



Mesure des écarts des attributs  
de bois mort entre la forêt naturelle  
et la forêt aménagée en Gaspésie

V.-A. Angers<sup>1</sup>, Varady-Szabo, H<sup>2</sup>. , Malenfant, A<sup>3</sup> et M. Bosquet<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Ph.D. Consultante en écologie forestière

<sup>2</sup> Consortium en foresterie Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine

<sup>3</sup> Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, ministère des Ressources naturelles et de la Faune



**Consortium en foresterie**

Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine

Affilié à l' **UQAR**

## Remerciements

Nous tenons à remercier Stéphane Déry, Pierre Desmeules, Marc Leblanc, Antoine Nappi et Samuel Pinna pour leurs commentaires sur une version préliminaire de ce rapport ainsi que Marie-Ève Bernatchez pour la révision linguistique et l'édition finale du document. Nous souhaitons aussi remercier Claude Poulin du Groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels (MRNF) de nous avoir permis d'accéder aux données des forêts anciennes de la Gaspésie et du Bas-St-Laurent du registre des écosystèmes forestiers exceptionnels du Québec ainsi que Jacques Ouellet pour son aide précieuse dans le traitement des données. Merci à Jean-François Poulin de nous avoir fourni des explications complémentaires à ses articles ainsi qu'à Amélie St-Laurent Samuel et Évelyne Thiffault d'avoir partagé avec nous le résultat de leur réflexion avant sa publication. Un merci particulier aux sylviculteurs et aménagistes qui ont été consultés : Jacques Arsenault, Pierre-Luc Desjardins, Luc Gagnon, Philippe Leblanc, Gilles Rivière, et Paul Robichaud.

Nous souhaitons aussi remercier les partenaires financiers du Consortium soit le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, la Conférence régionale des élu(e)s Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et l'Université du Québec à Rimouski.

## Pour nous contacter :

Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles  
37, rue Chrétien, bur. 26, C.P. 5 Gaspé (QC) G4X 1E1  
Tél. : (418) 368-5166 Téléc : (418) 368-0511  
consortium@mieuxconnaitrelaforet.ca  
www.mieuxconnaitrelaforet.ca

## Référence à citer :

Angers<sup>1</sup>, V.-A., H. Varady-Szabo<sup>2</sup>, A. Malenfant<sup>3</sup> et M. Bosquet<sup>2</sup>. 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 pages.

<sup>1</sup> Ph.D. Consultante en écologie forestière

<sup>2</sup> Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles

<sup>3</sup> Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, ministère des Ressources naturelles et de la Faune

ISBN 978-2-923948-04-1 (version imprimé)

ISBN 978-2-923948-05-8 (version électronique PDF)

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2011

# Table des Matières

---

Liste des tableaux .....	v
Mise en contexte .....	vi
<b>1. Introduction.....</b>	<b>1</b>
<b>1.1 Rôles du bois mort.....</b>	<b>1</b>
<b>1.2 Problématique et objectifs.....</b>	<b>1</b>
<b>1.3 Caractéristiques du bois mort .....</b>	<b>3</b>
1.3.1 Position du bois mort .....	3
1.3.2 Taille du bois mort.....	3
1.3.3 Essences à l'origine du bois mort .....	4
1.3.4 Stades de décomposition du bois mort .....	4
1.3.5 Répartition temporelle et spatiale du bois mort .....	5
1.3.6 Bilan des caractéristiques du bois mort .....	5
<b>1.4 Régime des perturbations naturelles, recrutement et dynamique du bois mort .....</b>	<b>6</b>
1.4.1 Forêt résineuse - Dynamique du bois mort suite à des perturbations naturelles sévères et modérées .....	6
1.4.2 Forêt résineuse - Dynamique du bois mort dans un contexte de perturbations secondaires.....	8
1.4.3 Forêt feuillue - Dynamique du bois mort dans les érablières .....	9
1.4.4 Forêt feuillue - Dynamique du bois mort dans les bétulaies jaunes à sapin.....	9
<b>2. Forêt résineuse - enjeux documentés ou appréhendés associés aux forêts au stade de régénération .....</b>	<b>10</b>
<b>2.1 Représentativité des peuplements présentant de grandes quantités de bois mort suite au passage de perturbations naturelles sévères et modérées.....</b>	<b>10</b>
2.1.1 Présentation de l'enjeu .....	10
2.1.2 Méthodologie.....	10
2.1.3 Résultats et analyse.....	11
2.1.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie .....	11
2.1.5 Suggestions permettant une réduction des écarts .....	11
<b>2.2 Écarts dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les coupes totales et les perturbations naturelles sévères et modérées .....</b>	<b>12</b>
2.2.1 Présentation de l'enjeu .....	12
2.2.2 Méthodologie.....	12
2.2.3 Résultats et analyse.....	14
2.2.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie :.....	15
2.2.5 Suggestions permettant une réduction des écarts .....	15

<b>2.3 Exportation des résidus de coupe .....</b>	<b>19</b>
2.3.1 Présentation de l'enjeu .....	19
2.3.2 Méthodologie.....	19
2.3.3 Résultats et analyse.....	19
2.3.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie .....	20
2.3.5 Suggestions permettant une réduction des écarts .....	20
<b>3. Forêt résineuse - enjeux documentés ou appréhendés associés aux forêts de stade vieux..</b>	<b>21</b>
<b>3.1 Représentativité des vieux peuplements dans le paysage .....</b>	<b>21</b>
3.1.1 Présentation de l'enjeu .....	21
3.1.2 Méthodologie.....	21
3.1.3 Résultats et analyse.....	21
3.1.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie.....	21
3.1.5 Suggestions permettant une réduction des écarts .....	22
<b>3.2. Écarts dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les peuplements de seconde venue issus de coupes totales et les forêts de stade vieux .....</b>	<b>23</b>
3.2.1 Présentation de l'enjeu .....	23
3.2.2 Méthodologie.....	23
3.2.3 Résultats et analyse.....	24
3.2.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie:.....	27
3.2.5 Suggestions permettant une réduction des écarts .....	27
<b>4. Érablières et forêts mixtes à dominance feuillue - Enjeux documentés ou appréhendés associés à l'aménagement des forêts.....</b>	<b>29</b>
<b>4.1 Écarts dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les coupes de jardinage et les forêts de stade vieux.....</b>	<b>29</b>
4.1.1 Présentation de l'enjeu .....	29
4.1.2 Méthodologie.....	29
4.1.3 Résultats et analyse.....	31
4.1.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie .....	34
4.1.5 Suggestions permettant une réduction des écarts .....	34
<b>4.2. Écarts dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les coupes progressives et les forêts mixtes perturbées par la TBE.....</b>	<b>36</b>
4.2.1 Présentation de l'enjeu .....	36
4.2.2 Documentation de l'enjeu.....	36
4.2.3 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie.....	37
4.2.4 Suggestions permettant une réduction des écarts potentiels.....	37
<b>4.3 Exportation des résidus de coupe .....</b>	<b>37</b>
4.3.1 Présentation de l'enjeu .....	37

4.3.2 Méthodologie.....	38
4.3.3 Résultats et analyse.....	38
4.3.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie.....	38
4.3.5 Suggestions permettant une réduction des écarts .....	38
<b>5. Conclusion .....</b>	<b>39</b>
<b>Références.....</b>	<b>41</b>

## Liste des tableaux

---

<b>Tableau 1.</b> Abondance et caractéristiques des arbres résiduels et du bois mort dans les forêts résineuses gaspésiennes aménagées par coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) et coupe à rétention variable (CRV).....	<b>15</b>
<b>Tableau 2.</b> Abondance de bois mort dans des peuplements résineux naturels (matures et vieux) et de seconde venue issus de coupes totales. ....	<b>26</b>
<b>Tableau 3.</b> Abondance de bois mort dans des érablières anciennes, peu ou pas aménagées et aménagées par divers traitements de coupe partielle .....	<b>33</b>
<b>Tableau 4.</b> Synthèse des diagnostics et des mesures à prévoir pour chacun des enjeux associés au bois mort en Gaspésie .....	<b>40</b>

## Mise en contexte

---

Pour favoriser l'aménagement durable des forêts québécoises, le nouveau régime forestier prône le déploiement de l'aménagement écosystémique. En s'inspirant des régimes de perturbations naturelles propres à une région donnée pour développer des stratégies d'aménagement écosystémique, l'aménagiste maximise ses chances de conserver l'ensemble des processus et des attributs propres aux forêts naturelles.

Afin d'identifier les stratégies d'aménagement écosystémique appropriées aux différentes régions forestières du Québec, sept principaux enjeux écologiques ont été identifiés par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). Ces enjeux, associés à des risques de perte de biodiversité, sont les suivants : la modification de la structure d'âge des forêts, la raréfaction de certaines formes de bois mort, la simplification de la structure interne des peuplements, la modification de la composition végétale des forêts, la modification de l'organisation spatiale des forêts, le maintien des espèces qui nécessitent des mesures particulières pour assurer le maintien de leur habitat dans un contexte d'aménagement forestier et le maintien de l'intégrité des milieux humides et riverains (Bouchard *et al.*, 2010; Varady-Szabo *et al.*, 2008). La démarche proposée pour documenter les enjeux écologiques consiste d'abord à déterminer, pour chaque enjeu, les écarts entre la forêt naturelle (préindustrielle) et la forêt aménagée (actuelle). Selon l'ampleur de ces différences, les enjeux deviennent alors des problèmes réels ou appréhendés. Les enjeux identifiés comme problèmes réels sont ceux auxquels les stratégies d'aménagement devront tenter de répondre (Grenon *et al.*, 2010).

Ce document a pour objectif de documenter l'enjeu écologique du bois mort pour la région de la Gaspésie. Dans un premier temps, les rôles, les caractéristiques et la dynamique du bois mort seront décrits. Ensuite, chaque enjeu sera analysé. Les enjeux seront d'abord présentés dans leur contexte gaspésien. La méthodologie utilisée afin de juger de l'écart entre la forêt naturelle et la forêt aménagée sera exposée. Les résultats et l'analyse permettant de juger de l'importance de l'écart seront ensuite présentés. Le cas échéant, des suggestions permettant de réduire les écarts observés seront formulées. Finalement, un diagnostic de la sévérité de la situation sera posé.

# 1. Introduction

---

## 1.1 Rôles du bois mort

Le bois mort est un élément naturellement présent dans les forêts. Il est reconnu comme étant essentiel au maintien des processus écologiques de l'écosystème forestier tels que la décomposition de la matière organique, la régénération des espèces, le cycle de l'eau et des éléments nutritifs (Harmon *et al.*, 1986). En se décomposant, le bois mort offre un support favorable à la germination et à l'établissement de certaines espèces et se transforme en matière organique qui, incorporée au sol, stimule la croissance des arbres (Lambert *et al.*, 1980; Simard *et al.* 2003; Robert, 2010). De plus, de nombreuses espèces animales (insectes, arachnides, reptiles, amphibiens, mammifères et oiseaux) utilisent le bois mort comme habitat (Hunter, 1990; Prescott et Richard, 1996; Petranka, 1998; Darveau et Desrochers, 2001; Hanula *et al.*, 2006; Varady-Szabo et Buddle, 2006). En effet, les arbres morts servent de substrat d'alimentation et de reproduction, de site de repos, voire même d'outil pour la communication acoustique et sont donc importants pour l'écosystème forestier et essentiels au maintien de la biodiversité (Bergeron *et al.*, 1997; Essen *et al.*, 1997; Jonsson *et al.*, 2005). Dans les forêts de la Nouvelle-Angleterre, DeGraaf *et al.* (1992) ont estimé que 25 % des vertébrés sont associés, à un moment ou à un autre de leur cycle de vie, au bois mort.

Au Québec, plusieurs études ont démontré l'importance du bois mort pour de nombreux groupes d'espèces, notamment les pics (Nappi, 2009; Tremblay *et al.*, 2010), les insectes saproxyliques (Saint-Germain *et al.*, 2004, 2007) et les invasculaires (champignons saprophytes, mousses et hépatiques, Desponts *et al.*, 2004; Rheault *et al.* 2009).

## 1.2 Problématique et objectifs

Jusqu'à récemment, au Québec, on s'intéressait peu aux effets des pratiques forestières sur la disponibilité du bois mort en forêt aménagée. Cette problématique a néanmoins été fortement documentée sur la côte Pacifique des États-Unis et dans les pays scandinaves, où l'on a constaté que l'exploitation intensive cause une raréfaction du bois mort dans les forêts aménagées. Cette situation représente une menace pour la biodiversité forestière (Angelstam *et al.*, 2003). Certaines études ont en effet estimé qu'en Suède, 50% des espèces forestières menacées (Berg *et al.*, 1994), et notamment 75% des insectes menacés (Komonen, 2003), sont directement dépendants du bois mort.

La situation au Québec est moins alarmante du fait de l'abondance des forêts, de la faible intensité de l'aménagement ainsi que du caractère naturel des écosystèmes forestiers (Angers, 2009). Cependant, l'aménagement forestier constitue maintenant le principal agent influençant la dynamique des écosystèmes forestiers québécois. Dans un contexte d'aménagement écosystémique où l'on cherche à s'inspirer de la variabilité naturelle des écosystèmes forestiers pour les aménager tout en préservant leur intégrité écologique, les décisions d'aménagement doivent être basées sur des connaissances solides.



Les objectifs de cette étude sont les suivants :

**1- Documenter les caractéristiques et la dynamique du bois mort en Gaspésie.** Dans un premier temps, une synthèse des connaissances existantes sur les caractéristiques du bois mort est présentée. Ensuite, comme le recrutement du bois mort en forêt non aménagée est directement lié aux régimes de perturbations naturelles, la dynamique du bois mort est documentée pour chacune des principales perturbations naturelles ayant cours dans les forêts feuillues, mixtes et résineuses de la Gaspésie.

**2- Documenter les enjeux appréhendés relatifs à l'aménagement forestier en regard du bois mort en Gaspésie.** Certains enjeux liés à l'aménagement ont déjà été identifiés sur le territoire gaspésien, alors que d'autres sont suggérés dans la littérature.

**3- Mesurer les écarts réels entre l'abondance et les caractéristiques historiques et actuelles du bois mort en Gaspésie.** Pour chacun des enjeux identifiés précédemment, toutes les données actuellement disponibles ont été utilisées afin de dresser un portrait de la situation historique et de la situation actuelle en regard du bois mort. Ces données permettent ensuite de statuer sur l'importance de chacun des enjeux identifiés.

**4- Proposer des solutions qui permettraient de restaurer ou de maintenir une abondance et des caractéristiques de bois mort acceptables dans un contexte d'aménagement forestier.** Plusieurs solutions ont été proposées pour le Québec et sont présentement à l'essai ou ont été développées et testées à l'étranger.

## 1.3 Caractéristiques du bois mort

En milieu naturel, la dynamique et l'utilisation du bois mort par la faune et la flore dépendent fortement de ses caractéristiques, notamment de sa position, sa dimension, son essence d'origine, son stade de décomposition et son contexte environnemental et spatial (Harmon *et al.*, 1986 ; Berg *et al.*, 1994 ; Wikars 2002 ; Bouchard, 2008 ; Angers *et al.*, 2009).

### 1.3.1 Position du bois mort

Deux principaux types de bois mort se distinguent en fonction de leur position : les chicots et les débris ligneux au sol. Les chicots sont des arbres morts restés debout et le terme débris ligneux au sol concerne, quant à lui, le bois mort tombé au sol. Ces deux types de bois mort présentent des caractéristiques qui leurs sont propres; ils jouent donc un rôle biologique différent et les communautés végétales et animales associées diffèrent également (Andersson et Hytteborn, 1991 ; Carey et Johnson, 1995 ; Crête *et al.*, 2004, Desponts *et al.*, 2004 ; Hanula *et al.*, 2006 ; Boulanger et Sirois 2007).

D'après Newton (1994), la disponibilité des chicots et des cavités présentes dans les arbres serait un facteur limitant la présence de plusieurs espèces associées à ces types de substrats. En effet les chicots sont à la fois des sites d'alimentation (oiseaux, insectes) ainsi que de nidification et d'abris (oiseaux cavicoles, mammifères) (Darveau et Desrochers, 2001). Le recrutement en chicots est fonction de la mortalité des arbres (voir section 1.4). Avec le temps, les chicots se dégradent et passent dans la catégorie des débris ligneux lorsqu'ils tombent au sol. Un arbre vivant peut également être renversé sans nécessairement passer par le stade chicot (dans le cas d'un chablis par exemple).

La décomposition du bois est généralement accélérée au stade de débris ligneux puisque l'humidité, qui favorise le processus de décomposition, est plus élevée et plus stable lorsque le bois est en contact avec le sol (Harmon *et al.*, 1986 ; Yatskov *et al.*, 2003; Boulanger et Sirois, 2006). 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 (Harmon *et al.*, 1986).

### 1.3.2 Taille du bois mort

Tous les types de bois mort ont un rôle à jouer dans l'écosystème forestier, mais le bois mort de forte taille revêt une valeur écologique particulière. D'une part, le diamètre du bois mort s'avère un facteur limitant pour les organismes utilisateurs de grande taille. En effet, les chicots de gros diamètre sont particulièrement prisés par un grand nombre d'organismes utilisateurs de bois mort (Raphael et White, 1984 ; Hunter, 1990; St-Germain *et al.*, 2004; Gagné *et al.*, 2007; Gasse 2007) et le nombre d'espèces pouvant utiliser un arbre augmente avec le diamètre de celui-ci (Crête *et al.*, 2004). Par exemple, le pic à dos noir s'alimente préférentiellement sur les chicots de gros calibres, ceux-ci renfermant une plus grande densité d'insectes (Nappi *et al.*, 2003, St-Germain *et al.* 2004, Nappi et Drapeau sous presse). De même, les débris ligneux de grande taille sont plus largement utilisés (abri, alimentation, etc.) que ceux de petit calibre et une plus grande diversité d'espèces végétales et fongiques peuvent s'y développer (Desponts *et al.*, 2004; Robert, 2010), notamment en raison de la plus grande stabilité de la température et de l'humidité des gros débris ligneux (Harmon *et al.* 1986).

