nombreux organismes et fonctions écologiques dépendent. Ces fonctions écologiques sont elles-mêmes à l'origine d'importants services écosystémiques par lesquels l'humain retire de nombreux bénéfices. Suite aux pratiques de récolte forestière intensive, la préservation du bois mort et de sa diversité est cependant devenue un enjeu majeur de l'aménagement forestier. Le rajeunissement des forêts et la simplification de leurs structures sont également des enjeux de l'aménagement forestier directement liés à la disponibilité de bois mort. Les pratiques d'aménagement forestier durable de la zone boréale tendent ainsi notamment à retenir, recruter, voire créer des bois morts sous différentes formes. Toutefois, ces pratiques diffèrent à travers les territoires, et révèlent ainsi la variabilité des conditions forestières à laquelle l'humain doit s'ajuster. Tandis que certains territoires misent uniquement sur la rétention

d'arbres à valeur faunique comme en Alaska, la Scandinavie, marquée par un historique de récolte particulièrement intensif, a dû développer des mesures de préservation des débris ligneux et même de création de matériel ligneux mort. La Colombie-Britannique, l'Alberta et l'Ontario ont quant à eux des politiques particulièrement développées à la fois pour la préservation et le recrutement des chicots, des arbres moribonds, des arbres à valeur faunique, et des gros débris ligneux, en plus de prévoir la création artificielle de ceux-ci. Au Québec, en revanche, aucune politique stricte liée directement à la rétention du bois mort n'est mise en place. Seules des pratiques de rétention variable tendent à maintenir ces attributs et des recommandations plus spécifiques ont été faites (Crête et al. 2004 ; Déry et Leblanc 2005) mais ne sont pas imposées dans les aménagements. Il ressort d'ailleurs que très peu de règles liées à la gestion du bois mort ne sont imposées par les gouvernements, et les industries forestières ont ainsi une relativement grande liberté pour établir des plans d'aménagement qui s'appliquent aux conditions particulières de chaque peuplement. Outre les directives gouvernementales très diverses à travers la zone boréale, les mesures de protection du bois mort sont encore principalement guidées par la certification forestière (FSC). À titre d'exemple, en 2014, plus de 16% de la forêt boréale canadienne était certifiée FSC (FSC Canada 2014). Les critères pour la certification forestière FSC varient cependant entre les pays, reflétant ainsi l'étendue des états d'urgence à maintenir le bois mort à travers la zone. La plupart des recommandations mettent toutefois l'accent sur la diversité en espèces, en tailles et en classes de décomposition. Ces dernières ne font cependant pas consensus dans les inventaires forestiers, même à l'intérieur d'un territoire. La majorité des pratiques d'aménagement sont aussi inspirées des perturbations naturelles (principalement les feux) qui guident la répartition des patrons de coupe et induisent ainsi le maintien des rémanents majoritairement en bouquets ou îlots dans les peuplements dominés par les résineux. Cette répartition vise particulièrement à établir des conditions propices à la survie des rémanents et à l'utilisation de ceux-ci par les organismes. Les effets à long terme de ces aménagements ne sont pas encore connus, notamment en ce qui a trait à la qualité de décomposition des matériaux issus de la mortalité accélérée des arbres. La poursuite de la recherche permettra le développement d'une meilleure intégration des différentes fonctions écologiques dans les pratiques d'aménagement, notamment les patrons spatiaux de répartition des éléments structuraux (arbres vivants, chicots et débris ligneux) (Angers et al. 2014). De plus, la caractérisation plus fine de l'état de décomposition des chicots et l'évaluation des dimensions des débris ligneux pourraient être plus intégrées dans les inventaires forestiers. Ces connaissances permettraient de développer des stratégies d'aménagement reposant davantage

sur les fondements écologiques. Finalement, aux vues des techniques de création de bois mort proposées et aux coûts qui leur sont associés, les pratiques de rétention et de recrutement du bois mort semblent représenter de meilleures stratégies à long terme pour une exploitation économiquement viable.

## Références

- Alberta Environment and Parks. 2006. Alberta Forest Management Planning Standard. Government of Alberta, Alberta Sustainable Resource Development, Public Lands and Forests Division, Forest Management Branch. 114 p.
- Andersson, J., Hjältén, J., et Dynesius, M. 2015. Wood-inhabiting beetles in low stumps, high stumps and logs on boreal clear-cuts: implications for dead wood management. *PLoS ONE* **10** (3), e0118896. doi:10.1371/journal.pone.0118896
- Angers, V.-A. 2009. L'enjeu écologique du bois mort – Complément au Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire, Québec, pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 45 p.
- Angers, V.-A., Drapeau, D. et Y. Bergeron. 2010. Snag degradation pathways of four North American boreal tree species. *Forest Ecology and Management* **259**: 246–256, doi:10.1016/j.foreco.2009.09.026
- Angers, V.-A., Varady-Szabo, H., Malenfant, A. et M. Bosquet. 2011. Mesure des écarts des attributs de bois mort entre la forêt naturelle et la forêt aménagée en Gaspésie. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-îles, Gaspé, Québec. 51 p.
- Angers, V.-A., M. Beaudet, F. Guillemette, J.-P. Jetté et C. Messier. 2014. Complexité structurale des peuplements feuillus – caractérisation, influence de l'aménagement et avenues pour la restauration. Gouvernement du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Rapport hors-série, 82 p.
- Arsenault, A. 2002. Managing coarse woody debris in British Columbia's forests: a cultural shift for professional foresters? USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-181. 869-878
- Beach, E. W. et C. B. Halpern. 2001. Controls on conifer regeneration in managed riparian forests: effects of seed source, substrate, and vegetation. *Canadian Journal of Forest Research* **31**(3): 471 – 482. doi:10.1139/x00-190.
- Berglund, H., Jönsson, M. T., Penttilä, R. et I. Vanha-Majamaa. 2011. The effects of burning and dead-wood creation on the diversity of pioneer wood-inhabiting fungi in managed boreal spruce forests. *Forest Ecology and Management* **261**(7): 1293-1305, ISSN 0378-1127, doi :10.1016/j.foreco.2011.01.008.
- Bilby, R. E. et P. A. Bisson. 1998. Functioning and distribution of large woody debris. Dans: *River ecology and management*. Sous la direction de: R. J. Naiman et R. E. Bilby Springer, New York: 324-346
- Boulet, B. 2007. Guide d'interprétation des défauts et indices de la carie des arbres. 2e Édition. Les Publications du Québec. Gouvernement du Québec, Québec. 317 p.

