

**ÉVALUATION DE L'UTILISATION PAR LA FAUNE TERRESTRE DES  
PLANTATIONS ET DES PEUPEMENTS AYANT FAIT L'OBJET D'UNE ÉCLAIRCIE  
PRÉCOMMERCIALE ET DE L'IMPACT DES ÉCLAIRCIES COMMERCIALES À  
L'ÉCHELLE LOCALE ET RÉGIONALE**

F2009-8203



Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats

**ÉVALUATION DE L'UTILISATION PAR LA FAUNE TERRESTRE DES PLANTATIONS ET  
DES PEUPEMENTS AYANT FAIT L'OBJET D'UNE ÉCLAIRCIE PRÉCOMMERCIALE ET  
DE L'IMPACT DES ÉCLAIRCIES COMMERCIALES À L'ÉCHELLE LOCALE ET RÉGIONALE**

Par

Valérie Harvey

Pour le

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune  
Secteur Faune

Février 2009

Référence à citer :

---

HARVEY, V. 2009. Évaluation de l'utilisation par la faune terrestre des plantations et des peuplements ayant fait l'objet d'une éclaircie précommerciale et de l'impact des éclaircies commerciales à l'échelle locale et régionale. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats. 65 p.

---

© Gouvernement du Québec  
Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2009

ISBN : 978-2-550-56050-0 (version imprimée)  
978-2-550-56051-7 (pdf)

## AVANT-PROPOS

La réalisation de ce rapport a été rendue possible grâce à la collaboration de plusieurs personnes. Je voudrais d'abord remercier monsieur Pierre Blanchette, biologiste à la Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats du ministère des Ressources naturelles et de la Faune, qui a supervisé la réalisation de ce rapport. Le temps qu'il y a consacré, ses commentaires judicieux de même que les corrections qu'il a apportées aux versions préliminaires de ce rapport ont certes contribué à en améliorer la qualité. Je témoigne aussi ma reconnaissance à monsieur Jean Lamoureux et à madame Sylvie Desjardins du ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Les recommandations qu'ils ont émises à la suite de la lecture de la version antérieure de ce travail ont permis d'en accroître la qualité. Les discussions enrichissantes que j'ai eues avec monsieur Martin Barrette, étudiant au doctorat à la Faculté de foresterie de l'Université Laval, ont aussi aidé à orienter mes pensées et la structure de ce rapport en me permettant de mieux comprendre la dynamique des écosystèmes forestiers et de me familiariser avec les stratégies d'aménagement sylvicole. Je désire donc lui exprimer ma gratitude pour le temps qu'il m'a consacré. Merci à monsieur Ambroise Lycke, étudiant à la maîtrise à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, de m'avoir aidée à orienter le début de ma recherche littéraire. Et finalement, je désire remercier monsieur Mike Hammill, le superviseur de mon emploi à Pêches et Océans Canada, de m'avoir accordé le temps nécessaire pour mener à bien ce contrat de travail.

Les études consultées portent principalement sur le travail effectué dans de vraies plantations et des éclaircies réalisées dans les peuplements naturels. Aucune distinction n'est cependant faite dans le texte entre les plantations et les regarnis de même qu'entre les éclaircies faites en milieu naturel et celles réalisées en plantation. Afin d'alléger la lecture, et aussi parce que les noms communs français des espèces mentionnées dans les études consultées ne sont pas toujours existants, les noms génériques de même que les noms latins des espèces autres que celles que l'on trouve au Québec sont présentés dans les textes et les tableaux de ce document. Les noms communs anglais et français des espèces de même que les références bibliographiques des études dans lesquelles elles sont mentionnées sont donnés à l'annexe II.

## RÉSUMÉ

L'éclaircie commerciale est une coupe partielle qui a pour but de réduire la compétition entre les arbres présents ou d'ajuster la composition en essences des peuplements immatures en diminuant la densité de tiges présente dans ceux-ci. Parce que cette coupe partielle augmente la rentabilité du peuplement et que les peuplements propices à sa réalisation sont en nombre croissant, elle est de plus en plus effectuée dans les forêts du Québec. Son impact sur la faune est cependant peu connu. Une revue littéraire a donc été effectuée afin de recenser les connaissances disponibles à ce jour quant à l'utilisation des plantations par la faune et de déterminer les effets de l'éclaircie commerciale sur les invertébrés de même que sur les différents groupes de vertébrés (amphibiens, reptiles, oiseaux et mammifères) pour ultimement être en mesure d'établir de quelle façon ce traitement pourrait affecter la diversité végétale et faunique des peuplements forestiers.

Ce travail de synthèse a permis de mettre en évidence que les plantations sont des habitats fauniques relativement pauvres comparativement aux habitats naturels. L'ouverture de ces peuplements à la suite de l'éclaircie commerciale favorise le développement de la végétation de sous-bois et des essences autres que celles qui dominent la plantation. En complexifiant ainsi la structure de la végétation et en diversifiant les essences présentes dans les peuplements traités, l'éclaircie commerciale favorise la diversité faunique. Les sites auxquels ce traitement a été appliqué sont en effet davantage fréquentés par les espèces fauniques que les peuplements qui n'ont pas été traités.

La réponse des espèces fauniques varie cependant en fonction de l'impact de l'éclaircie sur la composition des espèces végétales présentes dans le peuplement. L'intensité avec laquelle l'éclaircie est pratiquée et le temps écoulé depuis que celle-ci a été réalisée influencent donc les communautés fauniques des peuplements. De manière générale, les espèces d'oiseaux et de mammifères associées aux premiers stades de végétation et aux milieux ouverts sont favorisées dans les années qui suivent l'éclaircie commerciale. L'abondance de ces espèces diminue cependant à mesure que le peuplement se referme, alors que les espèces associées aux milieux fermés et aux peuplements anciens deviennent plus fréquentes. L'intervalle de temps entre l'éclaircie commerciale et la coupe finale du peuplement peut, par contre, être insuffisant pour assurer le rétablissement à long terme de certaines espèces. De même, bien que l'éclaircie commerciale soit davantage propice que d'autres types de coupes forestières à préserver la richesse spécifique et la diversité faunique des peuplements forestiers, la

communauté faunique de ces peuplements est généralement différente de celle des peuplements anciens.

Suivant ces faits, il apparaît pertinent de pratiquer l'éclaircie commerciale avec prudence afin de préserver l'intégrité des écosystèmes forestiers. L'application de l'éclaircie commerciale sur des superficies restreintes du peuplement, l'éclaircie du peuplement à différentes intensités ou la pratique de différents types d'aménagements sylvicoles de manière simultanée à l'éclaircie commerciale figurent parmi les mesures qui permettraient de minimiser l'impact de l'éclaircie sur les communautés fauniques en maximisant la diversité d'habitats dans les peuplements. Les auteurs recommandent aussi de porter une attention particulière aux attributs du paysage lors de la planification et de la réalisation des éclaircies commerciales étant donné que ceux-ci sont susceptibles d'influencer l'impact de cette coupe sur les peuplements et sur la faune. Le suivi à long terme des communautés fauniques, en portant une attention particulière aux espèces typiques des forêts québécoises, permettrait aussi d'approfondir les connaissances relatives à cette stratégie d'aménagement.

## TABLE DES MATIÈRES

<b>AVANT-PROPOS .....</b>	<b>IV</b>
<b>RÉSUMÉ.....</b>	<b>IV</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES .....</b>	<b>VII</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX .....</b>	<b>VIII</b>
<b>1. INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
1.1. MISE EN SITUATION .....	1
1.2. PRATIQUE DES ÉCLAIRCIES AU QUÉBEC.....	2
1.3. BUT DE L'ÉTUDE .....	3
<b>2. LES PLANTATIONS.....</b>	<b>4</b>
2.1. IMPACT SUR LA STRUCTURE VÉGÉTALE DES PEUPEMENTS .....	4
2.2. UTILISATION DES PLANTATIONS PAR LA FAUNE .....	5
2.2.1. Les amphibiens et les reptiles.....	5
2.2.2. Les oiseaux.....	6
2.2.3. Les petits mammifères.....	8
2.2.4. Les grands mammifères .....	9
2.3. VALEUR DES PLANTATIONS EN TANT QU'HABITATS FAUNIQUES.....	9
2.4. RECOMMANDATIONS.....	10
<b>3. LES ÉCLAIRCIES .....</b>	<b>11</b>
3.1. ÉCLAIRCIE PRÉCOMMERCIALE .....	11
3.1.1. Impact sur la végétation.....	12
3.1.2. Impact sur la faune .....	12
3.2. ÉCLAIRCIE COMMERCIALE .....	13
3.2.1. Impact sur les caractéristiques de l'habitat .....	16
3.2.2. Impact sur les ressources fauniques.....	19
<b>4. SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES ET RECOMMANDATIONS.....</b>	<b>35</b>
4.1. SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES DISPONIBLES À CE JOUR .....	35
4.2. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ACTUELLES .....	36
4.3. RECOMMANDATIONS.....	36
<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>39</b>
<b>ANNEXE I .....</b>	<b>48</b>
<b>ANNEXE II .....</b>	<b>60</b>

## LISTE DES TABLEAUX

<p>TABLEAU 1. RÉPONSE OBSERVÉE DANS A) L'ABONDANCE ET B) LA DENSITÉ DE DIFFÉRENTES ESPÈCES D'OISEAUX DANS LES SITES AYANT SUBI UNE ÉCLAIRCIE COMMERCIALE COMPARATIVEMENT À CE QUI A ÉTÉ OBSERVÉ DANS LES SITES TÉMOINS, SELON QUE CES ESPÈCES SOIENT PRÉSENTES OU NON AU QUÉBEC. LE NOM LATIN DES ESPÈCES PRÉSENTES AU QUÉBEC, LE NOM COMMUN DES AUTRES ESPÈCES ET LES RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES DES ÉTUDES QUI EN FONT MENTION SONT DONNÉS À L'ANNEXE I.....</p>	24
<p>TABLEAU 2. RÉPONSE OBSERVÉE DANS A) L'ABONDANCE, B) LES PARAMÈTRES RELATIFS À LA DYNAMIQUE DE POPULATION ET C) L'UTILISATION DE L'ESPACE DE DIFFÉRENTES ESPÈCES DE MAMMIFÈRES DANS DES SITES AYANT SUBI UNE ÉCLAIRCIE COMMERCIALE COMPARATIVEMENT À CE QUI A ÉTÉ OBSERVÉ DANS LES SITES TÉMOINS. LE NOM LATIN DES ESPÈCES DU QUÉBEC, LE NOM COMMUN DES ESPÈCES PRÉSENTES AILLEURS QU'AU QUÉBEC ET LES RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES DES ÉTUDES QUI EN FONT MENTION SONT DONNÉS À L'ANNEXE 1 .....</p>	31

## 1. INTRODUCTION

### 1.1. Mise en situation

Depuis plus de trois décennies, le reboisement joue un rôle de premier plan en tant qu'intervention sylvicole dans les forêts de toute tenure du Québec (Ministère des Ressources naturelles 2002; Gagnon 2006). En effet, le reboisement des parterres de coupe est couramment effectué lorsque la régénération naturelle est insuffisante pour assurer le renouvellement de la forêt (Binot 2006; Ishii *et al.* 2008). Cette approche permet d'assurer la reforestation des terres après les coupes forestières tout en préservant l'approvisionnement en matière ligneuse nécessaire à l'industrie forestière. En effet, pour une même unité de surface, la quantité de matière ligneuse pouvant être extraite d'une plantation peut être jusqu'à 20 % plus élevée que celle prélevée dans les peuplements naturels (Ministère des Ressources naturelles 2002; Heaton 2005).

La compétition entre les arbres plantés peut cependant affecter significativement le taux de survie et la croissance en diamètre des arbres et entraîner une diminution considérable de la productivité de la plantation (Prégent 2004c). Ces pertes sont d'autant plus élevées dans les plantations denses et fertiles, car le taux de survie y est beaucoup moins élevé que dans les plantations pauvres (Prégent 2004c). Celui-ci, tout comme le diamètre à hauteur de poitrine des arbres, est aussi moins élevé dans les peuplements denses, ce qui fait en sorte que les arbres de ces peuplements sont plus vulnérables aux intempéries naturelles et ce qui leur confère aussi une moins bonne valeur marchande (Prégent 2004c).

Devant les pressions sociales et environnementales et la diminution des peuplements pouvant être exploités commercialement, diverses interventions sont mises en œuvre afin d'accroître la productivité ligneuse des peuplements et la valeur des produits qui en sont extraits (Hayes *et al.* 1997; Posner et Jordan 2002; Prégent et Ménétrier 2007). Avec le contrôle de la densité de reboisement, l'éclaircie commerciale est une des solutions fréquemment proposées afin de contrôler la densité des peuplements forestiers tout en assurant le maintien de la biodiversité des peuplements (Centre technologique en résidus industriels 2002; Hagar 2007).

L'éclaircie commerciale est un traitement d'éducation sylvicole qui a pour but d'accroître la productivité des peuplements en abaissant leur densité (Hayes *et al.* 1997; Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs 2003; Prigent 2004c; Ishii *et al.* 2008). Ce traitement sylvicole est particulièrement bien adapté aux forêts qui ont été éduquées en bas âge, notamment par une éclaircie précommerciale, et aux plantations où les arbres ont atteint des dimensions commerciales (Centre technologique en résidus industriels 2002; Ministère des Ressources naturelles 2002). Ainsi, avec les plantations de conifères qui parviennent graduellement à maturité, le nombre de peuplements propices à l'application de l'éclaircie commerciale et la volonté de créer des coupes forestières compatibles avec le maintien de la biodiversité faunique présente dans les peuplements forestiers, il est juste de croire que la fréquence des éclaircies commerciales, encore peu pratiquées dans l'est du Canada, augmentera considérablement au cours des prochaines décennies (Centre technologique en résidus industriels 2002).

## 1.2. Pratique des éclaircies au Québec

Depuis une dizaine d'années, l'éclaircie commerciale est en effet de plus en plus pratiquée en sol québécois, ce qui en fait aujourd'hui la coupe partielle la plus fréquemment réalisée en forêt résineuse (Lycke *et al.* 2007). Avant 1995, environ 250 hectares de forêt publique québécoise étaient prélevés chaque année au moyen de cette coupe partielle (Ministère des Ressources naturelles 2002). En 1998, celle-ci était appliquée sur 12 000 hectares, soit sur une superficie qui représente environ 0,5 % des peuplements matures présents dans tous les types de forêts québécoises (Ministère des Ressources naturelles 2002). La superficie moyenne annuelle de terrains à vocation forestière admissibles à ce type d'intervention pour les quatre prochaines périodes quinquennales a, quant à elle, été estimée respectivement à 23 000, à 30 000, à 93 000 et à 57 000 hectares (Annexe I). Ces superficies sont des estimations de la dimension des surfaces qui seront probablement récoltées dans les années à venir. Elles sont principalement situées dans les unités de gestion des régions administratives du Bas-Saint-Laurent, du Saguenay–Lac-Saint-Jean, de la Mauricie et de l'Abitibi-Témiscamingue (Annexe I).

Outre son impact économique, la pratique de cette coupe partielle aura sans contredit des répercussions sur la structure des peuplements forestiers et, conséquemment, sur

la biodiversité faunique qui y est associée. Il est toutefois difficile de prédire avec justesse de quelle façon la faune et les habitats en seront affectés puisque l'utilisation par la faune des peuplements traités par éclaircie commerciale est, à ce jour, peu documentée (Bender *et al.* 1997). Par ailleurs, l'information disponible à ce sujet est généralement fragmentaire et propre à des types de peuplements dont les caractéristiques diffèrent des attributs des forêts québécoises, tels que les plantations de pins présentes sur la côte ouest américaine. De même, l'impact à long terme de ce type d'aménagement sylvicole sur les caractéristiques de l'habitat et la diversité faunique est peu connu.

### 1.3. But de l'étude

Néanmoins, en considérant les particularités des travaux qui ont été réalisés à ce jour, les informations disponibles demeurent pertinentes afin de déterminer de quelle façon l'éclaircie commerciale est susceptible d'affecter l'utilisation par la faune des forêts présentes au Québec. Elles pourront aider à mettre en place une stratégie d'aménagement forestier compatible avec le maintien de l'intégrité des peuplements forestiers. Cette revue littéraire a donc été effectuée afin de répertorier de quelle façon la faune terrestre utilise les plantations et d'analyser l'impact de l'éclaircie commerciale sur la structure des peuplements forestiers ainsi que sur la diversité faunique terrestre associée à ceux-ci. Le présent document présente une synthèse des connaissances recueillies lors de ce travail.

## 2. LES PLANTATIONS

Comme cela a été observé ailleurs dans le monde, les plantations occupent une proportion de plus en plus grande de la superficie de terrain à vocation forestière du territoire québécois (Donald *et al.* 1998; Ministère des Ressources naturelles 2002; Heaton 2005). Depuis 1997-1998, près de 30 millions de plants de forte dimension sont plantés chaque année, et ce, principalement sur les terres privées du Québec (Ministère des Ressources naturelles 2002). Dans la seule région du Bas-Saint-Laurent, 450 millions d'arbres ont été plantés entre 1964 et 2003 (Gagnon 2006). Toutefois, bien qu'elles puissent favoriser la production forestière, les modifications de même que les perturbations entraînées par les traitements de reforestation sont susceptibles d'influencer la structure des peuplements, leur composition ainsi que l'abondance des espèces animales qui leur sont associées (De Bellefeuille *et al.* 2001; Demers 2002; Heaton 2005). La comparaison des plantations et des peuplements naturels a, en effet, permis de mettre en évidence des différences significatives entre leur structure végétale et leur composition faunique.

### 2.1. Impact sur la structure végétale des peuplements

L'analyse des peuplements reboisés en épinettes noires dans la sapinière pluvieuse de la forêt boréale effectuée par De Bellefeuille *et al.* (2001) a démontré que, dans les années suivant la mise en terre des plants, la structure de ces plantations est aussi hétérogène que celle des peuplements naturels qui leur sont adjacents. Le couvert arbustif est toutefois plus important dans les plantations que sur les sites naturels. Ces peuplements diffèrent cependant par les essences qui les composent, et ce, possiblement parce que le scarifiage réalisé sur les sites reboisés préalablement à la mise en terre des plants nuit à la régénération préétablie (De Bellefeuille *et al.* 2001).