Plusieurs auteurs ont rapporté des taux de chute et de décomposition plus faibles chez les gros arbres morts que chez les petits (ex.: Harmon *et al.* 1986; Morrison et Raphael, 1993). La plupart de ces études ont cependant été conduites sur la côte ouest-américaine, dans des écosystèmes où les arbres présentent des diamètres beaucoup plus gros qu'au Québec. Lorsque la fourchette de diamètre est plus restreinte, par exemple en forêt boréale, l'effet est plus difficile à détecter (Storaunet and Rolstad, 2002; Angers, *et al.* 2010; Angers, 2011). Il est tout de même à retenir que les très gros chicots sont plus résistants à la chute (Garber *et al.* 2005; Vanderwel *et al.* 2006) et que les gros débris ligneux persistent plus longtemps dans l'écosystème (Harmon *et al.* 1986).

Parmi tous les types de bois mort, le bois mort de forte taille est par ailleurs le moins abondant en milieu naturel et le plus sensible à l'aménagement forestier (voir les sections 2.2.3, 3.2.3 et 4.1.3).

### **1.3.3 Essences à l'origine du bois mort**

Plusieurs communautés animales sont intimement associées à du bois mort provenant d'espèces ou de groupes d'espèces d'arbres spécifiques (Saint-Germain *et al.*, 2004, 2007; Nappi, 2009). Par exemple, Nappi (2009) a observé que dans les forêts brûlées, le pic à dos noir sélectionnait préférentiellement les feuillus pour établir son nid, mais qu'en revanche, il sélectionnait préférentiellement les conifères récemment morts pour s'alimenter. Ce dernier patron s'explique par la colonisation préférentielle des conifères récemment morts par certains insectes saproxyliques, qui sont les proies des pics (Saint-Germain *et al.*, 2004).

De la même manière que les différentes essences d'arbres ne présentent pas les mêmes caractéristiques biologiques de leur vivant (vitesse de croissance, espérance de vie, résistance à la maladie, résistance au vent et au verglas, etc.), les caractéristiques et la dynamique de ces arbres, une fois morts, diffèrent selon les espèces, ce qui affecte leur disponibilité pour les espèces utilisatrices de bois mort qui y sont associées (Angers *et al.*, 2010; Angers, 2011).

Les taux de chute des chicots, par exemple, varient selon les espèces (Garber *et al.* 2005; Vanderwel *et al.* 2006; Aakala *et al.* 2008; Angers *et al.*, 2010). Chez les espèces boréales, les taux de chute et de décomposition sont généralement plus rapides chez les feuillus intolérants que chez les résineux, qui restent donc debout plus longtemps (Yatskov *et al.*, 2003; Angers *et al.*, 2010; Angers 2011).

Par ailleurs, les feuillus sont plus sensibles aux bris de branches et aux agents pathogènes dans le haut de la tige que les résineux, et présentent plus facilement des cavités naturelles utilisées par la faune cavicole, principalement les oiseaux et les petits mammifères (Gasse, 2007). De plus, les feuillus intolérants présentent souvent une croissance plus rapide que les résineux, ce qui leur permet d'atteindre de plus forts diamètres au même âge (Gasse, 2007; Julien et Darveau, 2005). Chez les résineux, les cavités naturelles peuvent aussi prendre la forme de « cheminées », souvent utilisées par des organismes de grande taille (Vaillancourt, 2007).

### **1.3.4 Stades de décomposition du bois mort**

La décomposition du bois mort est un phénomène long, caractérisé par une fragmentation de la tige et une décroissance progressive de la densité du bois. Ce processus est généralement illustré par des stades de décomposition, notamment définis par l'intégrité de la tige, et la

présence d'écorce ou de branches (Imbeau et Desrochers 2002, Angers 2011). La vitesse à laquelle le bois mort se décompose est fonction de plusieurs variables, dont la température, l'humidité, l'espèce et la taille (Harmon *et al.*, 1986; Yatskov *et al.*, 2003; Vanderwel *et al.* 2006; Angers *et al.* 2010; Angers, 2011).

Les utilisateurs du bois mort sont généralement associés à des stades de décomposition particuliers. À titre d'exemple, en forêt boréale, plusieurs insectes saproxyliques sont associés aux chicots récemment morts (Saint-Germain *et al.*, 2004, 2007; Boulanger et Sirois 2007). Plusieurs espèces de pics utilisent aussi préférentiellement ce type de substrat pour se nourrir (Nappi 2009). Par ailleurs, les débris ligneux en état avancé de décomposition sont utilisés par des dizaines d'espèces de diptères (Hibbert 2010) et de bryophytes (Rheault *et al.* 2009) et représentent un substrat de germination et d'établissement préférentiel pour plusieurs espèces d'arbres (Simard *et al.* 2003; Robert 2010).

Les débris ligneux en état avancé de décomposition jouent aussi un rôle très important dans la dynamique des sols, puisqu'ils ont la capacité d'emmagasiner de grandes quantités d'eau (Means *et al.*, 1992), qu'ils constituent une source importante de matière organique, et qu'ils contribuent par conséquent à augmenter la capacité d'échange cationique des sols (Brais *et al.* 2005).

### **1.3.5 Répartition temporelle et spatiale du bois mort**

Bien que l'abondance de bois mort fluctue dans le temps et dans l'espace en fonction du régime des perturbations naturelles, il importe de noter qu'en forêt naturelle, cet élément est pratiquement présent en toute circonstance. La répartition temporelle et spatiale du bois mort constitue un facteur essentiel au maintien de certaines espèces utilisatrices de bois mort dont la capacité de mobilité et de dispersion est réduite. On compte notamment parmi ces espèces des taxons encore peu étudiés au Québec tels que les insectes, les champignons et les bryophytes (Crête *et al.*, 2004; Desponts *et al.* 2004). La présence de bois mort au sein des forêts aménagées est donc nécessaire au maintien de la connectivité et des flots génétiques à l'échelle des populations (Desponts *et al.*, 2004, Jonsson *et al.*, 2005).

Ceci dit, la conservation de bois mort dans les forêts aménagées ne constitue pas nécessairement un gage de préservation de tous les organismes qui y sont associés. Plusieurs sont aussi associés aux conditions environnementales qui caractérisent les forêts de stade vieux (structure irrégulière, couvert relativement fermé, etc.). Il est donc nécessaire pour préserver ces espèces de conserver des forêts surannées, où le bois mort abonde naturellement. Historiquement, comme la proportion de forêts mûres et surannées dépassait les 50% dans tous les domaines bioclimatiques du Québec (MRNF 2005), les espèces nécessitant une continuité temporelle et spatiale de bois mort s'y trouvant ont pu se maintenir. Avec le rajeunissement des forêts induit par l'aménagement forestier, cette proportion a fortement diminué, particulièrement en Gaspésie (M. Desrosiers *et al.*, en préparation).

### **1.3.6 Bilan des caractéristiques du bois mort**

Les différentes caractéristiques du bois mort (position, dimension, essence, stade de décomposition, répartition spatiale et temporelle) sont toujours associées à une dynamique particulière ainsi qu'à des communautés animales, végétales et fongiques différentes. Elles

doivent donc être évaluées et 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. Par ailleurs, le contexte environnemental dans lequel se trouve le bois mort doit également être pris en compte afin de maintenir son rôle biologique.

## **1.4 Régime des perturbations naturelles, recrutement et dynamique du bois mort**

Le recrutement de bois mort dans les écosystèmes naturels est directement lié aux processus de mortalité des arbres. Les perturbations naturelles d'intensité variable (épidémies, incendies, chablis, verglas, etc.) ainsi que la sénescence et les maladies façonnent le paysage et la structure des peuplements. L'abondance du bois mort dans le temps et l'espace en forêt naturelle dépendent à la fois du type de peuplement, de sa productivité, du temps écoulé depuis la dernière perturbation naturelle et des causes de mortalité (Harmon *et al.* 1986; Hély *et al.*, 2000).

### **1.4.1 Forêt résineuse - Dynamique du bois mort suite à des perturbations naturelles sévères et modérées**

Dans les écosystèmes qui connaissent un régime de perturbations naturelles sévères, le patron d'abondance du bois mort observé suit typiquement une courbe en « U » (Spies *et al.*, 1988; Sturtevant *et al.*, 1997; Brais *et al.*, 2005). À l'année 0, on observe une très forte abondance de bois mort, composée des arbres morts suite à la perturbation, mais aussi du bois mort qui était présent avant la perturbation. Si le peuplement perturbé était au stade mature ou vieux, on retrouve une forte quantité de bois mort de forte taille. Dans le cas des perturbations qui tuent tous les arbres vivants, il s'agit généralement du moment dans la vie du peuplement où l'abondance en bois mort est à son maximum (Spies *et al.*, 1988; Siitonen *et al.*, 2001). Dans les années qui suivent, une certaine proportion des arbres qui ont été épargnés par la perturbation meure et vient s'ajouter à la banque de bois mort. Avec le temps, ce bois mort se dégrade, faisant diminuer les effectifs de la banque de bois mort, et ce n'est que lorsque le peuplement atteint le stade d'éclaircie liée à la compétition qu'une nouvelle phase de recrutement de bois mort s'amorce. Ensuite, lorsque la longévité des espèces pionnières est atteinte, la mortalité liée à la sénescence et aux perturbations secondaires s'amorce (voir section 1.4.2) et les volumes de bois mort augmentent à nouveau.

Dans le cas de perturbations qui ne ramènent pas le peuplement au stade de régénération, mais qui induisent tout de même une mortalité importante, le pic de recrutement de bois mort suivant la perturbation est moins élevé. Dans ce cas, le niveau maximum de débris ligneux est atteint lors de la période de transition, au cours de laquelle le peuplement de structure équienne chemine vers une phase inéquienne via la sénescence des arbres qui le composait (Sturtevant *et al.* 1997).

Bien que ces scénarios généraux soient applicables à toutes les perturbations naturelles sévères et modérées, le bois mort généré par chaque régime (feu, épidémies, chablis, etc.) présente un patron de recrutement et une dynamique qui lui est propre.

### **Les épidémies d'insectes**

Les épidémies d'insectes génèrent de grandes quantités de bois mort dans les forêts. La tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE, *Choristoneura fumiferana*) est le principal insecte ravageur des forêts résineuses de la Gaspésie, s'attaquant principalement au sapin baumier et à l'épinette blanche. La mortalité engendrée par la TBE est variable et est principalement fonction de la région, de la composition et de l'âge du peuplement (Messier *et al.*, 2005 ; D'Aoust *et al.*, 2004). La mortalité, et par conséquent le recrutement en bois mort, s'étale sur plusieurs années (MacLean, 1980). Elle peut varier de légère à massive selon la sévérité de l'épidémie. En plus des espèces hôtes, les essences compagnes des peuplements mixtes, telles que le bouleau blanc, peuvent aussi être affectées et présenter une mortalité décalée dans le temps due aux brusques changements environnementaux entraînés par l'ouverture du peuplement suite à l'épidémie (Bouchard *et al.*, 2005). En sapinières, le recrutement de bois mort lié à la TBE a ceci de particulier qu'il est plutôt concentré dans le temps, mais réparti sur une grande proportion du paysage. Le bois mort généré se présente sous la forme de chicots intacts qui se dégradent et tombent au sol avec le temps (Kneeshaw et Bergeron, 1998; Angers *et al.*, 2010).

En Gaspésie, les épidémies de TBE surviennent tous les 30 à 45 ans à l'échelle du territoire, mais à un intervalle de 60 à 80 ans (une épidémie sur deux) à l'échelle du peuplement (Kneeshaw *et al.*, 2008). Au cours du 20<sup>e</sup> siècle, trois épidémies de TBE ont touché la Gaspésie (Pinna *et al.*, 2009). Il s'agit vraisemblablement de la perturbation naturelle qui génère le plus de bois mort dans la région.

### **Les feux**

Les feux peuvent affecter de grandes superficies et engendrer un recrutement en bois mort massif et synchronisé, principalement constitué de chicots. La sévérité des feux est variable, et dans de nombreux cas, des arbres survivent à la perturbation (Kafka *et al.*, 2001; Bergeron *et al.*, 2002). Ces arbres ayant tout de même été affectés par le feu et les conditions environnementales ayant été fortement modifiées, on assiste souvent à une mortalité des arbres survivants décalée dans les années qui suivent le passage du feu (Nappi *et al.*, 2010; Angers *et al.*, sous presse). De plus, les chicots issus d'incendies tombent plus rapidement que ceux issus d'autres perturbations, du fait de leur affaiblissement au pied et de leur exposition accrue au vent (Morrison et Raphael, 1993; Angers *et al.*, sous presse). Il en est de même pour les arbres survivants, qui sont souvent renversés par le vent dans les années qui suivent la perturbation (Angers *et al.*, sous presse). Les incendies sont donc générateurs, à moyen terme, d'une grande quantité de bois mort au sol.

L'impact des incendies sur les forêts de la péninsule gaspésienne est plutôt faible si on le compare à celui des épidémies. En effet, le cycle de feu estimé pour la forêt naturelle est long. On l'estime à 250 à 500 ans pour la sapinière à bouleau jaune (ce qui correspond, en moyenne, à 0,2 à 0,4% du territoire brûlé par an) et à 600 à 1200 ans pour la sapinière à bouleau blanc (ce qui correspond, en moyenne, à 0,08 à 0,2% du territoire brûlé par an; Pinna *et al.*, 2009). Dans un tel contexte, les cycles de feux sont plus longs que la longévité de la plupart des espèces de la

forêt mixte gaspésienne. Cette situation implique que la plupart des peuplements dépassent le stade de maturité économique et que le régime de perturbations secondaires domine le paysage.

### **Les chablis**

Les chablis sont aussi source de bois mort. La sévérité des chablis est variable et est entre autres fonction de la vitesse du vent, du climat, de la topographie, du type de sol, de la composition et de l'âge du peuplement (Ruel, 1995). Les chablis les plus communs passent généralement inaperçus. Ils surviennent sur une base régulière et affectent des arbres isolés ou de petits groupes d'arbres (voir la section 1.4.2). Lorsqu'ils sont sévères, ils peuvent cependant induire une mortalité massive, habituellement locale, bien qu'affectant parfois de grandes superficies (Kneeshaw *et al.*, 2008).

La susceptibilité des arbres est fonction de l'espèce et de la vulnérabilité de cette dernière au bris et au déracinement, mais aussi de la taille de la tige et de la présence de blessures ou de carie (Webb, 1999; Ruel 2000). Parmi les espèces présentes en Gaspésie, le sapin baumier, les épinettes ainsi que le Thuya occidental sont ceux étant reconnus comme ayant une faible résistance au vent (MRNFQ, en préparation). Les chablis produisent principalement des débris ligneux au sol ainsi que des chicots brisés à différentes hauteurs. Avec le temps, les arbres encore debout, mais déstabilisés et surexposés tombent et alimentent la banque de débris ligneux au sol, tout comme les chicots.

Bien que les chablis d'arbres individuels jouent un rôle important dans la dynamique du bois mort, les chablis plus sévères sont rares. On estime que les chablis graves (plus de 75% de la surface terrière renversée) touchent annuellement en moyenne 0,019% du territoire de la sapinière à bouleau jaune de l'Est et 0,024% du territoire de la sapinière à bouleau blanc de l'Est (Vaillancourt, 2008). Dans la région de la Baie-des-Chaleurs, sur un territoire chevauchant la sapinière à bouleau blanc et de la sapinière à bouleau jaune, une autre estimation indique que 1,45 % du territoire serait affecté annuellement par les chablis, dont 0,16 % par des chablis sévères (Kneeshaw *et al.*, 2008). Certaines évaluations estiment le cycle des chablis des peuplements sensibles à moins de 100 ans (Pinna *et al.*, 2009).

### **1.4.2 Forêt résineuse - Dynamique du bois mort dans un contexte de perturbations secondaires**

Lorsque le temps écoulé depuis la dernière perturbation naturelle sévère dépasse la longévité des espèces, les peuplements entrent dans une phase de diversification de leur structure interne. Le bois mort constitue l'un des éléments caractéristiques de cette structure. Les perturbations secondaires (épidémies légères, chablis partiels), les pathogènes ou simplement la sénescence entraînent habituellement des taux de mortalité faibles, mais relativement continus dans le temps (Kneeshaw et Bergeron, 1998; Brunet, 2002; Pham *et al.*, 2004). Le recrutement en bois mort suit ce patron, ce qui induit par conséquent une abondance de bois mort relativement constante dans le temps ainsi qu'une présence simultanée de tous les stades de décomposition, ce qui n'est pas toujours le cas au sein des autres stades de développement (Despouts *et al.*, 2004; Pham *et al.*, 2004; Aakala *et al.*, 2008; Vaillancourt *et al.*, 2008). De plus, comme plusieurs arbres peuvent atteindre leur maturité physiologique, on retrouve des arbres, et par conséquent du bois mort, de grosse taille (Aakala *et al.*, 2007; Vaillancourt *et al.*, 2008).

Finalement, les gros débris ligneux en état avancé de décomposition sont typiques des forêts ayant dépassé le stade mature, ce qui n'est pas nécessairement le cas pour les autres stades de développement.

Les forêts de stade vieux sont particulièrement riches en bois mort. On retrouve dans ces forêts des communautés particulières d'organismes liés au bois mort (Desponts *et al.* 2004; Rheault *et al.*, 2009). Il est ici important de noter que ces organismes ne sont pas tributaires que de la présence de bois mort, mais aussi, très souvent, des conditions environnementales associées aux forêts de stade vieux (matrice de forêt continue, présence de trouées, etc.).

#### **1.4.3 Forêt feuillue - Dynamique du bois mort dans les érablières**

Les perturbations naturelles sévères étant plutôt rares dans les érablières, on observe généralement le développement d'une structure inéquienne où la dynamique des micro-trouées constitue le régime de perturbation dominant (Runkle, 1982). Ce régime est caractérisé par une mortalité relativement constante dans le temps qui se manifeste par la mort d'individus isolés ou de petits groupes d'arbres. Cette dynamique occasionne par conséquent un recrutement de bois mort continu dans le temps, la présence de bois mort de gros calibre et une représentation de tous les stades de décomposition (Goodburn et Lorimer 1998; Hale *et al.* 1999; Villeneuve et Brisson, 2003; Angers *et al.* 2005; Doyon *et al.* 2005).