- Bouget, C., Lassauce, A. et M. Jonsell, 2012. Effects of fuelwood harvesting on biodiversity — a review focused on the situation in Europe. *Canadian Journal of Forest Research* **42**: 1421 – 1432. doi:10.1139/X2012-078
- Brais, S., Sadi, F., Bergeron, Y. et Y. Grenier. 2005. Coarse woody debris dynamics in a post-fire jack pine chronosequence and its relation with site productivity. *Forest Ecology and Management* **220**: 216-226.
- Brais, S., Work, T. T., Robert, E., O'Connor, C. D., Strukelj, M., Bose, A., Celentano, D. et B. D. Harvey. 2013. Ecosystem responses to partial harvesting in eastern boreal mixedwood stands. *Forests* **4**: 364-385, doi:10.3390/f4020364.
- Brandeis, T.J., Newton, M., Filip, G.M. et E. C. Cole. 2002. Cavity-nester habitat development in artificially made Douglas-fir snags. *Journal of Wildlife Management* **66**: 625–633.
- Brandt, J.P. 2009. The extent of the North American boreal zone. *Environnemental Reviews* **17**: 101–161.
- Brandt, J.P., Flannigan, M.D., Maynard, D.G., Thompson, I.D. et W.J.A. Volney. 2013. An introduction to Canada's boreal zone: ecosystem processes, health, sustainability, and environmental issues. *Environnemental Reviews* **21**: 207–226. dx.doi.org/10.1139/er-2013-0040.
- Bujold, F. 2013. Guide d'intégration des besoins associés aux espèces fauniques dans la planification forestière. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 66 p.
- Bull, E. L., Parks, C. G. et T. R. Torgersen. 1997. Trees and logs important to wildlife in the interior Colombia River basin. General technical report, PNW-GTR-391. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 55 p.
- Bunnell, F.L., Boyland, M. et E., Wind. 2002. How should we spatially distribute dying and dead wood? Dans : *Ecology and management of dead wood in western forests*. Sous la direction de : W.F. Laudenslayer, Jr., P.J. Shea, B.E. Valentine, C.P. Weatherspoon, et T.E. Lisle. USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR 181: 739–752.
- Butler, R., Angelstam, P., Ekelund, P. et R. Shkaepper. 2004. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal sub-alpine forest. *Biology Conservation* **119** : 305-319.
- Caza, C. L. 1993. Woody debris in the forests of BC: a review of the literature and current research. BC Ministry of Forests, Land Management, Victoria. Report 78.
- Cheveau, M. et C. Dussault. 2013. Guide d'utilisation des modèles de qualité de l'habitat. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Gouvernement du Québec, ISBN 978-2-550- 69550-9, 25 p.
- Comité d'experts sur les solutions, 2009. Projet de développement d'une approche d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides. Fiches techniques. Québec. 130 p.



- Costanza R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. et M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature* **387**: 253-260
- Crête, M., Brais, S., Campagna, M., Darveau, M., Desponts, M., Déry, S., Drapeau, P., Drolet, B., Jetté, J.P., Maisonneuve, C., Nappi, A. et P. Petitclerc. 2004. Pourquoi et comment maintenir du bois mort dans les forêts aménagées du Québec – Avis scientifique. Société de la Faune et des Parcs du Québec, Direction du Développement de la Faune et Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier. 35 p.
- Crites, S. et M. Dale. 1998. Diversity and abundance of bryophytes, lichens, and fungi in relation to woody substrate and successional stage in aspen mixedwood boreal forests. *Canadian Journal of Botany* **76**: 641-651.
- Darveau, M. et A. Desrochers. 2001. Le bois mort et la faune vertébrée – État des connaissances au Québec. Québec, Ministère des ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier (DEF-0199). 37p.
- deMaynadier, P.G. et M.L. Hunter. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews* **3**, 230-261.
- Déry, S. et M. Leblanc. 2005. Lignes directrices pour l'utilisation des pratiques sylvicoles adaptées rattachées à l'objectif sur le maintien de forêts mûres et surannées. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Gouvernement du Québec, Direction de l'environnement forestier, 13 p.
- Donato, D. C., Fontaine, J. B., Campbell, J. L., Robinson, W. D., Kauffman, J. B. et B. E. Law. 2006. Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science* **311**: 352. DOI: 10.1126/science.1122855
- Doyon, F., Gagnon, D. et J.-F. Giroux. 2005. Effect of strip and single-tree selection cutting on birds and their habitat in a south-western Quebec northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management* **209**: 101-115.
- Drapeau, P., Nappi, A., Giroux, J.-F., Leduc, A. et J.-P.L. Savard. 2002. Distribution patterns of birds associated with coarse woody debris in natural and managed eastern boreal forests. Dans *Ecology and management of dead wood in western forests*. Sous la direction de B. Laudenslayer, W.F. Laudenslayer, Jr., P.J. Shea, B.E. Valentine, C.P. Weatherspoon et T.E. Lisle. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR 181. USDA Forest Service Pacific Southwest Research Station, Albany, E.-U.: 193-205
- Drapeau, P., Nappi, A., Imbeau, L. et M. Saint-Germain. 2009. Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: Managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle* **85** : 227–234.
- Fauteux, D., Mazerolle, M. J., Imbeau, L. et P. Drapeau. 2013. Site occupancy and spatial co-occurrence of boreal small mammals are favoured by late-decay woody debris. *Canadian Journal of Forest Research* **43**: 419–427. doi : 10.1139/cjfr-2012-0397

- Fraver, S., Wagner, R. G. et M. Day. 2002. Dynamics of coarse woody debris following gap harvesting in the Acadian forest of central Maine, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research* **32** (12): 2094-2105.
- Freschet, G. T., Weedon, J. T., Aerts, R., van Hal, J. R. et J. H. C. Cornelissen. 2012. Interspecific differences in wood decay rates: insights from a new short-term method to study long-term wood decomposition. *Journal of Ecology* **100**: 161–170.
- Fridman, J., et M. Walheim. 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* **131**: 23-36.
- FSC Canada. 2014. Rapport annuel 2013-2014. 10 p.
- FSC Canada Working Group. 2004. National Boreal Standard. Forest Stewardship Council ®.
- FSC Finnish Association. 2010. FSC Standard for Finland. Forest Stewardship Council®, FSC-STD-FIN-01-2006 Finland natural forests FIN
- FSC Sweden. 2010. Swedish FSC Standard for Forest Certification including SLIMF indicators. Forest Stewardship Council ®. FSC-STD-SWE-02-02-2010 Sweden Natural, Plantations and SLIMF EN.
- FSC Russian National Office. 2012. FSC Forest Stewardship Council standard for russian federation. Forest Stewardship Council ®. FSC-STD-RUS-V6-1-2012 Russia Natural and Plantations.
- Garber, S.M., Brown, J.P., Wilson, D.S., Maguire, D.A. et L.S. Heath. 2005. Snag longevity under alternative silvicultural regimes in mixed-species forests of central Maine. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:787–796
- Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Kneeshaw, D., Drapeau, P., De Grandpré, L., Claveau, Y. et Y. Bergeron. 2008. Aménagement forestier écosystémique : Origines et fondements. Dans : Aménagement écosystémique en forêt boréale. Sous la direction de : S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron. Les Presses de l'Université du Québec, Québec : 13-40.
- Hämäläinen, A., Kouki, J. et P. Löhmus. 2014. The value of retained Scots pines and their dead wood legacies for lichen diversity in clear-cut forests: The effects of retention level and prescribed burning, *Forest Ecology and Management* **324**: 89-100. ISSN 0378-1127, doi : 10.1016/j.foreco.2014.04.016.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K. Jr. et K.W. Cummins. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* **15**: 133–302.
- Harmon, M. E. et J. F. Franklin. 1989. Tree seedlings on logs in *Picea* – *Tsuga* forests in Oregon and Washington. *Ecology* **70** (1): 48 – 59. Doi: 10.2307/1938411.
- Harmon, M. E., Baker, G. A., Spycher, G. et Greene, S. E. 1990. Leaf-litter decomposition in the *Picea/Tsuga* forests of Olympic National Park, Washington, U.S.A. *Forest Ecology and Management* **31**: 55–66.