À plus long terme, le reboisement des parterres de coupe avec des essences résineuses, abondamment effectué au Québec, mène généralement à la création de peuplements homogènes dont la structure végétale est différente et généralement plus simple que celle des peuplements naturels (Parker 1984; Hansen *et al.* 1991; Hayes *et al.* 2005). En effet, la majorité des plantations ont un seul étage à la canopée. Celle-ci

est généralement très dense et l'ombre qu'elle crée limite le développement de la végétation de sous-bois (Ishii *et al.* 2008; Paritsis et Aizen 2008). Les strates arbustives et herbacées de ces peuplements sont donc particulièrement pauvres (Paritsis et Aizen 2008). Les espèces indigènes qui sont vivaces et tolérantes à l'ombre, espèces normalement présentes dans les peuplements décidus matures, sont moins abondantes et moins diversifiées dans les plantations. Ceci est particulièrement vrai dans les plantations de résineux où la végétation de sous-bois est généralement absente ou beaucoup moins diversifiée que celle présente dans les forêts de résineux semi-naturelles (Bender *et al.* 1997; Ishii *et al.* 2008). À mesure que ces plantations vieillissent, la proportion d'espèces décidues diminue et celle de résineux augmente (Parker 1984).

## 2.2. Utilisation des plantations par la faune

Le reboisement crée donc des peuplements qui sont relativement simples comparativement aux forêts naturelles. Si cette structure de végétation est favorable à la production de matière ligneuse destinée à l'exploitation forestière, la moins grande diversité d'habitats présente dans ces peuplements a des impacts sur la faune (Heaton 2005). L'absence de végétation de sous-bois se traduit généralement par une grande visibilité latérale et par une perte de gîte et de nourriture pour les espèces fauniques, ce qui fait des plantations des habitats pauvres pour la faune (Bender *et al.* 1997; Demers 2002; Ito *et al.* 2003). Il a été estimé que les plantations de résineux peuvent, par exemple, abriter jusqu'à 90 à 95 % moins d'espèces fauniques que les peuplements naturels les ayant précédées (Williams 2000). Les communautés fauniques des plantations sont aussi généralement moins diversifiées que celles des peuplements naturels et comportent également une plus grande proportion d'espèces exotiques au peuplement d'origine (Carey et Johnson 1995; Bender *et al.* 1997; Thompson *et al.* 2003; Lantschner *et al.* 2008).

### 2.2.1. Les amphibiens et les reptiles

Aucune des études répertoriées lors de cette revue littéraire ne fait toutefois état de l'effet de la reforestation des parterres de coupe sur les communautés de reptiles et

d'amphibiens. DeMaynadier et Hunter (1995) suspectent toutefois que la diminution du pH du sol, causée par la conversion des peuplements mixtes ou décidus en plantations de conifères, pourrait causer une diminution de la richesse spécifique et de la densité de ces vertébrés sur les sites aménagés.

### 2.2.2. Les oiseaux

Les différences de structure et de complexité végétale qui subsistent entre les peuplements naturels et les plantations affectent les communautés d'oiseaux. Ces différences varient en fonction de l'âge des plantations et de la guildes à laquelle les espèces appartiennent. Ainsi, la composition et la diversité d'oiseaux qui fréquentent les milieux ouverts des jeunes plantations d'épinettes noires ne sont pas différentes de celles observées en forêt boréale québécoise régénérée naturellement (De Bellefeuille *et al.* 2001). La densité de passereaux nicheurs (espèces associées aux milieux fermés) qui y est observée se révèle cependant deux fois plus importante, et ce, possiblement à cause du fait que le couvert arbustif de ces plantations est plus dense que celui des peuplements naturels. Les plantations de pins matures dont la strate arbustive est la plus dense et qui présentent une plus grande diversité de plantes herbacées abritent en effet les communautés d'oiseaux les plus riches (Díaz *et al.* 1998; Wesley *et al.* 1981). Une corrélation positive entre la densité de la strate arbustive et herbacée et la densité aviaire a aussi été mise en évidence par De Bellefeuille *et al.* en 2001.

Donald *et al.* (1998) ont, quant à eux, démontré que les communautés d'oiseaux des plantations évoluent avec les caractéristiques de l'habitat et donc, avec l'âge de la plantation. Selon ces auteurs, bien qu'une grande proportion d'oiseaux exotiques fréquente les jeunes plantations, celles-ci abritent peu d'espèces et une faible abondance d'oiseaux. Les plantations de plus de 50 ans sont généralement celles qui comportent la plus grande richesse spécifique et la plus grande abondance d'oiseaux. Les oiseaux exotiques constituent une proportion considérable de la communauté d'oiseaux de ces peuplements, alors que le nombre d'oiseaux associés aux cavités des arbres est moins important que dans les peuplements naturels (Donald *et al.* 1998; Thompson *et al.* 2003).

En plus de la structure de la végétation, la diversité du paysage a aussi une influence considérable sur l'abondance et la richesse aviaires des plantations (Díaz *et al.* 1998; Thompson *et al.* 2003; Wesley *et al.* 1981). Dans les plantations de pins où la végétation de sous-bois est peu développée, Díaz *et al.* (1998) ont démontré que la diversité d'oiseaux augmente avec la taille de la plantation. Ils ont aussi établi que plus les plantations sont distantes des peuplements naturels, plus le nombre d'espèces présentes à l'intérieur de celles-ci diminue. Ces résultats sont toutefois contraires à ceux de l'étude de Donald *et al.* (1998) qui ont mis en évidence que la taille de la plantation n'influençait pas la diversité d'oiseaux présente dans les plantations, et ce, peu importe si celles-ci étaient dominées par des essences décidues, résineuses ou par des peuplements mixtes.

Les plantations sont aussi favorables à la reproduction des espèces qui les fréquentent. Le nombre d'espèces d'oiseaux nichant dans les plantations de feuillus est similaire à celui que l'on trouve dans les forêts naturelles (Wesley *et al.* 1981). De même, le succès de reproduction de l'épervier de Cooper dans les plantations de pins n'est pas différent de celui observé dans les peuplements naturels adjacents (Rosenfield *et al.* 2000). La densité des couples reproducteurs présente dans les plantations est, par ailleurs, la plus grande à avoir été observée pour l'espèce. Le succès reproducteur des oiseaux dans les plantations est toutefois tributaire de la présence des caractéristiques qu'ils recherchent pour la nidification : l'abondance d'oiseaux nichant dans les jeunes plantations diminue en effet avec le dégagement chimique et mécanique de la régénération de sous-bois présente dans les plantations, et ce, probablement en raison de la perte de couvert arbustif (Woodcock *et al.* 1997; De Bellefeuille *et al.* 2001).

La distance entre les plantations et les peuplements naturels qui leur sont adjacents peut aussi influencer la qualité des habitats de reproduction présents dans celles-ci (Díaz *et al.* 1998; Thompson *et al.* 2003). Cela est au moins vrai pour la gélinotte huppée, pour laquelle les peuplements feuillus constituent de meilleurs habitats de reproduction que les plantations de conifères, comme Gullion *et al.* (1990) l'ont démontré. Ces auteurs ont notamment mis en évidence que le nombre de couples nicheurs dans les plantations de conifères est plus élevé où la régénération de trembles est présente, d'où l'importance de maintenir des parcelles de régénération feuillue dans les plantations de conifères.

### 2.2.3. Les petits mammifères

Les études ayant évalué l'utilisation des sites reboisés par les petits mammifères suggèrent que les plantations leur sont favorables lorsque la densité du couvert est suffisante pour assurer leur protection (Parker 1986; De Bellefeuille *et al.* 2001; Moser *et al.* 2002). En forêt boréale, dans les années qui suivent le reboisement des sites coupés, l'abondance et la richesse spécifique des espèces telles que la souris sylvestre, le campagnol à dos roux et la musaraigne cendrée sont en effet similaires entre les sites coupés et reboisés en épinettes noires et ceux issus de la régénération naturelle (De Bellefeuille *et al.* 2001). L'abondance de plusieurs espèces de petits mammifères diminue toutefois lorsque la végétation de sous-bois est dégagée de manière chimique ou mécanique (Carey et Johnson 1995; De Bellefeuille *et al.* 2001; Thompson *et al.* 2003). Des résultats similaires sont observés dans les plantations de peupliers, où l'abondance de souris diminue lorsque l'augmentation de la couverture de la canopée mène à l'appauvrissement de la végétation de sous-bois (Moser *et al.* 2002).

Le couvert de protection est aussi une variable critique qui explique la présence du lièvre d'Amérique dans les plantations de conifères (Parker 1984; 1986; De Bellefeuille 2001). Dans les jeunes plantations d'épinettes et de pins gris, l'abondance de lièvres est maximale lorsque la hauteur des cimes varie entre un et trois mètres de hauteur (Parker 1984; 1986). Dans la sapinière boréale pluvieuse, où une importante couche de neige recouvre le sol plusieurs mois par année, l'abondance du lièvre d'Amérique est en effet fortement corrélée avec une régénération de feuillus qui atteignent de deux à cinq mètres de hauteur, couvert de régénération qui assure la disponibilité de ressources abondantes en hiver et un couvert de protection suffisant durant toute l'année (De Bellefeuille *et al.* 2001). Sur ces sites, il faut donc une vingtaine d'années avant que les arbres plantés soient suffisamment hauts pour assurer une protection suffisante pour que le lièvre d'Amérique soit abondant dans ces peuplements (De Bellefeuille *et al.* 2001).

#### 2.2.4. Les grands mammifères

Les connaissances relatives à la fréquentation des plantations par les grands mammifères sont limitées. Il a néanmoins été démontré que les orignaux et les cerfs de Virginie sont moins abondants dans les plantations à la suite de la scarification ou du dégagement chimique ou mécanique de la régénération (Stelfox *et al.* 1962; 1976). Lorsque la densité de la régénération et donc la quantité de brouit disponible augmente, l'effectif de ces espèces dans les plantations est similaire à celui présent dans les peuplements naturels (Thompson *et al.* 2003). Wesley *et al.* (1981) ont toutefois démontré que les cerfs de Virginie fréquentent les plantations. Par contre, aucun domaine vital des cerfs suivis par ces auteurs n'est situé entièrement dans les plantations. En effet, les femelles fréquentent davantage les peuplements résiduels adjacents aux plantations durant la gestation (Wesley *et al.* 1981). Le fait qu'elles privilégient les plantations où la densité de la végétation de sous-bois est suffisante pour protéger les jeunes souligne la nécessité de préserver la régénération de ces plantations.

#### 2.3. Valeur des plantations en tant qu'habitats fauniques

Bien qu'elles soient des habitats fauniques de faible valeur comparativement aux peuplements naturels, les plantations assurent donc une diversité des communautés fauniques des peuplements forestiers en proposant des ressources alimentaires ou des habitats de reproduction non disponibles dans les sites coupés ou dans les sites qui leur sont adjacents (Wesley *et al.* 1981). Les plantations les plus intéressantes pour la faune et, conséquemment, les plus fréquentées, sont vraisemblablement celles qui offrent une protection et une quantité de ressources alimentaires de même qu'une diversité d'essences feuillues et résineuses suffisantes, étant donné que ces essences sont généralement utilisées de manière complémentaire par la faune (Donald *et al.* 1998; De Bellefeuille *et al.* 2001; Demers 2002).

## 2.4. Recommandations

Considérant que la végétation et les attributs du paysage influencent la valeur des plantations en tant qu'habitats fauniques (Carey et Johnson 1995; Díaz *et al.* 1998), divers aménagements peuvent être faits afin d'accroître la diversité végétale, la prolifération de la végétation de sous-bois et la présence d'espèces cibles ou, tout simplement, la biodiversité faunique présente dans les plantations. La préservation des îlots feuillus dans les secteurs regarnis ou lors de la préparation de terrain en vue d'effectuer une plantation, l'éclaircie des plantations à intervalles irréguliers de même que la prolifération de bordure, en créant, par exemple, des plantations de forme irrégulière, peuvent, entre autres, favoriser la présence du cerf de Virginie, du lièvre d'Amérique ou de la gélinotte huppée dans les plantations de résineux (Wesley *et al.* 1981; Demers 2002). Les plantations devraient aussi être adjacentes à des sites de régénération naturelle afin de maximiser le nombre d'habitats à l'échelle du paysage et d'améliorer la diversité des espèces fauniques (Wesley *et al.* 1981; De Bellefeuille *et al.* 2001). Une répartition judicieuse dans le temps et l'espace de coupes et de plantations de faibles superficies devrait aussi favoriser le maintien de l'effectif des espèces associées aux vieilles forêts (Moser *et al.* 2002; Thompson *et al.* 2003). Limiter le dégagement de la végétation de sous-bois devrait par ailleurs assurer le développement d'une strate de végétation et d'une abondance de débris au sol suffisants pour attirer la faune et devrait empêcher que les espèces caractéristiques des peuplements naturels soient évincées des forêts reboisées (Carey et Johnson 1995; Díaz *et al.* 1998).

### 3. LES ÉCLAIRCIES

Le souci de maintenir la biodiversité faunique dans les peuplements est devenu une préoccupation de premier plan dans les stratégies d'aménagement forestier au cours des dernières années (Hayes *et al.* 1997; Heaton 2005; Ishii *et al.* 2008). Les systèmes de récolte compatibles avec la productivité des peuplements et la diversité des communautés fauniques qui les fréquentent sont donc favorisés par rapport aux interventions moins adaptées au maintien de l'intégrité des écosystèmes forestiers. L'éclaircie est souvent présentée comme une mesure pouvant favoriser la création d'habitats pour la faune dans les plantations et les autres peuplements forestiers tout en augmentant la valeur marchande des peuplements (Haveri et Carey 2000; Artman 2003; Ishii *et al.* 2008).

L'éclaircie est une coupe partielle effectuée dans les peuplements forestiers immatures qui a pour but d'améliorer la production ligneuse de ceux-ci en stimulant la croissance des arbres qui ont un meilleur potentiel en les dégageant des tiges moins prometteuses (Hayes *et al.* 1997; Haveri et Carey 2000; Centre technologique en résidus industriels 2002). Il en résulte des peuplements moins denses, mais dont les arbres sont plus gros et de meilleure qualité (Bailey et Tappeiner 1998). Le volume marchand du peuplement reste le même à la suite de cette intervention, le potentiel de production reposant sur un nombre de tiges moins élevé (Prégent 2004c; Prégent et Ménétrier 2007). Différents types d'éclaircies, pratiqués à divers moments de la croissance du peuplement, permettent l'atteinte de ces conditions.

#### 3.1. Éclaircie précommerciale

L'éclaircie est dite précommerciale lorsque les tiges qui sont prélevées sont trop petites pour être exploitées commercialement (Crête *et al.* 2003; Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs 2003). Ce type d'éclaircie est généralement réalisé dans des peuplements équiennes résineux dont l'âge varie entre 5 et 20 ans, et qui présentent une densité d'au moins 4000 tiges par hectare dont la hauteur varie entre deux et six mètres (Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs 2003; Prégent et Ménétrier 2007). Au cours de ce traitement, la densité des

peuplements est abaissée à 2500 tiges par hectare et une attention est généralement accordée au fait de préserver les arbres exempts de malformations, d'insectes nuisibles ou de maladies (Crête *et al.* 2003; Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs 2003). Théoriquement, cette coupe favorise la création d'une forêt plus vigoureuse, de meilleure qualité, moins affectée par la mortalité associée à l'âge et dont la croissance en diamètre des arbres est beaucoup plus rapide que celle observée sur les sites non traités (Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs 2003; Homyack *et al.* 2004). Cette coupe permet aussi d'orienter ou de maintenir la composition en essences du peuplement visé (Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs 2003). L'éclaircie précommerciale est pratiquée depuis une vingtaine d'années au Québec et gagne de plus en plus en importance. De 1990 à 2000, la superficie de forêt québécoise aménagée selon ce mode d'intervention est passée de 22 833 à 98 228 hectares (Canadian Council of Forest Ministers 2000).

#### 3.1.1. Impact sur la végétation

L'impact de l'éclaircie précommerciale sur la structure et sur la biodiversité des peuplements a été largement documenté. La diminution de la végétation arbustive, et donc de la densité des peuplements qui y est associée, stimule la croissance des tiges arborescentes. Les arbres des sites éclaircis sont plus gros que ceux des sites témoins (Sullivan *et al.* 2002; Homyack *et al.* 2004). Par ailleurs, lorsqu'elle est appliquée à la suite d'une coupe partielle, l'éclaircie précommerciale peut favoriser la régénération d'un peuplement dont la composition est similaire à celle présente avant la coupe (Belle-Isle et Kneeshaw 2007). Toutefois, en minimisant l'abondance de certaines espèces ligneuses au profit de celles convoitées par l'industrie, cette coupe partielle peut changer la composition spécifique des peuplements et, de ce fait, l'abondance des essences qui y sont présentes (Belle-Isle et Kneeshaw 2007). En forêt boréale, ce traitement a, par exemple, favorisé la prolifération des essences décidues (Belle-Isle et Kneeshaw 2007).

#### 3.1.2. Impact sur la faune

La perte de diversité végétale entraînée par cette coupe sélective semble peu compatible avec le maintien à court terme des espèces associées à des peuplements

denses et aux premiers stades de succession forestière (Sullivan et Sullivan 1988; Woodcock *et al.* 1997; Bélanger 2000; Blanchette *et al.* 2003; Homyack 2003). Les espèces utilisant les stades matures des peuplements prolifèrent toutefois à la suite de cette coupe partielle (Homyack 2003; Homyack *et al.* 2004). Douze ans après que l'éclaircie précommerciale a été réalisée, la biodiversité faunique des peuplements éclaircis est relativement similaire à celle des peuplements anciens (Ransome *et al.* 2004; Sullivan *et al.* 2005; Sullivan *et al.* 2007). L'éclaircie précommerciale n'influence pas l'abondance totale de petits mammifères ou l'abondance des espèces individuelles dans les forêts de pins (*Pinus contorta*) (Sullivan *et al.* 2001). La richesse spécifique et la diversité de petits mammifères présents au sol sont néanmoins plus élevées dans les peuplements éclaircis que dans les sites non éclaircis ou les vieilles forêts (Sullivan *et al.* 2001).

### 3.2. Éclaircie commerciale

Lorsque les tiges atteignent un diamètre suffisamment gros pour qu'elles soient exploitées commercialement, le peuplement est à nouveau éclairci. On parle alors d'éclaircie commerciale. Ce type d'éclaircie peut être réalisé dans les peuplements de structure régulière d'origine naturelle ayant déjà fait l'objet d'une éclaircie précommerciale, dans les peuplements issus de plantations de même que dans les peuplements de structure régulière d'origine naturelle n'ayant pas subi d'éclaircie précommerciale (Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs 2003). Lorsque ce type d'éclaircie est réalisé dans des plantations ou des peuplements éduqués productifs, de 23 à 33 % de la surface terrière du peuplement est récoltée lors de cette coupe, ce qui peut abaisser la densité du peuplement jusqu'à 1 500 tiges par hectare (Centre technologique en résidus industriels 2002; Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs 2003; Prigent 2004c). La croissance des tiges résiduelles et donc la productivité du peuplement en sont favorisées (Farr et Harris 1971; Ransome et Sullivan 2002; Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs 2003). En prélevant préférentiellement les tiges de peu de valeur, l'éclaircie commerciale réduit le taux de mortalité des peuplements et crée des plantations qui sont plus stables face aux intempéries naturelles (Stone 1986; Prigent 2004c; 2004d). De même, l'exploitation commerciale des tiges prélevées lors de ce type de traitement

permet d'obtenir un revenu des plantations avant que la coupe finale soit effectuée (Carey et Johnson 1995; Prigent 2004c).