#### **1.4.4 Forêt feuillue - Dynamique du bois mort dans les bétulaies jaunes à sapin**

Dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune, le bouleau jaune peut à la fois jouer le rôle d'espèce compagne dans les sapinières à bouleau jaune ou avoir le statut d'espèce principale dans les bétulaies jaunes à sapin. L'alternance entre la dominance du sapin et du bouleau jaune est fonction de l'historique des perturbations naturelles, principalement des épidémies de TBE. Le patron de recrutement en bois mort suit les cycles épidémiques. Il est caractérisé par des pics d'abondance ponctuels de bois mort résineux en période épidémique, soit à tous les 30-40 ans (Pinna *et al.* 2009). Les grandes trouées générées et les chablis fréquemment associés aux épidémies représentent des conditions optimales pour l'implantation et la croissance du bouleau jaune (Bouchard *et al.* 2010). Lorsque ce dernier domine, le recrutement en bois mort est surtout assuré par une dynamique de trouées (Doyon et Lafleur 2004).



## 2. Forêt résineuse - enjeux documentés ou appréhendés associés aux forêts au stade de régénération

---

### 2.1 Représentativité des peuplements présentant de grandes quantités de bois mort suite au passage de perturbations naturelles sévères et modérées

#### 2.1.1 Présentation de l'enjeu

Les perturbations sévères ou modérées qui ont cours sur le territoire gaspésien sont soit peu courantes (feux, chablis), soit cycliques (épidémies de TBE). Historiquement, les peuplements au stade de régénération qui étaient générés par ces perturbations représentaient moins de 10% du territoire forestier gaspésien, d'après les données du Registre des états de référence basé sur les cycles de perturbation (Boucher *et al.*, 2011) et le Portrait forestier historique basé sur les données provenant de la photo-interprétation de Lessep en 1926-1927 (Pinna *et al.*, 2009).

Les années qui suivent des perturbations naturelles sévères sont celles où les quantités de bois mort sont généralement les plus fortes dans la vie d'un peuplement (section 1.4.1). Même si elles ne touchent que des secteurs très localisés, ces perturbations génèrent des quantités de bois mort qui représentent une ressource très prisée par de nombreuses espèces animales. De plus, la forte concentration en bois mort qui caractérisera ces secteurs dans les décennies suivant la perturbation fera en sorte qu'ils deviendront des « hot spots » de bois mort.

Les coupes de récupération, qui visent à récolter les tiges marchandes avant qu'elles ne se dégradent et ainsi à atténuer l'impact des perturbations naturelles sur la possibilité forestière, viennent par conséquent court-circuiter le recrutement en bois mort (Nappi *et al.* 2004). Ces coupes ont un effet à court terme, mais aussi une influence à moyen et long terme puisque le bois mort généré par les perturbations naturelles représente une banque de bois mort pour les premiers stades de développement du peuplement.

De la même manière, les arbres qui ont survécu au passage de la perturbation sont, eux aussi, souvent récoltés lors des opérations de récupération. S'ils étaient restés sur place, ces arbres auraient constitué des legs biologiques et une fois morts, auraient contribué à la production de bois mort et auraient permis une diversification des stades de décomposition du bois.

#### 2.1.2 Méthodologie

Les données disponibles pour documenter cet enjeu sont plutôt fragmentaires. Dans le cas des feux, elles proviennent des archives de la Direction générale régionale Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine du ministère des Ressources naturelles et de la Faune et remontent à plus de 15 ans. Dans le cas de la dernière épidémie de TBE, les informations proviennent de communications personnelles avec des intervenants forestiers. Aucune donnée n'est disponible concernant la récupération de chablis. Malgré leurs imprécisions, ces données permettent tout de même d'établir un portrait de base et dans ce sens elles seront utilisées ici à titre indicatif.

### **2.1.3 Résultats et analyse**

#### **Dernière épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette**

Suite à la dernière épidémie de TBE, la récolte des strates matures ayant été affectées a été priorisée. À l'exception des zones inaccessibles et des aires protégées, la majeure partie des peuplements affectés a été récoltée par coupe totale, que la mortalité induite par l'épidémie ait été totale ou partielle. Même si des données d'abondance de bois mort suite aux coupes de récupération ne sont pas disponibles, il est vraisemblable que cette récolte ait significativement réduit les quantités de bois mort et d'arbres sénescents initiales.

#### **Les feux de la rivière Bonaventure**

Les principaux feux ayant touché la Gaspésie ces dernières années sont survenus en 1995 dans le secteur de la rivière Bonaventure. En tout, près de 30 000 ha ont été incendiés, et des coupes de récupération ont eu cours sur près de 11 000 ha. Les opérations de récolte semblent avoir été limitées par l'accès et les pentes fortes.

Dans les zones récupérées, environ les 2/3 des volumes disponibles ont été récoltés, ce qui laisse présager qu'environ le tiers du bois mort ou des arbres survivants a été laissé sur place. Il est toutefois à noter que lors de la remise en production des sites, un écraseur Létourneau a été utilisé pour préparer les sites à la plantation où des chicots étaient présents. Cette opération a vraisemblablement impliqué le passage accéléré des chicots au stade de débris ligneux dans les zones récupérées, et les débris ligneux en état avancé de décomposition ont vraisemblablement été écrasés. Les données sont trop grossières pour juger de la valeur écologique des legs laissés sur place à l'échelle du paysage.

### **2.1.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie**

Cet enjeu est peu préoccupant à très court terme, puisque les perturbations sévères ou modérées sont soit peu courantes (feux, chablis), soit cycliques (épidémies de TBE). Cependant, avec le retour prochainement attendu d'une épidémie de tordeuse, cet enjeu prendra toute son ampleur et il serait judicieux de s'être penché sur la question au préalable afin de prévoir la mise en œuvre de mesures d'atténuation en regard du bois mort lors de la récupération des peuplements admissibles. Le même exercice s'impose pour les autres types de perturbations sévères et modérées qui peuvent se produire ponctuellement.

### **2.1.5 Suggestions permettant une réduction des écarts**

Nappi *et al.* (2011) ont récemment publié un document sur l'aménagement écosystémique des forêts brûlées. Cette publication propose entre autres des orientations d'aménagement pour une approche écosystémique lors de la récolte dans les forêts brûlées. Seul le feu y est traité, mais les aménagistes pourraient s'inspirer des principes présentés pour développer des stratégies d'aménagement visant à maintenir l'intégrité écologique de forêts perturbées par d'autres agents, comme la tordeuse ou les chablis.

## **2.2 Écarts dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les coupes totales et les perturbations naturelles sévères et modérées**

### **2.2.1 Présentation de l'enjeu**

Tout comme les perturbations naturelles sévères, les coupes totales ramènent les peuplements au stade de régénération. Ces deux types de perturbations sont donc ici comparées afin d'identifier les écarts potentiels relatifs au bois mort. Comme les perturbations naturelles modérées impliquent généralement elles aussi un pic d'abondance en bois mort et des conditions locales propices à la régénération, elles sont aussi considérées dans cette section.

Les coupes totales traditionnelles impliquent en théorie la récolte de tous les arbres marchands. Dans la pratique, un certain volume de bois résiduel présentant un potentiel commercial au sein des parterres de coupe est toléré ( $< 3,5 \text{ m}^3/\text{ha}$ ). Par rapport aux perturbations naturelles qui laissent sur place tous les arbres morts, les coupes totales traditionnelles entraînent une réduction drastique des volumes de bois mort qui peut perdurer pendant plusieurs décennies (voir la section 3.2).

Ensuite, les coupes totales ne permettent pas de représenter l'hétérogénéité de la sévérité que présentent les perturbations naturelles. Alors qu'il est commun qu'une certaine proportion des arbres survive aux perturbations naturelles (Kafka *et al.*, 2001; Bergeron *et al.* 2002, Angers *et al.* sous presse), la totalité des arbres marchands sont récoltés lors des coupes totales. Le potentiel de recrutement de bois mort éventuel que représentent ces arbres survivants lors des perturbations naturelles est donc annulé par les coupes totales (Bergeron *et al.* 2002).

Pour des raisons de sécurité, ou simplement pour maximiser le volume récolté, les chicots déjà présents dans les peuplements parvenus à maturité sont souvent abattus. En plus de contribuer à réduire la quantité résiduelle de bois mort, cette pratique empêche la conservation de chicots ayant entamé leur processus de dégradation. Le développement de bois mort en état de décomposition avancée est ainsi entravé localement, ce qui peut entraîner une rupture dans la continuité de la disponibilité de ce type de bois mort et modifier la représentativité de toutes classes de dégradation (Essen *et al.* 1997; Roberge et Desrochers, 2004).

Finalement, le passage de la machinerie a pour effet d'écraser les gros débris ligneux. Cette problématique est particulièrement importante dans un contexte de préparation de terrain en vue d'une plantation. Le piétinement des gros débris ligneux, surtout ceux qui sont parvenus à un stade avancé de décomposition, implique une raréfaction de substrat pour certaines fonctions écologiques (ex. établissement et croissance de plusieurs espèces d'arbres, de bryophytes et de champignons saproxyliques, lieu de ponte pour plusieurs insectes et amphibiens [Rheault *et al.*, 2009 ; Hibbert 2010; Robert 2010]).

### **2.2.2 Méthodologie**

Malgré l'absence de données sur l'abondance de bois mort suite à des perturbations naturelles sévères ou modérées en Gaspésie, il est tout de même assumé que de tels événements entraînent une forte mortalité et qu'en l'absence d'intervention humaine, tous les arbres morts passent au statut de chicot ou de débris ligneux au sol. En conséquence, même s'il est

présentement impossible d'établir une comparaison statistique entre l'abondance de bois mort dans des peuplements sévèrement perturbés et des peuplements ayant fait l'objet de coupes totales, ces derniers présentent inévitablement des quantités de bois mort inférieures puisque la matière ligneuse est exportée.

Afin de mitiger l'impact des coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) et de mieux répondre aux enjeux de structure interne des peuplements et de conservation du bois mort, l'emploi des coupes à rétention variable (CRV) a été proposé. L'abondance et les caractéristiques du bois mort dans ces deux types de coupes ont donc été comparées. Puisque la conservation d'arbres résiduels a aussi été identifiée comme un enjeu relatif au bois mort, leur abondance a aussi été comparée entre les deux traitements.

Afin de documenter cet enjeu, le Consortium en Foresterie Gaspésie-Les-Îles a effectué des relevés dans des peuplements traités par CPRS et par CRV en 2007, un an après coupe. Les sites étaient situés dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'est, en Gaspésie. Ils étaient tous dominés par le sapin ou les épinettes, et étaient matures (classes d'âge 70 ou 90). Les CRV représentaient des CPRS avec 12-20% de rétention par tige individuelle d'arbre sain.

Bien que certains biais puissent être attribués à l'utilisation de ces données du fait que les placettes d'échantillonnage étaient relativement petites et peu nombreuses (et par conséquent sensibles à la forte hétérogénéité de la répartition spatiale du bois mort), ce sont les meilleures données disponibles actuellement pour comparer le bois mort laissé après CPRS et CRV. Des relevés de l'abondance et des caractéristiques du bois mort en forêt aménagée sur le territoire gaspésien permettraient de compléter ces données.

Les variables de bois mort analysées dans les CPRS et les CRV étaient la densité de tiges vivantes (tiges marchandes et tiges de fort diamètre), la densité de chicots (chicots marchands et chicots de fort diamètre), le DHP moyen des chicots, le volume de débris ligneux au sol (petits débris, débris marchands, débris de fort diamètre et débris de très fort diamètre) et le diamètre central moyen des débris. Le volume de débris ligneux au sol a été calculé à l'aide de la formule de Smalian, tel qu'indiqué dans les instructions relatives à l'estimation des volumes de bois affectés par les opérations de récolte (Dumont, 2005) :

$$V = [(D^2 + d^2) / 2] \times L \times 0,07854$$

où V = volume (dm<sup>3</sup>)

D = diamètre au gros bout (classe de 2 cm) sous écorce

d = diamètre au fin bout (classe de 2 cm) sous écorce

L = longueur de la bille ou de la section exprimée en mètres et en centimètres pairs (ex. : 3,52m)

Pour tester l'effet du traitement sur chacune des variables, un test de t a été appliqué lorsque les conditions d'application étaient respectées (distribution normale de la variance et homoscedasticité). Dans le cas contraire (donnée non paramétrique), les données ont subi une transformation logarithmique ( $x' = \log(x + 1)$ ) ou ont été testées avec un test de Wilcoxon.

### 2.2.3 Résultats et analyse

À court terme, les CRV permettent effectivement de conserver une plus grande densité d'arbres vivants que les CPRS (Tableau 1). Comme les arbres résiduels sont plus susceptibles au chablis, plusieurs auteurs se sont questionnés sur leur valeur (ex.: Thorpe et Thomas, 2007, Riopel *et al.*, 2010). Si ce questionnement est valable du point de vue de la productivité des peuplements, il importe de souligner qu'il est moins pertinent si l'objectif visé est la production de legs biologiques comme le bois mort. Suite à des perturbations naturelles sévères ou modérées qui ont pour conséquence d'ouvrir fortement le couvert forestier, les arbres survivants sont aussi plus susceptibles de chuter qu'en forêt fermée (Angers *et al.* sous presse). De plus, une fois tombés, ces arbres contribuent à la banque de débris ligneux au sol.

Bien que les CRV présentent en moyenne deux fois plus d'arbres morts sur pied que les CPRS, aucune différence significative entre les deux traitements n'a été décelée concernant les chicots (Tableau 1). Il est cependant à souligner que la prise de données a été réalisée un an après coupe. Il est à prévoir qu'une certaine proportion des arbres vivants laissés sur pied après CRV mourront éventuellement sur pied et deviendront alors des chicots, permettant du même coup de prolonger la disponibilité de bois mort frais pour les organismes qui en dépendent dans les CRV.

Au niveau des débris ligneux au sol, les moyennes sont statistiquement similaires entre les deux traitements pour toutes les variables étudiées (Tableau 1). Encore une fois, c'est à moyen et à long terme que l'on sera en mesure de voir l'influence de la CRV sur l'abondance de bois mort puisque ce sont les arbres vivants laissés sur pied qui feront vraisemblablement la différence.

En conclusion, l'écart dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les coupes totales et les perturbations naturelles sévères et modérées est inévitablement très grand. De plus, cet écart demeure détectable même une fois que le peuplement a atteint le stade mature (voir section 3.2). La CRV constitue cependant un pas dans la bonne direction puisque les arbres vivants laissés sur pied contribueront éventuellement à la création de bois mort, sur pied et au sol. Actuellement en Gaspésie, on estime que 5 % des superficies traitées en coupes totales le sont par CRV. Si l'on en juge par cet exemple où 12 à 20% des arbres faisaient l'objet de rétention, seul 0,6 à 1 % des arbres situés dans les parterres de coupe sont laissés sur pied, contre 100% après perturbation naturelle. Ce traitement représente donc une avancée significative du point de vue de l'enjeu du bois mort à l'échelle du peuplement, mais mériterait d'être davantage utilisé à l'échelle du paysage.

**Tableau 1. Abondance et caractéristiques des arbres résiduels et du bois mort dans les forêts résineuses gaspésiennes aménagées par coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) et coupe à rétention variable (CRV).**

	CPRS (n = 5)	CRV (n = 5)
	Moyenne ± SE	Moyenne ± SE
<b>ARBRES VIVANTS</b>		
Densité de tiges vivantes (tiges/ha, DHP ≥ 9.1 cm)	Feuillus <sup>2</sup> : 0 a Résineux <sup>1</sup> : 10.0 ± 10.0 a Total <sup>1</sup> : 10.0 ± 10.0 a	Feuillus : 10.0 ± 10.0 b Résineux : 225.0 ± 37.1 b Total : 250.0 ± 54.5 b
Densité de grosses tiges vivantes (tiges/ha, DHP ≥ 29.1 cm)	Feuillus : 0 Résineux : 0 <sup>2</sup> a Total : 0 <sup>2</sup> a	Feuillus : 0 Résineux : 20.0 ± 12.2 b Total : 20.0 ± 12.2 b
<b>CHICOTS</b>		
Densité de chicots (tiges/ha, DHP ≥ 9.1 cm) <sup>1</sup>	70.0 ± 25.5 a	155.0 ± 30.0 a
Densité de gros chicots (tiges/ha, DHP ≥ 29.1 cm)	0	0
DHP moyen des chicots (cm) <sup>1</sup>	12.2 ± 0.6 a	13.8 ± 1.1 a
<b>DÉBRIS LIGNEUX</b>		
Volume de petits débris ligneux au sol (m <sup>3</sup> /ha, diamètre au gros bout 5.1-9.0 cm) <sup>1</sup>	30.9 ± 5.0 a	31.5 ± 4.5 a
Volume de débris ligneux au sol marchands (m <sup>3</sup> /ha, diamètre au fin bout ≥ 9.1 cm) <sup>1</sup>	52.1 ± 11.5 a	48.0 ± 7.3 a
Volume de gros débris ligneux au sol (m <sup>3</sup> /ha, diamètre au gros bout ≥ 29.1 cm) <sup>2</sup>	2.1 ± 2.0 a	0.6 ± 0.3 a
Volume de très gros débris ligneux au sol (m <sup>3</sup> /ha, diamètre au fin bout ≥ 29.1 cm)	0	0
Diamètre central moyen des débris ligneux au sol (cm) <sup>1</sup>	13.3 ± 0.5 a	13.8 ± 0.3 a

SE : Erreur type de la moyenne

Des lettres différentes (a,b) indiquent des valeurs significativement différentes ( $p \leq 0.05$ ) entre les traitements selon un <sup>1</sup> test de t ou, <sup>2</sup> tests de Wilcoxon

#### 2.2.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie

De par les très faibles taux de rétention d'arbres vivants et de chicots observés dans les parterres de coupes totales par rapport aux perturbations naturelles sévères et modérées, la situation actuelle est très préoccupante.

#### 2.2.5 Suggestions permettant une réduction des écarts

Avant de passer aux modalités permettant de réduire les écarts, il importe ici de souligner que la dynamique naturelle des forêts résineuses gaspésiennes est davantage liée à des régimes de

perturbations modérées et légères. Le régime de coupe totale est donc peu représentatif du régime naturel dominant et, en ce sens, la stratégie d'aménagement écosystémique devrait tendre vers une réduction des superficies ainsi traitées au profit de régimes de coupe se rapprochant davantage des régimes de perturbations naturelles (Bergeron *et al.* 1999).