- Harvey, B. et S. Brais. 2007. Partial cutting as an analogue to stem exclusion and dieback in aspen (*Populus tremuloides*) dominated boreal mixedwoods : implications for deadwood dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* **37**: 1525-1533.
- Hart, EA. 2003. Dead wood: geomorphic effects of coarse woody debris in headwater streams, Great Smoky Mountains. *Journal of the Tennessee Academy of Science* **78**: 50-54.
- Hassan, R., Scholes, R. et N. Ash. 2005. Ecosystems and human well-being: current state and trends. Vol. 1. Millennium ecosystem assessment series. Island Press, London, UK. 948 p.
- Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. et I. Vanha-Majamaa. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. *Biodiversity and Conservation* **13**: 1541–1554.
- Hayden, J., Kerley, J., Carr, D., Kenedi, T. et J. Hallarn. 1995. Ontario Forest Growth and Yield Program field manual for establishing and measuring permanent sample plots. Ontario. Ministry of Natural Resources, Ontario Forest Research Institute. Sault Ste Marie, ON, 146 p.
- Högberg, N. et J. Stenlid. 1999. Population genetics of *Fomitopsis rosea* – A wood-decay fungus of the old-growth European taiga. *Molecular Ecology* **8**: 703-710.
- Hunter, M. J. 1999. Maintening biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Humphrey, J. et S. Bailey. 2012. Managing deadwood in forests and woodlands. Forestry Commission Practice Guide. Forestry Commission, Edinburgh. 24 pp.
- Hyvärinen, E., Kouki, J., Martikainen, P., 2006. Fire and green-tree retention in conservation of red-listed and rare deadwood-dependent beetles in Finnish boreal forests. *Conserv. Biol.* **20**, 1711–1719.
- Jaeger, R. G., Wicknick, J. A., Griffis, M. R. et C. D. Anthony. 1995. Socioecology of a terrestrial salamander: juveniles enter adult territories during stressful foraging periods. *Ecology* **76**: 533-543.
- Jetté, J.-P., Leblanc, M., Bouchard, M. et N. Villeneuve. 2013a. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, Partie I – Analyse des enjeux, Québec, Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 150 p.
- Jetté, J.-P., Leblanc, M., Bouchard, M., Déry, S et N. Villeneuve 2013b. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 159 p.
- Joanisse, G., G. Lessard et O. Valeria. 2014. Évaluation de l'efficacité de la coupe progressive irrégulière à répondre aux enjeux de biodiversité dans l'UAF 82-51. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO) et Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT). Rapport 2014-11. 64 p. + 5 annexes.

- Jonsell, M., et J. Weslien. 2003. Felled or standing retained wood—it makes a difference for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* **175**: 425–435.
- Jonsell, M., Nittérus, K., et K. Stighäll. 2004. Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation* **118**: 163–173.
- Jonsell, M. 2007. Effects on biodiversity of forest fuel extraction, governed by processes working on a large scale. *Biomass Bioenergy* **31** (10): 726 – 732. Doi:10.1016/j.biombioe.2007.06.018.
- Jonsson, M. 2003. Colonisation ability of the threatened tenebrionid beetle *Oplocephala haemorrhoidalis* and its common relative *Bolitophagus reticulatus*. *Ecological Entomology* **28**: 159-167.
- Jonsson, B.G., Kruys, N. et T. Ranius. 2005. Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management. *Silva Fennica* **39** (2): 289-309.
- Keisker, D. G. 2000. Types of wildlife trees and coarse woody debris required by wildlife of north-central British Columbia. Research Branch, Ministry of Forests, Victoria, B.C. Working Paper 50. URL: <http://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Wp/Wp50.htm>
- Kneeshaw, D., Lauzon, E., de Römer, A., Reyes, G., Belle-Isle, J., Messier, J. et S. Gauthier. 2008. Appliquer les connaissances sur les régimes de perturbations naturelles pour développer une foresterie qui s’inspire de la nature dans le sud de la péninsule gaspésienne. Dans : Aménagement écosystémique en forêt boréale. Sous la direction de Gauthier, S., et al., Presses de l’Université du Québec, Presse de l’Université du Québec : 215-240.
- Kogel-Knabner, I. 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* **34**, 139–162.
- Kopra, K. et Fyles, J., 2005a. Le bois mort dans les forêts boréales canadiennes. Réseau de gestion durable des forêts. RGDF Série de Note de Recherche. 12: 1-6.
- Kopra, K. et Fyles, J., 2005b. L’habitat lié au bois mort dans les forêts boréales canadiennes. Réseau de gestion durable des forêts. RGDF Série de Note de Recherche. 13: 1-6.
- Kruys, N. et B.G. Jonsson. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* **29**: 1295-1299.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* **36**: 97-125.
- Laiho, R. et C. E. Prescott. 2004. Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: a synthesis. *Canadian Journal of Forest Research* **34**: 763-777.
- Leblanc, M., et B. Pouliot. 2011. La coupe avec protection de la régénération et des sols avec rétention de bouquets - Fondements et exécution opérationnelle. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Gouvernement du Québec, Québec. 9 p.

- Lofroth, E. 1998. The dead wood cycle. Dans: Conservation biology principles for forested landscapes. Sous la direction de: J. Voller and S. Harrison. UBC Press, Vancouver, B.C.: 185-214.
- MacLean, D. A. 1980. Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: a review and discussion. *The Forestry Chronicle* **56** : 213-221.
- Manitoba Conservation and Water Stewardship. 2015. Biomass management. Manitoba Conservation and Water Stewardship Forest Practices Guidebook. 18 p.
- Martin, K., Aitken K. E. H. et K. L. Wiebe. 2004. Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *Condor* **106**: 5-19.
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C. et J. Bauhus. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* **218**:1-24.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC. 137 p.
- Ministry of Forests and Range. 2002. Stand level components of forest biodiversity. Module 3 of “Stand level biodiversity”. Web based training course. Ministry of Forests and Range, Government of British Columbia. [En ligne] <https://www.for.gov.bc.ca/hfp/training/00001/module03/module03.htm>
- Mistik Management Ltd. 2011. Forest Management Agreement Area – Standards and guidelines. Approved by Ministry of Environment of Saskatchewan. 66 p.
- Mitchell, S. J. 1995. The windthrow triangle: A relative windthrow hazard assessment procedure for forest managers. *The Forestry Chronicle* **71**: 446-450.
- Mitchell, S.J. et W.J. Beese. 2002. The retention system: reconciling variable retention with the principles of silvicultural systems. *The Forestry Chronicle* **78** (3): 397-403
- MRN. 2013a. Réalisations des interventions - Inventaire de la matière ligneuse non utilisée et gestion des volumes récoltés par les bénéficiaires de garantie d’approvisionnement. Bureau de coordination du régime forestier. 2 p.
- MRN. 2013b. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l’application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, 709 p.
- Müller, J. et R., Bütler. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest research* **129**, 981–992. Doi : 10.1007/s10342-010-0400-5
- MFFP. 2015. Norme d'inventaire écoforestier - Placettes-échantillons permanentes (quatrième inventaire). Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Secteur des forêts, Direction des inventaires forestiers. 238 p.
- Nappi, A., Drapeau, P. et J.-P. L. Savard. 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest: Is it becoming a hot issue for wildlife? *The Forestry Chronicle* **80**: 67-74.

