

**CONSÉQUENCES ET RISQUES POTENTIELS INHÉRENTS À LA RÉCOLTE DES
FORÊTS RÉSIDUELLES LAISSÉES DEPUIS 1988 AU SEIN DE GRANDS PARTERRES DE
COUPE POUR LA FAUNE ASSOCIÉE AUX FORÊTS MATURES**

AVIS SCIENTIFIQUE

PRÉSENTÉ À LA

**DIRECTION DE L'AMÉNAGEMENT DE LA FAUNE DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE
MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE**

PIERRE DRAPEAU^{1,3} ET LOUIS IMBEAU^{2,3}

¹Université du Québec à Montréal, Département des Sciences Biologiques,

²Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Département des Sciences Appliquées,

³Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en aménagement forestier durable

4

AVRIL 2006



TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	3
PRÉAMBULE	4
INTRODUCTION	5
Fragmentation et connectivité des habitats dans les territoires aménagés.....	5
Les forêts résiduelles, des refuges temporaires pour la faune en territoire aménagé.....	8
Définition du mandat et portée de l’avis scientifique.....	9
IMPORTANCE DES FORÊTS RÉSIDUELLES POUR LA FAUNE	10
Oiseaux forestiers	10
Identification des espèces les plus associées aux vieilles forêts	10
Utilisation des forêts résiduelles par les espèces les plus associées aux vieilles forêts	16
Espèces d’intérêt économique	20
Tétras du Canada.....	20
Lièvre d’Amérique	23
Martre d’Amérique.....	24
RÉTENTION PERMANENTE ET CONNECTIVITÉ DES HABITATS RÉSIDUELS	26
RECOMMANDATIONS	27
Une gestion adaptative nécessite la révision des règlements en vigueur	27
RÉFÉRENCES	30

RÉSUMÉ

Des travaux récents montrent que sous un régime de perturbations naturelles, une proportion importante du couvert forestier boréal est constituée de forêts qui dépassent l'âge d'exploitabilité (soit > 100 ans). La normalisation des classes d'âges anticipée dans un système d'aménagement équienné tel que celui présentement utilisé en forêt boréale, conduit à une élimination progressive des forêts qui dépassent l'âge d'exploitabilité. Plusieurs études récentes montrent que ce type d'aménagement n'est pas sans conséquences sur la diversité biologique associée aux forêts âgées. Selon les normes en vigueur au Québec, les bandes riveraines, les séparateurs de coupe et les îlots de confinement de l'original constituent à l'heure actuelle les seuls refuges biologiques pour la faune désertant les coupes récentes dans d'immenses paysages ayant été soumis à la récolte forestière.

Cet avis scientifique vise à éclairer le MRNF sur les conséquences possibles de la récolte de cette forêt résiduelle sur les populations animales dépendantes de ce type de forêt. En tenant compte de la revue des nouvelles connaissances acquises au cours des dix dernières années sur la faune boréale au Québec (tant sur la faune non-gibier que sur des espèces d'intérêt économique), nos principales recommandations sont 1) qu'un moratoire sur la récolte des habitats résiduels soit mis en place et qu'une analyse systématique de la proportion de forêts matures et âgées présentes dans les agglomérations de coupes soit menée; 2) qu'aucune récolte ne soit autorisée dans les habitats résiduels et qu'un statut de rétention permanente soit conféré à ces habitats par le MRNF dans l'éventualité où la forêt mature et âgée résiduelle représente moins de 20% (limite supérieure du pourcentage de forêts vertes résiduelles dans les feux) de la superficie du territoire aménagé.

Nous rappelons également que la disparition complète de forêts matures et âgées dans les aires de récolte peut conduire à l'extinction locale de plusieurs espèces et causer un préjudice économique aux entreprises qui sont actuellement engagées dans des processus volontaires de certification environnementale forestière. Nous concluons sur le fait que les normes d'interventions actuelles doivent évoluer en fonction des nouvelles connaissances acquises, ce qui est la base d'un aménagement évolutif «adaptive management», pour ainsi mieux s'arrimer aux critères d'aménagement durable des forêts, en particulier celui du maintien de la diversité biologique.