Cette intervention est généralement réalisée au moins 15 ans avant la coupe finale, ce qui signifie qu'elle doit être effectuée assez tôt dans l'évolution du peuplement (Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs 2003; Prigent 2004a). Généralement, les plantations sont donc éclaircies lorsqu'elles ont entre 25 et 35 ans, alors que les peuplements naturels le sont lorsqu'ils ont entre 40 et 70 ans (Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs 2003). Prigent (2004a) avance toutefois que la surface terrière du peuplement s'avère être un meilleur indicateur que l'âge afin de déterminer le moment propice pour éclaircir les peuplements. En effet, comme ce paramètre varie en fonction des essences présentes dans les peuplements, de la qualité de la station, de la densité du reboisement et du taux de survie des arbres, il permet de prendre en compte le degré de compétition entre les arbres du peuplement. Ainsi, afin de maximiser les bénéfices de l'éclaircie et d'éviter d'éclaircir les peuplements peu productifs trop rapidement et les plus productifs trop tardivement, il est recommandé d'effectuer l'éclaircie commerciale lorsque la surface terrière varie entre 25 et 35 mètres carrés par hectare (Prigent 2004a). La réalisation de plusieurs éclaircies successives peut aussi contribuer à augmenter la production utile du peuplement (Centre technologique en résidus industriels 2002).

Généralement, cette coupe abaisse la densité du peuplement à entre 1 500 et 2 500 arbres par hectare (Prigent 2004c). L'éclaircie commerciale peut cependant être pratiquée à différentes intensités. Le pourcentage de tiges prélevées varie en fonction de l'âge du peuplement, du nombre de tiges déformées et de la variabilité du diamètre des tiges présentes dans celui-ci (Prigent 2004b). Ainsi, bien qu'elle risque d'entraîner des pertes de productivité du peuplement, une éclaircie à forte densité, soit celle où un plus grand nombre d'arbres est prélevé, favorise la croissance en diamètre des tiges résiduelles. Des éclaircies à faible densité sont cependant préférables dans les vieux peuplements afin de minimiser les risques de chablis.

Différentes méthodes, distinctes par leur facilité d'exécution, l'espacement laissé entre les arbres et l'effet qu'elles créent sur ceux-ci, permettent de déterminer les arbres qui seront prélevés au cours de l'éclaircie commerciale.

#### a) L'éclaircie systématique

L'éclaircie systématique est la méthode la plus facile à mettre en œuvre. Au cours de cette intervention, une ligne complète d'arbres est prélevée systématiquement à une distance qui est prédéterminée et qui varie selon l'intensité de prélèvement visée (Prégent 2004b; Ishii *et al.* 2008). Cette méthode, davantage appropriée pour les peuplements jeunes, denses et homogènes, ne permet cependant pas de privilégier les tiges les plus belles et donc les plus prometteuses du peuplement.

#### b) L'éclaircie sélective

Lors de l'éclaircie sélective, les tiges coupées sont choisies individuellement selon les critères définis avant la coupe, et ce, en fonction de l'objectif visé par celle-ci. Généralement, les tiges déformées ou de peu de valeur sont ciblées afin d'attribuer le potentiel de croissance du peuplement aux plus belles tiges, soit celles de plus grande valeur. Lorsque le diamètre des arbres prélevés est inférieur au diamètre moyen des arbres de la plantation, l'éclaircie sélective est dite « par le bas ». L'éclaircie « par le haut », quant à elle, stimule la croissance des tiges dominantes en dégageant les tiges dominantes et codominantes concurrentes. L'éclaircie commerciale est neutre lorsque des arbres de toutes les classes de diamètre sont prélevés.

#### c) L'éclaircie mixte

L'éclaircie mixte est une combinaison des deux types d'éclaircies discutés précédemment. Lors de ce type d'éclaircie commerciale, une partie des tiges est prélevée de façon systématique alors qu'une proportion des arbres extraits est choisie parmi les autres tiges du peuplement.

L'éclaircie commerciale se distingue par ailleurs de l'éclaircie à densité variable. Lors de cette coupe, différentes densités d'arbres sont laissées dans diverses parties du peuplement (Carey et Johnson 1995; Haveri et Carey 2000). La mosaïque qui en résulte produit une hétérogénéité spatiale qui rappelle les forêts anciennes (Haveri et Carey 2000).

### 3.2.1. Impact sur les caractéristiques de l'habitat

L'éclaircie commerciale crée des peuplements qui sont moins denses que les peuplements non éclaircis (Bailey et Tappeiner 1998, DeGraaf *et al.* 1991; Hagar *et al.* 1996). Leur densité est toutefois similaire à celle qui prévaut dans les forêts anciennes (Bailey et Tappeiner 1998). La manipulation de la densité de tiges des peuplements modifie les conditions présentes dans ces derniers et affecte la croissance de même que, ultimement, la structure et la complexité de la végétation.

#### 3.2.1.1. Impact sur la strate arborescente

La diminution du nombre d'arbres réduit la compétition pour les ressources minérales et inorganiques entre les tiges résiduelles. La croissance en volume et en diamètre des arbres est ainsi stimulée et persiste plus longtemps que dans les peuplements non éclaircis (Farr et Harris 1971; Stone 1986). Il en résulte des arbres dont le diamètre des tiges s'apparente à celui des arbres présents dans les peuplements naturels (Bailey et Tappeiner 1998; Binot 2006) et qui sont plus gros que les arbres des peuplements qui ne sont pas éclaircis (Hayes *et al.* 1997; Stone 1986).

L'espace créé entre les arbres permet aussi la croissance latérale et donc le développement de la canopée des arbres. Les arbres des peuplements éclaircis ont un couvert plus étoffé et le rapport qui prévaut entre la longueur de leur cime et la longueur de leur tige est plus élevé que celui des arbres des peuplements n'ayant pas été traités par éclaircie commerciale (Bailey et Tappeiner 1998; Humes *et al.* 1999). De même, comme le développement des tiges des arbres favorise la création de fissures et de cavités, celles-ci sont plus nombreuses sur les arbres des peuplements éclaircis que sur les arbres des sites n'ayant pas été traités. Le nombre de chicots y est toutefois moins élevé (Hagar *et al.* 1996; Artman 2003). Bien que ces constats soient généralement observés, la réponse des peuplements à l'éclaircie commerciale varie en fonction des essences présentes dans le peuplement traité, de l'intensité de l'éclaircie, du temps écoulé depuis l'éclaircie et du type d'éclaircie réalisé. Le taux de croissance des tiges peut, en effet, être jusqu'à deux fois plus élevé dans les peuplements ayant été fortement éclaircis que dans ceux ayant été éclaircis modérément (Prégent et Ménétrier 2007).

### 3.2.1.2. Impact sur la végétation de sous-bois

Les autres strates du peuplement sont aussi affectées par la pratique de l'éclaircie commerciale. Immédiatement après l'éclaircie, la végétation de sous-bois diminue, et ce, d'autant plus si le dérangement au sol causé par les interventions mécaniques est important (Farr et Harris 1971; Halpern *et al.* 2005). L'ouverture des peuplements favorise cependant la pénétration de la lumière dans les sous-étages du peuplement (Bailey et Tappeiner 1998; Suzuki et Hayes 2003; Ishii *et al.* 2008), ce qui stimule la régénération des essences feuillues et résineuses présentes en sous-bois (Bender *et al.* 1997; Artman 2003; Prégent et Ménérier 2007). La diversité d'espèces et le nombre d'espèces exotiques présentes dans les peuplements éclaircis augmentent selon l'intensité à laquelle l'éclaircie est réalisée (Bailey et Tappeiner 1998; Thysell et Carey 2001). Il en résulte une couverture d'arbustes et de plantes herbacées plus importante et donc une végétation de sous-bois plus dense que celle présente dans les peuplements non éclaircis (Bender *et al.* 1997; DeGraaf *et al.* 1991; Suzuki et Hayes 2003). Les arbustes et les plantes herbacées y sont aussi plus hauts et plus gros (Farr et Harris 1971; Alaback et Herman 1988).

La réponse de la végétation de sous-bois est généralement rapide après l'éclaircie commerciale. Des différences de densité entre les peuplements éclaircis et non éclaircis peuvent être perçues dans les années qui suivent la pratique de l'éclaircie commerciale (Suzuki et Hayes 2003; Hagar *et al.* 2004). Cette augmentation de la végétation de sous-bois est toutefois temporaire et diminue à mesure que le peuplement se referme. Alaback et Herman (1988) ont estimé que la croissance de la végétation de sous-bois ne peut être maintenue plus de 10 ans à la suite de l'éclaircie commerciale. Près de 20 ans après la pratique de celle-ci, des différences dans la couverture de fougères et de plantes herbacées sont toutefois encore perceptibles entre les peuplements traités et les sites témoins (Alaback et Herman 1988), ce qui amène les auteurs à penser que l'éclaircie commerciale ne change pas le patron de succession des peuplements forestiers, mais qu'elle prolonge plutôt la durée de la strate arbustive.

### 3.2.1.3. Impact sur les autres constituants de l'habitat

Parallèlement, l'éclaircie commerciale a aussi des impacts sur les plantes vasculaires et les champignons. La communauté et la diversité des champignons des peuplements traités par éclaircie commerciale sont en effet différentes de celles des autres peuplements (Gomez *et al.* 2005). Alaback et Herman (1988) ont aussi mis en évidence que la couverture de mousse au sol augmente à la suite de l'éclaircie commerciale. La communauté d'épiphytes et de lichens associée à la strate arbustive varie, quant à elle, selon l'ouverture, les essences, la densité de la végétation de sous-bois et les caractéristiques abiotiques des peuplements (Muir *et al.* 2002). Dans les peuplements où la strate arbustive est dense, l'abondance et la diversité de lichens augmentent, alors que la diversité de bryophytes reste relativement inchangée. Les dommages causés aux tiges arbustives peuvent toutefois entraîner une diminution de la quantité de lichens et de bryophytes associés à ces tiges (Muir *et al.* 2002). Muir *et al.* (2002) rapportent que les éclaircies commerciales présentent une moins grande diversité et une abondance moindre de lichens que les forêts matures. De plus, bien que leur richesse spécifique soit plus faible, les lichens arboricoles associés aux stades matures des peuplements sont plus abondants dans les peuplements éclaircis que dans ceux qui n'ont pas été éclaircis. Aucune étude ne mentionne toutefois si les conditions qui prévalent à long terme dans les peuplements éclaircis sont suffisantes pour assurer le maintien du cycle reproducteur des lichens dont le cycle de colonisation est long (Edman *et al.* 2008).

### 3.2.1.4. Constat

De manière générale, l'éclaircie commerciale modifie donc la structure verticale et favorise la diversité d'habitats des peuplements en augmentant l'abondance et la richesse des espèces végétales qui y sont présentes (Anderson et Crompton 2002; Bailey et Tapepeiner 1998). Les caractéristiques du peuplement qui en résulte s'apparentent davantage à celles des peuplements anciens qu'à celles des sites non éclaircis (Hayes *et al.* 1997; Humes *et al.* 1999; Hagar *et al.* 2004). L'impact de l'éclaircie commerciale sur la structure du peuplement varie cependant en fonction du temps et de l'intensité à laquelle cette coupe partielle est effectuée. L'ouverture du peuplement créée par les éclaircies à faible intensité peut en effet être insuffisante pour promouvoir le développement de la strate de sous-bois avant que la couvert se referme,

tandis que les éclaircies pratiquées à haute densité, en créant de trop grandes interruptions dans la canopée, peuvent changer les conditions d'humidité et de température de celle-ci (Carey et Johnson 1995; Carey 2000).

### 3.2.2. Impact sur les ressources fauniques

Les perturbations naturelles ou anthropiques qui modifient la composition et la configuration des paysages forestiers affectent généralement la dynamique et l'effectif des populations animales qui s'y trouvent (Higdon *et al.* 2006). Il est donc probable que les modifications causées par l'éclaircie commerciale aient un impact sur les communautés fauniques. Cependant, bien qu'il soit couramment avancé que la pratique de l'éclaircie commerciale puisse favoriser la création d'habitats pour la faune (Artman 2003; Suzuki et Hayes 2003), les études restent partagées quant à l'impact de ce traitement intermédiaire sur la biodiversité faunique des peuplements forestiers.

#### 3.2.2.1. Les insectes

Les changements dans la communauté végétale entraînés par l'éclaircie commerciale exercent d'abord un impact sur les invertébrés. La revue littéraire effectuée par Hagar en 2007 met en effet en évidence que la majorité des invertébrés recensés dans les peuplements forestiers sont associés à des espèces ou à des types de plantes spécifiques. La diversité et l'abondance des insectes présents dans les peuplements varient donc en fonction de l'abondance et de la diversité des plantes qu'on y trouve. Pour illustrer ce fait, ce même auteur rapporte les différences entre les communautés d'arthropodes présentes dans les peuplements décidus et résineux. À titre d'exemple, les lépidoptères, rares dans les forêts de conifères, sont plus fréquents et diversifiés dans les peuplements où les essences décidues dominent et où la strate arbustive est importante. Les différences dans la composition des feuilles des arbres feuillus et celle des arbres résineux affectent aussi la qualité de la litière présente au sol, et donc la composition d'arthropodes qui s'y trouve (Koivula *et al.* 1999). Des changements dans la structure verticale et horizontale de la végétation peuvent aussi faire varier les communautés d'invertébrés. Ainsi, l'ouverture des peuplements change l'abondance et suscite la prolifération des arthropodes associés à l'écorce des arbres (Rall 2002).

Peu d'études ont toutefois analysé en détail les communautés d'insectes présentes dans les peuplements forestiers. L'impact que les éclaircies commerciales exercent sur celles-ci est donc peu documenté. Celui-ci gagnerait toutefois à être connu. En effet, étant donné que les oiseaux ou les mammifères insectivores peuvent être liés à certains groupes de plantes ou à certaines structures du peuplement à cause de l'abondance de leur proie préférée (Rall 2002; Thompson *et al.* 2003), les variations d'abondance dans les communautés d'insectes à la suite de l'éclaircie peuvent donc avoir des conséquences importantes sur la biodiversité des peuplements.

#### 3.2.2.2. Les amphibiens

Les amphibiens sont particulièrement vulnérables aux conditions abiotiques qui prévalent au niveau du sol des peuplements forestiers. Ainsi, par leur impact sur la structure et la nature des peuplements, et donc sur les conditions de température et d'humidité existant au niveau du sol des peuplements, les coupes forestières peuvent influencer l'abondance et la diversité d'amphibiens observées dans les peuplements forestiers (Brooks 1999; Karraker et Welsh 2006). Le nombre d'amphibiens sur les sites où des coupes partielles, autres que l'éclaircie commerciale, ont été réalisées est supérieur à celui des sites où des coupes totales ont été effectuées (Karraker et Welsh 2006; Patrick *et al.* 2006).

La hausse du taux d'humidité et la baisse de température au sol, suscitées par l'augmentation de la végétation de sous-bois et de débris présents au sol à la suite de l'éclaircie commerciale, sont en effet propices à la prolifération des populations d'amphibiens (Brooks 1999). Brooks (1999) a démontré que la présence de la salamandre rayée dans les éclaircies est liée à la densité de résidus de coupes présente au sol de même qu'à la proportion d'arbustes de plus d'un mètre. L'auteur a aussi mis en évidence que l'abondance de cette même espèce dans les peuplements où l'éclaircie commerciale a été pratiquée s'apparente à celle observée dans les sites témoins. Suivant ces résultats, l'éclaircie commerciale apparaît davantage appropriée que la coupe totale ou que d'autres coupes partielles pour maintenir à long terme les communautés de salamandres si des précautions sont prises pour minimiser la perte de couvert forestier et des microhabitats présents au sol (Brooks 1999).

La conclusion d'une seconde étude rapportant l'impact des éclaircies commerciales sur les amphibiens est cependant plus nuancée quant aux effets bénéfiques de l'éclaircie commerciale sur les amphibiens. Karraker et Welsh (2006) ont en effet rapporté qu'en dépit du fait que l'abondance d'amphibiens sur les sites de coupes soit similaire à celle observée dans les secteurs non traités, et ce, près de 10 ans après que la coupe a été effectuée, les individus des peuplements éclaircis sont en moins bonne condition que ceux des sites témoins. La diminution de la masse corporelle remarquée est possiblement causée par une augmentation de la compétition intraspécifique pour le couvert (habitat de protection), qui est moins abondant dans les peuplements éclaircis que dans les peuplements intacts. Cette étude conclut que l'éclaircie n'est pas appropriée pour maintenir une population viable d'amphibiens.

Trop peu d'études sont cependant disponibles pour qu'il soit possible de déterminer l'impact de l'éclaircie commerciale sur les amphibiens. Étant donné que les juvéniles se dispersent plus que les adultes, ils sont davantage affectés par la réduction du couvert forestier (Patrick *et al.* 2006). Il serait pertinent d'évaluer l'impact de l'éclaircie commerciale sur les différentes classes d'âge des amphibiens afin de définir l'impact réel de cette coupe partielle sur la dynamique de population de ces espèces. De même, les études rapportant l'effet des éclaircies commerciales sur les amphibiens ont principalement été réalisées en milieu terrestre. L'impact de l'éclaircie commerciale sur les habitats aquatiques, milieux utilisés par les premiers stades de vie des amphibiens, est donc peu connu. Considérant cependant que les premiers stades de vie des amphibiens se déroulent en milieu aquatique, les répercussions de l'éclaircie commerciale sur ces habitats peuvent amplifier l'impact négatif de l'éclaircie commerciale sur les communautés d'amphibiens. Cet aspect devra être quantifié lors des prochaines études et pris en compte au moment de la planification des éclaircies commerciales.

### 3.2.2.3. Les reptiles

Tout comme les amphibiens, les reptiles sont intimement liés aux conditions abiotiques des sous-étages des peuplements forestiers et donc, au couvert forestier (Hagar 2007). Aucune des études répertoriées lors du présent travail de synthèse n'a toutefois mis en évidence l'impact des éclaircies commerciales sur les communautés de reptiles. Des efforts de recherche devront donc être faits afin d'évaluer celui-ci.