- Naylor, B. J., Baker, J. A., Hogg, D. M., McNicol, J. G. et W. R. Watt. 1996. Forest management guidelines for the provision of pileated woodpecker habitat. Ontario ministry of natural resources, Forest management branch, Forest program development section. Queen's Printer for Ontario, Toronto. 26 p.
- OMNR. 2004. Ontario tree marking guide. OMNR, Queen's Printer for Ontario, Toronto, ON
- OMNR. 2010. Forest Management Guide for Conserving Biodiversity at the Stand and Site Scales. Toronto: Queen's Printer for Ontario. 211 pp.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastia, M.-T., Schmidt, W., Standovar, T., Tothmeresz, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. et R. Virtanen. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* **24** (1), 101-112. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x
- Pannkuk, C.D. et P.R. Robichaud. 2003. Effectiveness of needle cast at reducing erosion after forest fires. *Water Resources Research* **39**(12):1333–1345
- Paré, D., Rochon, P. et S. Brais, 2002. Assessing the geochemical balance of managed boreal forests. *Ecological Indicators* **1**, 293-311.
- Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. Dans: A systems analysis of the global boreal forest, Sous la direction de: Shugart, H. H., Leemans R. et G. B. Bonan. Cambridge University Press, Cambridge, U. K., 144-169.
- Pearce, R.B. 1996. Antimicrobial defences in the wood of living trees. *New Phytologist* **132**, 203–233.
- Penttilä, R., Junninen, K., Punttila, P. et J. Siitonen. 2013. Effects of forest restoration by fire on polypores depend strongly on time since disturbance — a case study from Finland based on a 23-year monitoring period. *Forest Ecology and Management* **310**, 508–516.
- Perera, A.H., L.J. Buse, R.G. Routledge, B.D. Dalziel et T. Smith. 2008. An assessment of tree, snag, and downed wood residuals in boreal fires in relation to Ontario's policy directions for emulating natural forest disturbance. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Forest Research Institute. Forest research report **168**.
- Plasse, J.-G. 1999. Inventaire de la matière ligneuse utilisable mais non récoltée dans les aires de coupe. Instructions. Ministère des Ressources naturelles. Division des permis d'intervention et de l'utilisation polyvalente, Direction de l'assistance technique. ISBN 2-550-34709-9. 36 p.
- Pothier, D. 2001. Portrait de la forêt boréale québécoise. *Le naturaliste canadien* **125** (3), 5-9
- Poulin, J.-F., Villard, M.-A., Edman, M., Goulet, P. J. et A.-M. Eriksson. 2008. Thresholds in nesting habitat requirements of an old forest specialist, the Brown Creeper (*Certhia americana*), as conservation targets. *Biological Conservation* **141**: 1129-1137. DOI:10.1016/j.biocon.2008.02.012

- Proulx S et J. Stein. 1997. Classification of meteorological conditions to assess the potential for concrete frost formation in boreal forest floors. *Canadian Journal of Forest Research* **27**: 953-958.
- Ranius, T., et O. Kindvall. 2004. Modelling the amount of coarse woody debris produced by the new biodiversity-oriented silvicultural practices in Sweden. *Biological Conservation* **119**: 51-59.
- Ranius, T., Ekvall, H., Jonsson, M. et G. Bostedt. 2005. Cost efficiency of measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forests. *Forest Ecology and Management* **206**: 119-133. Doi:10.1016/j.foreco.2004.10.061
- Ranius, T., Niklasson, M., et N. Berg. 2009. Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management* **257**: 303–310.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. et I. Mannerkoski, eds. 2010. The 2010 red list of Finnish species. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki, Finland.
- Rifell, S., Verschuyf, J., Miller, D. et T. B. Wigley. 2011. Biofuel harvests, coarse woody debris, and biodiversity – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* **261**: 878–887 . doi:10.1016/j.foreco.2010.12.021
- 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** : 1-5.
- Rouvinen, S. et J. Kouki. 2002 Spatiotemporal availability of dead wood in protected old-growth forests: a case study from boreal forests in eastern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* **17** : 317-329.
- Ruel, J.-C. 1995. Understanding windthrow: Silvicultural implications. *The Forestry Chronicle* **71**: 434-445.
- Saab, V. A., Russell, R. E., Rotella, J. et Dudley, J. G. 2011, Modeling nest survival of cavity-nesting birds in relation to postfire salvage logging. *The Journal of Wildlife Management* **75**: 794–804. doi: 10.1002/jwmg.111
- Saint-Germain, M., Drapeau, P. et C. Hebert. 2004. Xylophagous insect species composition and patterns of substratum use on fire-killed black spruce in central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **34** (3): 677-685.
- Saint-Germain, M., Drapeau, P., et C. M. Buddle. 2007. Host-use patterns of saproxylic phloeophagous and xylophagous Coleoptera adults and larvae along the decay gradient in standing dead black spruce and aspen. *Ecography* **30** : 737–748.
- Savard, S., Leblanc, F., Parent, A. et O. Lesquir. 2005. Développement d'une méthode de caractérisation, de classification et de conservation d'arbres à vocation écologique applicable aux aménagements forestiers. Société sylvicole de la Haute-Gatineau, Messines. 94 p.
- Seedre M, Taylor AR, Chen HYH et K. Jögiste. 2013. Deadwood density of five boreal tree species in relation to field-assigned decay class. *Forest Science* **59**(3): 261-266

- Seibold, S., Bäessler, C., Brandl, R., Gossner, M. M., Thorn, S., Ulyshen, M. D. et J. Müller, 2015. Experimental studies of dead-wood biodiversity — A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation* **191**: 139-149. Doi: 10.1016/j.biocon.2015.06.006
- Serrouya, R. et R. D'Eon 2004. Variable retention forest harvesting: Research synthesis and implementation guidelines. Sustainable forest management network / Réseau de Gestion durable des Forêts. 46 p.
- Shea, P.J., Laudenslayer Jr., W.F., Ferrell, G., Borys, R., 2002. Girdled versus bark beetle-created ponderosa pine snags: utilization by cavity-dependent species and differences in decay rate and insect diversity. General Technical Report PSW-GTR-181, Pacific Southwest Research Station. USDA Forest Service: 145-153.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P et J. Rauh. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland, *Forest Ecology and Management* **128** (3): 211-225. ISSN 0378-1127, doi :10.1016/S0378-1127(99)00148-6
- Simard, M.-J., Bergeron, Y. et L. Sirois. 2003. Substrate and litterfall effects on conifer seedling survivorship in southern boreal stands of Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **33**: 672-681.
- Similä, M. et K. Junninen. 2012. Ecological restoration and management in boreal forests — best practices from Finland. Metsähallitus Natural Heritage Services, Vantaa. 50 p. ISBN 978-952-446-963-0
- Söderström, L. 1988. The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and managed forest stand in northwest Sweden. *Biological Conservation* **45**: 169-178.
- Stabb, M. 1996. Ontario's old growth: a learner's handbook. Canadian Nature Federation and Ancient Forest Exploration and Research. 52 p. ISBN-0-920342-15-9
- Steeger, C. et M. Machmer. 1995. Wildlife trees and their use by cavity nesters in selected stands of the Nelson Forest Region. Canada Ministry of Forests, Nelson BC. Technical Report 010. 28 p.
- Stevens, V. 1997. The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in B.C. forests. Ministry of Forests, Research Branch, Victoria, B.C. Working Paper 30/1997. 26 p.
- Stone, J., Parminter, J., Arsenault, A., Manning, T., Densmore, N., Davis, G. et A. MacKinnon. 2002. Dead tree management in British Columbia. USDA Forest Service General Technical Report. PSW-GTR-181: 849-862.
- Sturtevant, B.R., Bissonette, J.A., Long, J.N. 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.
- Sullivan, T. P., Sullivan, D. S., Lindgren, P. M. F., Ransome, D. B., Bull, J. G. et C. Ristea. 2011. Bioenergy or biodiversity ? Woody debris structures and maintenance of red-backed voles on clearcuts. *Biomass and Bioenergy* **35**: 4390–4398.