PRÉAMBULE

La Chaire AFD, une présence durable de la recherche forestière au Québec

La Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable (Chaire AFD) a été mise sur pied en 1998 et est soutenue par un consortium de compagnies forestières de l'ouest et du centre du Québec ainsi que de partenaires gouvernementaux (MRNF). Regroupant des chercheurs du GREFi oeuvrant à la fois à l'UQAM et l'UQAT, elle a pour mission d'assurer la recherche et le développement de stratégies et pratiques d'aménagement forestier durable. En collaboration avec ses partenaires régionaux, elle fixe les priorités de recherche et participe à des actions concertées répondant aux problématiques de l'heure en aménagement forestier. La Chaire comporte 6 axes de recherche complémentaires qui sont :

1. Dynamique forestière et l'historique des perturbations naturelles
2. Facteurs clés nécessaires au maintien de la biodiversité
3. Productivité forestière et la résilience des écosystèmes
4. Développement et évaluation de nouvelles approches sylvicoles dont la foresterie intensive
5. Développement et l'expérimentation de stratégies d'aménagement durable forêts
6. Valorisation, caractérisation et transformation du bois

La recherche effectuée à la Chaire AFD est développée en s'appuyant sur les connaissances acquises depuis plus de 15 ans en Abitibi-Témiscamingue par l'entremise de l'URDFAT et de la FERLD. Elle est également alimentée par les connaissances acquises autant en forêt tempérée qu'en forêt boréale dans plusieurs régions du Québec par les chercheurs du GREFi. ***Bien que nous ayons bénéficié des échanges avec nos partenaires, le présent avis reflète l'opinion des chercheurs de la Chaire AFD signataires et n'implique aucunement celle des partenaires de la Chaire AFD.***

INTRODUCTION

Fragmentation et connectivité des habitats dans les territoires aménagés

La diminution du couvert forestier mature et sa fragmentation en parcelles résiduelles de plus petites superficies est un phénomène qui a cours sur l'ensemble des biomes et ce, sur tous les continents (Wiens 1989, Blondel, 1995, Bennett 2003). Cette fragmentation des habitats peut être permanente comme c'est le cas de territoires où l'affectation forestière des terres est convertie en un usage urbain ou agricole (Askins et al. 1990, Robinson et al. 1995, Donovan et al. 1997). Dans les territoires aménagés à des fins de récolte de bois, elle est plutôt temporaire dans le contexte où les activités d'aménagement forestier génèrent des ouvertures importantes du couvert forestier qui sont éventuellement résorbées par la régénération forestière (McGarrigal and McComb 1995, Schmiegelow et al. 1997, Drapeau et al. 2000).

Au Québec, la forêt boréale occupe 73,7% du territoire forestier et est, par conséquent, l'écosystème forestier le plus important. La grande majorité de ces territoires ont cependant été attribués en contrats d'approvisionnement et d'aménagement forestier (CAAF) à des industries forestières et moins de 6% de la forêt boréale québécoise comporte un degré de protection intégrale ne permettant pas la récolte de matière ligneuse (Québec 2004). La récolte des forêts naturelles s'effectue très rapidement: en moyenne depuis 1995, un peu plus de 25 millions de m³ de bois résineux ont été récoltés sur les terres publiques québécoises, ce qui représente une superficie coupée de près de 325 000 hectares par an (Québec 2004). De plus, à mesure que les coupes progressent vers le nord, où les arbres atteignent de moins grands diamètres, les superficies affectées pour maintenir un apport constant de matière ligneuse continuent d'augmenter. En effet, malgré une réduction en volume de 13% entre 1986 et 1993, les superficies récoltées ont augmenté de 15% (Cantin 1996). De plus, les superficies récoltées sont juxtaposées dans l'espace créant des agglomérations d'aires de régénération dont les superficies contiguës dépassent celles des perturbations naturelles (Figure 1).

Des travaux récents montrent que sous un régime de perturbations naturelles, une proportion importante du couvert forestier boréal est constituée de forêts qui dépassent l'âge d'exploitabilité (> 100 ans). De fait, sur le territoire québécois, le pourcentage de forêts qui dépassent l'âge d'exploitabilité varie de 54% à au-delà de 80% en forêt boréale sous régime naturel de perturbations (voir Bergeron et al. 2001). Cette forte proportion de forêts âgées tient d'une part au fait qu'un cycle de feux équivalent à une révolution forestière (par exemple 100 ans) ne brûle pas toute la superficie forestière de façon égale. Certains secteurs peuvent brûler trois fois alors que d'autres échappent complètement au feu. D'autre part, ces travaux indiquent que pour l'ensemble du Québec boréal le

cycle des feux est plus long que le temps de révolution forestière généralement utilisé dans les systèmes d'aménagement, ce qui a pour conséquence d'accroître d'autant la proportion de forêts âgées (Bergeron et al. 2001, 2004). En forêt boréale, le remplacement d'un cycle naturel de feu d'une centaine d'années par un régime de coupes de temps de révolution comparable conduit au rajeunissement global de la mosaïque forestière alors que l'âge moyen du territoire forestier passe de 100 ans à 50 ans.