Dans la mesure où le régime de coupe totale continuera d'être appliqué, les mesures suivantes permettraient de réduire les écarts entre les coupes totales et les perturbations naturelles sévères en regard du bois mort.

### **Conservation des chicots et des arbres vivants sans valeur**

Lorsque la sécurité des travailleurs n'est pas compromise, la mesure visant à conserver les chicots et les arbres vivants sans valeur commerciale proposée dans le cadre des OPMV (MRNF, 2005) devrait être appliquée systématiquement. Cette mesure permettrait de contribuer à régler plusieurs enjeux, à court comme à long terme (recrutement de chicots et de débris ligneux au sol, disponibilité de chicots et de débris ligneux à divers stades de dégradation).

### **Rétention d'arbres vivants à même les parterres de coupe**

Les coupes à rétention variable permettent de conserver certains attributs structuraux. Ce type de coupe a l'avantage d'être très flexible. Les tiges à conserver peuvent être dispersées à travers le parterre ou regroupées en bouquets de taille diverse. Afin de diminuer l'emprise du vent et d'atténuer l'impact économique, il est possible de ne prélever que le haut de la tige et de laisser des « totems » (high stumps) sur place.

Comme proposée dans le cadre des OPMV, la conservation de bouquets rémanents couvrant quelques centaines de mètres carrés au sein de certains parterres de CPRS et la soustraction de 20% des bandes riveraines de toute exploitation forestière permettrait effectivement de conserver et de développer certains attributs de bois mort dans les forêts aménagées. Même si une plus forte mortalité et des taux de chute plus élevés sont observés dans ces habitats résiduels qu'en forêt d'intérieur (Darveau *et al.* 1994; Mascarúa Lopez *et al.*, 2006; Ruel 2001), ces éléments sont tout à fait justifiables dans un contexte d'aménagement écosystémique puisqu'ils s'apparentent aux superficies épargnées par les perturbations naturelles sévères ou modérées.

Il importe ici de préciser quelques éléments concernant la rétention:

- L'appellation le dit, il s'agit de coupe à rétention *variable*, c'est-à-dire que la proportion de tiges laissées peut varier. S'il est vrai qu'il est possible d'en laisser un peu moins à certains endroits, il faut aussi en laisser davantage ailleurs.
- Les tiges laissées sur place devraient être représentatives de la composition du peuplement récolté. Ainsi, dans les peuplements mixtes, les espèces qui ne trouvent pas preneur ont certainement un rôle écologique à jouer, mais ne devraient pas représenter la totalité de la rétention.
- Comme elles présentent une valeur écologique plus élevée, la conservation de grosses tiges devrait être priorisée. Dans la même ligne de pensée, les sites les plus productifs devraient davantage être mis à contribution.

- Dans les secteurs situés à proximité de zones habitées, il faudra s'assurer que les tiges laissées sur place ne feront pas l'objet de coupe de bois de chauffage par la population locale.

### **Combien?**

Toutes les mesures présentées ci-haut ont été développées ou proposées assez récemment au Québec et n'ont pas encore fait l'objet d'un suivi à long terme. Les données qui permettraient de fixer des seuils biologiques et d'établir des modalités basées sur la réponse d'éléments clés de l'écosystème sont par conséquent encore manquantes. Des dispositifs expérimentaux ont été mis en place et des suivis sont présentement en cours et permettront d'apporter des réponses dans les années qui viennent.

Ceci dit, la réflexion sur la proportion du territoire qui devrait faire l'objet de modalités en regard du bois mort en Gaspésie peut être alimentée par plusieurs sources.

- Le principe de précaution est un élément clé de l'aménagement durable. Rappelons que naturellement, il existe du bois mort partout et à tous les stades de la vie des peuplements. Après avoir documenté le patron de feu dans l'ouest du Québec, Bergeron *et al.* (2002) suggèrent par exemple que près de 5% des superficies brûlées devraient être dédiées à la conservation intégrale et que de 30 à 50% des superficies devraient faire l'objet de rétention variable.

- Des exemples mis en œuvre dans des écosystèmes similaires peuvent servir de référence. Les exigences du gouvernement de l'Ontario et du Forest Stewardship Concil sont présentées à titre d'exemple dans ce qui suit. Il est à noter que selon ces deux entités, 100% des superficies qui font l'objet de coupes totales doivent être traitées en coupe à rétention variable. En contrepartie, rappelons que la proportion de coupes totales où l'on pratique la rétention variable est de l'ordre de 5 % en Gaspésie.

### **L'exemple de l'Ontario**

Dans les forêts boréales publiques ontariennes, le gouvernement a décidé de baser l'aménagement écosystémique sur les patrons naturels des feux (OMNR 2001).

- Ainsi, sous un régime de coupes totales, on doit s'assurer de laisser 25 tiges/ha. Au moins six de ces tiges doivent être des arbres vivants de forte taille, des arbres à cavité ou qui présentent un bon potentiel pour former des cavités dans le futur. Les 19 tiges restantes peuvent être des chicots ou des tiges vivantes.

- Selon les types forestiers, on doit laisser des îlots résiduels situés à l'intérieur des parterres de coupe couvrant de 2 à 7 % de la superficie de coupe ainsi que des « péninsules » qui pénètrent à l'intérieur des parterres qui couvrent de 8 à 28 % de la superficie. La proportion de superficie conservée au sein des parterres de coupe peut donc aller jusqu'à 34 %. Lorsque la régénération atteint 3 m de haut, il est possible de procéder à la récolte des péninsules, toujours en suivant les critères de rétention énumérés plus haut.



### **L'exemple de la norme FSC**

Les aspects touchant aux enjeux du bois mort de la norme boréale nationale du Forest Stewardship Concil se basent eux aussi sur le régime des perturbations naturelles (Forest Stewardship Concil Canada, 2004). La norme exige que de 10 à 50% de la superficie soit conservée sous la forme d'arbres et de chicots individuels, de bouquets, d'îlots, de péninsules ou d'aires de récolte partielle. La proportion est établie en fonction de la proportion d'arbres vivants laissée par les perturbations naturelles. Ces structures sont laissées en place jusqu'à la prochaine rotation.

### **Proposition dans le contexte gaspésien**

Les coupes à rétention variable ont nécessairement un impact négatif sur les volumes récoltés. Cependant, dans une optique où les perturbations naturelles sévères sont peu communes en Gaspésie, mais où les coupes totales demeureront vraisemblablement le type de coupe le plus courant dans les années à venir dans les peuplements résineux, la rétention variable constitue le compromis le plus accessible pour conserver du bois mort dans les parterres de coupes. Il serait donc idéal que 100 % des CPRS fassent l'objet d'une rétention variable, tel que proposé par la norme FSC et déjà appliqué en Ontario. Si l'atteinte de cette cible est trop problématique, la détermination de la proportion de superficies aménagées sous forme de CPRS en Gaspésie pourrait être révisée à la baisse en fonction des connaissances disponibles. Cette question est très peu documentée. D'une part, deux revues de littérature publiées par André (2004) et Price *et al.* (2007) suggèrent que dans des paysages fragmentés, la perte de plus de 30% d'habitat représente un seuil critique au-delà duquel le risque de perte de biodiversité est important. D'autre part, dans ses lignes directrices sur la répartition des coupes dans la pessière, le MRNF (Bouchard *et al.* 2011, en consultation) recommande que les superficies récoltées soient constituées d'au moins 20 % de coupes à rétention variable. Selon ces sources, la coupe à rétention variable devrait donc être appliquée sur au moins 20 à 30 % des superficies aménagées sous forme de CPRS en Gaspésie.

En ce qui concerne le nombre de tiges à l'hectare qui doit être laissé sur place sous forme de legs, outre les exemples de l'Ontario et de la norme FSC présentés plus haut, le MRNF propose, toujours dans ses lignes directrices sur la répartition des coupes dans la pessière (Bouchard *et al.* 2011, en consultation), des modalités de rétention d'un minimum de 5% du volume marchand du peuplement sur les superficies qui feront l'objet de coupes à rétention variable. Ce seuil est toutefois considéré comme un niveau plancher qu'il faut chercher à améliorer. Il y est également précisé qu'il n'est pas souhaitable d'avoir partout le même degré de rétention et que certaines coupes à rétention variable devraient avoir un degré de rétention plus élevé. Il serait également avisé de distribuer les superficies où la rétention sera mise en œuvre dans les secteurs qui présentent les plus faibles proportions de territoire faisant l'objet de protection (voir aussi la partie Répartition spatiale et temporelle des habitats de la section 3.2.5). De plus, Côté *et al.*, (2009) mentionne qu'il est important de s'assurer que la rétention comporte des tiges représentatives du peuplement en terme de composition et d'âge. Des études portant sur la caractérisation des peuplements suite à des perturbations naturelles majeures en Gaspésie pourraient permettre de préciser le degré de rétention nécessaire à l'échelle régionale.

Le contexte gaspésien est particulier au sens où la proportion de territoire qui fait l'objet d'une protection directe (aires protégées, refuges) ou indirecte (pentes fortes, zones inaccessibles) est

très élevée par rapport à la majorité des autres régions. De plus, les assiettes de coupes sont généralement de plus petite superficie qu'ailleurs dans la province, ce qui implique que le territoire aménagé est parcouru de forêts résiduelles (dont les séparateurs de coupes) qui constituent, du moins à court terme, des éléments de rétention. Si plusieurs de ces éléments du paysage représentent des solutions aux enjeux de bois mort associés aux forêts de stade vieux (voir section 3), ils ne répondent pas aux enjeux soulevés en regard des perturbations naturelles impliquant une forte mortalité.

## **2.3 Exportation des résidus de coupe**

### **2.3.1 Présentation de l'enjeu**

Le feuillage et les petits débris ligneux recèlent des quantités importantes de nutriments qui sont remis en circulation dans l'écosystème lors de la mort des arbres. Lors des opérations de récolte, l'utilisation des procédés par arbres entiers entraîne l'exportation de ces nutriments. Sur certains sites, il peut en résulter un stress nutritionnel et, potentiellement, une diminution de la productivité des sols (Ouimet et Duschesne 2009; Thiffault *et al.*, 2010). La même problématique se pose dans le cas de la récupération des résidus de coupe pour la production de bioénergie.

### **2.3.2 Méthodologie**

Pour documenter cet enjeu, une consultation a été menée auprès d'aménagistes et de sylviculteurs oeuvrant en Gaspésie.

### **2.3.3 Résultats et analyse**

Depuis le début des années 2000, les procédés de récolte par arbres entiers ont progressivement fait place à l'abatage multifonctionnel. En forêt résineuse, un seul gestionnaire utilise toujours le procédé par arbres entiers avec ébranchage en bordure de chemin pour environ 40 % de ses opérations de récolte, et cette proportion devrait décroître dans les années à venir. En bref, il est estimé que moins de 10% des opérations menées en forêt résineuse en Gaspésie utilisent le procédé par arbres entiers.

En ce qui a trait à la récolte de biomasse forestière sur le territoire de la Gaspésie, aucun promoteur n'a répondu au récent appel de propositions lancé dans le cadre du programme d'attribution de biomasse forestière.

Ce portait, jumelé au fait que les sites susceptibles à l'appauvrissement nutritionnel ne sont pas légion en Gaspésie (Ouimet et Duschêne, 2009), indique que la situation est peu préoccupante et ne nécessite pas d'actions pour l'instant. Cependant, étant donné l'importante disponibilité de biomasse forestière en Gaspésie (387 000 tonnes métriques sèches; MRNF 2009), la situation devra être suivie et réévaluée au besoin si l'engouement pour l'exploitation de la biomasse forestière devenait plus important.

### **2.3.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie**

La situation actuelle est peu préoccupante. Dans l'éventualité où la récolte de biomasse devenait plus importante en Gaspésie, il faudra s'assurer de développer des lignes directrices adaptées au contexte régional.

### **2.3.5 Suggestions permettant une réduction des écarts**

La réflexion sur l'influence de l'exportation des résidus de coupe en forêt résineuse est avancée au Québec et a fait l'objet de nombreuses publications scientifiques (Paré *et al.*, 2002; Thiffault *et al.*, 2006; Duchesne et Houle, 2008; Ouimet et Duschêne, 2009). Une cartographie des sites les plus à risque au Québec a d'ailleurs été réalisée par Ouimet et Duschêne (2009). Dans des régions hors Québec où la récolte de biomasse est pratiquée, des lignes directrices ont été développées pour encadrer la pratique. Elles préconisent entre autres d'éviter la récolte de biomasse ou de procéder à une récolte partielle selon la sensibilité à l'appauvrissement nutritionnel (A. St-Laurent-Samuel et E. Thiffault, en préparation).

## 3. Forêt résineuse - Enjeux documentés ou appréhendés associés aux forêts de stade vieux

---

### 3.1 Représentativité des vieux peuplements dans le paysage

#### 3.1.1 Présentation de l'enjeu

Par définition, l'aménagement forestier traditionnel vise à maximiser le rendement des forêts. Dans les systèmes aménagés par coupes totales, l'intervalle entre deux coupes est fixé en fonction de l'âge d'exploitabilité des espèces et correspond au moment où les pertes liées à la diminution de croissance et à la mortalité excèdent les gains en matière ligneuse, soit avant que la forêt n'atteigne le stade vieux. Dans une logique d'aménagement forestier visant à maximiser la possibilité forestière, les peuplements qui ont dépassé ce stade sont donc récoltés en priorité et les peuplements plus jeunes sont empêchés de s'y rendre.

L'abondance et les caractéristiques du bois mort des forêts de stade vieux ne se retrouvent à aucun autre stade de développement. Les écosystèmes dans lesquels on retrouve à la fois de grandes quantités de bois mort ainsi qu'un couvert relativement fermé deviennent alors de plus en plus rares. Dans les régions où les régimes de perturbations naturelles sévères sont longs, l'application généralisée de la coupe totale peut entraîner une carence en forêts de stade vieux, et, par conséquent, une modification des particularités du bois mort qui s'y trouve.

#### 3.1.2 Méthodologie

La documentation de cet enjeu a été basée sur la récente caractérisation de la structure d'âge des forêts actuelles et préindustrielles en Gaspésie réalisée par Desrosiers *et al.* (en préparation).

#### 3.1.3 Résultats et analyse

Par rapport à l'état de référence, Desrosiers *et al.* (en préparation) ont fait ressortir de façon très évidente une importante carence en vieux peuplements sur le territoire gaspésien. Dans les unités homogènes de végétation de la forêt mélangée de l'est à sapin et bouleau jaune typique (MEJt), ainsi que dans celle de la forêt mélangée de l'est à sapin et bouleau blanc méridionale (MESm), la proportion du territoire forestier gaspésien qui occupe le stade vieux a franchi un seuil critique (moins de 30% de la proportion historique). Dans l'unité homogène de végétation de la forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau blanc typique (MEST), cette proportion a franchi un seuil d'alerte (moins de 70% de la proportion historique). Comme les forêts de stade vieux présentent une abondance de bois mort particulièrement élevée, ce portrait indique que l'abondance des volumes de bois mort est vraisemblablement bien en deçà de la fourchette de variabilité historique.

#### 3.1.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie

L'analyse et le diagnostic de cet enjeu ont été réalisés par Desrosiers *et al.* (en préparation). Les auteurs concluent que la situation est très préoccupante. En effet, la représentativité actuelle des forêts de stade vieux a considérablement été altérée par rapport au portrait historique, et le seuil critique a été franchi.

Ceci dit, les mesures qui seront instaurées avec la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique devraient permettre et de retrouver des proportions de forêts de stade vieux se situant à un niveau acceptable, c'est-à-dire au-delà du seuil critique. Cette situation permettra de répondre en grande partie à l'enjeu du bois mort situé dans les vieux peuplements, dans la mesure où les outils utilisés pour conserver des peuplements de stade vieux seront développés en tenant compte des enjeux relatifs au bois mort (voir les parties concernant les habitats résiduels et les pratiques sylvicoles adaptées de la section 3.2.5).

### **3.1.5 Suggestions permettant une réduction des écarts**

Le rôle des vieux peuplements dans la conservation du bois mort à l'échelle du paysage est crucial. C'est dans ces forêts que se trouvent le plus d'arbres et de bois mort de forte dimension qui présente une diversité de stades de décomposition. En Gaspésie, l'historique d'exploitation forestière a engendré un déficit considérable en vieux peuplements. Trois moyens ont été identifiés pour atteindre les objectifs ciblés par les OPMV en matière de vieilles forêts : la protection intégrale (ex.: les refuges biologiques), l'allongement des rotations (ex.: les îlots de vieillissement) et les pratiques sylvicoles adaptées<sup>1</sup> (MRNF 2005).

Les refuges biologiques constituent la stratégie la plus efficace en matière de conservation de la dynamique naturelle du bois mort, particulièrement celui de forte taille, puisqu'ils font l'objet d'une protection intégrale. En Gaspésie, les intervenants régionaux ont décidé d'opter pour une stratégie de restauration de la proportion de vieux peuplements dans le paysage où les îlots de vieillissement sont remplacés par les refuges biologiques (période quinquennale 2008-2013).

En regard du bois mort, cette stratégie est particulièrement pertinente puisque les îlots de vieillissement présentent des limites. En effet, des études devront être initiées afin de voir si l'allongement des intervalles entre les coupes totales sera suffisant pour permettre le développement de chicots et de débris ligneux de forte taille, ainsi que la présence de gros débris ligneux en état avancé de décomposition. De plus, les aménagistes devront s'assurer de mettre en place des mesures pour conserver les éléments de bois mort développés pendant la période de vieillissement. Finalement, les îlots sont par définition susceptibles à l'effet de bordure, surtout si leur taille est réduite (voir la partie « habitats résiduels » de la section 3.2.5).

---

<sup>1</sup> Comme l'utilisation de pratiques sylvicoles adaptées constitue une mesure qui peut permettre de réduire l'écart dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les peuplements de seconde venue issus de coupes totales et les forêts de stade vieux, cet aspect est traité à la section 3.2.