- Sverdrup-Thygeson, A., Bendiksen, E., Birkemoe, T. et K. H. Larsson. 2014. Do conservation measures in forest work? A comparison of three area-based conservation tools for wood-living species in boreal forests. *Forest Ecology and Management* **330**: 8–16. Doi :10.1016/j.foreco.2014.06.036
- TEEB. 2009. The economics of ecosystems and biodiversity for national and international policy makers. Summary: Responding to the Value of Nature 2009, 429 p.
- Tembec Industries Inc. 2005. Sustainable Forest Management Plan. Tembec Industries Inc., Forest Resource Management, BC Division. 218 p.
- Teodosiu, M. et O. B. Bouriaud, 2012. Deadwood specific density and its influential factors: A case study from a pure Norway spruce old-growth forest in the Eastern Carpathians, *Forest Ecology and Management* **283**: 77-85. ISSN 0378-1127, Doi: 10.1016/j.foreco.2012.06.050
- The Wildlife Tree Committee of British Columbia. 2006. Wildlife Tree Retention: Management Guidance. [En ligne] <https://www.for.gov.bc.ca/ftp/hfp/external!/publish/web/wlt/policies/WT-Guidance-05-2006.pdf>
- The Wildlife Tree Committee of British Columbia. 2010. Chief Forester's Guidance on Coarse Woody Debris Management. [En ligne] <https://www.for.gov.bc.ca/ftp/HFP/external!/publish/FREP/extension/Chief%20Forester%20short%20CWD.pdf>
- Thiffault, E., St-Laurent Samuel, A. et R. Serra. 2015. La récolte de biomasse forestière : saines pratiques et enjeux écologiques dans la forêt boréale canadienne. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Nature Québec et Fédération québécoise des coopératives forestières. 87 p.
- Turner, N. J. 1998. Plant technology of first peoples in British Columbia. Vancouver, BC: UBC Press. 256 p.
- UICN France. 2012. Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France – volume 1 : contexte et enjeux. Union internationale pour la conservation de la nature, Paris, France. 47 p.
- Ulyshen, M.D. et J.L. Hanula. 2009. Habitat associations of saproxylic beetles in the south-eastern United States: a comparison of forest types, tree species and wood postures. *Forest Ecology and Management* **257**: 653–664.
- USDA. 2008. Old-growth habitat conservation strategy, wildlife standards and guidelines, and wildlife viability . Appendix D. Dans: Final EIS. United States Department of Agriculture, 102 p.
- Vaillancourt, M.-A., Gauthier, S., Kneeshaw, D. et Y. Bergeron. 2009. Implementation of ecosystem management in boreal forests: examples from eastern Canada. Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton, Alberta, 45 p.
- Vallauri, D., André, J. et J. Blondel. 2002. Le bois mort, un attribut vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées - Rapport scientifique, WWF France, 31 p.

- Venier, L.A., Thompson, I.D., Fleming, R., Malcolm, J., Aubin, I., Trofymow, J.A., Langor, D., Sturrock, R., Patry, C., Outerbridge, R.O., Holmes, S.B., Haeussler, S., De Grandpré, L., Chen, H.Y.H., Bayne, E., Arsenault, A. et J.P. Brandt, 2014. Effects of natural resource development on the terrestrial biodiversity of Canadian boreal forests. *Environmental Reviews* **22**: 457–490. doi: 10.1139/er-2013-0075
- Watt, W.R., Baker, J.A., Hogg, D.M., McNicol, J.G. et B.J. Naylor. 1996. Forest management guidelines for the provision of marten habitat, version 1.0. Ontario Ministry of Natural Resources, Forest management branch, Forest program development section. Queen's Printer for Ontario, Toronto. 27 p.
- Weedon, J. T., Cornwell, W. K., Cornelissen, J. H. C., Zanne, A. E., Wirth, C. et D.A. Coomes. 2009. Global meta-analysis of wood decomposition rates: a role for trait variation among tree species? *Ecology Letters* **12**: 45–56.
- Wei, X., Kimmins, J.P., Peel, K. and O. Steen. 1997. Mass and nutrients in woody debris in harvested and wildfire-killed lodgepole pine forests in the central interior of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* **27**: 148-155.
- Weyerhaeuser Company. 2005. Stand level ecological guidelines. Edson Forestlands. 12 p.

**Annexe 1- Mesures spécifiques des pratiques d'aménagement forestier durable appliquées à la zone boréale pour la rétention, le recrutement ou la création de bois mort**

Autorité	Rétention et recrutement de bois mort	Références
<p><b>Alaska</b> <b>(États-Unis)</b></p>	<p>Approche de rétention pour des espèces focales (filtre fin) exprimée par acre (0,4 ha) et considérant un gros arbre ou gros débris comme ayant un DHP entre 20 et 30 pouces.</p> <p><b>Autour des palombes</b> : &gt; 8 gros arbres</p> <p><b>Martre d'Amérique</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Unité de récolte &gt; 2 acres: &gt; 8 gros arbres, &gt; 3 gros arbres morts ou dépérissants, et &gt;3 gros débris</li> <li>- Autres unités de récolte: 10 à 20 % de la structure du peuplement d'origine avec en moyenne 4 gros arbres, 3 gros arbres en décomposition, et &gt; 3 gros débris.</li> </ul> <p><b>Grand polatouche</b> &gt;15% de la superficie du peuplement d'origine, dont &gt;70% en parcelles ou massif &lt;1 ha (2,5 acres) (avec conservation des chicots et des gros arbres décadents à l'intérieur)</p>	<p>USDA 2008</p>
<p><b>Colombie Britannique</b> <b>(Canada)</b></p>	<p>Stratégie de rétention dépend des facteurs tels que la zone bioécologique, le type de peuplement, son état, les aménagements précédents, les espèces d'arbres, et les risques de chablis.</p> <p><b>Arbres à valeur faunique</b> : rétention des arbres disponibles au moment de la récolte et au cours des activités de sylviculture, et recrutement des arbres appropriés pour le remplacement au cours de la période de rotation.</p> <p><b>Rétention dispersée : arbres vivants ou morts individuels ou en petits bouquets</b></p> <p>Favoriser les arbres avec décomposition interne, présence de fissures, structure adéquate (perchoir, grosse cavité, tanière), grands arbres (diamètre et hauteur), essence</p>	<p>Biodiversity 1995; Ministry of Forests and Range 2002; The Wildlife tree committee of British Columbia 2006</p>