Crédit photo : Pierre Drapeau, Juillet 2001

Figure 1. Vue aérienne d'agglomérations de coupes RNI dans le secteur aménagé délimité autour des municipalités de Joutel, Amos et Lebel-sur-Quévillon en Abitibi.

D'autre part, la recherche scientifique nous apprend qu'à l'intérieur des zones incendiées, une certaine quantité de forêts échappe au feu (Bergeron et al. 2002). Ces refuges de forêts vertes dans les brûlis représentent de 5 à 18% de la superficie des territoires brûlés (Figure 2). Par conséquent, une perturbation majeure comme le feu qui, à l'instar des agglomérations de coupes, ramène un paysage forestier à un stade initial de développement conserve néanmoins une certaine proportion de forêt mature et âgée. Ces forêts remplissent à leur tour une fonction de refuge biologique sur le territoire, le temps que la forêt se régénère.

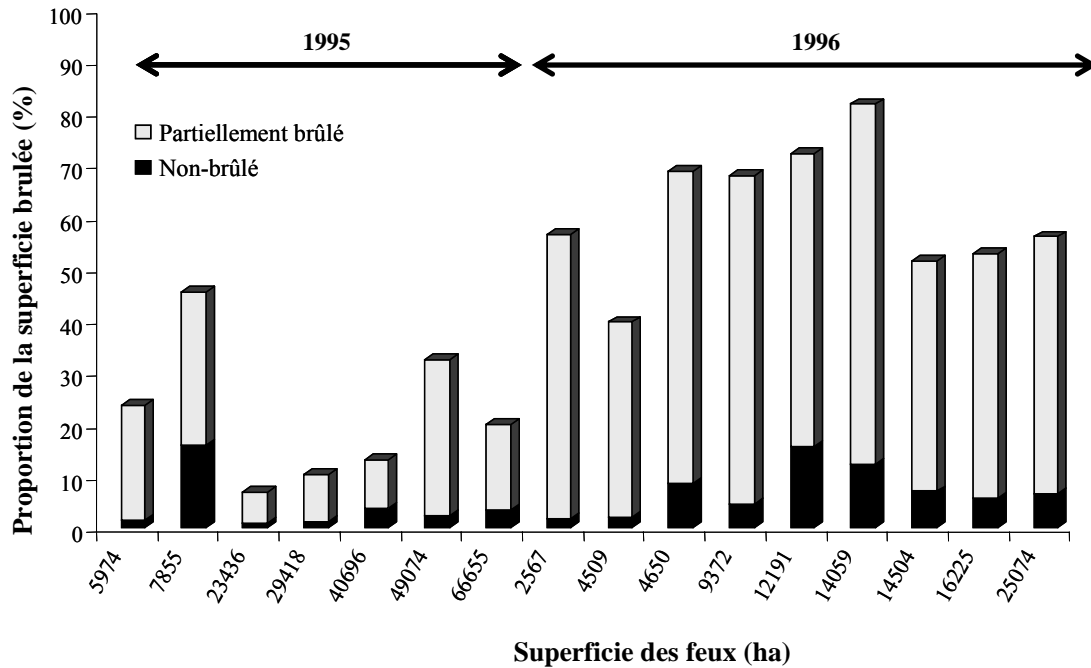


Figure 2. Sévérité variable des incendies forestiers au Québec pour les années 1995-1996 illustrant à l'intérieur du périmètre des feux la proportion du territoire qui a échappé au feu et la proportion où le feu n'a que partiellement atteint les cimes des arbres (adapté de Bergeron et al. 2002).

L'écart entre la forêt boréale sous régime de perturbations naturelles (Gauthier et al. 2001, Bergeron et al. 2001, 2002, 2004) et la forêt aménagée selon un régime de courtes révolutions se traduit donc par une modification substantielle de la distribution des classes d'âge des mosaïques forestières, favorisant les habitats ouverts de début de succession au profit des forêts matures (Bergeron et al. 2002, Harper et al. 2003). Qui plus est, la normalisation des classes d'âge anticipée dans un système d'aménagement équienne tel que celui présentement utilisé en forêt boréale conduit à une élimination progressive des forêts qui dépassent l'âge d'exploitabilité. Cela n'est donc pas sans conséquences sur la diversité biologique associée aux forêts âgées (Imbeau et al. 1999, Drapeau et al. 2001, 2003, Schieck et al. 1999).