## **3.2. Écarts dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les peuplements de seconde venue issus de coupes totales et les forêts de stade vieux**

### **3.2.1 Présentation de l'enjeu**

Les peuplements de seconde venue issue de coupes totales contrastent en plusieurs points avec les forêts de stade vieux en regard de l'abondance et des caractéristiques du bois mort.

D'une part, de par leur origine, les peuplements de seconde venue issues de coupes totales ont été amputés de leur potentiel en bois mort et présentent des lacunes qui se répercutent dans tous les stades de développement (Sturtevant *et al.*, 1997; Drapeau *et al.*, 2002; Desponts *et al.*, 2002, 2004; Roberge et Desrochers, 2004; Vaillancourt *et al.*, 2008).

Ensuite, l'intervalle entre deux coupes ne permet pas d'atteindre un stade de développement suffisamment avancé pour que les processus de mortalité liés à la sénescence et aux perturbations naturelles secondaires puissent avoir cours. L'annulation de la mortalité a pour conséquence de court-circuiter le recrutement en bois mort. Il en résulte que les quantités de bois mort typique des forêts de stade vieux ne sont jamais atteintes dans les forêts de seconde venue (Fridman et Walheim, 2000; Desponts *et al.*, 2002, 2004; Drapeau *et al.*, 2002; Roberge et Desrochers, 2004).

Les courts intervalles entre deux coupes ne permettent pas non plus le développement de tiges présentant de fortes tailles qui généreraient éventuellement du gros bois mort (Fridman et Walheim, 2000). Il en va de même pour le gros bois mort en état de décomposition avancée qui n'a pas le temps d'être généré par la mortalité des arbres du peuplement étant donné les révolutions trop courtes. La même logique s'applique avec les arbres à valeur faunique: plus les arbres sont vieux, plus ils sont susceptibles de présenter des cavités naturelles ou excavées liées à la colonisation par des pathogènes (Darveau et Desrochers, 2001).

### **3.2.2 Méthodologie**

La documentation de cet enjeu a été rendue possible grâce à des données provenant de plusieurs sources.

D'une part, le portrait de l'abondance de bois mort en forêt naturelle résineuse de stade vieux a été dressé sur la base des inventaires de bois mort réalisés par le Groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels dans les forêts anciennes (EFE, MRNF 2010<sup>1</sup>). Ces forêts n'ont pas été modifiées par les activités humaines et n'ont subi aucune perturbation majeure récente. Elles sont caractérisées par la présence d'arbres vivants, sénescents et morts et un sol parsemé de gros débris ligneux à divers stades de décomposition. Afin de compléter les faibles

---

<sup>1</sup> Données extraites de la banque d'inventaire des écosystèmes forestiers exceptionnels (mise à jour du 21 avril 2010). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels (<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-ecosystemes.jsp>).

jeux de données spécifiques à la Gaspésie, des données provenant d'EFE du Bas-Saint-Laurent situé dans les mêmes domaines bioclimatiques ont aussi été utilisées. En tout, quatre forêts anciennes ont été échantillonnées. Bien que certains biais puissent être attribués à l'utilisation de ces données de par le fait qu'elles représentent des forêts anciennes et que les placettes d'échantillonnage étaient relativement petites et peu nombreuses (et par conséquent sensibles à la forte hétérogénéité de la répartition spatiale du bois mort), ce sont les meilleures données disponibles actuellement à notre connaissance pour représenter la forêt naturelle gaspésienne. Des relevés de l'abondance et des caractéristiques du bois mort en forêt naturelle sur le territoire gaspésien permettraient de compléter ces données.

Les variables de bois mort analysées dans les EFE étaient la densité de chicots (chicots marchands et chicots de fort diamètre) et le volume de débris ligneux au sol (débris marchands, débris de fort diamètre). Le stade de décomposition ainsi que l'espèce des tiges mortes n'ont pu être analysés, car les données étaient trop fragmentaires. Le volume de débris ligneux au sol a été calculé à l'aide de la formule de Smalian, tel qu'indiqué dans les instructions relatives à l'estimation des volumes de bois affectés par les opérations de récolte (Dumont, 2005) :

$$V = [(D^2 + d^2) / 2] \times L \times 0,07854$$

où V = volume (dm<sup>3</sup>)

D = diamètre au gros bout (classe de 2 cm) sous écorce

d = diamètre au fin bout (classe de 2 cm) sous écorce

L = longueur de la bille ou de la section exprimée en mètres et en centimètres pairs (ex. : 3,52m)

D'autre part, afin de compléter ce portrait de l'état de référence, des études publiées dans la littérature scientifique ont été mises à profit. Deux d'entre elles ont été réalisées dans des sapinières vieilles ou sénescentes en Gaspésie (Desponte *et al.*, 2004; Roberge et Desrochers, 2004). Deux autres études réalisées dans des vieux peuplements à l'écologie similaire provenant de la Côte-Nord ont été ajoutées (Pham *et al.*, 2004; Aakala *et al.*, 2008). Finalement, les études de Desponte *et al.* (2004) et de Roberge et Desrochers (2004) ont aussi été utilisées afin de documenter la situation dans les forêts de seconde venue, puisque ces dernières y sont comparées avec des forêts issues de perturbations naturelles.

### **3.2.3 Résultats et analyse**

#### **Abondance du bois mort**

Dans les forêts naturelles de stade vieux, les densités de chicots marchands (DHP supérieur à ≈ 10 cm) varient généralement entre 130 et 200 tiges/ha (Tableau 2). Les données disponibles pour la Côte-Nord sont similaires à celles de Gaspésie. Les résultats présentés au Tableau 2 reflètent bien l'hétérogénéité dans l'abondance du bois mort au stade vieux. Il est par ailleurs parfois difficile de comparer les densités de chicots entre les différentes études, car les seuils de DHP employés ne sont pas toujours les mêmes. Néanmoins, ces chiffres peuvent servir de référence pour l'abondance de bois mort dans différents types de peuplements présents en Gaspésie.

En ce qui a trait à la comparaison entre forêt issue de perturbation naturelle et celle de seconde venue, les études de Desponts *et al.* (2004) et de Roberge et Desrochers (2004) ont toutes deux un biais lié au temps. En effet, des peuplements ayant à la fois des historiques d'aménagement (coupe vs perturbations naturelles) et des âges différents (50 ans dans le cas des peuplements de seconde venue, 70-90 ans dans le cas des forêts naturelles) y sont comparés. Dans les faits, ce biais est difficilement évitable puisque les peuplements de seconde venue sont habituellement récoltés une fois leur maturité économique atteinte. Ceci dit, il est difficile d'imaginer que des peuplements de seconde venue puissent multiplier par huit leur densité de chicots en 20 ans (voir Desponts *et al.* 2004), ce qui suggère que la coupe, même si elle a été réalisée il y a 50 ans, a eu un impact à long terme sur l'abondance en bois mort.

Dans l'étude de Desponts *et al.* (2004), les faibles effectifs et la forte variabilité observée entre les peuplements ont fait en sorte que les densités de chicots ne sont pas significativement différentes entre peuplements matures de seconde venue et forêts naturelles, et ce, malgré des valeurs jusqu'à huit fois plus élevées. Malgré cette absence de différence statistique, les différences entre types de peuplements se traduisent par des différences biologiquement significatives pour les communautés de plantes vasculaires étudiées. Les auteurs ont en effet observé que la diversité d'espèces était supérieure dans les vieilles forêts, que les assemblages d'espèces étaient différents dans les peuplements de seconde venue et que les espèces rares étaient plus fréquentes dans les vieilles forêts. Ces résultats sont à la fois attribuables à la structure des peuplements et à la quantité de bois mort disponible.

Dans l'étude de Roberge et Desrochers (2004), même si les écarts sont moins grands, le plus fort échantillonnage a permis de détecter des densités de chicots significativement plus élevées dans les forêts issues de perturbations naturelles que dans les forêts de seconde venue.

### **Caractéristiques du bois mort**

En ce qui concerne les densités de gros chicots, les données présentées dans les études de Desponts *et al.* (2004) et de Roberge et Desrochers (2004) peuvent difficilement être utilisées pour juger de l'influence de l'aménagement. En effet, la différence d'âge séparant les types de peuplements est trop grande, et une différence en densité de gros chicots pourrait n'être attribuable qu'au fait que les arbres de seconde venue ( $\approx 50$  ans) n'ont pas encore atteint le diamètre de ceux issus de perturbations naturelles. Les volumes de débris ligneux au sol présentés par Desponts *et al.* (2004) présentent cependant une tendance révélatrice : ils sont beaucoup plus importants dans les vieux peuplements naturels que dans la forêt mature de seconde venue. Le temps écoulé depuis la dernière perturbation pourrait expliquer cette observation, mais le fait que les arbres vivants épargnés lors de la dernière perturbation soient restés sur place et soient éventuellement morts est vraisemblablement aussi en cause.

Roberge et Desrochers (2004) ont aussi documenté le degré de détérioration des chicots. Ils arrivent à la conclusion que les chicots en état très avancé de détérioration sont significativement moins nombreux dans les forêts matures de seconde venue que dans les vieilles forêts. Encore une fois, le temps écoulé depuis la dernière perturbation pourrait expliquer cette observation. Cependant, l'abattage des chicots lors de la coupe pourrait aussi avoir contribué à la limitation du développement de chicots en état de détérioration avancé.



**Tableau 2. Abondance de bois mort dans des peuplements résineux naturels (matures et vieux) et de seconde venue issus de coupes totales.**

Source	Région	Type de peuplement	Densité de chicots (tiges/ha)	Densité de gros chicots (tiges/ha)	Volume de débris ligneux au sol (m <sup>3</sup> /ha)	Volume gros débris ligneux au sol (m <sup>3</sup> /ha)
MRNF (2010, non publié) <sup>1</sup>	Gaspésie et Bas-Saint-Laurent	Sapinières à bouleau blanc montagnardes et pessière noire à pleurozium (110 à 220 ans) <sup>2</sup>	179,7 ± 22,6 (DHP > 9,1cm)	37,6 ± 6,7 (DHP > 29,1cm)	93,5 ± 17,6 (DFB <sup>3</sup> ≥ 9,1 cm)	88,5 ± 16,4 (DGB <sup>3</sup> ≥ 29.1 cm) 5,0 ± 2,7 (DFB ≥ 29,1 cm)
Desponte <i>et al.</i> (2004)	Est de la Gaspésie	Sapinières à épinettes naturelles (90 ans, n=3)	203,0 ± 156,0 a (DHP > 10cm)	36,7 ± 46,2 a (DHP > 30cm)	63,1 ± 38,7 a (DHP > 10cm)	n.d.
		Sapinières à épinettes naturelles (70 ans, n=3)	290,0 ± 252,0 a (DHP > 10cm)	3,3 ± 5,8 a (DHP > 30cm)	40,2 ± 21,7 ab (DHP > 10cm)	n.d.
		Sapinières à bouleau blanc 2 <sup>e</sup> venue (50 ans, n=3)	35,0 ± 68,0 a (DHP > 10cm)	6,7 ± 5,8 a (DHP > 30cm)	14,4 ± 19,2 b (DHP > 10cm)	n.d.
Roberge et Desrochers (2004)	Est de la Gaspésie	Sapinières à bouleau blanc naturelles (87 ans, n=8)	50,8 ± 3,7 a (DHP ≥ 20cm)	24,8 ± 2,5 a (DHP ≥ 30cm)	n.d.	n.d.
		Sapinières à bouleau blanc 2 <sup>e</sup> venue (50 ans, n=5)	23,8 ± 2,9 b (DHP ≥ 20cm)	10,1 ± 2,0 b (DHP ≥ 30cm)	n.d.	n.d.
Aakala <i>et al.</i> (2008)	Côte-Nord (Peuplements naturels > 225 ans)	Sapinières (n=5)	186,9 ± 48,7 (DHP > 9cm)	123,4 ± 27,4 (DHP > 19cm)	n.d.	n.d.
		Sapinières à épinettes noires (n=5)	182,7 ± 37,9 (DHP > 9cm)	90,4 ± 28,9 (DHP > 19cm)	n.d.	n.d.
		Pessières noires (n=5)	131,9 ± 45,4 (DHP > 9cm)	39,6 ± 20,1 (DHP > 19cm)	n.d.	n.d.
Pham <i>et al.</i> (2004)	Côte-Nord (Peuplements naturels > 225 ans)	Sapinières (n=4)	137,5 ± 32,3 (DHP > 9cm)	n.d.	68,9 ± 37,1 (DHP > 9cm)	n.d.
		Sapinières (n=9)	150,0 ± 91,0 (DHP > 9cm)	n.d.	60,0 ± 46,8 (DHP > 9cm)	n.d.
		Pessières noires (n=5)	155,0 ± 54,2 (DHP > 9cm)	n.d.	46,5 ± 18,8 (DHP > 9cm)	n.d.

<sup>1</sup>Données extraites de la banque d'inventaire des écosystèmes forestiers exceptionnels (mise à jour du 21 avril 2010). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels (<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-ecosystemes.jsp>). <sup>2</sup>n = 4 pour les chicots, n = 2 pour les débris ligneux au sol.

<sup>3</sup>DFB : diamètre au fin bout, DGB : diamètre au gros bout. n.d. : non disponible

± SD : Écart type (Desponte *et al.*, 2004); ± SE : Erreur type (MRNF 2010; Roberge et Desrochers, 2004; Aakala *et al.*, 2008; Pham *et al.*, 2004).

Des lettres différentes (a,b) indiquent des valeurs significativement différentes entre les traitements (p ≤ 0.01) selon un test de Tukey (Desponte *et al.*, 2004) ou la méthode statistique du bootstrap (Roberge et Desrochers, 2004).

### **3.2.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie**

Vu la prédominance historique des peuplements de stade vieux et, en opposition, les stratégies d'aménagement actuelles qui limitent le vieillissement des peuplements et conséquemment le développement d'attributs de bois mort caractéristiques des forêts de stade vieux, la situation actuelle est très préoccupante.

### **3.2.5 Suggestions permettant une réduction des écarts**

#### **Protection**

##### *Habitats résiduels*

Les bandes riveraines ont été identifiées comme des éléments permettant la conservation de la dynamique du bois mort dans le cadre des OPMV (MRNF 2005). Le gouvernement recommande par conséquent de soustraire 20 % de leur superficie de toute exploitation forestière à perpétuité. Si les bandes riveraines peuvent en effet jouer un rôle dans la conservation du bois mort, il est important de garder à l'esprit que ces habitats résiduels s'apparentent principalement à ceux laissés après une perturbation comme un feu (section 2.2.5) et non à des forêts de stade vieux.

Comme ils présentent des effets de bordures importants qui affectent à la fois les conditions environnementales et la dynamique du bois mort, ces habitats résiduels contrastent fortement avec les conditions de forêt d'intérieur propres aux forêts de stade vieux (Darveau et autres, 1994; Mascarúa López *et al.*, 2006). Les organismes qui sont à la fois associés au bois mort et aux conditions de forêt d'intérieur risquent donc de ne pas y trouver leur compte.

Le même raisonnement lié à l'effet de bordure s'applique aux séparateurs de coupe, qui pourraient à première vue être considérés comme des éléments permettant le vieillissement temporaire de la forêt résiduelle.

#### **Allongement des révolutions**

##### *Les îlots de vieillissement*

Les îlots de vieillissement représentent aussi une solution pour pallier cet enjeu. En regard du bois mort, les îlots de vieillissement présentent cependant certaines limites à considérer (voir section 3.1.5).

#### **Pratiques sylvicoles adaptées**

##### *Rétention du bois mort lors des coupes totales*

Si les futures stratégies d'aménagement par coupes totales intègrent des mesures de rétention du bois mort déjà en place et prévoient des mesures pour assurer son recrutement dans le peuplement à venir (section 2.2.5) une partie des enjeux liés au bois mort dans les peuplements de seconde venue sera réglée à long terme. À plus court terme, les mesures suivantes peuvent être utilisées.

### *Traitements sylvicoles adaptés*

Afin de conserver une certaine proportion de peuplements présentant des caractéristiques de forêts de stade vieux, plusieurs traitements sylvicoles permettent de « faire vieillir » artificiellement des peuplements (coupes partielles, coupe de jardinage, etc.). Il importe ici de mentionner que si la structure interne formée par les tiges vivantes peut effectivement se rapprocher davantage de celle de vieux peuplement après intervention (ex.: distribution diamétrale), il n'en va pas nécessairement de même en ce qui a trait au bois mort. À l'aide de simulations, Vanderwel *et al.* (2011) ont d'ailleurs observé que les quantités de gros arbres, de gros chicots et de gros débris ligneux étaient toujours inférieures à celles des forêts naturelles suite à des coupes partielles en forêt mixte. Il faut donc prévoir des prescriptions spécifiques à la rétention et au recrutement de bois mort et d'arbres à valeur faunique (Vanderwel *et al.*, 2011; Harvey et Brais, 2007).

### \*\*\*À NOTER\*\*\*

Contrairement à toutes les autres mesures proposées en milieux aménagés (bois mort laissé via des bouquets, des petits îlots, des bandes riveraines), les pratiques sylvicoles adaptées représentent la seule mesure qui jumelle à la fois la présence de bois mort et le maintien d'un couvert forestier permanent relativement fermé, deux éléments requis par plusieurs organismes associés au bois mort dans les forêts de stade vieux.

### **Répartition spatiale et temporelle des habitats**

Plusieurs espèces associées au bois mort présentent une faible capacité de dispersion (Jonsson, 2005). Il est donc essentiel d'assurer une certaine connectivité spatiale et temporelle à l'échelle du paysage entre les différents sites présentant une grande abondance de bois mort (Darveau et Desrochers, 2001). Les données concernant le bois mort étant déjà très partielles, il n'a pas été possible de documenter l'aspect de répartition spatiale du bois mort pour la Gaspésie. Cette question est cependant particulièrement importante dans un contexte où l'abondance de la ressource diminue suite à l'aménagement. En ce sens, les refuges fauniques, les îlots de vieillissement et les secteurs qui feront l'objet de pratiques sylvicoles adaptées représentent des éléments clés dont le positionnement spatial doit être planifié dans le cadre d'une stratégie de connectivité des habitats à l'échelle du paysage. Dans le contexte gaspésien où la proportion de territoire qui fait l'objet d'une protection directe (aires protégées, refuges) ou indirecte (pentes fortes, zones inaccessibles) est très élevée et où les assiettes de coupes sont relativement petites par rapport à la majorité des autres régions, il serait avisé de positionner ces éléments clés dans les secteurs où les superficies faisant l'objet de protection sont les plus faibles.