#### 3.2.2.4. Les oiseaux

Les conséquences de l'éclaircie commerciale sur les oiseaux sont, quant à elles, relativement bien documentées. Plusieurs études ont mis en évidence que l'éclaircie commerciale a peu d'effet ou qu'elle ne modifie pas de manière importante la communauté aviaire des peuplements (DeGraaf *et al.* 1991, Artman 2003). D'autres auteurs ont toutefois démontré que, par son impact sur les attributs forestiers, l'éclaircie commerciale influence la disponibilité d'habitats et de nourriture recherchés par les oiseaux et donc l'abondance, la densité et, ultimement, la diversité spécifique de la faune aviaire des peuplements traités (De la Montaña *et al.* 2006; Norton et Hannon 1997). Le tableau I présente les résultats d'études de l'impact de l'éclaircie commerciale sur a) l'abondance et b) la densité d'espèces d'oiseaux. Les études arrivent à des conclusions différentes quant à l'influence que l'éclaircie exerce sur certaines espèces. L'évolution de la communauté aviaire à la suite d'une coupe forestière dépend en effet davantage de la modification de la complexité, de la structure et de la composition de la communauté végétale du peuplement que du type de coupe partielle pratiqué (Norton et Hannon 1997; Anderson et Crompton 2002; Muir *et al.* 2002). Les espèces de toutes les guildes présentes dans chacune des strates des peuplements peuvent donc être avantagées ou non par l'éclaircie commerciale. Ainsi, alors que certaines guildes associées à des structures spécifiques du peuplement profitent des modifications causées par l'éclaircie commerciale, d'autres groupes d'oiseaux sont désavantagés par cette coupe.

##### i) Espèces associées aux peuplements ouverts et aux premiers stades de régénération

Les espèces aviaires associées aux milieux ouverts et aux premiers stades de régénération sont généralement favorisées par les changements d'attributs des peuplements forestiers qui résultent de l'éclaircie commerciale (Hagar *et al.* 1996; Norton et Hannon 1997; De la Montaña *et al.* 2006). L'abondance de ces groupes d'espèces augmente significativement dans les années qui suivent cette coupe partielle ou est, du moins, plus élevée que dans les peuplements avant qu'ils ne soient éclaircis ou que dans les sites où la densité d'arbres est plus élevée. Ainsi, le nombre de solitaires de Townsend ou de tangaras à tête rouge augmente dans les éclaircies commerciales, et ce, vraisemblablement parce que l'ouverture du peuplement, en plus

de favoriser la prolifération des insectes que ces espèces recherchent, crée plus d'espace pour chasser en vol sans pour autant que la densité d'arbres, utilisés comme sites de repos entre deux périodes de chasse, ne soit trop faible (Tableau I a) (Hagar *et al.* 1996; Hayes *et al.* 2003; Hagar *et al.* 2004).

Tableau 1. Réponse observée dans a) l'abondance et b) la densité de différentes espèces d'oiseaux dans les sites ayant subi une éclaircie commerciale comparativement à ce qui a été observé dans les sites témoins, selon que ces espèces soient présentes ou non au Québec. Le nom latin des espèces présentes au Québec, le nom commun des autres espèces et les références bibliographiques des études qui en font mention sont donnés à l'annexe I.

Augmentation	Aucun effet	Diminution	Variable
<i>a) Abondance</i>			
<u>Espèces présentes au Québec</u>			
bruant de Lincoln engoulevent d'Amérique gros-bec errant junco ardoisé mouche-à-croûtes olive mouche-à-croûtes tchébec paruline couronnée paruline noir et blanc pic chevelu roitelet à couronne rubis troglodyte familier viréo à tête bleue	grive fauve	cardinal à poitrine rose paruline à gorge noire paruline du Canada paruline flamboyante roitelet à couronne dorée tétrés du Canada viréo aux yeux rouges	grimpereau brun grive à dos olive mésangeai du Canada sittelle à poitrine rousse troglodyte mignon
<u>Autres espèces</u>			
<i>Columba palumbus</i> <i>Contopus sordidulus</i> <i>Cyanopica cooki</i> <i>Empidonax hammondi</i> <i>Fringilla coelebs</i> L. <i>Galerida theklae</i> <i>Lanius senator</i> <i>Lullula arborea</i>	<i>Dendroica occidentalis</i> <i>Parus rufescens</i> <i>Vireo huttoni</i>	<i>Aegithalos caudatus</i> <i>Carduelis cannabina</i> L. <i>Dendroica nigrescens</i> <i>Empidonax difficilis</i> <i>Regulus ignicapilla</i> <i>Sitta pusilla</i> <i>Sylvia melanocephala</i> <i>Sylvia undata</i>	<i>Piranga ludoviciana</i>

Augmentation	Aucun effet	Diminution	Variable
<i>Merops apiaster</i> L.		<i>Turdus merula</i> L.	
<i>Miliaria calandra</i> L. <i>Pica pica</i> L. <i>Picoides albolarvatus</i> <i>Pipilo maculatus</i> <i>Sitta carolinensis</i> <i>Sturnus unicolor</i> <i>Turdus viscivorus</i> <i>Vermivora peregrina</i> <i>Vireo gilvus</i>			
<b>b) Densité</b> <u>Espèces présentes au Québec</u> junco ardoisé merle d'Amérique pic chevelu	roselin pourpré grimpereau brun grive à dos olive gros-bec errant merle d'Amérique	grive solitaire	roitelet à couronne doré sittelle à poitrine rousse troglodyte mignon
<u>Autres espèces</u> <i>Empidonax hammondii</i> <i>Myadestes townsendi</i> <i>Oporornis tolmiei</i> <i>Piranga ludoviciana</i> <i>Selasphorus rufus</i> <i>Sphyrapicus ruber</i>	<i>Cyanocitta stelleri</i> <i>Empidonax difficilis</i> <i>Pheucticus melanocephalus</i> <i>Poecile rufescens</i> <i>Vireo gilvus</i> <i>Vireo huttoni</i> <i>Wilsonia pusilla</i>		<i>Dendroica occidentalis</i> <i>Ixoreus naevius</i> <i>Parus rufescens</i>

## ii) Espèces associées aux sous-étages du peuplement

Les espèces associées aux sous-étages des peuplements sont aussi généralement plus abondantes dans les sites éclaircis que dans les autres peuplements, et ce, probablement parce que la végétation de sous-bois plus dense de ces peuplements favorise la prolifération du couvert de protection et des ressources alimentaires recherchées par ces espèces (Hagar *et al.* 1996; Artman 2003). Les oiseaux qui se nourrissent au sol, tels que le junco ardoisé et le troglodyte mignon, comptent en effet parmi les espèces les plus fréquemment observées dans les peuplements éclaircis (Tableau I a) (DeGraaf *et al.* 1991; Artman 2003). De même, l'augmentation du nombre d'espèces nichant dans la strate herbacée et arbustive compte pour une proportion considérable de l'augmentation de la richesse spécifique d'oiseaux nicheurs dans les peuplements éclaircis (Brooks 1999; DeGraaf *et al.* 1991). La densité d'oiseaux associés à la strate arbustive présente dans les peuplements éclaircis est en effet corrélée au développement de la végétation de sous-bois (DeGraaf *et al.* 1991; De la Montaña *et al.* 2006).

L'augmentation des espèces associées aux milieux ouverts est par ailleurs rapide après l'éclaircie. Bender *et al.* (1997), Wilson et Watts (1999) de même que Hagar *et al.* (2004) ont en effet remarqué que dans les années qui suivaient la réalisation de cette coupe partielle, leur abondance était plus élevée dans les éclaircies commerciales que dans les peuplements adjacents. Ces mêmes auteurs soupçonnent toutefois que l'impact bénéfique qu'exerce l'éclaircie commerciale sur ces espèces s'atténue à mesure que les peuplements se referment et que la végétation de sous-bois devient moins dense.

## iii) Espèces associées à la strate arborescente

Le développement de la strate arborescente avantage toutefois les oiseaux associés à la strate supérieure des peuplements forestiers. Parce qu'ils ont des branches et un tronc plus gros, les arbres des peuplements éclaircis abritent possiblement une plus grande quantité d'insectes de même qu'un plus grand nombre de cavités et de fissures que les arbres des peuplements non éclaircis (Hayes *et al.* 1997; Wilson et Watts 1999; Rall 2006). Ainsi, ils offrent un meilleur support aux espèces nichant et se nourrissant dans le couvert des peuplements (Hagar *et al.* 1996; Artman 2003). Cette plus grande disponibilité de sites de nidification et de ressources alimentaires pourrait du moins

expliquer que l'abondance des espèces nichant et se nourrissant dans les cavités des arbres est plus élevée dans les peuplements éclaircis que dans les autres peuplements, et ce, en dépit du fait que l'éclaircie tend à éliminer les chicots et les arbres moins prometteurs des peuplements (Hayes *et al.* 1997; Artman 2003). Ainsi, la mésange à dos marron, la sittelle à poitrine rousse et la sittelle à tête brune sont observées plus fréquemment dans les peuplements ayant été éclaircis commercialement que dans ceux qui ne l'ont pas été (Tableau I a) (Hagar *et al.* 1996; Wilson et Watts 1999; Artman 2003; Hayes *et al.* 2003). Diverses espèces de pics répondent aussi favorablement à l'éclaircie commerciale, ceux-ci étant principalement associés aux plus gros arbres des peuplements étudiés (Tableau I a) (Weikel et Hayes 1999; Rall 2006). Il est à noter que des espèces comme le grimpeur brun répondent différemment à l'éclaircie selon les études consultées (Tableau I), cela étant possiblement causé par les différences liées au traitement ou aux caractéristiques du site dans lequel celui-ci est réalisé. Par ailleurs, comme Hagar *et al.* (1996) ont démontré que la richesse spécifique de la faune aviaire des peuplements de conifères est liée à la densité de feuillus, de conifères et de chicots, la diversité d'oiseaux peut être plus grande dans les peuplements éclaircis que dans les sites témoins étant donné que la quantité d'essences feuillues y est plus importante.

#### iv) Espèces associées aux milieux fermés

Les espèces d'oiseaux qui nichent et se reproduisent dans les milieux fermés de même que celles associées aux attributs spécifiques des vieilles forêts sont, quant à elles, affectées négativement par cette coupe partielle (Hayes *et al.* 1997; Lycke *et al.* 2007). La diminution du volume de la canopée, les changements d'abondance du nombre d'insectes fréquentant celle-ci, la diminution de la protection des sites de reproduction, et donc la perte d'attributs associés aux refuges présents dans les vieux peuplements, peuvent expliquer les variations observées (Hayes *et al.* 1997). Par exemple, les éclaircies commerciales ont tendance à être moins fréquentées par le tétras du Canada en période nuptiale étant donné que le couvert latéral de ces peuplements semble insuffisant pour assurer la protection que cette espèce requiert contre la prédation, et ce, en dépit du fait qu'il a été démontré que l'éclaircie puisse favoriser l'augmentation du couvert arbustif sur d'autres sites (Lycke *et al.* 2007). Le grimpeur brun, le roitelet à couronne dorée, la grive à collier, la grive à dos olive, la paruline à tête jaune et le geai de

Steller sont aussi moins abondants dans les peuplements à la suite de l'éclaircie commerciale (Tableau I a). Ces espèces étaient quand même fréquentes dans la région adjacente au site traité, ce qui suppose que l'impact de l'éclaircie se limitait aux peuplements traités (Hayes *et al.* 2003; Hagar *et al.* 2004). Par ailleurs, il est plausible de croire que la présence des espèces caractéristiques des peuplements fermés augmentera à mesure que le couvert des sites se refermera et que les caractéristiques des peuplements éclaircis s'apparenteront à celles présentes dans les peuplements anciens (Lycke *et al.* 2007).

#### v) Espèces non affectées

L'éclaircie commerciale exerce un effet minimal sur les espèces généralistes capables de modifier leur comportement et la façon dont elles utilisent l'habitat en fonction des habitats et des ressources alimentaires disponibles (Artman 2003). Aussi, bien que l'augmentation d'insectes soit souvent avancée pour expliquer que certains groupes d'espèces soient davantage abondants dans les peuplements éclaircis que dans les autres types de peuplements, de manière générale, le nombre d'oiseaux insectivores diminue (Hayes *et al.* 2003; De la Montaña 2006) ou ne diffère pas selon que les peuplements aient été ou non éclaircis (DeGraaf *et al.* 1991).

#### vi) Constat

La composition et l'abondance de la communauté aviaire présente à la suite des éclaircies commerciales sont dynamiques et évoluent continuellement en fonction des changements de la structure végétale des peuplements (Haveri et Carey 2000; Hayes *et al.* 2003). Ainsi, tout comme la réponse de la végétation, la communauté aviaire change selon le temps écoulé après l'éclaircie commerciale et l'importance de la surface terrière prélevée lors de cette coupe partielle (Hayes *et al.* 2003; Hagar *et al.* 2004). Les espèces qui sont les plus significativement affectées par l'éclaircie répondent dans l'année suivant la pratique de l'éclaircie (Hayes *et al.* 2003). De même, bien que les oiseaux associés à la strate arborescente des peuplements soient plus affectés par les traitements sylvicoles que les espèces qui nichent ou se nourrissent sur le sol (Norton et Hannon 1997), plusieurs espèces se nourrissant dans la canopée des arbres ne sont pas affectées par une éclaircie d'intensité modérée (Anderson et Crompton 2002).

L'éclaircie commerciale est par ailleurs davantage favorable au maintien de la diversité aviaire que d'autres types de coupes partielles (Artman 2003). Bien qu'elle ne varie pas entre les forêts éclaircies ou non éclaircies (Hagar *et al.* 1996), la diversité d'oiseaux observée dans les peuplements durant la saison hivernale est significativement plus importante dans les peuplements éclaircis que dans les peuplements où des coupes avec rétention ont été pratiquées (Haveri et Carey 2000; Hagar *et al.* 1996). De même, la prolifération de la diversité d'habitats observée dans les éclaircies commerciales peut favoriser une plus grande variété d'espèces, ce qui fait en sorte que la richesse spécifique d'oiseaux est généralement plus élevée dans les peuplements forestiers dans lesquels des éclaircies commerciales ont été pratiquées que dans les peuplements qui leur sont adjacents (Hagar *et al.* 1996, De la Montaña *et al.* 2006). La densité d'oiseaux observée dans les forêts éclaircies est par ailleurs comparable à celle des peuplements qui n'ont pas fait l'objet d'éclaircies commerciales (Artman 2003). Une différence demeure toutefois entre ces peuplements : les espèces associées aux vieilles forêts, généralement absentes des peuplements non éclaircis, sont observées à la suite des éclaircies commerciales (Hagar *et al.* 1996). Ainsi, au lieu de créer une communauté d'oiseaux similaire à celle perçue dans les anciens peuplements, comme le soutiennent plusieurs auteurs, l'éclaircie pourrait mener à un peuplement dominé par une communauté d'oiseaux principalement composée par des espèces se nourrissant au sol (Anderson et Crompton 2002).

#### 3.2.2.5. Les mammifères

L'impact de l'éclaircie commerciale sur les mammifères est moins bien documenté que son impact sur les communautés d'oiseaux. Tout comme d'autres types de coupes partielles, l'éclaircie commerciale est souvent décrite comme un moyen efficace de concilier le maintien des habitats pour les mammifères avec la récolte de la matière ligneuse (Carey et Johnson 1995; Klenner et Sullivan 2003). Les études ayant démontré que cette coupe génère des habitats de qualité pour plusieurs espèces de mammifères à court et à long terme, et favorise donc l'abondance, la densité et les paramètres reproducteurs des communautés de mammifères, sont en effet plus nombreuses que celles démontrant que cette coupe partielle a des répercussions négatives sur les mammifères (Tableau II) (Carey 2000). Comme dans le cas des oiseaux, la

conséquence de l'éclaircie commerciale sur les mammifères semble dépendre de l'écologie des espèces (Sullivan *et al.* 2008).

#### i) Espèces associées aux milieux ouverts

Ainsi, l'éclaircie commerciale est bénéfique aux mammifères associés aux premiers stades de succession de même qu'à ceux qui habitent ou se nourrissent dans les strates arbustives ou herbacées des peuplements. En effet, outre le fait que leur abondance augmente dans les sites éclaircis et qu'ils utilisent ceux-ci davantage que les parcelles qui n'ont pas été traitées, la dynamique de population de ces espèces de même que la façon dont elles utilisent l'habitat ne sont pas affectées par l'éclaircie (Tableau II a, b et c) (Ransome et Sullivan 2002; Suzuki et Hayes 2003; Converse *et al.* 2006). Une plus grande disponibilité de nourriture et une meilleure protection, conférées par une végétation de sous-bois plus importante et par les débris de coupe laissés au sol, sont les principales raisons qui sont avancées afin d'expliquer que les petits mammifères tels que les souris, les campagnols et les tamias sont plus abondants dans les éclaircies commerciales que dans les autres peuplements (Tableau II a) (Bender *et al.* 1997; Carey 2000; Converse *et al.* 2006; Suzuki et Hayes 2003). Sur certains sites, l'effectif de ces groupes d'espèces est en effet positivement corrélé à la quantité de débris ligneux au sol et à la densité de végétation (Carey et Johnson 1995; Converse *et al.* 2006).

#### ii) Les ongulés

Plusieurs études ont aussi rapporté que les changements dans la structure de l'habitat causés par l'éclaircie commerciale sont favorables aux ongulés. Peu de temps après que l'éclaircie ait été pratiquée, l'effectif du cerf de Virginie et du wapiti était plus élevé dans les peuplements éclaircis que dans ceux qui n'ont pas été éclaircis (Tableau II a) (Bender *et al.* 1997; Peitz *et al.* 1999). Ainsi, malgré le fait que le couvert forestier des peuplements éclaircis soit réduit, ceux-ci offrent une protection latérale valable pour ces ongulés. L'augmentation de la quantité et de la qualité de brouet peut aussi expliquer que les ongulés bénéficient de l'éclaircie commerciale (Peitz *et al.* 1999). Par contre, comme la production de brouet décroît à mesure que les peuplements se referment (Bender *et al.* 1997; Pietz *et al.* 1999), il est juste de croire que les populations d'ongulés seront moins abondantes à mesure que les peuplements évolueront à la suite de l'éclaircie.