	<p>locale importante pour la faune et résistance au vent</p> <p><b>Parcelles de rétention</b></p> <p><u>Composition</u> : Arbres vivants et morts (sous réserve des exigences de sécurité) représentant une gamme de classes de décomposition (les classes 2 à 6 de la classification de Hunter (1999) sont particulièrement précieux pour la faune sur de plus longues périodes) ; DHP &gt;30 cm et &gt;15 m de hauteur. Inclure les 10% supérieurs de la distribution en diamètre du peuplement pré-récolte ; et les arbres montrant une utilisation par la faune (trous de nidification, fouilles d'alimentation) ou des caractéristiques de grande taille, une structure bien ramifiée, la présence de la pourriture du cœur, la proximité d'une zone riveraine, une bonne résistance au vent.</p> <p><u>Taille</u> : varie de l'arbre individuel à des parcelles de plusieurs hectares selon les unités d'aménagements. 1 à 18% de la superficie totale de coupe</p> <p><u>Distribution</u> : Espacement inter-parcelle (&gt;0,25 ha) &lt; 500 mètres.</p> <p><b>Création artificielle d'arbres à valeur faunique :</b></p> <p><u>Chandelles</u>: coupe les tiges entre 3 et 6 m de hauteur avec une abatteuse mécanique;</p> <p><u>Écimage</u>: couper la tête d'un arbre</p> <p><u>Inoculation fongique</u>: promouvoir la pourriture de cœur</p> <p><u>Construction de cavité</u>: creuser dans l'arbre ou pose de nichoir</p> <p><u>Plantation d'arbres morts (chicots)</u>: chicot de DHP&gt; 30 cm avec indication de pourriture interne plantés avec un excavateur à au moins 1 m de la surface du sol pour chaque 6 m de la hauteur de l'arbre mort</p> <p><u>Explosif</u>: Dynamitage de la cime des arbres pour créer des arbres morts sur pied</p> <p><u>Annelage</u>: (non recommandé pour les arbres à valeur</p>	
--	---	--

	faunique)	
	<p><b>Débris ligneux:</b> Reproduire la variabilité des peuplements naturels de la quantité de débris ligneux à l'échelle du site et du paysage Gros débris ligneux : diamètre &gt;20 cm et longueur &gt; 10 m 2 à 23/ha selon la zone et les sous-zones biogéoclimatiques Large gamme de classes de décomposition, de classes de diamètre et d'essence</p>	The Wildlife tree committee of British Columbia, 2010
<b>Alberta (Canada)</b>	<p>Combinaison de tiges individuelles, de bouquets et d'îlots, représentant un certain % (selon les plans d'aménagement) de la superficie, du volume, de la structure des tiges résiduelles (vivantes ou mortes) du peuplement qui sont représentatives du statut (mort ou vivant), des tailles, et des espèces de l'étage dominant</p>	Alberta Environment and Parks 2006
	<p><b>Chicot :</b> tous les chicots sécuritaires Possibilité d'étêter des arbres vivants à 6m de hauteur pour créer des chicots et perchoir pour oiseaux <b>Arbre vivant seul ou en petit bouquet (3-4 arbres):</b> ≥1 petit bouquet / ha ≥ 1 arbre de DHP supérieur à la moyenne / ha</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Peuplements dominés par les conifères : Pas de conifère seul, seulement en petits bouquets</li> <li>- Peuplements mixtes : Les petits bouquets doivent inclure à la fois des feuillus et des conifères</li> </ul> <p><b>Bouquets (≥10 arbres) :</b> Gros conifères résistants au vent et arbres matures 1 bouquet retenu pour chaque 10 ha récoltés (taille proportionnelle à la taille du bloc coupé)</p> <p><b>Gros débris ligneux :</b> Bois naturellement tombé au sol (particulièrement ceux de</p>	Weyerhaeuser Company 2005

	<p>DHP&gt;20 cm)</p> <p>Tas (6 m de diamètre x 1-1,5 m de haut) faits avec les pièces de bois d'œuvre inutilisables, les branches et les têtes, dont des débris de plus de 10cm de diamètre</p>	
<b>Saskatchewan (Canada)</b>	<p><b>Rétention d'arbres vivants:</b></p> <p><u>Superficie</u> : 1 à 6% du volume de bois d'un parterre de coupe</p> <p><u>Taille</u> : toutes</p> <p><u>Spécificités pour la faune</u> : &gt;30cm feuillus, &gt;40 cm résineux, résistant au vent et potentiel de cavités</p> <p>Représentativité des types de peuplements avant récolte: des volumes et des classes de taille</p> <p><u>Répartition</u> : 80% à90% en bouquets ou ilots ; 10 à 20% en arbres individuel</p>	Mistik Management Ltd., 2011.
<b>Manitoba (Canada)</b>	<p><b>Martre et autres petits mammifères:</b></p> <p>Création / rétention des ligneux grossiers et tas de débris ligneux (rémanents d'exploitation : branches, têtes et billots).</p> <p><u>Taille des tas</u> : Hauteur 1 à 2 m x Largeur 3 à 5 m x Longueur 5 à 10 m</p> <p><u>Localisation</u> : 30 à 75 mètres de la bordure (bloc de coupe, bandes riveraines ou parcelles résiduelles d'arbres)</p> <p><u>Densité</u> : 1 tas / 5 ha</p>	Manitoba Conservation and Water Stewardship, 2015
<b>Ontario (Canada)</b>	<p><b>Arbre à valeur faunique</b> : Arbre debout sain, mourant ou mort, incluant les arbres tués pour créer des chandelles ou par les opérations d'entretien des arbres telles que l'élagage (arbres à cavités, vétérans, semenciers, arbres surplombant la canopée, chandelles), avec DHP &gt;10 cm (coupe totale) ou &gt;25 cm (coupe partielle) et hauteur &gt; 3m</p> <p><b>Coupe totale:</b></p> <p>≥25 tiges / ha, dont ≥10 larges arbres à valeur faunique / ha et 5 large arbres vivants / ha;</p> <p>Distribution: ≥15 tiges individuelles / ha; le reste pouvant</p>	OMNR 2010

être en bouquet

***Coupe de sélection et coupe progressive (coupe préparatoire et de régénération)***

≥10 arbres vivants à cavités ou de large chandelles/ha

avec ≥ 5 arbres vivants à cavités sur chaque hectare.

Répartition ≥ moitié en tiges individuelles, le reste

pouvant être en bouquets

- ≥10 arbres semenciers / ha
- ≥10 conifères dispersés / ha
- ≥1 arbre surplombant la canopée / 4 ha

***Coupe finale des coupes progressives; coupe de semenciers des pins rouge et blanc***

≥25 tiges/ha ; ≥10 arbres à cavités vivants ou grosses

chandelles /ha avec ≥ 5 arbres à cavités vivants sur chaque

hectare; et ≥10 arbres vétérans/ha; dont ≥ 5 sur chaque

hectare.

Répartition: ≥ 15 tiges individuelles/ha; le reste pouvant

être en bouquets.

- ≥1 arbre surplombant la canopée /4 ha.