## 4. Érablières et forêts mixtes à dominance feuillue - Enjeux documentés ou appréhendés associés à l'aménagement des forêts

---

### 4.1 Écarts dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les coupes de jardinage et les forêts de stade vieux

#### 4.1.1 Présentation de l'enjeu

Depuis le début des années 1990, la coupe de jardinage a été la pratique sylvicole la plus répandue en forêt feuillue. Du point de vue du bois mort, ce traitement a plusieurs implications.

Lors des opérations de récolte, les chicots déjà présents sont souvent abattus, soit parce que leur bois est encore transformable, soit pour des raisons de sécurité ou de circulation de la machinerie. En plus de contribuer à réduire l'abondance résiduelle de chicots, cette pratique limite le développement de chicots en état avancé de dégradation.

Ensuite, la coupe de jardinage a pour objectif de réduire le taux de mortalité des tiges résiduelles. Les tiges dont la mort prochaine est appréhendée sont donc récoltées en priorité. Comme ces arbres représentent le principal potentiel de recrutement de bois mort à court et à moyen terme, une diminution de l'abondance en bois mort, tant sur pied qu'au sol, est à prévoir dans les forêts traitées. De plus, les arbres ne peuvent pas croître au-delà d'un certain diamètre, ce qui empêche le développement de très gros arbres vivants qui, éventuellement, produiraient des chicots et des débris ligneux de gros calibre (Angers *et al.* 2005).

Finalement, la coupe de jardinage a aussi pour objectif d'améliorer la qualité des tiges résiduelles. La récolte des tiges présentant des défauts importants est donc priorisée. Cette pratique a deux effets potentiels. D'une part, une réduction de la disponibilité des cavités naturelles, un élément d'habitat nécessaire à la survie des espèces qui en dépend, est probable. Ensuite, ces arbres présentent un risque de mortalité plus élevé que la moyenne (Fortin *et al.* 2008), ce qui nous rapporte au point précédent.

Comme la coupe de jardinage n'est utilisée à grande échelle au Québec que depuis les années 1990, seul un, voire deux traitements ont été appliqués. Il est par conséquent trop tôt pour juger de l'effet répété du traitement sur l'abondance en bois mort, qui pourrait être cumulé et entraîner, à long terme, une réduction significative du bois mort dans les peuplements traités (Angers *et al.* 2005).

#### 4.1.2 Méthodologie

La documentation de cet enjeu a été rendue possible grâce à des données provenant de plusieurs sources.

D'une part, le portrait de l'abondance de bois mort en forêt naturelle feuillue de stade vieux a été dressé sur la base des inventaires de bois mort réalisés par le Groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels dans les forêts anciennes (EFE, MRNF 2010<sup>1</sup>). Ces forêts n'ont pas été modifiées par les activités humaines et n'ont subi aucune perturbation majeure récente. Elles sont caractérisées par la présence d'arbres vivants, sénescents et morts et un sol parsemé de gros débris ligneux à divers stades de décomposition. Afin de compléter les faibles jeux de données spécifiques à la Gaspésie, des données provenant d'EFE du Bas-Saint-Laurent situé dans les mêmes domaines bioclimatiques ont aussi été utilisées. En tout, six forêts anciennes ont été échantillonnées. Bien que certains biais puissent être attribués à l'utilisation de ces données de par le fait qu'elles représentent des forêts anciennes et que les placettes d'échantillonnage étaient relativement petites et peu nombreuses (et par conséquent sensibles à la forte hétérogénéité de la répartition spatiale du bois mort), ce sont les meilleures données disponibles actuellement à notre connaissance pour représenter la forêt naturelle gaspésienne. Des relevés de l'abondance et des caractéristiques du bois mort en forêt naturelle sur le territoire gaspésien permettraient de compléter ces données.

Les variables de bois mort analysées dans les EFE étaient la densité de chicots (chicots marchands et chicots de fort diamètre) et le DHP moyen des chicots. Le volume de débris ligneux au sol n'a pu être calculé. Le stade de décomposition ainsi que l'espèce des tiges mortes n'ont pu être analysés, car les données étaient trop fragmentaires.

Comme les données provenant des EFE étaient plutôt fragmentaires du fait que les volumes de débris ligneux au sol n'ont pu être calculés, une étude complémentaire réalisée au Bas-Saint-Laurent dans des érablières aménagées et peu aménagées (Bergeron *et al.* 1997; Tableau 3) a été utilisée pour compléter le portrait.

Au Québec, deux autres études ont documenté l'abondance de bois mort dans des forêts feuillues anciennes ou non aménagées (Doyon *et al.*, 2005; Angers *et al.* 2005). Elles ont toutes deux été réalisées en Outaouais, où le potentiel de croissance est plus élevé qu'en Gaspésie. Pour cette raison, les valeurs présentées dans ces études ne seront pas directement comparées avec ce qui est observé en Gaspésie. Cependant, comme ces études caractérisaient aussi le bois mort en forêt aménagée, les résultats présentés seront utilisés pour juger de l'influence de l'aménagement sur l'abondance de bois mort.

Dans les trois études, les coupes étaient toujours partielles, mais les traitements assez variés, allant de la récolte de bois de chauffage pour la production acéricole (Bergeron *et al.* 1997) à la coupe de jardinage par pied d'arbre (9-15 ans après traitement; Doyon *et al.*, 2005; Angers *et al.* 2005), en passant par la coupe par bande (9-12 ans après traitement, Doyon *et al.*, 2005).

---

<sup>1</sup> Données extraites de la banque d'inventaire des écosystèmes forestiers exceptionnels (mise à jour du 21 avril 2010). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels (<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-ecosystemes.jsp>).

### 4.1.3 Résultats et analyse

#### **Abondance de bois mort**

Les études de Bergeron *et al.* (1997) et Doyon *et al.* (2005) montrent toutes deux que la densité de chicots dans les peuplements aménagés est significativement plus faible que dans les peuplements ayant subi un aménagement faible ou nul (Tableau 3). Angers *et al.* (2005) n'ont pas observé de différence, mais cette situation est vraisemblablement attribuable à une mortalité post-traitement plus forte que prévu (Bédard et Brassard 2002).

Dans les années suivant ces études, des mesures relatives au bois mort ont été mises en place par le biais des OPMV (MRNFP 2005). Une de ces mesures indique que tout chicot ou tout arbre vivant sans valeur commerciale doit être laissé debout et intact tant que les objectifs d'aménagement et la sécurité des travailleurs ne sont pas compromis. Comme cette mesure ne peut pas faire l'objet de vérifications sur le terrain, il ne s'agit pas d'une exigence et la décision est laissée à la discrétion de l'opérateur. Quand l'abattage est réalisé manuellement, la CSST recommande que les chicots situés dans les zones d'abattage soient abattus avant les arbres sains (Picher 1999). Comme l'abattage est souvent manuel dans les secteurs jardinés, il est fort probable que la rétention de chicots soit relativement peu mise en oeuvre dans les faits.

En ce qui concerne les débris ligneux au sol, Angers *et al.* (2005) n'ont pas observé de différence significative dans les volumes présents dans les coupes de jardinage et les forêts anciennes. Doyon *et al.* (2005) ont même observé une plus forte abondance de débris ligneux dans les forêts jardinées et une abondance comparable dans les coupes par bandes par rapport aux forêts non-aménagées. Dans les deux études, les débris ligneux des coupes étaient en grande proportion (les deux tiers dans les cas d'Angers *et al.* 2005) des résidus d'abattage (souches, houppiers, tronçons rejetés). Cet apport de débris ligneux de petite taille est typique des espèces feuillues tolérantes dont les houppiers sont très développés (Doyon *et al.* 2005). Il importe cependant de souligner qu'il s'agit d'un recrutement en bois mort ponctuel qui ne se représentera que lors de la prochaine intervention (Angers *et al.* 2005). Dans des forêts de feuillus tolérants du Nord des États-Unis jardinées depuis plus d'une rotation, par contre, trois études ont montré que les volumes de débris ligneux étaient significativement plus faibles en forêt jardinée qu'en forêt non-aménagée (Goodburn et Lorimer, 1998; McGee *et al.* 1999; Hale *et al.* 1999).

#### **Caractéristique du bois mort**

Même si les densités en gros chicots étaient plus faibles dans les peuplements aménagés à la fois pour les études de Bergeron *et al.* (1997) et d'Angers *et al.* (2005), ces différences n'étaient pas statistiquement significatives. Dans des forêts feuillues du nord des États-Unis jardinées depuis plus d'une rotation, par contre, Goodburn et Lorimer (1998) et McGee *et al.* (1999) ont observé des densités de gros chicots ( $\geq 30$  et  $25$  cm, respectivement) et de gros débris ligneux ( $\geq 40$  et  $25$  cm, respectivement) significativement plus faibles qu'en forêt non aménagée.

Afin de juger indirectement du potentiel de recrutement de gros bois mort, les tendances chez les arbres vivants peuvent aussi être utilisées. Après coupe de jardinage, plusieurs des auteurs qui se sont penchés sur la question ont observé une diminution significative de l'abondance de gros arbres vivants par rapport à des forêts non-aménagées, et ce, souvent après un seul

traitement de jardinage (Hale *et al.* 1999; McGee *et al.* 1999; Angers *et al.* 2005, Poulin *et al.* 2010).

En ce qui concerne les arbres vivants présentant des cavités et/ou des défauts importants, tous les auteurs qui ont étudié la question ont observé une réduction significative de ces arbres suite au jardinage (Goodburn et Lorimer 1998; Hale *et al.* 1999; Angers *et al.* 2005; Kenefic et Nyland 2007). Dans les érablières, une très forte proportion des arbres à cavités sont des arbres vivants (>85%, Goodburn et Lorimer 1998; Kenefic et Nyland 2007), ce qui souligne l'importance d'éviter la récolte systématique de ces arbres.

Encore une fois, les mesures relatives au bois mort mises en place par le biais des OPMV (MRNFP 2005) peuvent contribuer à changer le portrait. Il y est indiqué que dans les forêts traitées par coupes de jardinage, de gros arbres moribonds (classe de vigueur IV (M)), dont la surface terrière couvre un minimum de 1 m<sup>2</sup>/ha, doivent être laissés.

**Tableau 3. Abondance de bois mort dans des érablières anciennes, peu ou pas aménagées et aménagées par divers traitements de coupe partielle.**

Étude	Région	Type de peuplement	Densité de chicots (tiges/ha)	Densité de gros chicots (tiges/ha)	DHP moyen des chicots (cm)	Volume de débris ligneux au sol (m <sup>3</sup> /ha)
MRNF (2010, non publié) <sup>1</sup>	Gaspésie et Bas-Saint-Laurent	Érablières à bouleau jaune et bétulaie jaune à sapin anciennes (n = 6)	34,2 ± 10,5 (DHP ≥ 9,1 cm)	22,5 ± 6,4 (DHP ≥ 29,1 cm)	43,8	n.d.
Bergeron <i>et al.</i> (1997)	Bas-Saint-Laurent	Érablières à bouleau jaune – Faible degré d’aménagement (n = 20)	40,0 ± 10,6 a (DHP ≥ 20cm)	11,3 ± 4,6 a (DHP ≥ 30cm)	n.d.	n.d.
		Érablières sucrières – Production acéricole (n = 20)	10,0 ± 3,8 b (DHP ≥ 20cm)	5,0 ± 2,3 a (DHP ≥ 30cm)	n.d.	n.d.
Angers <i>et al.</i> (2005)	Outaouais	Érablières à feuillus tolérants anciennes (n = 6) <sup>2</sup>	49,3 ± 6,7 a (DHP ≥ 5cm)	7,6 ± 2,3 a (DHP ≥ 49,1cm)	24,6 ± 1,8 a	93,4 ± 11,9 a (DHP ≥ 5cm)
		Érablières à feuillus tolérants jardinées (n = 7)	43,9 ± 4,9 a (DHP ≥ 5cm)	1,4 ± 0,6 a (DHP ≥ 49,1cm)	26,6 ± 1,4 a	100,9 ± 8,5 a (DHP ≥ 5cm)
Doyon <i>et al.</i> (2005)	Outaouais	Érablières à feuillus tolérants non aménagée (n = 84)	156,0 ± 9,0 b (DHP ≥ 5cm)	n.d.	n.d.	36,2 ± 13,0 b (DHP ≥ 5cm)
		Érablières à feuillus tolérants jardinée (n = 95)	97,0 ± 9,0 a (DHP ≥ 5cm)	n.d.	n.d.	60,7 ± 7,1 a (DHP ≥ 5cm)
		Par bandes (âge n.d., n = 91)	119,0 ± 9,0 a (DHP ≥ 5cm)	n.d.	n.d.	46,8 ± 12,5 ab (DHP ≥ 5cm)

<sup>1</sup>Données extraites de la banque d’inventaire des écosystèmes forestiers exceptionnels (mise à jour du 21 avril 2010). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l’environnement et de la protection des forêts, Groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels (<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-ecosystemes.jsp>)

<sup>2</sup>Forêts anciennes du réseau des écosystèmes forestiers exceptionnels

n.d. : non disponible, ± SE : Erreur type

Des lettres différentes (a,b) indiquent des valeurs significativement différentes entre les traitements (p ≤ 0.01 ) selon test de Mann–Whitney (Bergeron *et al.*, 1997) ou une analyse de variance (Anova, Angers *et al.*, 2005 ; Doyon *et al.*, 2005).



#### **4.1.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie**

Comme la forêt feuillue constitue une composante mineure de la forêt gaspésienne, peu de travaux se sont penchés sur la caractérisation de sa structure à l'état naturel. Il est donc difficile de statuer sur la situation actuelle étant donné le peu d'informations disponibles. La documentation de la situation en Gaspésie permettrait d'obtenir un portrait régional plus précis et de mieux définir des cibles d'aménagement en termes de quantité et de qualité de bois mort à conserver dans les paysages forestiers de la région.

Ceci dit, des études menées dans les forêts feuillues aménagées du Québec, du nord-est du Nouveau-Brunswick et du Nord des États-Unis présentent des tendances similaires : l'abondance et les caractéristiques du bois mort des forêts jardinées diffèrent de celles observées en forêt naturelle. Le jardinage étant appliqué de la même manière dans les forêts feuillues du territoire gaspésien, ce diagnostic est vraisemblablement valable pour la Gaspésie. Comme chaque traitement de jardinage a un effet cumulatif sur l'abondance et les caractéristiques du bois mort, plus tôt des mesures d'atténuation de l'impact des traitements seront instaurées, moins il sera difficile de demeurer dans la fourchette de variabilité naturelle acceptable.

#### **4.1.5 Suggestions permettant une réduction des écarts**

##### **Conservation de forêts de stade vieux**

Tous les enjeux relatifs au bois mort présentés plus tôt peuvent être partiellement solutionnés par la mise en place d'un réseau de conservation de massifs de vieilles forêts feuillues, notamment par la mise en place de refuges biologiques et d'îlots de vieillissement (MRNF 2005), en autant que ces derniers soient soustraits de l'aménagement pendant des périodes suffisamment longues pour procurer un couvert fermé (ex. 2 rotations). En plus de répondre aux enjeux relatifs au bois mort, ces aires protégées permettraient la conservation d'espèces sensibles à l'aménagement associées à un couvert fermé (ex.: Edman *et al.* 2008, Poulin et Villard 2010).

##### **Modalités d'aménagement pour le bois mort au sein des parterres jardinés**

Avec les OPMV (MRNF 2005), deux mesures ont été mises en œuvre pour atténuer les impacts de la coupe de jardinage sur l'abondance et les caractéristiques du bois mort :

- 1- laisser debout et intact tout chicot ou arbre vivant sans valeur commerciale tant que les objectifs d'aménagement et la sécurité des travailleurs ne sont pas compromis;
- 2- laisser de gros arbres moribonds (classe de vigueur IV (M)), dont la surface terrière couvre un minimum de 1 m<sup>2</sup>/ha.

Ces mesures étant relativement récentes, leur contribution au maintien du bois mort dans les forêts jardinées reste encore à définir. Ceci dit, les impacts rapportés dans la littérature permettent de proposer quelques mesures complémentaires :

Comme les chicots représentent souvent des risques pour les travailleurs, particulièrement dans les érablières où l'abattage est le plus souvent manuel, il est possible que la première mesure prévue par les OPMV soit peu applicable opérationnellement. Afin de concilier sécurité et bois

mort, les gros chicots qui présentent une valeur écologique particulièrement élevée pourraient être identifiés lors du martelage (Angers *et al.* 2005; Boulet, 2007). Un rayon sans activités forestières pourrait être tracé autour d'arbres individuels (Watt et Caceres, 1999). La longueur du rayon serait fonction d'un périmètre de sécurité pour les travailleurs. La même approche pourrait être envisagée pour les tiges présentant des défauts majeurs, principalement des cavités naturelles qui en font des arbres à valeur faunique élevée. Non seulement ces arbres permettraient un recrutement en bois mort à court ou moyen terme, mais représenteraient un habitat potentiel pour les utilisateurs de cavités. Comme les arbres visés présentent généralement une faible valeur commerciale, cette mesure ne devrait pas être trop contraignante économiquement.

Une approche complémentaire à cette approche individuelle pourrait consister à identifier lors du martelage des secteurs à forte concentration en gros chicots et en gros arbres à valeur faunique (Hagan et Grove, 1999; Angers *et al.* 2005). Ces îlots seraient soustraits au jardinage et leur emplacement pourrait être réévalué à chaque rotation. S'ils étaient permanents ou du moins s'ils étaient fixes sur un minimum de deux rotations, ces îlots pourraient aussi répondre à l'enjeu de la diminution de la taille des arbres à valeur faunique et du bois mort en forêt aménagée. Pour répondre à cet enjeu, la conservation de tiges dont la taille est supérieure au diamètre optimum de récolte doit être permise.