Tableau 2. Réponse observée dans a) l'abondance, b) les paramètres relatifs à la dynamique de population et c) l'utilisation de l'espace de différentes espèces de mammifères dans des sites ayant subi une éclaircie commerciale comparativement à ce qui a été observé dans les sites témoins. Le nom latin des espèces du Québec, le nom commun des espèces présentes ailleurs qu'au Québec et les références bibliographiques des études qui en font mention sont donnés à l'annexe 1

Augmentation	Aucun effet	Diminution
<b>a) Abondance</b>		
<u>Espèces présentes au Québec</u>		
campagnol à dos roux de Gapper		grand polatouche
cerf de Virginie		lièvre d'Amérique
souris sylvestre		
tamias mineur		
tamias rayé		
<u>Autres espèces</u>		
<i>Arborimus albipes</i>	<i>Neurotrichus gibbsii</i>	<i>Clethrionomys californicus</i>
<i>Cervus elaphus</i>	<i>Sorex bairdi</i>	
<i>Microtus oregoni</i>	<i>Sorex bendirii</i>	
<i>Sorex pacificus</i>	<i>Scapanus orarius</i>	
<i>Sorex trowbridgii</i>	<i>Tamiasciurus douglasii</i>	
<i>Sorex vagrans</i>		
<i>Tamias cinereicollis</i>		
<i>Zapus trinotatus</i>		
<b>b) Dynamique de population</b>		
<u>Espèces présentes au Québec</u>		
<i>souris sylvestre</i>	grand polatouche	
<u>Autres espèces</u>		
<i>Microtus oregoni</i>	<i>Sorex pacificus</i>	<i>Clethrionomys californicus</i>
	<i>Tamiasciurus douglasii</i>	
<b>c) Utilisation de l'habitat</b>		
<u>Autres espèces</u>		
	<i>Cervus elaphus</i>	
	<i>Glaucomyx sabrinus</i>	
	<i>Odocoileus virginianus</i>	
	<i>Tamiasciurus douglasii</i>	

L'évolution de la végétation dans les aires d'hivernage du cerf de Virginie du sud du Québec tend cependant à démontrer que l'éclaircie commerciale n'est pas propice à la création d'habitats d'hiver convenables pour le cerf (Crête *et al.* 2003). En 2003, Crête *et al.* ont en effet démontré que la production de brout et le remplacement des arbres matures ne sont pas favorisés par ce type de traitement, et ce, possiblement parce que la pression de broutement exercée par les cerfs limite la prolifération de la strate arbustive et donc la régénération des peuplements que les cerfs fréquentent (Posner et Jordan 2002; Crête *et al.* 2003). Thompson *et al.* (2003) avaient par ailleurs mis en évidence que la simplification de la structure et de la composition des peuplements causée par l'aménagement intensif des forêts crée des peuplements qui sont plus vulnérables aux épidémies d'insectes et à la pression de broutement des herbivores. Suivant ces faits, sur les sites où les cerfs sont abondants, des stratégies d'aménagement forestier assurant le maintien de peuplements forestiers dominés par les conifères, attributs recherchés par les cerfs et autres ongulés en hiver, devraient être favorisées par rapport à l'éclaircie commerciale (Crête *et al.* 2003).

### iii) Espèces associées à la strate arborescente des peuplements

Les mammifères qui fréquentent la strate arborescente bénéficient aussi de l'éclaircie commerciale. Les chauves-souris sont plus nombreuses dans les peuplements éclaircis que dans les non éclaircis, et ce, probablement parce que la diminution de la densité des peuplements augmente l'espace pour chasser en vol (Hayes *et al.* 1997; Humes *et al.* 1999). De même, l'éclaircie commerciale n'a pas d'effet significatif à court terme sur la densité de population, le taux de survie et la masse corporelle des grands polatouches (Ransome et Sullivan 2002; Gomez *et al.* 2005). Holloway et Malcolm (2006) ont toutefois démontré que la densité d'écureuils volants dans les peuplements éclaircis varie en fonction des attributs forestiers des sites fréquentés et donc que l'éclaircie commerciale pouvait entraîner une augmentation ou une diminution de la densité des populations présentes sur les sites traités (Tableau II b). L'amplitude des déplacements de ces espèces augmente aussi à la suite de l'éclaircie (Tableau II c). Ces variations dans les stratégies d'utilisation de l'habitat sont probablement attribuables au fait que la densité de sporocarpes, principale ressource alimentaire de cette espèce d'écureuil, est légèrement plus faible dans les peuplements éclaircis et que les polatouches doivent donc parcourir de plus grandes distances pour trouver la totalité

des ressources alimentaires dont ils ont besoin. La densité de polatouches est en effet corrélée à la densité de sporocarpes présents dans les peuplements (Gomez *et al.* 2005). Ainsi, l'abondance et la richesse de ressources alimentaires exercent une influence prédominante sur le nombre de mammifères présents dans la strate arborescente des peuplements (Gomez *et al.* 2005).

#### iv) Espèces associées aux milieux fermés

L'éclaircie commerciale ne semble pas répondre aux besoins des espèces de mammifères des milieux fermés ni à ceux des espèces associées aux vieilles forêts. En forêt boréale, il faut par exemple plus de 15 ans pour que la strate arbustive des sites éclaircis redevienne suffisamment dense pour assurer une protection latérale suffisante pour le lièvre d'Amérique (Lycke *et al.* 2007). L'abondance de campagnols, espèce associée aux attributs des peuplements anciens, est aussi moins élevée dans les peuplements éclaircis que dans ceux n'ayant pas été traités par ce type de coupe partielle (Suzuki et Hayes 2003). De même, si l'éclaircie commerciale n'a pas d'effet à court terme sur le nombre de musaraignes ou de campagnols, ou dans certains cas le réduit, elle augmente à long terme la qualité de l'habitat pour ces groupes d'espèces (Suzuki et Hayes 2003).

#### v) Constat

L'évolution des communautés de mammifères dans les éclaircies commerciales est généralement influencée par l'abondance de nourriture et l'importance du couvert forestier (Suzuki et Hayes 2003). La réponse des espèces est donc influencée par le temps et l'intensité à laquelle l'éclaircie est réalisée (Suzuki et Hayes 2003). L'éclaircie commerciale favorise davantage le maintien des mammifères que d'autres types de coupes forestières. Les populations de mammifères sont toutefois généralement moins denses et moins abondantes dans les éclaircies commerciales que dans les peuplements anciens. Les polatouches sont, par exemple, moins abondants dans les secteurs ayant subi un aménagement extensif sans coupe partielle que dans les secteurs où des éclaircies commerciales ont été faites, mais ils demeurent quand même moins abondants que dans les vieilles forêts (Carey 2000; Holloway et Malcolm 2006). De même, les tamias sont plus abondants dans les forêts où l'éclaircie commerciale a été pratiquée que dans les sites sous aménagement intense, mais moins que dans les

forêts intactes (Carey 2000). Aussi, bien que le maintien des chauves-souris soit mieux assuré dans les peuplements ayant été traités par éclaircie commerciale que dans ceux ayant été sujets à d'autres types de coupes, leur abondance dans les peuplements éclaircis est toutefois moindre que dans les peuplements anciens (Humes *et al.* 1999).

De manière générale, l'éclaircie commerciale semble donc compatible avec le maintien des populations de mammifères. Ceux-ci constituent toutefois des proies importantes pour les prédateurs terrestres ou aviaires et ils jouent aussi un rôle de premier plan dans le patron de la succession forestière en dispersant les semences et les champignons qu'ils consomment (Converse *et al.* 2006). Les changements d'effectif et de la dynamique de population entraînés par la pratique de l'éclaircie commerciale peuvent donc avoir des répercussions considérables sur la biodiversité des peuplements forestiers.

## 4. SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES ET RECOMMANDATIONS

### 4.1. Synthèse des connaissances disponibles à ce jour

Les changements dans la structure de l'habitat causés par l'éclaircie commerciale ont des répercussions sur la biodiversité des peuplements forestiers (Hayes *et al.* 1997; Muir *et al.* 2002; Suzuki et Hayes 2003). Les variations d'effectif observées dans les communautés fauniques, les changements dans la dynamique de population et la façon dont les individus utilisent leur habitat à la suite de l'éclaircie commerciale varient généralement en fonction de la disponibilité des ressources alimentaires, des sites de reproduction et des habitats de protection sur les sites traités, et selon la guildes écologique à laquelle les espèces appartiennent. L'impact de l'éclaircie commerciale est donc dynamique, car l'influence qu'elle exerce sur une espèce varie en fonction de l'évolution des attributs végétaux et donc du temps et de l'échelle spatiale à laquelle l'éclaircie est pratiquée, avantageant à court terme les espèces associées aux premiers stades de développement du peuplement et à long terme celles reliées aux milieux fermés et aux peuplements anciens (Suzuki et Hayes. 2003; Ishii *et al.* 2008).

Ainsi, de manière générale, les éclaircies commerciales semblent être davantage compatibles avec le maintien des espèces fauniques que les autres types de coupes partielles. Néanmoins, l'abondance de même que la richesse spécifique des communautés fauniques présentes sur les sites où l'éclaircie commerciale est pratiquée sont généralement moins élevées que celles des peuplements anciens. De même, l'éclaircie commerciale peut modifier considérablement les communautés fauniques des peuplements. En effet, les espèces exotiques peuvent envahir les peuplements à la suite de cette coupe partielle. Le laps de temps entre l'éclaircie commerciale et le moment où la coupe totale est pratiquée peut aussi être trop court pour que les espèces associées aux peuplements fermés de même que celles typiques des vieilles forêts, désavantagées par l'éclaircie, redeviennent abondantes sur les sites traités (Gomez *et al.* 2005; Lycke *et al.* 2007).

#### 4.2. Lacunes dans les connaissances actuelles

Les connaissances actuelles sont cependant basées sur un nombre relativement limité d'espèces ou de groupes d'espèces, les études consultées s'étant généralement intéressées au suivi des espèces représentatives des différentes classes de vertébrés dans les peuplements traités. Peu d'études ont aussi évalué l'impact que l'éclaircie commerciale exerce à long terme sur la faune aviaire et terrestre (Humes *et al.* 1999). Ces lacunes sont d'autant plus marquées chez les mammifères, car presque aucun suivi n'a été mené sur les espèces de grande taille, longévives, à grands domaines vitaux telles que les ours, les meutes de loups ou les caribous forestiers dont la dynamique de population est influencée de manière importante par la fragmentation de l'habitat, l'ouverture des peuplements et la perte des attributs associés aux forêts anciennes (De Bellefeuille 2001). Parallèlement, bien qu'il ait été démontré que la réponse des communautés d'oiseaux ou de mammifères dépend en partie des caractéristiques des peuplements (Carey et Johnson 1995; Haveri et Carey 2000; Suzuki et Hayes 2003), peu d'études ont regardé les relations avec les attributs des peuplements à une échelle plus grande que celle du peuplement (Humes *et al.* 1999). Ainsi, bien que les connaissances disponibles à ce jour puissent donner une indication quant à la façon dont les populations de vertébrés présentes dans les forêts du Québec réagissent après l'éclaircie commerciale, il serait justifié d'améliorer la compréhension de la manière dont celles-ci, de même que leurs proies, réagissent à la suite de la pratique de cette coupe partielle.

#### 4.3. Recommandations

Considérant ces faits, l'éclaircie commerciale doit être appliquée avec prudence afin de préserver la structure et l'intégrité des écosystèmes et de favoriser le maintien à long terme de la biodiversité présente dans les peuplements touchés. Ainsi, tout comme l'éclaircie devrait être pratiquée avec modération dans les endroits où de fortes concentrations d'espèces associées aux milieux fermés et à statut précaire sont présentes, de même que dans les habitats rares, différentes initiatives peuvent être entreprises afin de maintenir le maximum d'habitats et donc la diversité faunique dans les peuplements.

Le fait de laisser des parcelles d'habitat non traitées, de superficie suffisante, adjacentes au site traité et d'éclaircir le peuplement à différentes intensités pourrait, par exemple, créer une mosaïque d'habitats hétérogènes à l'échelle du peuplement (Higdon *et al.* 2006). Ces parcelles pourraient servir de refuge aux espèces affectées négativement par l'éclaircie commerciale et favoriser la persistance des espèces à statut précaire et celles associées aux attributs des peuplements anciens. Elles permettraient également aux espèces dont le cycle vital est long d'être en mesure de compléter celui-ci. Ces mesures pourraient éviter des changements importants dans les communautés indigènes des peuplements traités et, par le fait même, une perte de biodiversité (De la Montaña *et al.* 2006; Edman *et al.* 2008). À cet effet, la protection des bandes riveraines s'avère tout autant à propos afin, notamment, de protéger les communautés d'invertébrés et de vertébrés qui fréquentent les cours d'eau et les bandes riveraines (Carey et Johnson 1995). De plus, le suivi de l'évolution des communautés fauniques présentes dans les sites traités à différentes intensités permettrait de mieux comprendre l'impact de la pratique de l'éclaircie commerciale en forêt boréale. Comme la viabilité des populations dépend du potentiel reproducteur des espèces, celui-ci devra aussi être évalué afin de définir les conséquences de cette coupe sur les populations (Norton et Hannon 1997). Peu d'études ont, à ce jour, abordé cet aspect.

Afin de favoriser leur réussite, la planification et la réalisation des éclaircies commerciales doivent être cohérentes avec les objectifs d'aménagement et les particularités du site traité. Ainsi, comme le temps et l'intensité influencent la réponse des communautés végétales et fauniques, il s'avère nécessaire de trouver une fréquence et une densité de prélèvement optimales afin d'atteindre les objectifs d'aménagement visés. Parce qu'elles accélèrent la croissance des arbres, des éclaircies précoces et fréquentes devraient être pratiquées dans le but d'augmenter la probabilité de développer des habitats adéquats pour les amphibiens et les espèces nichant ou se nourrissant dans les cavités des arbres (Muir *et al.* 2002). Des éclaircies légères et périodiques sont, quant à elles, plus appropriées pour maintenir la densité des peuplements et la diversité d'herbes et d'arbustes à l'échelle du peuplement et du paysage, et donc les espèces fauniques associées à ces structures (Alaback et Herman 1988; Suzuki et Hayes 2003; Hagar *et al.* 2004). Des éclaircies périodiques pratiquées à densité variable, en favorisant l'hétérogénéité dans la structure du peuplement et en retardant sa fermeture, sont recommandées afin de favoriser la persistance des espèces

fauniques associées aux premiers stades des peuplements (Bender *et al.* 1997; Haveri et Carey 2000; Muir *et al.* 2002).

Par ailleurs, l'âge, la densité, la composition spécifique, l'historique des peuplements de même que les attributs du paysage à une échelle plus grande que celle des peuplements traités doivent aussi être pris en compte étant donné que ces caractéristiques peuvent influencer la façon dont les peuplements réagissent à la suite de l'éclaircie commerciale (Carey et Johnson 1995; Muir *et al.* 2002). Une attention particulière devra être portée à la pression de broutement des ongulés, et ce, principalement dans les sites où des problèmes de surabondance de cerfs sont relevés, étant donné que celle-ci influence significativement la régénération des peuplements forestiers (DeGraaf *et al.* 1991; Posner et Jordan 2002).

Bien que ces différentes recommandations puissent mener au développement d'une stratégie d'aménagement forestier davantage compatible avec le maintien de la biodiversité faunique, plusieurs auteurs suggèrent que l'éclaircie commerciale, si pratiquée seule, est insuffisante pour assurer la pérennité des communautés fauniques des peuplements. Selon Sullivan *et al.* (2008), pratiquer différents aménagements forestiers dans un même peuplement permettrait le maintien d'une variété de composantes de la biodiversité tout en prévenant l'invasion du peuplement par des espèces indésirables. Cette conclusion concorde avec celles de Hagar *et al.* (2004) et de Hayes *et al.* (2003), qui soutiennent que l'éclaircie commerciale des plantations denses serait d'autant plus bénéfique si cette coupe était pratiquée de manière conjointe avec d'autres types d'aménagements forestiers.

## BIBLIOGRAPHIE

- ALABLACK, P. B. & F. R. HERMAN. 1988. Long-term response of understory vegetation to stand density in *Picea-Tsuga* forests. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 1522-1530.
- ANDERSON, S. H. & B. J. CROMPTON. 2002. The effects of shelterwood logging on bird community composition in the Black Hills, Wyoming. *Forest Science* 48: 365-372.
- ARTMAN, V. L. 2003. Effects of commercial thinning on breeding bird populations in western hemlock forests. *American Midland Naturalist* 149: 225-232.
- BAILEY, J. D. & J. C. TAPPEINER. 1998. Effects of thinning on structural development in 40- to 100-year-old Douglas-fir stands in western Oregon. *Forest Ecology and Management* 108: 99-113.
- BÉLANGER, G. 2000. Impacts des éclaircies précommerciales sur l'habitat d'élevage de la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) et du tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*). Société de la faune et des parcs du Québec, Fédération des groupements forestiers de la Gaspésie. Sainte-Anne-des-Monts. 43 p.
- BELLE-ISLE, J. & D. KNEESHAW. 2007. A stand and landscape comparison of the effects of a spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) outbreak to the combined effects of harvesting and thinning on forest structure. *Forest Ecology and Management* 246: 163-174.
- BENDER, L. C., D. L. MINNIS & J. B. HAUFLER. 1997. Wildlife responses to thinning red pine. *Northern Journal of Applied Forestry* 14: 141-146.
- BINOT, J.-M. 2006. Incidence de l'éclaircie commerciale sur la croissance dans une plantation d'épinette blanche du nord-ouest du Nouveau-Brunswick. Colloque sur les éclaircies commerciales dans les plantations. Rivière-du-Loup. 7 et 8 juin 2006.
- BLANCHETTE, P., S. DESJARDINS, M. POIRIER, J. LEGRIS ET P. LARUE. 2003. Utilisation par le lièvre d'Amérique de peuplements traités par éclaircie précommerciale dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune et de la pessière à mousses. Société de la faune et des parcs du Québec, Ministère des Ressources naturelles du Québec. 67 p.