**Débris ligneux au sol : matière ligneuse grossière**

(branches, troncs, et souches, avec diamètre ≥ 7,5 cm à la

petite extrémité) et matière ligneuse fine (tiges et rameaux

avec diamètre <7,5 cm à la petite extrémité)

- Maintien des arbres à valeur faunique qui sont tombés au sol ou qui ont été abattus par sécurité pour les travailleurs (sauf situations exceptionnelles)
- Déménagement autorisé des arbres à des fins sylvicoles.
- Réduire l'écrasement de grands billots
- Réduire l'étouffement de matériel ligneux grossier par matériel ligneux fin ou du sol

<ul style="list-style-type: none"> <li>- Réduire la mise en andains de matériel ligneux au sol. Faire des ouvertures 10m à tous les 100 m) dans les andains pour permettre aux animaux et aux autres utilisateurs de la forêt d'accéder à des voies non obstruées</li> <li>- Laisser des parties non commercialisables de troncs d'arbres sur place</li> </ul> <p><b>+ Recommandations Filtre fin (voir grand pic et martre d'Amérique)</b></p>	
<p><b>Grand pic</b> : <math>\geq 6</math> arbres à cavités / hectare ; DHP <math>\geq 25</math>cm avec <math>\geq 1</math> arbre avec DHP <math>\geq 40</math> cm.</p> <p>De préférence feuillus</p> <p><u>Maintien des arbres à cavités par ordre de priorité</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- <b>Coupes partielles</b> : (i) arbres perchoirs, (ii) arbres de nidification du grand pic, (iii) arbres avec cavités d'autres pics ou cavité naturelle ou tanière, (iv) des arbres avec des cavités d'échappement, (v) les arbres avec excavation d'alimentation, et (vi) les arbres à cavités potentielles.</li> <li>- <b>Coupes totales</b> : (i) des arbres à cavités existantes pour répondre aux besoins immédiats en matière d'habitat des utilisateurs de cavités de début forêt de succession; et (ii) des arbres ayant le potentiel de développer des cavités pour répondre aux besoins futurs des grands pics dans le peuplement en régénération</li> </ul> <p><u>Arbres morts ne posant pas de risque potentiel pour la sécurité</u> (maintien à la discrétion du travailleur forestier)</p> <p><u>Débris ligneux</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Utiliser la récolte par longueur d'arbre plutôt que des méthodes de récolte d'arbres entiers (petits débris ligneux maintenus)</li> <li>- Laisser des parties non commercialisables de</li> </ul>	<p>Naylor et al. 1996</p>



	<p>troncs d'arbres (débris ligneux de grand diamètre).</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Lorsque les objectifs sylvicoles et les préoccupations de sécurité des travailleurs ne sont pas compromises, envisager l'annelage ou l'abattage et laisser des arbres non commercialisables.</li> <li>- Utiliser du matériel et des techniques qui n'écrasent pas les débris ligneux au sol</li> </ul> <p>Modifier l'utilisation du feu prescrit pour minimiser l'impact sur les débris ligneux.</p>	
	<p><b>Martre d'Amérique</b> : 6 arbres morts ou en déclin / ha, avec au moins 2 arbres avec DHP &gt;30cm</p>	Watt et al. 1996
<b>Québec (Canada)</b>	<p><b>Coupe progressive irrégulière</b> : récolte en 2 ou 3 passes avec modalités de rétention d'arbres à vocation écologique (ex : vétérans pour arbres de fortes dimensions et débris ligneux)</p> <p><b>Coupe avec rétention des semenciers</b> 5 à 30 semenciers à l'hectare (selon la productivité des arbres) répartis uniformément qui peuvent produire des legs biologiques</p> <p><b>Coupe avec protection des petites tiges marchandes</b> Maintien des arbres dont le DHP est inférieur à 13, 15 ou 17 cm qui fournissent du bois mort en continu mais de faibles dimensions</p>	MRN 2013b
	<p><b>Coupe avec protection de la régénération et des sols avec rétention de bouquets (CPRSRBOU)</b></p> <p><u>Superficie</u> : de 150 à 300 m<sup>2</sup>. Ensemble des bouquets d'arbres ≥ 5 % superficie du parterre de coupe.</p> <p><u>Composition et structure</u> : ≥5 tiges marchandes vivantes et 1 structure multiétagée avec chicots, débris ligneux au sol ou arbre à valeur faunique.</p> <p><u>Représentativité</u> : un type de couvert représentatif du type de couvert du peuplement traité.</p> <p><u>Intégrité</u> : aucun signe visible de perturbation attribuable</p>	Leblanc et Pouliot 2011

	<p>aux opérations de récolte.</p> <p><u>Localisation</u> : dans des zones peu vulnérables au chablis.</p>	
	<p><i>Recommandations pour maintien du bois mort</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Garantir le maintien d'un minimum de bois mort lors des plans de récupération</li> <li>- Soustraire 20% de la superficie des bandes riveraines de toute exploitation forestière à perpétuité</li> <li>- Pratiquer la CPRS avec rétention de bouquets dans &gt;10% des aires traitées en CPRS</li> <li>- Laisser debout et intact tout arbre sans valeur commerciale</li> <li>- Laisser sur place le bois sec et sain dans les CPRS</li> <li>- Interdire l'exportation des branches des arbres récoltés sur des sols sensibles</li> <li>- Laisser intacts 15 % des arbres d'essences feuillues matures, soit 5 à 10 tiges/ha avec un biais positif envers les plus grosses tiges, en respectant la composition en espèces</li> </ul>	Crête et al. 2004
	<p><i>Recommandations pour maintien de forêts mures et surannées</i></p> <p><b>Chicots</b> 10 à 15 gros arbres d'essences variées / ha</p> <p><b>Arbres à valeur faunique</b> : 5 à 10 grosses tiges vivantes / ha</p> <p><b>Gros débris ligneux</b> : 5 m<sup>3</sup>/ha répartis le plus uniformément possible sur les parterres de coupe (éviter les empilements)</p> <p><b>Structure de peuplement</b> : maintien de l'ordre de 40% de recouvrement par les cimes des tiges marchandes</p>	Déry et Leblanc 2005
Suède	<p><b>Retention des arbres vivants</b>: 5% du peuplement retenus à la fois en arbres individuels et en petits groupes d'arbres</p> <p><b>Création artificielle de hautes souches (chandelles)</b>:</p>	Ranius et al. 2005

	quelques-unes / ha	
Finlande	<p><b>Restauration des habitats forestiers</b></p> <p><u>Brûlage dirigé</u>: laisser 25 à 75% des arbres en vie et quelques parcelles comme des zones marécageuses</p> <p><b>Création de bois mort</b></p> <p>15 à 30 m<sup>3</sup>/ ha, incluant le bois mort naturel</p> <p>&lt; 10 à 15% du volume total des arbres vivants doivent être traités</p> <p><u>Annelage</u>: Écorçage en anneau (manuellement ou à la scie mécanique):</p> <p>Le nombre, la profondeur et l'uniformité des anneaux fait varier le temps avant la mort de l'arbre</p> <p><u>Déracinement</u>: imitation de chablis en faisant tomber l'arbre avec le godet d'une excavatrice</p> <p><u>Autres méthodes déconseillées pour utilisation répandue</u>:  abattage et explosion des arbres avec des explosifs, inoculation de mycélium de certaines espèces de polypores sur des arbres en vie (spécifique à chaque essence d'arbre), brûlage des bases et des troncs de pins avec un chalumeau.</p> <p><b>Création d'arbres (feuillus) pour pic (bouleau en décomposition):</b></p> <p>Annelage de bouleaux accélère leur mort et leur dessèchement</p> <p>Délai de 7-8 ans avant que les pics y trouvent de la nourriture</p> <p>Les troncs peuvent être retirés du sol et montés sur des pierres ou des monticules pour les rendre plus visibles et accessibles aux pics.</p>	<p>Similä et Junninen 2012</p>