Ceci dit, d'un point de vue opérationnel, comment cette rétention devrait-elle se matérialiser? Les travaux de Poulin et Villard (2008, 2010), réalisés dans des érablières jardinées et non-aménagées du nord-ouest du Nouveau-Brunswick, constituent des bases intéressantes en ce sens. Le grimpeur brun (*Certhia americana*), une espèce associée aux forêts de stade vieux, a été identifié comme étant une espèce parapluie<sup>1</sup>. De par ses exigences en termes d'alimentation et de nidification, cette espèce est particulièrement associée aux gros arbres vivants ainsi qu'aux chicots. Un effet négatif significatif du jardinage sur la présence de grimpeurs (Guénette et Villard 2005) et sur la densité de leurs nids (Poulin *et al.* 2010) a été observé. Les seuils au-dessus desquels il est significativement plus probable que l'espèce niche sont si élevés (127 arbres/ha de plus de 30 cm au DHP, 56 chicots/ha;) que les auteurs suggèrent que la coupe de jardinage telle qu'on la connaît, même si elle était adaptée pour la conservation de gros arbres et de chicots, ne permettrait pas le maintien de l'espèce.

Cette observation suggère que pour conserver cette espèce indicatrice de l'intégrité écologique des forêts feuillues de stade vieux, des pochettes de forêts contenant des densités élevées de gros arbres et de chicots devraient être soustraites à l'aménagement. En se basant sur la taille des territoires de l'espèce, les auteurs suggèrent des îlots mobiles d'une superficie de 11 ha (Poulin *et al.* 2008) qui seraient soustraits à l'aménagement pendant 2 rotations (J.-F. Poulin *comm. pers.*).

---

<sup>1</sup> Il est considéré que si les exigences écologiques d'une espèce parapluie sont comblées, les autres espèces qui partagent ces exigences seront aussi préservées dans l'écosystème.

Toutes ces mesures permettraient aussi de répondre en grande partie aux enjeux relatifs aux débris ligneux, puisque les chicots et les arbres à valeur faunique préservés permettront un recrutement en bois mort au sol à brève ou moyenne échéance.

## 4.2. Écarts dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les coupes progressives et les forêts mixtes perturbées par la TBE

---

### 4.2.1 Présentation de l'enjeu

Actuellement en Gaspésie, dans les peuplements mixtes dominés par le bouleau jaune, la coupe progressive régulière constitue le principal traitement utilisé. Bien que réparti sur deux interventions, ce type de coupe présente en termes de bois mort les mêmes préoccupations que pour les coupes totales (i.e. coupe des chicots déjà présents, limitation du développement de gros arbres, de gros bois mort et de bois mort en état avancé de décomposition, exportation de la majeure partie de la matière ligneuse, pas ou peu d'arbres vivants laissés sur pied de manière définitive suite à la coupe finale; voir la section 2.2).

Depuis quelques années, l'utilisation de la coupe progressive irrégulière (CPI) dans les bétulaies mixtes a été évaluée. Cette pratique sylvicole semble être mieux adaptée à la composition et à la structure irrégulière de ce type de peuplement. La CPI a comme avantage notable de recréer les conditions d'ouverture du peuplement observées suite au passage d'une épidémie de TBE (Malenfant *et al.*, 2006). Cependant, comme la matière ligneuse est exportée, que la récolte des tiges peu vigoureuses et présentant des défauts importants est priorisée, et que la récolte des espèces peu longévives l'est aussi (Malenfant *et al.*, 2006), le recrutement en bois mort est bien inférieur à celui qu'on observerait suite à une perturbation naturelle.

Comme ce type d'approche sylvicole se situe entre les coupes totales, les coupes progressives et les coupes de jardinage, il présente les mêmes enjeux du point de vue du bois mort (i.e. abattage des chicots déjà présents, limitation du développement de gros arbres, de gros bois mort et de bois mort en état avancé de décomposition, réduction de la mortalité et des tiges présentant des défauts importants, pas ou peu d'arbres vivants laissés sur pied de manière définitive suite à la coupe finale lorsqu'elle fait partie du scénario sylvicole; voir les sections 2.2 et 4.1).

### 4.2.2 Documentation de l'enjeu

Il n'existe à notre connaissance pas de données disponibles sur l'abondance et les caractéristiques du bois mort dans des peuplements mixtes ayant fait l'objet de coupes progressives, régulières ou irrégulières en Gaspésie ou à proximité. Parallèlement, aucune étude n'a documenté l'effet de ces traitements sur les attributs de bois mort. Il nous est donc impossible de statuer sur la situation, en Gaspésie ou ailleurs.

Comme ces pratiques sont ou semblent être en voie de devenir plus courantes, il sera impératif de documenter d'une part, les quantités et les caractéristiques naturelles du bois mort dans ces écosystèmes, et d'autre part, les effets des coupes progressives les plus pratiquées sur le bois mort. La réalisation d'un tel portrait régional permettrait de définir des cibles d'aménagement en termes de quantité et de qualité de bois mort à conserver dans les paysages forestiers de la région. En attendant que la situation soit clarifiée, il importe de respecter le principe de précaution.

#### **4.2.3 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie**

Cet enjeu est clairement celui pour lequel les informations sont le plus manquantes et conséquemment celui pour lequel il est le plus difficile de juger de la situation. Comme il y a urgence de documenter cet enjeu, que les peuplements mixtes sont très communs en Gaspésie et que l'utilisation des coupes progressives est à la hausse, la situation actuelle est très préoccupante.

#### **4.2.4 Suggestions permettant une réduction des écarts potentiels**

De la même manière que les coupes progressives présentent des enjeux propres aux systèmes de coupes partielles et de coupes totales, les mesures à considérer pour réduire les écarts potentiels doivent s'inspirer de ces deux approches.

Lors de l'application des coupes partielles, il serait possible de s'inspirer des approches proposées pour les érablières (conservation de gros arbres à valeur faunique et de gros chicots individuels, conservation d'îlots centrés sur ces éléments, etc., voir la section 4.1.5).

Lors des coupes finales, il serait possible de s'inspirer des approches proposées pour les forêts résineuses (conservation du bois mort déjà présent, coupes à rétention variable, conservation de bouquets, soustraction d'une proportion des bandes riveraines de l'aménagement, etc., section 2.2.5).

### **4.3 Exportation des résidus de coupe**

#### **4.3.1 Présentation de l'enjeu**

Le feuillage et les petits débris ligneux recèlent des quantités importantes de nutriments qui sont remis en circulation dans l'écosystème lors de la mort des arbres. Lors des opérations de récolte, l'utilisation des procédés par arbres entiers entraîne l'exportation de ces nutriments. Sur certains sites, il peut en résulter un stress nutritionnel et, potentiellement, une diminution de la productivité des sols (Ouimet et Duschesne 2009; Thiffault *et al.*, 2010). La même problématique se pose dans le cas de la récupération des résidus de coupe pour la production de bioénergie.

Deux éléments complémentaires propres aux forêts feuillues méritent ici d'être soulignés. D'une part, les bois de feuillus durs présentent une densité plus forte que ceux des résineux, ce qui les rend plus intéressants sur le plan de la production d'énergie. Ensuite, les forêts feuillues sont généralement situées plus près des centres urbains que les forêts résineuses, ce qui réduirait les

coûts de transport. Ces forêts sont donc davantage susceptibles d'être ciblées pour l'exploitation de biomasse.

#### **4.3.2 Méthodologie**

Pour documenter cet enjeu, une consultation a été menée auprès d'aménagistes et de sylviculteurs oeuvrant en Gaspésie.

#### **4.3.3 Résultats et analyse**

L'abatage multifonctionnel est de plus en plus employé, principalement en forêt mixte. L'abattage manuel avec ébranchage en forêt a en grande partie été maintenu pour les travaux de jardinage et est parfois utilisé dans les coupes progressives.

En ce qui a trait à la récolte de biomasse forestière sur le territoire gaspésien, aucun promoteur n'a répondu au récent appel de propositions lancé dans le cadre du programme d'attribution de biomasse forestière.

Ce portait, jumelé au fait que les sites susceptibles à l'appauvrissement nutritionnel ne sont pas légion en Gaspésie (Ouimet et Duschêne, 2009), indique que la situation est peu préoccupante et ne nécessite pas d'interventions pour l'instant. Cependant, étant donné l'importante disponibilité de biomasse forestière en Gaspésie (387 000 tonnes métriques sèches; MRNF 2009), la situation devra être suivie et réévaluée au besoin si l'engouement pour l'exploitation de la biomasse forestière devenait plus important.

#### **4.3.4 Diagnostic pour le territoire de la Gaspésie**

La situation actuelle est peu préoccupante. Dans l'éventualité où la récolte de biomasse devenait plus importante en Gaspésie, il faudra s'assurer de développer des lignes directrices adaptées au contexte régional.

#### **4.3.5 Suggestions permettant une réduction des écarts**

Contrairement aux forêts boréales, il existe relativement peu de documentation sur l'impact de l'exportation de résidus de coupes sur la nutrition et la productivité des forêts feuillues, et encore moins dans un contexte de coupes partielles. Une cartographie des sites les plus à risque au Québec a été réalisée par Ouimet et Duschêne (2009). Dans des régions hors Québec où la récolte de biomasse est mise en oeuvre, des lignes directrices ont été développées pour encadrer la pratique. Elles préconisent entre autres d'éviter la récolte ou de procéder à une récolte partielle selon la sensibilité à l'appauvrissement nutritionnel (A. St-Laurent-Samuel et E. Thiffault, en préparation).

## 5. Conclusion

---

Les travaux relatifs au bois mort étant relativement récents au Québec, les données disponibles pour juger de l'ampleur des enjeux relatifs au bois mort sont plutôt limitées. Les informations disponibles pour la Gaspésie ou pour des régions écologiques similaires indiquent cependant qu'en général, l'aménagement forestier a eu un impact considérable sur les attributs de bois mort et que l'abondance et les caractéristiques du bois mort diffèrent de ce qui était observable sous le régime historique de perturbations naturelles gaspésien. Déjà, ces modifications d'habitat ont vraisemblablement entraîné la raréfaction locale de plusieurs espèces floristiques associées au bois mort (Despôts *et al.* 2004).

Le tableau 4 présente une synthèse des enjeux et de leur priorité suite aux diagnostics posés. Bien que la situation soit très préoccupante dans plusieurs cas, plusieurs suggestions permettant une réduction des écarts ont été avancées.

Des travaux de recherche ultérieurs seront nécessaires afin de compléter le portrait naturel et actuel de l'abondance et des caractéristiques du bois mort en forêts gaspésiennes. Deux éléments ressortent comme étant particulièrement importants. D'une part, le manque de connaissances en regard du bois mort dans les peuplements mixtes à dominance feuillue, tant dans les forêts naturelles qu'aménagées, ne permet pas de dresser un portrait clair de la situation. Ensuite, les mesures proposées pour réduire les écarts devront faire l'objet d'un suivi afin de juger de leur efficacité à répondre aux enjeux soulevés.

**Tableau 4. Synthèse des diagnostics et des mesures à prévoir pour chacun des enjeux associés au bois mort en Gaspésie.**

SECTION	ENJEU	DIAGNOSTIC	MESURES À PRÉVOIR
<b>2. Forêt résineuse - Enjeux associés aux forêts au stade de régénération</b>			
2.1	Représentativité des peuplements présentant de grandes quantités de bois mort suite au passage de perturbations naturelles sévères et modérées	Situation modérément préoccupante	Prévoir des mesures en vue de la prochaine épidémie de TBE
2.2	Écarts dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les coupes totales et les perturbations naturelles sévères et modérées	Situation très préoccupante	Des mesures de rétention d'arbres vivants et de bois mort s'imposent à court terme Documenter l'abondance de bois mort suite à des perturbations naturelles sévères ou modérées en Gaspésie
2.3	Exportation des résidus de coupe	Situation peu préoccupante	Statut de la situation à réviser si la récolte de biomasse augmentait significativement
<b>3. Forêt résineuse - Enjeux associés aux forêts de stade vieux</b>			
3.1	Représentativité des vieux peuplements dans le paysage	Situation très préoccupante	Des mesures correctives s'imposent à court terme
3.2	Écarts dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les peuplements de seconde venue issus de coupes totales et les forêts de stade vieux	Situation très préoccupante	Des mesures correctives s'imposent à court terme Compléter la documentation de la situation dans les forêts de stade vieux et les peuplements de seconde venue Gaspésie
<b>4. Érablières et forêts mixtes à dominance feuillue - Enjeux associés à l'aménagement des forêts</b>			
4.1	Écarts dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les coupes de jardinage et les forêts de stade vieux	Situation modérément préoccupante <sup>1</sup>	Mettre en œuvre des mesures d'atténuation Compléter la documentation de la situation dans les forêts de stade vieux et les peuplements ayant fait l'objet de coupes de jardinage en Gaspésie
4.2	Écarts dans l'abondance et les caractéristiques du bois mort entre les coupes progressives et les forêts mixtes perturbées par la TBE	Situation très préoccupante	Par principe de précaution, appliquer les mesures correctives qui seront prévues pour les coupes totales et les coupes de jardinage Documenter la situation dans les peuplements mixtes à dominance feuillue naturels et les peuplements faisant l'objet de coupes progressives
4.3	Exportation des résidus de coupe	Situation peu préoccupante	Statut de la situation à réviser si la récolte de biomasse augmentait significativement

<sup>1</sup> Étant donné les faibles superficies occupées par les peuplements de feuillus tolérants, cet enjeu devrait être traité en dernier parmi les enjeux considérés comme modérément préoccupants.

## Références

---

- Aakala, T., Kuuluvainen, T., De Grandpré, L. et S. Gauthier. 2007. Trees dying standing in the north-eastern boreal old-growth forests of Quebec: spatial patterns, rates and temporal variation. *Canadian Journal of Forest Research* **37**(1): 50-61.
- Aakala, T., Kuuluvainen, T., Gauthier, S. et L. De Grandpré. 2008. Standing dead trees and their decay-class dynamics in the northeastern boreal old-growth forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* **255**(3-4): 410-420.
- Andersson, L.I. et H. Hytteborn. 1991. Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forest. *Holarctic Ecology* **14**: 121-130.
- Andrén, H. 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Blackwell Publishing on behalf of Nordic Society Oikos* **71**(3): 355-366.
- Angelstam, P.K., Bütler, R., Lazdinis, M., Mikusinski, G. et J.M. Roberge. 2003. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation – dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici* **40**: 473-482.
- Angers, V.-A., Gauthier, S., Drapeau, P., Jaken, K. et Y. Bergeron. *Sous presse*. Tree mortality and snag dynamics in North American boreal tree species after a wildfire: a long-term study. *International Journal of Wildland Fire*.
- Angers, V.A., Messier, C., Beaudet, M. et A. Leduc. 2005. Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec. *Forest Ecology and Management* **217**: 275-293.
- 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. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, 45 pp.
- Angers, V.-A., Drapeau, P. et Y. Bergeron. 2010. Snag degradation pathways of four North American boreal tree species. *Forest Ecology and Management* **259**:246–256.
- Angers, V.-A. 2011. Dynamique des arbres morts en forêt boréale mixte et coniférienne. Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, 230 pp.
- Bédard, S. et F. Brassard. 2002. Les effets réels des coupes de jardinage dans les forêts publiques du Québec en 1995 et 1996, ministère des Ressources naturelles, 15 pp.
- Berg, A., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. et Y. Welsien. 1994. Threatened plant, animal and fungus species in swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation Biology* **8**(3): 718-731.



Bergeron, D., Darveau, M., Desrochers, A. et J.P.L. Savard. 1997. Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conifériennes et feuillues du Québec méridional. Rapport technique 271, 41 pp.

Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. et S. Gauthier. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *The Forestry Chronicle* **75**(1): 55-61.

Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D. et S. Gauthier. 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* **36**: 81-95.

Bouchard, M., Kneeshaw, D. et Y. Bergeron. 2005. Mortality and stand renewal patterns following the last spruce budworm outbreak in mixed forests of western Quebec. *Forest Ecology and Management* **204**: 297-313.

Bouchard, M. 2008. La sylviculture dans un contexte d'aménagement écosystémique en forêt boréale et en forêt mixte, dans Gauthier, S., *et al.*, Aménagement écosystémique en forêt boréale, Presses de l'Université du Québec, Presse de l'Université du Québec, p. 335-359.

Bouchard, M., Déry, S., Jacqmain, H., Jetté, J.-P. et M. Leblanc. 2010. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I — Analyse des enjeux (version préliminaire 1.0), gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 117 pp.

Bouchard, M., Déry, S., Jacqmain, H., Jetté, J.-P., Leblanc, M., Villeneuve, N., Bertrand, N. et J. Pâquet. 2011. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie II — Élaboration de solutions aux enjeux, version préliminaire 1.1, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 124 pp.

Boucher, Y., Bouchard, M., Grondin, P. et P. Tardif. 2011. Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional. Mémoire de recherche forestière no 161. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. 21 pp.

Boulanger, Y. et L. Sirois. 2006. Postfire dynamics of black spruce coarse woody debris in northern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **36**: 1770-1780.

Boulanger, Y. et L. Sirois. 2007. Postfire succession of saproxylic arthropods, with emphasis on coleoptera, in the north boreal forest of Quebec. *Environment Entomology* **36**(1): 128-141.

Boulet, B. 2007. Défauts et indices de la carie des arbres : guide d'interprétation, 2e éd., Québec, Les Publications du Québec, 317 pp.

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.

Brunet, G. 2002. *Reconstruction historique de la sapinière à bouleau blanc vierge de la Côte-de-Gaspé*, mémoire de maîtrise, Université Laval. 113 pp.

Carey, A. et M. Johnson. 1995. Small mammals in managed, naturally young and old-growth forests. *Ecological Applications* **5**(2): 336-352.

Côté, S., Boucher, Y. et N. Thiffault. 2009. Le bois mort dans la sapinière à bouleau blanc: importance, caractéristiques et considérations pour l'aménagement écosystémique. *Le Naturaliste Canadien* **133**: 65-72.

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 pp.

D'Aoust, V., Kneeshaw, D. et Y. Bergeron. 2004. Characterization of canopy openness before and after a spruce budworm outbreak in the southern boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **34**: 339-352.

Darveau, M., Huot, J., Bélanger, L. et J.C. Ruel. 1994. Mid-term effects of windfall on bird use of riparian forest strips. *International Congress of Game Biologists* **21**:104-109.