- BROOKS, R. T. 1999. Residual effects of thinning and high white-tailed deer densities on northern redback salamanders in southern New England oak forests. *Journal of Wildlife Management* 63: 1172-1180.
- CANADIAN COUNCIL OF FOREST MINISTERS. 2002. Compendium of Canadian forestry statistics, 2002. Canadian Forestry Service, Ottawa, Ont.
- CAREY, A. B. 2000. Effects of new forest management strategies on squirrel populations. *Ecological Applications* 10: 248-257.
- CAREY, A. B. & M. L. JOHNSON. 1995. Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests. *Ecological Applications* 5: 336-352.
- CAREY, A. B. & S.M. Wilson. 2001. Induced Spatial Heterogeneity in Forest Canopies: Responses of Small Mammals. *Journal of Wildlife Management* 65: 1014-1027.
- CENTRE TECHNOLOGIQUE EN RÉSIDUS INDUSTRIELS. 2002. L'éclaircie commerciale – Qu'avons-nous appris jusqu'à maintenant? *InfoCTRI* 1 : 2.
- CONVERSE, S. J., G. C. WHITE & W. M. BLOCK. 2006. Small mammal responses to thinning and wildfire in ponderosa pine-dominated forests of the southwestern United States. *Journal of Wildlife Management* 70: 1711-1722.
- CRÊTE, M., S. BOUCHER, C. DAIGLE, S. DESJARDINS, M. HÉNAULT, A. LUSSIER ET J. MILETTE. 2003. Évaluation des deux traitements sylvicoles les plus utilisés dans le cadre du Programme d'aide à l'aménagement des ravages de cerfs de Virginie (PAAR), Société de la faune et des parcs du Québec. 50 p.
- DE BELLEFEUILLE, S. 2001. Le caribou forestier et la sylviculture : revue de littérature et synthèse de la recherche et de l'aménagement en cours au Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec. Québec, Québec. 86 p.
- DE BELLEFEUILLE, S., N. GAGNÉ, L. BÉLANGER, J. HUOT, A. CIMON, S. DÉRY ET J.-P. JETTÉ. 2001. Effets de trois scénarios de régénération de la sapinière boréale sur les passereaux nicheurs, les petits mammifères et le lièvre d'Amérique. *Canadian Journal of Forest Research* 31 : 1312-1325.
- DEGRAAF, R. M., W. M. HEALY & R. T. BROOKS. 1991. Effects of thinning and deer browsing on breeding birds in New England oak woodlands. *Forest Ecology and Management* 41: 179-191.

- DE LA MONTAÑA, E., J. M. REY-BENAYAS & L. M. CARRASCAL. 2006. Response of bird communities to silvicultural thinning of Mediterranean maquis. *Journal of Applied Ecology* 43: 651-659.
- DEMAYNADIER, P. G. & M. L. HUNTER. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environnemental Reviews*. 3: 230-261.
- DEMERS, Y. 2002. Attirer la faune en plantation. *Progrès forestiers* 9 : 1-2.
- DÍAZ, M., R. CARBONELL, T. SANTOS & J. L. TELLERÍA. 1998. Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish plateaux: biogeography, landscape and vegetation effects. *Journal of Applied Ecology* 35: 562-574.
- DONALD, P. F., R. J. FULLER, A. D. EVANS & S. J. GOUGH. 1998. Effects of forest management and grazing on breeding bird communities in plantations of broadleaved and coniferous trees in western England. *Biological Conservation* 85: 183-197.
- EDMAN, M., A.-M. ERIKSSON & M.-A. VILLARD. 2008. Effects of selection cutting on the abundance and fertility of indicator lichens *Lobaria pulmonaria* and *Lobaria quercizans*. *Journal of Applied Ecology* 45: 26-33.
- FARR, W. A., & A. S. HARRIS. 1971. Partial cutting of western hemlock and sitka spruce in southeast Alaska. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 15 p.
- GAGNON, C. 2006. Portrait des plantations de la région du Bas-Saint-Laurent. Colloque sur les éclaircies commerciales dans les plantations. Rivière-du-Loup. 7 et 8 juin 2006.
- GOMEZ, D. M., R. G. ANTHONY & J. P. HAYES. 2005. Influence of thinning of Douglas-fir forests on population parameters and diet of northern flying squirrels. *Journal of Wildlife Management* 69: 1670-1682.
- GULLION, G. W. 1990. Ruffed grouse use of conifer plantations. *Wildlife Society Bulletin* 18: 183-187.

- HAGAR, J. C. 2007. Wildlife species associated with non-coniferous vegetation in Pacific Northwest conifer forests: a review. *Forest Ecology and Management* 246: 108-122.
- HAGAR, J. C., S. HOWLIN & L. GANIO. 2004. Short-term response of songbirds to experimental thinning of young Douglas-fir forests in the Oregon Cascades. *Forest Ecology and Management* 199: 333-347.
- HAGAR, J. C., W. C. MCCOMB & W. H. EMMINGHAM. 1996. Bird communities in commercially thinned and unthinned Douglas-fir stands of western Oregon. *Wildlife Society Bulletin* 24: 353-366.
- HALDER, I. V., L. BARBARO, E. CORCKET & H. JACTEL. 2008. Importance of semi-natural habitats for the conservation of butterfly communities in landscapes dominated by pine plantations. *Biodiversity and Conservation* 17: 1149-1169.
- HALPERN, C. B., D. MCKENZIE, S. A. EVANS & D. A. MAGUIRE. 2005. Initial responses of forest understories to varying levels and patterns of green-tree retention. *Forest Ecology and Management* 15: 175-195.
- HANSEN, A. J., T. A. SPIES, F. J. SWANSON & J. L. OHMANN. 1991. Conserving biodiversity in managed forests: lessons from natural forests. *Bioscience* 41: 382-393.
- HAVERI, B. A. & A. B. CAREY. 2000. Forest management strategy, spatial heterogeneity, and winter birds in Washington. *Wildlife Society Bulletin* 28: 643-652.
- HAYES, J. P., S. S. CHAN, W. H. EMMINGHAM, J. C. TAPPEINER, L. D. KELLOGG & J. D. BAILEY. 1997. Wildlife response to thinning young forests in the Pacific northwest. *Journal of Forestry* 95: 28-33.
- HAYES, J. P., S. H. SCHOENHOLTZ, M. J. HARTLEY, G. MURPHY, R. F. POWERS, D. BERG, & S. R. RADOSEVICH. 2005. Environmental consequences of intensively managed forest plantations in the Pacific Northwest. *Journal of Forestry* 103:83-87.
- HAYES, J. P., J. WEIKEL, M. HUSO & J. ERICKSON. 2003. Response of birds to thinning young Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 13: 1222-1232.

- HEATON, K. 2005. Mitigating environmental and social impacts of intensive plantation forestry. *Journal of Sustainable Forestry* 21: 75-96.
- HIGDON, J. W., D. A. MACLEAN, J. M. HAGAN & J. M. REED 2006. Risk of extirpation for vertebrates species on an industrial forest in New Brunswick, Canada: 1945, 2002 and 2007. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 467-481.
- HOLLOWAY, G. L. & J. R. MALCOLM. 2006. Sciurid habitat relationships in forests managed under selection and shelterwood silviculture in Ontario. *Journal of Wildlife Management* 70: 1735-1745.
- HOMYACK, J. A. 2003. Effects of precommercial thinning on snowshoe hares, small mammals, and forest structure in northern Maine. M. Sc. Thesis University of Maine, Orono, ME. 333 p.
- HOMYACK, J. A., D. J. HARRISON & W. B. KROHN. 2004. Structural differences between precommercially thinned and unthinned conifer stands. *Forest Ecology and Management* 194: 131-143.
- HUMES, M. L., J. P. HAYES & M. W. COLLOPY. 1999. Bat activity in thinned, unthinned, and old-growth forests in western Oregon. *Journal of Wildlife Management* 63: 553-561.
- ISHII, H. T., M. A. MALEQUE & S. TANIGUCHI. 2008. Line thinning promotes stand growth and understory diversity in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations. *Journal of Forestry Research* 13: 73-78.
- ITO, S., M. NAKAGAWA, G. P. BUCKLEY & K. NOGAMI. 2003. Species richness in sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations in southeastern Kyushu Japan: the effects of stand type and age on understory trees and shrubs. *Journal of Forestry Research* 8: 49-57.
- KARRAKER, N. E. & H. H. WELSH JR. 2006. Long-term impacts of even-aged timber management on abundance and body condition of terrestrial amphibians in Northwestern California. *Biological Conservation* 131: 132-140.
- KLENNER, W. & T. P. SULLIVAN. 2003. Partial and clear-cut harvesting of high-elevation spruce-fir forests: implications for small mammal communities. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 2283-2296.

- KOIVULA, M., P. PUNTILLA, Y. HAILA, J. NIEMELA. 1999. Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (*Coleoptera, Carabidae*) in the boreal forest. *Ecography* 22: 242-435.
- LANTSCHNER, M. V., V. RUSCH & C. PEYROU. 2008. Bird assemblages in pine plantations replacing native ecosystems in NW Patagonia. *Biodiversity and Conservation* 17: 969-989.
- LYCKE, A., G. BOIS & L. IMBEAU. 2007. Impacts de l'éclaircie commerciale sur le tétras du Canada et le lièvre d'Amérique. Carrefour de la recherche forestière. Québec. 19 et 20 septembre 2007.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES. 2002. Rapport sur l'état des forêts québécoises 1995-1999: 276 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, DE LA FAUNE ET DES PARCS. 2003. Manuel d'aménagement forestier 4<sup>e</sup> édition. Direction de la planification et des communications, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec. Québec. 245 p.
- MOSER, B. W., M. J. PIPAS, G. W. WITMER & R. M. ENGEMAN. 2002. Small mammal use of hybrid poplar plantations relative to stand age. *Northwest Science* 76: 158-165.
- MUIR, P. S., R. L. MATTINGLY, J. C. TAPPEINER II, J. D. BAILEY, W. E. ELLIOT, J. C. HAGAR, J. C. MILLER, E. B. PETERSON & E. E. STARKEY. 2002. Managing for biodiversity in young Douglas-fir forests of western Oregon, U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, Biological Science Report USGS/BRD/BSR-2002-0006. 76 p.
- NORTON, M. R. & S. J. HANNON. 1997. Songbird response to partial-cut logging in the boreal mixedwood forest of Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 44-53.
- PARITSIS, J. & M. A. AIZEN. 2008. Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. *Forest Ecology and Management* 255: 1575-1583.
- PARKER, G. R. 1984. Use of spruce plantations by snowshoe hare in New Brunswick. *Forestry Chronicle* 60: 162-166.

- PARKER, G. R. 1986. The importance of cover on use of conifer plantations by snowshoe hares in northern New Brunswick. *Forestry Chronicle* 62: 159-163.
- PATRICK, D. A., M. L. HUNTER & A. J. K. CALHOUN. 2006. Effects of experimental forestry treatments on Maine amphibian community. *Forest Ecology and Management* 234: 323-332.
- PEITZ, D. G., P. A. TAPPE, M. G. SHELTON & M. G. SAMS. 1999. Deer browse response to pine-hardwood thinning regimes in southeastern Arkansas. *Southern Journal of Applied Forestry* 23: 16-20.
- POSNER, S. D. & P. A. JORDAN. 2002. Competitive effects on plantation white spruce saplings from shrubs that are important browse for moose. *Forest Science* 48: 283-289.
- PRÉGENT, G. 2004a. Éclaircie commerciale des plantations : l'importance du moment opportun. *Progrès forestiers* 169 : tiré à part (printemps).
- PRÉGENT, G. 2004b. Éclaircie commerciale des plantations : les façons de faire... *Progrès forestiers* 170 : tiré à part (été).
- PRÉGENT, G. 2004c. Éclaircie commerciale des plantations : un traitement sylvicole d'une grande importance. *Progrès forestiers* 168 : tiré à part (hiver).
- PRÉGENT, G. 2004d. Éclaircie commerciale des plantations : vaut mieux garder le dessert pour la fin. *Progrès forestiers* 171 : tiré à part (automne).
- PRÉGENT, G. & J. MÉNÉTRIER. 2007. La sylviculture intensive des plantations résineuses. Conférences du consortium en foresterie Gaspésie–Les-Îles. New Richmond. 21 novembre 2007.
- RALL, C. J. 2006. The response of bark-gleaning birds and their prey to thinning and prescribed fire in eastside pine forests in northern California. M. Sc Thesis, Humboldt State University, Arcata, CA. 146 p.
- RANSOME, D. B. & T. P. SULLIVAN. 2002. Short-term population dynamics of *Glaucomys sabrinus* and *Tamiasciurus douglasii* in commercially thinned and unthinned stands of coastal coniferous forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 2043-2050.

- RANSOME, D. B., P. M. F. LINDGREN, D. S. SULLIVAN & T. P. SULLIVAN. 2004. Long-term responses of ecosystem components to stand thinning in young lodgepole pine forest. I. Population dynamics of northern flying squirrels and red squirrels. *Forest Ecology and Management* 202: 355-367.
- ROSENFELD, R. N., J. BIELEFELDT, S. A. SONSTHAGEN & T. L. BOOMS. 2000. Comparable reproductive success at conifer plantation and non-plantation nest sites for cooper's hawks in Wisconsin. *Wilson Bulletin* 112: 417-42.
- STELFOX, J. G., & R. G. H. CORMACK. 1962. Effects of clearcut logging on wild ungulates in the central Albertan foothills. *Forestry Chronicle* 38: 94-107.
- STELFOX, J. G., G. M. LYNCH & J. R. MCGILLIS. 1976. Effects of clearcut logging on wild ungulates in the central Albertan foothills. *Forestry Chronicle* 52: 65-70.
- STONE, D. M. 1986. Effects of thinning and nitroge fertilization on diameter growth of pole-size sugar maple. *Canadian Journal of Forest Research* 16: 1245-1249.
- SULLIVAN T. P. & D. S. SULLIVAN. 1988. Influence of stand thinning on snowshoe hare population dynamics and feeding damage in lodgepole pine forest. *Journal of Applied Ecology* 25: 791-805.
- SULLIVAN T. P., D. S. SULLIVAN, P. M. F. LINDGREN. 2001. Stand structure and small mammals in young lodgepole pine forest: 10-years after thinning. *Ecological Applications* 11: 1151-1173.
- SULLIVAN T. P., D. S. SULLIVAN, P. M. F. LINDGREN. 2008. Influence of variable retention harvests on forest ecosystems: Plant and mammal responses up to 8 years post-harvest. *Forest Ecology and Management* 254: 239-254.
- SULLIVAN, T. P., D. S. SULLIVAN, P. M. F. LINDGREN & J. O. BOATENG. 2002. Influence of conventional and chemical thinning on stand structure and diversity of plant and mammal communities in young lodgepole pine forest. *Forest Ecology and Management* 170: 173-187.
- SULLIVAN, T. P., D. S. SULLIVAN, P. M. F. LINDGREN & D. B. RANSOME. 2005. Long-term responses of ecosystem components to stand thinning in young lodgepole pine forest. II. Diversity and population dynamics of forest floor small mammals. *Forest Ecology and Management* 205: 1-14.

- SULLIVAN, T. P., D. S. SULLIVAN, P. M. F. LINDGREN & D. B. RANSOME. 2007. Long-term responses of ecosystem components to stand thinning in young lodgepole pine forest. IV. Relative habitat use by mammalian herbivores. *Forest Ecology and Management* 240: 32-41.
- SUZUKI, N. & J. P. HAYES. 2003. Effects of thinning on small mammals in Oregon coastal forests. *Journal of Wildlife Management* 67: 352-371.
- THOMPSON, I. D., J. A. BAKER & M. TER-MIKAELIAN. 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management* 177: 441-469.
- THYSELL, D. & A. B. CAREY . 2001. Manipulation of density of *Pseudotsuga menziesii* canopies: preliminary effects on understory vegetation. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1513-1525.
- VAN HALDER, I., L. BARBARO, E. CORCKET & H. JACTEL. 2008. Importance of semi-natural habitats for the conservation of butterfly communities in landscapes dominated by pine plantation. *Biodiversity and Conservation* 17: 1149-1169.
- WEIKEL, J. M. & J. P. HAYES. 1999. The foraging ecology of captivity-nesting birds in young forests of the northern coast range of Oregon. *Condor* 101: 58-66.
- WESLEY, D. E., C. J. PERKINS & A. D. SULLIVAN. 1981. Wildlife in cottonwood plantations. *Southern Journal of Applied Forestry* 5: 37-42.
- WILLIAMS, T. 2000. False forest. *Mother Jones* May/June.
- WILSON, M. D., B. D. WATTS. 1999. Response of brown-headed nuthatches to thinning of pie plantations. *Wilson Bulletin* 111: 56-60.
- WOODCOCK, J., R. A. LAUTENSCHLAGER, F. W. BELL & J. P. RYDER. 1997. Indirect effects of conifer release alternatives on songbird populations in northwestern Ontario. *Forestry Chronicle* 73: 107-112.

**ANNEXE I**

Tableau 1. Superficie (en hectares) de terrains à vocation forestière, superficie des peuplements qui proviennent de plantations (P), de plantations de semis cultivés à racines nues (PLN), de plantations de semis cultivés en récipients (PLR), d'ensemencements (ENS) ou d'ensemencements en miniserre (ENM) en fonction de l'année d'origine, de la classe d'âge du peuplement et de la proportion de terrains à vocation forestière occupée par ces types de peuplements pour chaque unité de gestion (Source des données de base : Couverture écoforestière (FORGEN) du 3<sup>e</sup> programme, Direction des inventaires forestiers, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF)).