**Annexe 2 - Mesures spécifiques des pratiques d'aménagement forestier pour la certification Forest Stewardship Council ® dans la zone boréale pour la rétention, le recrutement ou la création de bois mort**

Autorité	Rétention, recrutement et création de bois mort	Références
Canada	<p><b>Coupe de récupération</b></p> <p>Rétention de bouquets ou ilots d'arbres, arbres individuels et chicots.</p> <p>Perturbation mosaïque qui implique des blocs coupés, des blocs résiduels insulaires et péninsulaires, des séparateurs de coupe pour un niveau de rétention de 10 à 50% (5% dans les petites aires de coupe excluant les séparateurs de coupe, les péninsules, les bandes riveraines ou les autres réserves)</p> <p><u>Représentativité</u>: taille, espèces et condition (brûlé / non-brûlé) des arbres du peuplement avant la récolte.</p> <p><u>Répartition</u>: bien répartis à toutes les échelles du site de coupe</p> <p><b>Attributs à maintenir dans les plantations</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Diversité spécifique (particulièrement les espèces feuillues et les autres essences non-commerciales);</li> <li>- Diversité du peuplement (micro répartition, présence de petites ouvertures, variabilité de la diversité des espèces d'arbres, de la densité et / ou des couches de la canopée)</li> <li>- Structure du peuplement</li> <li>- Présence d'arbres matures, de vieux arbres et de gros débris ligneux</li> </ul>	FSC Canada Working Group, 2004
Suède	<p>Rétention de tous les chicots, chablis et autres arbres morts depuis plus d'un an (sauf en cas de sécurité humaine, entrave à la circulation, substrat de reproduction pour les insectes ravageurs)</p> <p><u>Coupe finale</u> : <math>\geq 2</math> gros nouveau chablis /ha lors de la récolte des chablis</p> <p><u>Coupe de régénération et éclaircie</u> : Créer <math>\geq 3</math> souches hautes (chandelles) ou arbres annelés / ha</p> <p>Maintenir les arbres résistants au vent ou ayant un bon potentiel de vieillissement pour qu'à la prochaine rotation le peuplement en ait <math>\geq 10</math> tiges/ha, incluant les arbres de haute valeur pour la</p>	FSC Sweden 2010

	<p>biodiversité:</p> <p><b>Maintenir tous les arbres de haute valeur pour la biodiversité:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>a. Arbres particulièrement gros ou vieux</li> <li>b. grands arbres avec notamment une large circonférence, beaucoup de ramifications et/ou une couronne plate</li> <li>c. grande épinette en croissance sur des pâturages</li> <li>d. gros peupliers et aulnes dans les peuplements dominés par les résineux,</li> <li>e. les saules, cerisiers sauvages et noisetiers arborescents dans les peuplements dominés par les résineux</li> <li>f. gros genévriers</li> <li>g. arbres avec des cicatrices de feu ouvertes sur le fût</li> <li>h. arbres creux et arbres avec nids de brindilles d'oiseaux de proie</li> <li>i. arbres individuels ou en petits groupes de feuillus dans le paysage</li> </ul>	
Finlande	<p>≥20 arbres morts / ha (DHP&gt; 10 cm)</p> <p>≥20 arbres feuillus en décomposition</p> <p><b>Coupes de régénération</b></p> <p>≥ 10 gros arbres vivants d'espèces indigènes /ha (DBH &gt; 15 cm au nord de la Finlande)</p> <p><u>Critères de sélection:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>a) Arbre individuel clairement plus gros que les arbres dominants, DHP &gt; 60 cm (pin, épinette, bouleau, chêne) or &gt; 40 cm (autres espèces)</li> <li>b) Les saules, le merisier, le sorbier et l'aulne noir, DHP&gt; 10 cm</li> <li>c) Grands peupliers, DHP&gt; 40 cm, dans les forêts dominées par les résineux</li> <li>d) Arbres à cavités</li> <li>e) Arbres de nidification connus d'oiseaux de proie</li> <li>f) ≥ 10 pins avec des cicatrices de feu</li> </ul>	Finnish FSC Association, 2010

	<p><b>Récolte de biomasse ligneuse</b></p> <p>≥30% des résidus doivent être conservés, répartis uniformément sur le site de récolte.</p> <p>Tous les arbres morts (en décomposition) debout et tombés avec DHP &gt; 10 cm</p> <p>≥25 souches avec diamètre &gt; 15 cm / ha (≥50 souches / ha sur sols argileux et de limon) de différentes espèces, répartis uniformément sur le site récolté.</p> <p>Toutes les souches avec diamètre &lt;15 cm et les vieux chicots</p> <p><b>Sites toujours préservés</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Forêts et tourbières transformées riches en bois mort</li> <li>- Substrat rocheux, boisé, falaises et champs de blocs avec vieux arbres et bois mort</li> <li>- Vieilles forêts riches en herbacées avec plus de 5 (forêt feuillue), 10 (forêt mixte) ou 15 (pessières) m<sup>3</sup> / ha de bois mort (DHP &gt; 10 cm)</li> <li>- Forêts adjacentes aux cours d'eau avec une structure inéquienne ou une quantité visible de bois mort (zone boisée d'une largeur minimale de 30 m à préserver)</li> </ul>	
Russie	<p>Maintenir la continuité du cycle de bois mort</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Bouquets ou groupes d'arbres mourants résistants aux chablis et chicots situés loin des routes, des zones de débardage et d'autres sites similaires</li> <li>- Arbres mourants et chicots penchés de DHP &gt; 30 cm doivent être coupés (si possible à 4-6 m de hauteur, créant des chandelles) et laissés comme débris ligneux</li> <li>- Chandelles naturelles</li> <li>- Gros débris ligneux, particulièrement ceux de DHP &gt; 30 cm</li> <li>- Gros résidus de coupe</li> </ul> <p><b>Coupe totale:</b> particulièrement pour des zones de coupe &gt; 10 ha ou plus large que 100 m ou ayant au moins un côté bordant une</p>	FSC Russian National Office, 2012

	<p>zone non-forestière</p> <p>Tous les arbres résistants au vent et les éléments clé du peuplement doivent être maintenus (&gt;10-20% du matériel sur pied avant coupe devrait être maintenu): arbres semenciers, quelques vieux arbres de feuillus non-ciblés, arbres avec des nids de grands oiseaux, gros arbres à cavité, vétérans ( dont l'âge excède l'âge moyen de la canopée), espèces rares dans le secteur et les gros arbres mourants résistants au vent, les chicots, les chandelles</p>	
--	--	--

*Note: Le guide d'aménagement forestier FSC des Etats-Unis exclut l'Alaska*