Darveau, M. et A. Desrochers. 2001. Le bois mort et la faune vertébrée - État des connaissances au Québec. Ministère des ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, 37 pp.

DeGraaf, R.M., Yamasaki, M., Leak, W.B. et J.W. Lanier. 1992. New England wildlife: management of forest habitats. USDA Forest Service General Technical Report NE-144. Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. 271 pp.

Desponts, M., Desrochers, A., Bélanger, L. et J. Huot. 2002. Structure de sapinières aménagées et anciennes du massif des Laurentides (Québec) et diversité des plantes vasculaires. *Canadian Journal of Forest Research* **32**(12): 2077-2093.

Desponts, M., Brunet, G., Bélanger, L. et M. Bouchard. 2004. The eastern boreal old-growth balsam fir forest: a distinct ecosystem. *Canadian Journal of Botany* **82**: 830-849.

Desrosiers, M., Varady-Szabo, H. et A. Malenfant. *en préparation*. Caractérisation de la structure d'âge des forêts actuelles et détermination des écarts avec la forêt préindustrielle de la Gaspésie. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Iles, Québec.

Doyon, F. et B. Lafleur. 2004. Caractérisation de la structure et du dynamisme des peuplements mixtes à bouleau jaune : pour une sylviculture irrégulière proche de la nature. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue (IQAFF), Ripon, Québec. Rapport technique, 57 pp.

Doyon, F., Gagnon, D. et J.F. Giroux. 2005. Effects of strip and single-tree selection cutting on birds and their habitat in a southwestern Quebec northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management* **209**: 101-115.

Drapeau, P., Nappi, A., Giroux, J.-F., Leduc, A. et J.-P. Savard. 2002. Distribution patterns of birds associated with snags in natural and managed eastern boreal forests. *USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR* **181**: 193-205.

Duchesne, L. et D. Houle. 2008. Impact of nutrient removal through harvesting on the sustainability of the boreal forest. *Ecological Applications* **18** : 1642-1651.

Dumont, M.-C. 2005. Estimation des volumes de bois affectés par les opérations de récolte – Instructions. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 39 pp.

Edman, M., A.-M. Eriksson, et M.-A. Villard. 2008. Effects of selection cutting on the abundance and fertility of indicator lichens *Lobaria pulmonaria* and *L. quercizans*. *Journal of Applied Ecology* **45**: 26-33.

Essen, P.A., Ehnström, B., Ericson, L. et K. Sjöberg. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletin* **46**: 16-47.

Forest Stewardship Council - Canada Working Group. 2004. National Boreal Standard. Forest Stewardship Council, 181 pp.

Fortin, M., Bédard, S. et F. Guillemette. 2008. Estimation par simulation Monte Carlo de la probabilité de mortalité quinquennale de l'érable à sucre, du bouleau jaune et du hêtre à grandes feuilles en peuplements de feuillus en fonction de la classification MSCR. Avis technique, Direction de la recherche forestière, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 8 pp.

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.

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.

Gasse, A. 2007. Importance des arbres de grande taille en forêt boréale mixte sur la distribution des oiseaux cavicoles ainsi que sur les patrons d'alimentation du grand pic (*Dryocopus pileatus*). Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal. 88 pp.

Gagné, C., Imbeau, L. et P. Drapeau. 2007. Anthropogenic edges: Their influence in the american three-toed woodpecker (*Picoides dorsalis*) foraging behaviour in managed boreal forests of Quebec. *Forest Ecology and Management* **252**: 191-200.

Goodburn, J.M. et C.G. Lorimer. 1998. Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Canadian Journal of Forest Research* **28** : 427-438.

Grenon, F., Jetté, J.P. et M. Leblanc. 2010. Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec – Module 1 - Fondements et démarche de la mise en oeuvre, Québec, Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts. 51 pp.

Guénette, J.-S. et M.-A. Villard. 2005. Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conservation Biology* **19**(4):1168-1180.

Hagan, J.M. et S.L. Grove. 1999. Bird abundance and distribution in managed and old-growth forest in Maine. Report MM-9901. Manomet Center for Conservation Sciences, Maine. 16 pp.

Hale, C.M., Pastor, J. et K.A. Rusterholz. 1999. Comparison of structural and compositional characteristics in old-growth and mature, managed hardwood forests of Minnesota. U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research* **29**: 1479-1489.

Hanula, J.L., Horn, S. et D.D. Wade. 2006. The role of dead wood in maintaining arthropod diversity on the forest floor dans Grove S.J. et J. L. Hanula (eds.), *Insect biodiversity and dead wood: proceedings of a symposium for the 22nd International Congress of Entomology, 15-24 August 2004*. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station, Asheville, NC. p. 57-66.

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., Cummins, J.R. et K.W. Cummins. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advance in Ecological Research* **15**: 133-302.

Harvey, B.D. et S. Brais. 2007. Partial cutting as an analogue to stem exclusion and dieback in trembling aspen (*Populus tremuloides*) dominated boreal mixedwoods: implications for deadwood dynamics. *Canadian Journal of Forest Research*, **37**:1527-1533.

Hély, C., Bergeron, Y. et M.D. Flannigan. 2000. Coarse woody debris in the southeastern Canadian boreal forest: Composition and load variations in relation to stand replacement. *Canadian Journal of Forest Research* **30**: 674-687.

Hibbert, A. 2010. Importance of fallen coarse woody debris to the diversity of saproxylic diptera in the boreal mixedwood forests of eastern North America. Mémoire de Maîtrise, Université du Québec à Montréal, Québec, Canada). 87 pp.

Hunter, M.L. 1990. Wildlife, forest and forestry: Principles of managing forest for biological diversity. Prentice Hall, Englewood cliffs, New Jersey, USA. 370 pp.

Imbeau, L. et A. Desrochers. 2002. Foraging ecology and use of drumming trees by three-toed woodpeckers. *Journal of Wildlife Management* **66**: 222-231.

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.

- Julien, D. et M. Darveau. 2005. Où sont les gros arbres d'intérêt faunique? Répartition des arbres par essence, âge, diamètres, qualité de stations et sous-domaines bioclimatiques dans les peuplements forestiers naturels du Québec. Canards Illimités, rapport technique no Q2005-3. 132 pp.
- Kafka, V., Gauthier, S., et Y. Bergeron. 2001. Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec. *International Journal of Wildland Fire* **10**: 119-127.
- Kenefic, L.S. et R.D. Nyland. 2007. Cavity trees, snags, and selection cutting: A northern hardwood case study. *Northern Journal of Apply Forestry*: **24**(3):192-196.
- Kneeshaw, D. et Y. Bergeron. 1998. Canopy gap characteristics and tree replacement in the south-eastern boreal forest. *Ecology* **79**: 783-794.
- 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 Gauthier, S., et al., Aménagement écosystémique en forêt boréale, Presses de l'Université du Québec, Presse de l'Université du Québec, p. 215-240.
- Komonen, A. 2003. Hotspots of insect diversity in boreal forests. *Conservation Biology* **17**: 976-981.
- Lambert, R.L., Lang, G.E. et W.A. Reiners. 1980. Loss of mass and chemical change in decaying boles of a subalpine balsam fir forest. *Ecology* **61**: 1460-1473.
- Lopez, L.E.M., Harper, K.A. et P. Drapeau. 2006. Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. *Ecoscience* **13**: 226-233.
- MacLean, D.A. 1980. Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: a review and discussion. *Forestry Chronicle* **56**: 213-221.
- Malenfant, A., Blouin, D. et G. Lessard. 2006. Régénération par coupe progressive irrégulière – Rapport d'étape 2005 dans le cadre du programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier (Volet 1). Présenté au ministère des Ressources naturelles du Québec, Unité de gestion de la Baie-des-Chaleurs. Gaston Cellar Inc., Groupement forestier Baie-des-Chaleurs et CERFO, 25 pp.
- McGee, G.G., Leopold, D.J. et R.D. Nyland. 1999. Structural characteristics of old-growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests. *Ecological Applications* **9**: 1316-1329.
- Means, J.E., MacMillan, P.C. et K.Jr. Cromack. 1992. Biomass and nutrient content of Douglas-fir logs and other detrital pools in an old growth forest, Oregon, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research* **22**: 1536-1546.

Messier, J., Kneeshaw, D., Bouchard, M. et A. de Römer. 2005. A comparison of gap characteristics in mixedwood old-growth forests in eastern and western Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **35**: 2510-2514.

Morrison, M. et M. Raphael. 1993. Modeling the dynamics of snags. *Ecological Applications* **3**(2): 322-330.

MRNF. 2010. Instructions relatives à l'application de l'arrêté ministériel sur la valeur des traitements sylvicoles admissibles en paiement des droits – Exercices 2010-2013, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement des forêts publiques et privées. 131 pp.

MRNF. 2009. Estimation de la disponibilité de biomasse forestière par région administrative du Québec en 2007-2008 – Forêts publiques et privées. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de l'industrie des produits forestiers, 1 p. disponible au <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/entreprises/biomasse/disponibilite-biomasse.pdf>.

MRNFQ. *en préparation*. Guide sylvicole provincial. Groupe de travail sur l'élaboration des guides sylvicoles. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.

MRNFP. 2005. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier, Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012 - Document de mise en oeuvre, gouvernement du Québec, 48 pp.

Nappi, A. 2009. Sélection d'habitat et démographie du pic à dos noir dans les forêts brûlées de la forêt boréale. Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal. 220 pp.

Nappi, A. et P. Drapeau. *Sous presse*. Pre-fire forest conditions and fire severity as determinants of the quality of burned forests for deadwood-dependent species: the case of the black-backed woodpecker. *Canadian Journal of Forest Research* **41**: 1-10.

Nappi, A., Déry, S., Bujold, F., Chabot, M., Dumont, M.-C., Duval, J., Drapeau, P., Gauthier, S., Brais, S., Peltier, J. et I. Bergeron. 2011. La récolte dans les forêts brûlées - Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 51 pp.

Nappi, A., Drapeau, P., Saint-Germain, M. et V.A. Angers. 2010. Effect of fire severity on long-term occupancy of burned boreal conifer forests by saproxylic insects and wood-foraging birds. *International Journal of Wildland Fire* **19**(4): 500-511.

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? *Forestry Chronicle* **80**: 67-74.

Nappi, A., Drapeau, P., Giroux, J.F. et J.P.L. Savard. 2003. Snag use by foraging black-backed woodpeckers (*Picoides arcticus*) in a recently burned Eastern boreal forest. *The Auk* **120**(2): 505-511.

Newton, I. 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation* **70**: 265-276.

OMNR. 2001. Forest management guide for natural disturbance pattern emulation, Version 3.1. Ontario Ministry of Natural Resources, Queen's Printer for Ontario, Toronto, 40 pp.

Ouimet, R. et L. Duchesne. 2009. Évaluation des types écologiques forestiers sensibles à l'appauvrissement des sols en minéraux par la récolte de biomasse. Rapport hors série. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. 25 pp.

Paré, D., Rochon, P. et S. Brais. 2002. Assessing the geochemical balance of managed boreal forests. *Ecological Indicators* **1**: 293-311.

Petranka, J.W. 1998. The salamanders of United States and Canada. Smithsonian Institution Press, Washington. 587 pp.

Pham, A.T., De Grandpré, L., Gauthier, S. et Y. Bergeron. 2004. Gap dynamics and replacement patterns in gaps of the northeastern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **34**: 353-364.

Picher, R. 1999. Chicots de feuillus. Commission de la santé et de la sécurité du travail du Québec. 53 pp.

Pinna, S., Malenfant, A., Hébert, B. et M. Côté. 2009. Portrait forestier historique de la Gaspésie. Consortium en Foresterie Gaspésie-Les-Îles, Gaspé. 204 pp.

Poulin, J.-F., Villard, M.-A. et S. Haché. 2010. Short-term demographic response of an old forest specialist to experimental selection harvesting. *Écoscience* **17**(1): 20-27.

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.

Prescott, J. et P. Richard. 1996. Mammifères du Québec et de l'est du Canada. Éditions Michel Quintin, Waterloo, QC. 399 pp.

Price, K., Holt, R. et L. Kremsater. 2007. Representative forest targets: informing thresholds refinement with science. Pour le Coastal Forest Conservation Initiative (CFCI) et le Rainforest Solution Project (RSP). En ligne : [http://www.forrex.org/program/con\\_bio/PDF/Workshops/Forest\\_Workshop/representation\\_paper.pdf](http://www.forrex.org/program/con_bio/PDF/Workshops/Forest_Workshop/representation_paper.pdf).

Raphael, M.G. et M. White. 1984. Use of snags by cavity-nesting birds in the Sierra Nevada. *Wildlife Monography* **86**: 3-66.

Riopel, M., Begin, J. et J.-C. Ruel. 2010. Probabilités de pertes des tiges individuelles, cinq ans après des coupes avec protection des petites tiges marchandes, dans des forêts résineuses du Québec. *Canadian Journal of Forest Research* **40**(7): 1458-1472.

Rheault, H., Bélanger, L., Grondin, P., Ouimet, R., Hébert, C. et C. Dussault. 2009. Stand composition and structure as indicators of epixylic diversity in old-growth boreal forests. *Écoscience* **16**: 183-196.

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**: 2382-2386.

Robert, E. 2010. Régénération forestière en forêt boréale mixte : Rôle du bois mort comme substrat d'établissement et dynamique sapin-peuplier suite aux pratiques sylvicoles adaptées. Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 84 pp.

Ruel, J.-C. 1995. Understanding Windthrow: Silvicultural Implications. *The Forestry Chronicle* **71**: 434-445.

Ruel, J.-C. 2000. Factors influencing windthrow in balsam fir forests: from landscape studies to individual tree studies. *Forest Ecology and Management* **135**: 169-178.

Ruel, J.-C., Pin, D. et K. Cooper. 2001. Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management* **143**: 105-113.

Runkle, J.R. 1982. Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America. *Ecology* **63**: 1533-1546.

Saint-Germain, M., Drapeau, P. et C. Hébert. 2004. Xylophagous insect species composition and patterns of substratum use on fire-killed black spruce in central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **34**: 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.

Siitonen, J., Penttilä, R. et H. Kotiranta. 2001. Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia. *Ecological Bulletins* **49**: 231-242.

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.

Spies, T.A., Franklin, J. F. et T. B. Thomas. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* **69**: 1689-1702.

St-Laurent Samuel, A. et E. Thiffault. *En préparation*. La récolte de biomasse forestière : Saines pratiques et enjeux écologiques en forêt boréale.

Storaunet, K.O. et J. Rolstad. 2002. Time since death and fall of Norway spruce logs on old-growth and selectively cut boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **32**: 1801-1812.



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.

Thiffault, E., Paré, D., Bélanger, N., Munson, A.D. et F. Marquis. 2006. Harvesting intensity at clear-felling in the boreal forest: Impact on soil and foliar nutrient status. *Soil Science Society of America Journal* **70**: 69-701.

Thiffault, E., Paré, D., Brais, S. et B.D. Titus, 2010. Intensive biomass removals and site productivity in Canada: A review of relevant issues. *The forestry Chronicle* **86**(1):36-42.

Thorpe, H.C. et S.C. Thomas. 2007. Partial harvesting in the Canadian boreal: Success will depend on stand dynamic responses. *The Forestry Chronicle* **83**: 319-325.

Tremblay, J.A., Ibarzabal, J. et J.-P.L. Savard. 2010. Intensive biomass removals and site productivity in Canada: A review of relevant issues. *Canadian Journal of Forest Research* **40**: 991-999.

Vaillancourt, M.A. 2007. Caractérisation de la disponibilité des arbres potentiels à la nidification du garrot d'Islande dans la forêt boréale de l'est du Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, QC. 99 pp.

Vaillancourt, M.A., Drapeau, P., Gauthier, S. et M. Robert. 2008. Availability of standing trees for large cavity-nesting birds in the eastern boreal forest of Québec, Canada. *Forest Ecology and Management* **255**(7): 2272-2285.

Vaillancourt, M.A. 2008. Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation et Service de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques. 58 pp.

Vanderwel, M.C., Caspersen, J.P., Malcolm, J.R., Papaik, M.J. et C. Messier. 2011. Structural changes and potential vertebrate responses following simulated partial harvesting of boreal mixedwood stands. *Forest Ecology and Management* **261**: 1262-1371.

Vanderwel, M.C., Caspersen, J.P. et M.E. Woods. 2006. Snag dynamics in partially harvested and unmanaged northern hardwood forests. *Canadian Journal of Forest Research* **36**: 2769-2779.

Varady-Szabo, H. et C.M. Buddle. 2006. On the relationships between ground-dwelling spider (Araneae) assemblages and dead wood in a northern sugar maple forest. *Biodiversity Conservation* **15**: 4119-4141.

Varady-Szabo, H., Côté, M., Boucher, Y., Brunet, G. et J.P. Jetté. 2008. Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire – document d'aide à la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique, Gaspé, Consortium en foresterie de la Gaspésie-Les-Îles et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 61 pp.

Villeneuve, N. et J. Brisson. 2003. Old-growth forests in the temperate deciduous zone of Quebec: Identification and evaluation for conservation and research purposes. *Forestry Chronicle* **79**(3): 559-569.

Watt, W. R. et M.C. Caceres. 1999. Managing for snags in the boreal forests of Northeastern Ontario, TN-016, Ontario Ministry of Natural Resources, North-eastern Science and Technology. 19 pp.

Wikars, L.-O. 2002. Dependence on fire in wood-living insects: An experiment with burned and unburned spruce and birch logs. *Journal of Insect Conservation* **6**: 1-12.

Webb, S.L. 1999. Disturbance by wind in temperate zone forests, dans Walker L.R. Ecosystems of the world : Ecosystems of disturbed ground, Elsevier, p. 187-222.

Yatskov, M., Harmon, M.E. et O.N. Krankina. 2003. A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Canadian Journal of Forest Research* **33**: 1211-1226.

SAVOIR | FAIRE SAVOIR



37, rue Chrétien, bureau 26, C. P. 5 Gaspé (Québec) G4X 1E1 **Tél.:** 418.368-5166 ou 1 866.361.5166 **Téloc.:** 418.368.0511

**mieuxconnaîtrelaforêt.ca**