Unité de gestion	Région administrative	Terrains à vocation forestière	Année d'origine											Total	
			< 60	61-65	66-70	71-75	76-80	81-85	86-90	91-95	96-00	01-06	inconnue	hectares	%
11	1	716 364,6	132,1	0,0	0,0	0,0	319,7	0,0	0,0	0,0	39 057,9	0,0	2 078,8	64 588,5	9,0
12	1	1 127 920,3	228,3	0,0	0,0	0,0	689,6	0,0	0,0	0,0	68 137,6	0,0	2 314,1	369,6	9,1
22	2	451 944,2	0,0	0,0	55,5	0,0	574,9	963,7	4 823,2	3 173,4	5 924,9	0,0	1 500,8	17 016,4	3,8
23	2	1 358 181,2	0,0	0,0	0,0	36,9	599,4	1 381,1	695,8	2 943,7	3 607,8	838,1	2 794,5	25 897,3	1,9
24	2	1 992 631,1	0,0	4,6	0,0	8,8	51,4	1 055,2	8 579,4	4 652,7	6 458,3	59,1	976,3	21 845,8	1,1
25	2	2 282 707,6	4,0	0,0	23,1	135,7	2 816,5	4 273,7	304,4	37 134,8	34 605,7	383,1	3 613,7	294,7	5,1
26	10	2 347 543,5	0,0	0,0	0,0	754,0	2 187,7	3 257,0	095,0	28 877,0	21 647,5	5 921,0	500,5	83 239,7	3,5
27	2	1 103 290,4	0,0	0,0	0,0	8,0	379,7	1 181,7	5 936,6	10 849,1	6 155,3	2 093,8	3 636,3	30 240,5	2,7
31	3	880 893,6	911,0	0,0	0,0	0,0	2 427,4	55,3	516,8	443,5	11 454,6	285,8	448,1	16 542,5	1,9
33	3	582 856,6	31,3	71,1	105,5	130,1	1 187,5	3 014,5	7 942,2	2 293,4	494,3	26,8	7 811,8	23 108,5	4,0
34	12	1 392 315,1	108,6	209,8	400,2	373,0	650,1	2 542,4	4 008,0	1 549,6	117,7	30,0	54 899,6	64 889,0	4,7
35	12	512 352,0	0,0	0,0	0,0	0,0	739,5	2 523,3	6 875,7	759,9	210,9	60,2	13 338,4	24 507,9	4,8
41	4	1 106 670,1	1 528,5	371,0	992,2	640,1	7 082,5	7 698,1	467,6	9 075,8	12 650,6	3 895,3	4 436,2	71 837,9	6,5
42	4	923 985,1	13,0	0,0	398,2	202,3	1 433,3	6 547,7	642,5	9 078,8	6 152,8	3 958,5	330,1	46 757,2	5,1
43	4	1 723 727,6	26,6	0,0	43,8	265,9	289,5	3 023,4	370,3	18 684,3	16 963,5	10 372,8	332,9	71 373,0	4,1
61	6	537 278,7	68,9	0,0	0,0	0,0	12,0	312,4	2 258,4	1 723,3	286,0	0,0	2 787,9	7 448,9	1,4

Unité de gestion	Région administrative	Terrains à vocation forestière	Année d'origine											Total	
			< 60	61-65	66-70	71-75	76-80	81-85	86-90	91-95	96-00	01-06	inconnue	hectares	%
62	14	832 438,7	194,3	0,0	0,0	0,0	1 061,1	1 596,2	9 310,8	7 595,8	2 454,4	109,7	106,5	22 428,8	2,7
63	16	905 293,0	122,4	4,6	0,0	0,0	1 151,5	0,0	0,0	0,0	2 026,0	0,0	374,4	3 678,9	0,4
64	15	1 270 286,2	0,0	0,0	0,0	0,0	751,3	3 911,8	303,4	8 781,3	3 120,5	735,6	5 502,8	34 106,7	2,7
71	7	920 374,2	34,4	0,0	0,0	0,0	1,7	620,4	2 174,1	367,4	506,3	252,2	5 281,4	9 237,9	1,0
72	7	452 685,3	102,2	0,0	392,2	216,4	46,0	656,0	1 751,6	180,7	180,5	26,6	3 749,2	7 301,4	1,6
73	7	905 293,0	9,5	9,1	3,3	250,8	287,8	1 772,7	6 205,8	2 537,0	681,9	0,0	2 563,0	14 320,9	1,6
74	7	808 266,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1 285,5	172,8	5 302,2	2 436,6	0,0	4 218,3	23 415,4	2,9
81	8	1 099 065,8	25,4	0,0	0,0	0,0	2 589,6	0,0	0,0	0,0	4 810,3	0,0	676,0	8 101,3	0,7
82	8	596 255,5	0,0	55,3	150,8	69,4	783,6	2 089,9	4 883,9	3 925,1	6 348,7	2 394,6	17,3	20 718,6	3,5
85	8	1 020 378,7	4,5	0,0	138,2	414,5	1 410,6	4 272,4	938,9	11 183,9	9 728,4	2 730,8	155,3	43 977,5	4,3
86	8	1 890 234,7	0,0	0,0	84,8	124,9	1 479,1	6 835,4	698,2	14 792,4	15 475,3	13 065,8	393,9	67 949,8	3,6
87	8	1 418 726,9	0,0	0,0	0,0	248,6	794,3	4 687,6	288,7	18 185,2	22 670,3	5 434,2	103,6	72 412,5	5,1
87	8	1 418 726,9	0,0	0,0	0,0	248,6	794,3	4 687,6	288,7	18 185,2	22 670,3	5 434,2	103,6	72 412,5	5,1
93	9	2 953 875,5	0,0	0,0	388,2	62,9	0,0	0,0	3 101,2	11 222,5	11 835,3	0,0	568,9	27 179,0	0,9
94	9	2 374 454,7	35,4	0,0	125,4	0,0	166,1	164,4	599,1	506,5	244,9	0,0	93,5	1 935,3	0,1
95	9	1 422 605,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,9	16,9	0,0
96	9	571 944,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
97	9	1 392 114,5	123,0	10,8	106,5	167,9	237,6	1 544,2	6 067,8	13 391,5	8 494,2	0,0	611,8	30 755,3	2,2
111	11	512 352,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2 572,9	2 523,3	6 875,7	759,9	4 622,8	60,2	7 093,1	24 507,9	4,8
112	11	1 117 703,1	325,8	0,0	0,0	0,0	721,7	0,0	0,0	0,0	8 358,2	0,0	277,2	24 682,9	2,2

Tableau 2. Superficie (en hectares) des peuplements qui proviennent de plantations, de plantations (P) de semis cultivés à racines nues (PLN), de plantations de semis cultivés en récipients (PLR), d'ensemencements (ENS) ou d'ensemencements en miniserre (ENM) ayant fait l'objet d'un traitement partiel (éclaircie commerciale, éclaircie précommerciale, dégagement mécanique, dégagement chimique) en fonction de l'année à laquelle l'intervention a eu lieu et par unité de gestion (Source des données de base : Couverture écoforestière (FORGEN) du 3<sup>e</sup> programme, Direction des inventaires forestiers, MRNF).

Unité de gestion	Région administrative	Superficie de la plantation	Année de l'intervention					Total		
			1981-1985	1986-1990	1991-1995	1996-2000	2001-2005	inconnue	hectares	%
11	1	64 593,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	139,0	139,0	0,2
12	1	102 369,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,4	14,4	0,0
22	2	17 016,4	0,0	0,3	0,0	905,7	3,3	0,0	909,3	5,3
23	2	25 897,3	0,0	25,6	27,5	4 423,0	180,9	0,0	4 657,0	18,0
24	2	21 845,8	0,0	0,0	0,0	1 367,1	0,0	0,0	1 367,1	6,3
25	2	19 030,0	150,6	0,0	342,9	2 727,6	208,8	0,0	3 429,9	18,0
26	10	83 239,7	0,0	0,0	43,4	0,0	1 797,8	0,0	1 841,2	2,2
27	2	30 240,5	0,0	0,0	0,0	169,1	15,8	0,0	184,9	0,6
31	3	16 542,5	0,0	3,7	362,2	1 162,3	105,2	0,0	1 633,4	9,9
33	3	23 108,5	0,0	0,0	111,7	2 519,3	4 999,6	0,0	7 630,6	33,0
34	12	64 889,0	0,0	198,3	47,3	183,4	229,3	0,0	658,3	1,0
35	12	24 507,9	6,8	563,6	2 341,2	3 201,5	1 168,0	0,0	7 281,1	29,7
41	4	71 837,9	0,0	8,3	29,7	4 293,1	1 885,4	0,0	6 216,5	8,7
42	4	46 757,2	0,0	6,1	1,9	2 540,0	3 450,5	0,0	5 998,5	12,8
43	4	71 373,0	0,0	0,0	0,0	943,2	2 785,3	0,0	3 728,5	5,2
61	6	7 448,9	0,0	0,0	1 128,1	1 050,2	0,0	0,0	2 178,3	29,2
62	14	22 428,8	0,0	0,0	240,6	4 262,9	0,0	0,0	4 503,5	20,1
63	16	3 678,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	2,0	0,1
64	15	34 106,7	0,0	42,1	4,1	966,1	303,5	0,0	1 315,8	3,9
71	7	9 237,9	0,0	0,0	0,0	812,9	330,6	0,0	1 143,5	12,4
72	7	7 301,4	0,0	0,0	0,0	347,1	155,5	0,0	502,6	6,9
73	7	14 320,9	0,0	0,0	0,0	1 991,4	0,0	0,0	1 991,4	13,9





Unité de gestion	Région administrative	Terrains à vocation forestière	Année d'intervention										Total (hectare)	%
			1961-1965	1966-1970	1971-1975	1976-1980	1981-1985	1986-1990	1991-1995	1996-2000	2001-2005	inconnue		
82	8	596 255,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	54,2	2 568,9	5 779,5	7 157,2	266,7	15 826,5	2,65
85	8	1 020 378,7	0,0	0,0	0,0	48,4	899,3	931,0	3 284,2	7 309,4	9 553,0	0,6	22 025,9	2,16
86	8	1 890 234,7	0,0	0,0	0,0	0,0	567,8	1 234,9	10 033,1	28 418,4	16 985,1	45,0	57 284,3	3,03
87	8	1 418 726,9	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0	203,6	8 528,6	19 169,8	5 611,0	29,2	33 567,2	2,37
93	9	2 953 875,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	39,2	8 183,7	24 053,6	0,0	21,6	32 298,1	1,09
94	9	2 374 454,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	428,2	152,1	4 542,6	628,4	0,0	5 751,3	0,24
95	9	1 422 605,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
96	9	571 944,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	280,5	0,0	0,0	280,5	0,05
97	9	1 392 114,5	0,0	24,3	0,0	0,0	2 069,2	9 167,2	7 674,7	11 988,6	19,8	79,9	31 023,7	2,23
111	11	512 352,0	0,0	152,7	322,8	55,7	6,8	1 174,9	4 259,8	6 830,4	3 200,3	40,3	16 043,7	3,13
112	11	1 117 703,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,9	10,9	0,00
73	7	905 293,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6 279,7	0,5	0,0	6 280,2	0,69

Tableau 4. Superficie totale (en hectares) et superficie annuelle moyenne de peuplements qui proviennent a) de plantations, b) de plantations ayant subi des interventions partielles de type éclaircie précommerciale ou éclaircie commerciale ou encore des traitements de dégagement chimique ou mécanique, c) des autres sortes de peuplements ayant aussi subi ces mêmes types de coupes partielles et d) superficie de peuplement admissible à l'éclaircie commerciale pour (i) la période quinquennale en cours et pour (ii, iii, iv) les trois prochaines périodes quinquennales en fonction de l'année d'origine du peuplement ou de l'année à laquelle l'intervention partielle a été réalisée et par unité de gestion (Source des données de base : Couverture écoforestière (FORGEN) du 3<sup>e</sup> programme, Direction des inventaires forestiers, MRNF).

Unité de gestion	Région	Période quinquennale 2008-2012							
		a) plantation		b) plantation éduquée		c) autres peuplements éduqués		d) superficie admissible	
		1976-1980		< 1990		1980-1990		Superficie totale	Moyenne annuelle
Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle				
11	1 <sup>1</sup>	23 319,7	4 663,9	0,0	0,0	0,0	0,0	18 655,8	3 731,2
12	1	31 689,6	6 337,9	0,0	0,0	0,0	0,0	25 351,7	5 070,3
22	2	574,9	115,0	0,3	0,1	0,0	0,0	460,2	92,0
23	2	599,4	119,9	25,6	5,1	6 360,5	1 272,1	5 588,4	1 117,7
24	2	51,4	10,3	0,0	0,0	3 117,5	623,5	2 535,1	507,0
25	2	2 816,5	563,3	0,0	0,0	1 700,3	340,1	3 613,4	722,7
26	10	2 187,7	437,5	0,0	0,0	893,4	178,7	2 464,9	493,0
27	2	379,7	75,9	0,0	0,0	1 382,5	276,5	1 409,8	282,0
31	3	2 427,4	485,5	3,7	0,7	632,2	126,4	2 450,6	490,1
33	3	1 187,5	237,5	0,0	0,0	1 140,9	228,2	1 862,7	372,5
34	12	650,1	130,0	198,3	39,7	5 484,0	1 096,8	5 065,9	1 013,2
35	12	739,5	147,9	563,6	112,7	618,1	123,6	1 537,0	307,4
41	4	7 082,5	1 416,5	8,3	1,7	85,9	17,2	5 741,4	1 148,3
42	4	1 433,3	286,7	6,1	1,2	364,6	72,9	1 443,2	288,6
43	4	289,5	57,9	0,0	0,0	96,1	19,2	308,5	61,7
61	6	12,0	2,4	0,0	0,0	366,4	73,3	302,7	60,5
62	14	1 061,1	212,2	0,0	0,0	103,4	20,7	931,6	186,3
63	16	1 151,5	230,3	0,0	0,0	0,0	0,0	921,2	184,2
64	15	751,3	150,3	42,1	8,4	451,4	90,3	995,8	199,2
71	7	1,7	0,3	0,0	0,0	633,2	126,6	507,9	101,6
72	7	46,0	9,2	0,0	0,0	14,9	3,0	48,7	9,7
73	7	287,8	57,6	0,0	0,0	0,0	0,0	230,2	46,0
74	7	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,7	2,7	0,5
81	8	2 589,6	517,9	0,0	0,0	0,0	0,0	2 071,7	414,3
82	8	783,6	156,7	0,0	0,0	54,2	10,8	670,2	134,0
85	8	1 410,6	282,1	322,2	64,4	1 508,1	301,6	2 592,7	518,5
86	8	1 479,1	295,8	44,9	9,0	1 757,8	351,6	2 625,4	525,1
87	8	794,3	158,9	0,0	0,0	228,6	45,7	818,3	163,7
93	9	0,0	0,0	8,2	1,6	31,0	6,2	31,4	6,3
94	9	166,1	33,2	0,0	0,0	428,2	85,6	475,4	95,1
95	9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
96	9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
97	9	237,6	47,5	18,3	3,7	11 218,1	2 243,6	9 179,2	1 835,8
111	11	2 572,9	514,6	563,6	112,7	618,1	123,6	3 003,7	600,7
112	11	15 721,7	3 144,3	0,0	0,0	0,0	0,0	12 577,4	2 515,5

<sup>1</sup> Les superficies de plantations et de jeunes peuplements éduqués pouvant potentiellement être traités par éclaircie commerciale pour l'unité d'aménagement forestier (UAF) 035-51, située dans les régions administratives 01 et 12, sont respectivement estimées à 421 et à 486 hectares (MRNF, données non publiées).

Unité de gestion	Région	Période quinquennale 2013-2017							
		a) plantation		b) plantation éduquée		c) autres peuplements éduqués		d) superficie admissible	
		1981-85		1991-1995		1991-1995		Superficie totale	Moyenne annuelle
Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle		
11	1 <sup>1</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
22	2	963,7	192,7	0,0	0,0	533,0	106,6	1 197,4	239,5
23	2	1 381,1	276,2	27,5	5,5	11 620,3	2 324,1	10 423,1	2 084,6
24	2	1 055,2	211,0	0,0	0,0	9 119,5	1 823,9	8 139,8	1 628,0
25	2	4 273,7	854,7	342,9	68,6	15 704,7	3 140,9	16 257,0	3 251,4
26	10	3 257,0	651,4	43,4	8,7	2 931,2	586,2	4 985,3	997,1
27	2	1 181,7	236,3	0,0	0,0	9 021,2	1 804,2	8 162,3	1 632,5
31	3	55,3	11,1	362,2	72,4	326,4	65,3	595,1	119,0
33	3	3 014,5	602,9	111,7	22,3	2 618,8	523,8	4 596,0	919,2
34	12	2 542,4	508,5	47,3	9,5	782,9	156,6	2 698,1	539,6
35	12	2 523,3	504,7	2 341,2	468,2	1 918,6	383,7	5 426,5	1 085,3
41	4	7 698,1	1 539,6	29,7	5,9	534,9	107,0	6 610,2	1 322,0
42	4	6 547,7	1 309,5	1,9	0,4	1 568,4	313,7	6 494,4	1 298,9
43	4	3 023,4	604,7	0,0	0,0	3 077,6	615,5	4 880,8	976,2
61	6	312,4	62,5	1 128,1	225,6	2 678,5	535,7	3 295,2	659,0
62	14	1 596,2	319,2	240,6	48,1	2 073,1	414,6	3 127,9	625,6
63	16	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
64	15	3 911,8	782,4	4,1	0,8	3 633,2	726,6	6 039,3	1 207,9
71	7	620,4	124,1	0,0	0,0	118,9	23,8	591,4	118,3
72	7	656,0	131,2	0,0	0,0	126,7	25,3	626,2	125,2
73	7	1 772,7	354,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1 418,2	283,6
74	7	1 285,5	257,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1 028,4	205,7
81	8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
82	8	2 089,9	418,0	160,4	32,1	2 408,5	481,7	3 727,0	745,4
85	8	4 272,4	854,5	535,3	107,1	2 748,9	549,8	6 045,3	1 209,1
86	8	6 835,4	1 367,1	415,4	83,1	9 617,7	1 923,5	13 494,8	2 699,0
87	8	4 687,6	937,5	504,1	100,8	8 024,5	1 604,9	10 573,0	2 114,6
93	9	0,0	0,0	126,5	25,3	8 057,2	1 611,4	6 547,0	1 309,4
94	9	164,4	32,9	0,0	0,0	152,1	30,4	253,2	50,6
95	9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
96	9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
97	9	1 544,2	308,8	124,6	24,9	7 550,1	1 510,0	7 375,1	1 475,0
111	11	2 523,3	504,7	2 341,2	468,2	1 918,6	383,7	5 426,5	1 085,3
112	11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

<sup>1</sup> Les superficies de plantations et de jeunes peuplements éduqués pouvant potentiellement être traités par éclaircie commerciale pour l'UAF 035-51, située dans les régions administratives 01 et 12, sont respectivement estimées à 1289 et à 1487 hectares (MRNF, données non publiées)

Unité de gestion	Région	Période quinquennale 2018-2022							
		a) plantation		b) plantation éduquée		c) autres peuplements éduqués		d) superficie admissible	
		1986-1990		1996-2000		1996-2000		Superficie totale	Moyenne annuelle
		Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle		
11	1 <sup>1</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
22	2	4 823,2	964,6	905,7	181,1	3 055,1	611,0	7 027,2	1 405,4
23	2	13 695,8	2 739,2	4 423,0	884,6	26 434,6	5 286,9	35 642,7	7 128,5
24	2	8 579,4	1 715,9	1 367,1	273,4	18 196,8	3 639,4	22 514,6	4 502,9
25	2	34 304,4	6 860,9	2 727,6	545,5	29 380,3	5 876,1	53 129,8	10 626,0
26	10	20 095,0	4 019,0	0,0	0,0	20 137,9	4 027,6	32 186,3	6 437,3
27	2	5 936,6	1 187,3	169,1	33,8	6 018,4	1 203,7	9 699,3	1 939,9
31	3	516,8	103,4	1 162,3	232,5	1 152,4	230,5	2 265,2	453,0
33	3	7 942,2	1 588,4	2 519,3	503,9	6 218,4	1 243,7	13 343,9	2 668,8
34	12	4 008,0	801,6	183,4	36,7	762,8	152,6	3 963,4	792,7
35	12	6 875,7	1 375,1	3 201,5	640,3	3 628,9	725,8	10 964,9	2 193,0
41	4	22 467,6	4 493,5	4 293,1	858,6	4 181,3	836,3	24 753,6	4 950,7
42	4	18 642,5	3 728,5	2 540,0	508,0	4 538,2	907,6	20 576,6	4 115,3
43	4	21 370,3	4 274,1	943,2	188,6	7 817,0	1 563,4	24 104,4	4 820,9
61	6	2 258,4	451,7	1 050,2	210,0	3 004,2	600,8	5 050,2	1 010,0
62	14	9 310,8	1 862,2	4 262,9	852,6	5 902,4	1 180,5	15 580,9	3 116,2
63	16	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
64	15	11 303,4	2 260,7	966,1	193,2	2 484,8	497,0	11 803,4	2 360,7
71	7	2 174,1	434,8	812,9	162,6	2 693,2	538,6	4 544,2	908,8
72	7	1 751,6	350,3	347,1	69,4	69,5	13,9	1 734,6	346,9
73	7	6 205,8	1 241,2	1 991,4	398,3	4 288,3	857,7	9 988,4	1 997,7
74	7	10 172,8	2 034,6	1 253,6	250,7	3 300,0	660,0	11 781,1	2 356,2
81	8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
82	8	4 883,9	976,8	981,0	196,2	4 798,5	959,7	8 530,7	1 706,1
85	8	13 938,9	2 787,8	3 273,1	654,6	4 036,3	807,3	16 998,6	3 399,7
86	8	15 698,2	3 139,6	3 168,3	633,7	25 250,1	5 050,0	35 293,3	7 058,7
87	8	20 288,7	4 057,7	1 127,1	225,4	18 042,7	3 608,5	31 566,8	6 313,4
93	9	3 101,2	620,2	864,5	172,9	23 189,1	4 637,8	21 723,8	4 344,8
94	9	599,1	119,8	29,6	5,9	4 513,0	902,6	4 113,4	822,7
95	9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
96	9	0,0	0,0	0,0	0,0	280,5	56,1	224,4	44,9
97	9	6 067,8	1 213,6	763,7	152,7	11 224,9	2 245,0	14 445,1	2 889,0
111	11	6 875,7	1 375,1	3 201,5	640,3	3 628,9	725,8	10 964,9	2 193,0
112	11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

<sup>1</sup> Les superficies de plantations et de jeunes peuplements éduqués pouvant potentiellement être traités par éclaircie commerciale pour l'UAF 035-51, située dans les régions administratives 01 et 12, sont respectivement estimées à 534 et à 4370 hectares (MRNF, données non publiées).

Unité de gestion	Région	Période quinquennale 2023-2027							
		a) plantation		b) plantation éduquée		c) autres peuplements éduqués		d) superficie admissible	
		1991-1995		2001-2005		2001-2005			
		Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle
11	1 <sup>1</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
22	2	3 173,4	634,7	3,3	0,7	3,3	0,7	2 544,0	508,8
23	2	2 943,7	588,7	180,9	36,2	3 125,4	625,1	5 000,0	1 000,0
24	2	4 652,7	930,5	0,0	0,0	392,2	78,4	4 035,9	807,2
25	2	37 134,8	7 427,0	208,8	41,8	954,0	190,8	30 638,1	6 127,6
26	10	28 877,0	5 775,4	1 797,8	359,6	4 750,5	950,1	28 340,2	5 668,0
27	2	10 849,1	2 169,8	15,8	3,2	2 545,3	509,1	10 728,2	2 145,6
31	3	443,5	88,7	105,2	21,0	3 983,8	796,8	3 626,0	725,2
33	3	2 293,4	458,7	4 999,6	999,9	8 437,7	1 687,5	12 584,6	2 516,9
34	12	1 549,6	309,9	229,3	45,9	710,7	142,1	1 991,7	398,3
35	12	759,9	152,0	1 168,0	233,6	3 200,3	640,1	4 102,6	820,5
41	4	9 075,8	1 815,2	1 885,4	377,1	3 633,6	726,7	11 675,8	2 335,2
42	4	9 078,8	1 815,8	3 450,5	690,1	10 305,6	2 061,1	18 267,9	3 653,6
43	4	18 684,3	3 736,9	2 785,3	557,1	9 386,7	1 877,3	24 685,0	4 937,0
61	6	1 723,3	344,7	0,0	0,0	0,0	0,0	1 378,6	275,7
62	14	7 595,8	1 519,2	0,0	0,0	9,4	1,9	6 084,2	1 216,8
63	16	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
64	15	8 781,3	1 756,3	303,5	60,7	3 605,3	721,1	10 152,1	2 030,4
71	7	367,4	73,5	330,6	66,1	7 734,0	1 546,8	6 745,6	1 349,1
72	7	180,7	36,1	155,5	31,1	282,3	56,5	494,8	99,0
73	7	2 537,0	507,4	0,0	0,0	0,5	0,1	2 030,0	406,0
74	7	5 302,2	1 060,4	0,0	0,0	0,0	0,0	4 241,8	848,4
81	8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
82	8	3 925,1	785,0	500,1	100,0	7 157,2	1 431,4	9 265,9	1 853,2
85	8	11 183,9	2 236,8	5 595,0	1 119,0	9 553,0	1 910,6	21 065,5	4 213,1
86	8	14 792,4	2 958,5	2 175,7	435,1	16 985,1	3 397,0	27 162,6	5 432,5
87	8	18 185,2	3 637,0	2 943,9	588,8	5 611,0	1 122,2	21 392,1	4 278,4
93	9	11 222,5	2 244,5	0,0	0,0	0,0	0,0	8 978,0	1 795,6
94	9	506,5	101,3	0,0	0,0	628,4	125,7	907,9	181,6
95	9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
96	9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
97	9	13 391,5	2 678,3	0,0	0,0	19,8	4,0	10 729,0	2 145,8
111	11	759,9	152,0	1 168,0	233,6	3 200,3	640,1	4 102,6	820,5
112	11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

<sup>1</sup> Les superficies de plantations et de jeunes peuplements éduqués pouvant potentiellement être traités par éclaircie commerciale pour l'UAF 035-51, située dans les régions administratives 01 et 12, sont respectivement estimées à 164 et à 2476 hectares (MRNF, données non publiées).

Tableau 5. Superficie totale et moyenne annuelle (en hectares) de terrains à vocation forestière admissibles à l'éclaircie commerciale pour la période quinquennale en cours et pour les trois prochaines périodes, pour chacune des régions administratives du Québec (Source des données de base : Couverture écoforestière (FORGEN) du 3<sup>e</sup> programme, Direction des inventaires forestiers, MRNF).

Région	Période quinquennale 2008-2012		Période quinquennale 2013-2017		Période quinquennale 2018-2022		Période quinquennale 2023-2027	
	Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle	Superficie totale	Moyenne annuelle
1	44 007,44	8 801,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2	13 606,88	2 721,38	44 179,60	8 835,92	128 013,68	25 602,74	52 946,16	10 589,23
3	4 313,36	862,67	5 191,12	1 038,22	15 609,12	3 121,82	16 210,56	3 242,11
4	7 493,04	1 498,61	17 985,36	3 597,07	69 434,56	13 886,91	54 628,80	10 925,76
6	302,72	60,54	3 295,20	659,04	5 050,24	1 010,05	1 378,64	275,73
7	789,60	157,92	3 664,16	732,83	28 048,24	5 609,65	13 512,16	2 702,43
8	8 778,40	1 755,68	33 840,08	6 768,02	92 389,44	18 477,89	78 886,08	15 777,22
9	9 686,00	1 937,20	14 175,28	2 835,06	40 506,72	8 101,34	20 614,96	4 122,99
10	2 464,88	492,98	4 985,28	997,06	32 186,32	6 437,26	28 340,24	5 668,05
11	15 581,04	3 116,21	5 426,48	1 085,30	10 964,88	2 192,98	4 102,56	820,51
12	6 602,88	1 320,58	8 124,56	1 624,91	14 928,24	2 985,65	6 094,24	1 218,85
14	931,60	186,32	3 127,92	625,58	15 580,88	3 116,18	6 084,16	1 216,83
15	995,84	199,17	6 039,28	1 207,86	11 803,44	2 360,69	10 152,08	2 030,42
16	921,20	184,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	116 474,88	23 294,98	150 034,32	30 006,86	464 515,76	92 903,15	292 950,64	58 590,13

**ANNEXE II**

Noms latins et communs des espèces a) d'oiseaux et b) de mammifères citées dans ce travail et liste des ouvrages qui en font mention selon qu'elles soient ou non présentes au Québec

Nom latin	Nom commun		Références
	français <sup>1</sup>	anglais	
<b>a) Oiseaux</b>			
<u>Espèces présentes au Québec</u>			
<i>Melospiza lincolnii</i>	bruant de Lincoln	Lincoln's Sparrow	Norton et Hannon 1997
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	cardinal à poitrine rose	rose-breasted grosbeak	Norton et Hannon 1997
<i>Chordeiles minor</i>	engoulevent d'Amérique	common nighthawk	Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Certbia americana</i>	grimpeur brun	Brown creepers	Hagar <i>et al.</i> 1996; Rall 2002; Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Catharus ustulatus</i>	grive à dos olive	Swainson's thrush	Hagar <i>et al.</i> 1996; Norton et Hannon 1997; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Catharus fuscescens</i>	grive fauve	Veery	DeGraff <i>et al.</i> 1991
<i>Catharus guttatus</i>	grive solitaire	hermit thrush	DeGraff <i>et al.</i> 1991; Norton et Hannon 1997; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Coccothraustes vespertinus</i>	gros-bec errant	evening grosbeak	Hagar <i>et al.</i> 1996; Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003
<i>Junco hyemalis</i>	junco ardoisé	dark-eyed junco	Hagar <i>et al.</i> 1996; Norton et Hannon 1997; Hayes <i>et al.</i> 2003; Artman 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Turdus migratorius</i>	merle d'Amérique	american robin	Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Perisoreus canadensis</i>	mésangeai du Canada	gray jay	Hagar <i>et al.</i> 1996; Norton et Hannon 1997; Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Contopus cooperi</i>	moucherolle à côtés olive	olive-sided flycatcher	Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Empidonax minimus</i>	moucherolle tchébec	alder flycatcher	Norton et Hannon 1997

Nom latin	Nom commun		Références
	français <sup>1</sup>	anglais	
<i>Dendroica virens</i>	paruline à gorge noire	black-throated green warbler	Norton et Hannon 1997; Hayes <i>et al.</i> 2003
<i>Seiurus aurocapillus</i>	paruline couronnée	ovenbird	DeGraaf <i>et al.</i> 1991; Norton et Hannon 1997
<i>Wilsonia canadensis</i>	paruline du Canada	Canada warbler	Norton et Hannon 1997
<i>Setophaga ruticilla</i>	paruline flamboyante	American redstart	DeGraaf <i>et al.</i> 1991; Norton et Hannon 1997
<i>Mniotilta varia</i>	paruline noir et blanc	black and white warbler	Norton et Hannon 1997
<i>Picoides villosus</i>	pic chevelu	hairy woodpecker	Hagar <i>et al.</i> 1996; Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Regulus satrapa</i>	roitelet à couronne dorée	golden-crowned kinglet	DeGraaf <i>et al.</i> 1991; Hagar <i>et al.</i> 1996; Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003
<i>Regulus calendula</i>	roitelet à couronne rubis	ruby-crowned kinglet	Norton et Hannon 1997
<i>Carpodacus purpureus</i>	roselin pourpré	purple finch	Artman 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Sitta carolinensis</i>	sittelle à poitrine blanche	white-breasted nuthatch	Rall 2002
<i>Sitta canadensis</i>	sittelle à poitrine rousse	red-breasted nuthatch	Hagar <i>et al.</i> 1996; Norton et Hannon 1997; Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Falcipecten canadensis</i>	tétras du Canada	spruce grouse	Lycke <i>et al.</i> 2007
<i>Troglodytes aedon</i>	troglodyte familier	house wren	Norton et Hannon 1997
<i>Troglodytes troglodytes</i>	troglodyte mignon	winter wren	Hagar <i>et al.</i> 1996; Norton et Hannon 1997; Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Vireo solitarius</i>	viréo à tête bleue	solitary vireo	Norton et Hannon 1997
<i>Vireo olivaceus</i>	viréo aux yeux rouges	red-eyed vireo	DeGraaf <i>et al.</i> 1991
<u>Autres espèces</u>			
<i>Aegithalos caudatus</i>	mésange à longue queue	long-tailed tit	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Carduelis cannabina</i> L.	linotte mélodieuse	linnet	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Columba palumbus</i>	pigeon ramier	wood pigeon	De la Montaña <i>et al.</i> 2006

Nom latin	Nom commun		Références
	français <sup>1</sup>	anglais	
<i>Contopus sordidulus</i>	pioui de l'ouest	western wood-pewee	Norton et Hanon 1997; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Cyanocitta stelleri</i>	geai de Steller	Steller's jay	Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Cyanopica cooki</i>		azure-winged magpie	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Dendroica nigrescens</i>	paruline grise	Black-throated gray warbler	Hagar <i>et al.</i> 1996; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Dendroica occidentalis</i>	paruline à tête jaune	hermit warbler	Hagar <i>et al.</i> 1996; Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Empidonax difficilis</i>	moucherolle côtier	Pacific-slope flycatcher	Hagar <i>et al.</i> 1996; Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Empidonax hammondi</i>	moucherolle de Hammond	Hammond's flycatcher	Hagar <i>et al.</i> 1996; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Fringilla coelebs</i> L.	pinson des arbres	chaffinch	de la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Galerida theklae</i>	cochevis de Thékla	thekla Lark	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Ixoreus naevius</i>	grive à collier	varied thrush	Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Lanius senator</i>	pie-grièche à tête rousse	woodchat shrike	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Lullula arborea</i>	alouette lulu	Woodlark	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Merops apiaster</i> L.	guêpier d'Europe	european bee-eater	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Miliaria calandra</i> L.	bruant proyer	corn bunting	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Myadestes townsendi</i>	solitaire de Townsend	townsend's solitaire	Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Oporornis tolmiei</i>	paruline des buissons	MacGillivray's warbler	Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Parus rufescens</i>	mésange à dos marron	chesnut-backed chickadee	Hagar <i>et al.</i> 1996; Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	cardinal à tête noire	Black-headed grosbeak	Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Pica pica</i> L.	pie bavarde	european magpie	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Picoides albolarvatus</i>	pic à tête blanche	white-headed woodpecker	Rall 2002
<i>Pipilo maculatus</i>	tohi tacheté	spotted towhee	Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Piranga ludoviciana</i>	tangara à tête rouge	western tanager	Hagar <i>et al.</i> 1996; Norton et Hannon 1997; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i>

Nom latin	Nom commun		Références
	français <sup>1</sup>	anglais	
			2004
<i>Poecile rufescens</i>	mésange à dos marron	Chesnut-backed chickadee	Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Regulus ignicapilla</i>	roitelet triple-bandeau	Firescrest	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Selasphorus rufus</i>	colibri roux	rufous humminbird	Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Sitta pusilla</i>	sitelle à tête brune	brown-headed nuthatches	Wilson et Watts 1999
<i>Sphyrapicus ruber</i>	pic à poitrine rouge	red-breasted sapsucker	Artman 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Sturnus unicolor</i>	étourneau unicolore	spotless starling	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Sylvia melanocephala</i>	fauvette mélanocéphale	sardinian warbler	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Sylvia undata</i>	fauvette pitchou	Dartford warbler	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Turdus merula L.</i>	merle noire	blackbird	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Turdus viscivorus</i>	grive musicienne	Mistle thrush	De la Montaña <i>et al.</i> 2006
<i>Vermivora peregrina</i>	paruline obscure	tennessee warbler	Norton et Hannon 1997
<i>Vireo gilvus</i>	viréo mélodieux	warbling vireo	Hagar <i>et al.</i> 1996; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<i>Vireo huttoni</i>	viréo de Hutton	Hutton's vireo	Hagar <i>et al.</i> 1996; Artman 2003; Hayes <i>et al.</i> 2003; Hagar <i>et al.</i> 2004
<b>b) Mammifères</b>			
<u>Espèces présentes au Québec</u>			
<i>Clethrionomys gapperi</i>	campagnol à dos roux de Gapper	southern red-backed voles	Bender <i>et al.</i> 1997
<i>Odocoileus virginianus</i>	cerf de Virginie	white-tailed deer	Bender <i>et al.</i> 1997; Crête <i>et al.</i> 2003
<i>Glaucomys sabrinus</i>	grand polatouche	northern flying squirrel	Ransome et Sullivan 2002; Gomez <i>et al.</i> 2005
<i>Lepus americanus</i>	lièvre d'Amérique	snowshoe hare	Lycke <i>et al.</i> 2007
<i>Peromyscus maniculatus</i>	souris sylvestre	deer mice	Carey et Wilson 2001, Suzuki et Hayes 2003
<i>Tamias minimus</i>	tamias mineur	least chipmunks	Converse <i>et al.</i> 2006

Nom latin	Nom commun		Références
	français <sup>1</sup>	anglais	
<i>Tamias striatus</i>	tamia rayé	eastern chipmunks	Bender <i>et al.</i> 1997
<u>Autres espèces</u>			
<i>Arborimus albipes</i>	campagnol à pattes blanches	white-footed voles	Suzuki et Hayes 2003
<i>Cervus elaphus</i>	wapiti	elk	Bender <i>et al.</i> 1997
<i>Clethrionomys californicus</i>		western red-backed voles	Suzuki et Hayes 2003
<i>Microtus oregoni</i>		creeping voles	Carey et Wilson 2001, Suzuki et Hayes 2003
<i>Neurotrichus gibbsii</i>	musaraigne américaine	shrew-moles	Suzuki et Hayes 2003
<i>Scapanus orarius</i>		coast moles	Suzuki et Hayes 2003
<i>Sorex bairdi</i>	musaraigne de Baird	Baird's shrews	Suzuki et Hayes 2003
<i>Sorex bendirii</i>	musaraigne de Bendire	marsh shrews	Suzuki et Hayes 2003
<i>Sorex pacificus</i>		Pacific shrews	Suzuki et Hayes 2003
<i>Sorex trowbridgii</i>		Trowbridge's shrews	Suzuki et Hayes 2003
<i>Sorex vagrans</i>	musaraigne errante	vagant shrews	Suzuki et Hayes 2003
<i>Tamias cinereicollis</i>		gray-collared chipmunks	Converse <i>et al.</i> 2006
<i>Tamiasciurus douglasii</i>	écureuil de Douglas	shaw	Ransome et Sullivan 2002
<i>Zapus trinotatus</i>	souris sauteuse du Pacifique	Pacific jumping mice	Suzuki et Hayes 2003

<sup>1</sup> Le nom commun français de plusieurs espèces est non existant.