A cette raréfaction importante des peuplements matures et surannés, s'ajoute une extension des zones de coupes qui, au cours des vingt dernières années a produit des superficies contiguës de parterres en régénération plus étendus que ce que ne sous-tendent les régimes naturels de perturbations (Leduc et al. 2000, Bergeron et al. 2002). Il en résulte un plus grand isolement des

habitats forestiers résiduels dans les aires de coupes agglomérées que ce qui a cours généralement dans les territoires incendiés (Belleau et al. sous évaluation). Pour la diversité biologique associée aux forêts matures et surannées, les effets négatifs de l'arrangement spatial des habitats résiduels dans les paysages aménagés viennent donc s'ajouter aux effets de perte nette d'habitats engendrés par la récolte. Par conséquent, malgré la grande tolérance des organismes vivants aux perturbations en forêt boréale, l'étendue des ouvertures générées par l'aménagement équienné des forêts et l'isolement résultant des forêts résiduelles sont préoccupantes et peuvent directement affecter les populations qui persistent dans ces fragments de forêts matures.

Le virage proposé par le rapport de la commission d'étude sur la gestion des forêts publiques du Québec (commission Coulombe) voulant que l'aménagement écosystémique devienne au coeur de la gestion des forêts publiques, interpelle la capacité actuelle des territoires aménagés à maintenir à l'échelle des unités d'aménagement une diversité biologique comparable aux territoires sous régimes naturels de perturbations. Or, l'idée de récolter en totalité ou en partie les habitats résiduels (séparateurs secs, bandes riveraines et îlots de confinement d'original) qui sont les dernières forêts matures de ces paysages, lorsque les parterres de coupes atteignent une certaine hauteur ou un âge donné, va à l'encontre du virage vers une gestion écosystémique des forêts proposé par la commission Coulombe. C'est dans la perspective de trouver des solutions qui se rapprochent d'une gestion plus écosystémique des forêts aménagées que nous avons rédigé le présent avis.

Les forêts résiduelles : refuges pour la faune en forêt aménagée

Au Québec, le Règlement sur les normes d'interventions dans les forêts du domaine public (RNI; Gouvernement du Québec 1996) stipule qu'une lisière boisée de vingt mètres de largeur doit être laissée en bordure des lacs et cours d'eau permanents dans les aires aménagées par la coupe totale (cette lisière doit atteindre 60 m dans le cas des rivières à saumons). Une partie des tiges commerciales peut toutefois y être prélevée à condition que leur densité ne soit pas sous les 500 arbres par hectare dans le peuplement riverain. Les parterres de coupe peuvent mesurer jusqu'à 150 ha et sont séparés par des bandes boisées d'une largeur variant entre 60 et 100 mètres, selon la taille de ces parterres. Bien que les bandes riveraines ont avant tout été définies pour préserver la qualité de l'eau et que les séparateurs de coupe ont été mis en place pour atténuer l'impact visuel des coupes, ces habitats linéaires constituent en forêt aménagée les seuls sites où on retrouve encore des forêts âgées. De plus, de 1988 à 1996, des petits îlots de forêt de 3 à 10 ha devaient être laissés au sein des

assiettes de coupe afin de fournir des habitats adéquats pour le confinement de l'original. Ces aires de confinement correspondaient à 4% de la superficie des secteurs aménagés au cours de cette période.

Ces trois types de forêts résiduelles constituent donc dans le cadre actuel de gestion, en omettant les secteurs inaccessibles, les seuls refuges biologiques pour la faune désertant les coupes récentes dans d'immenses paysages ayant été soumis à la récolte forestière. Dans le cas des séparateurs de coupe et des îlots à originaux, la récolte des arbres est toutefois autorisée dès que la régénération du parterre de coupe adjacent atteint une hauteur de 3 mètres. Dans plusieurs secteurs récoltés à la fin des années 1990, la réglementation actuelle permet donc dès maintenant la récolte de ces derniers fragments de forêts âgées.

Définition du mandat et portée de l'avis scientifique

Les connaissances sur les besoins en habitat sur certaines espèces fauniques obtenues par diverses études de la FAPAQ indiquent que la récolte de cette forêt résiduelle aura un impact négatif sur les populations locales. Les espèces généralistes devraient pouvoir se relocaliser plus ou moins facilement, tandis que cela risque de ne pas être le cas pour les espèces spécialistes des forêts mûres et âgées. La majorité de ces espèces n'appartiennent toutefois pas aux espèces d'intérêt économique les plus suivies par des agences gouvernementales telles que le MRNF. Plusieurs de ces espèces occupent une position clé dans le maintien de la diversité biologique et ont par ricochet un intérêt élevé pour la communauté scientifique. De ce nombre, les oiseaux forestiers font l'objet de recherches à la Chaire en aménagement forestier durable CRSNG-UQAT-UQAM depuis 1994, principalement dans les régions de l'Abitibi et du Nord du Québec. De plus, au cours des trois dernières années, une nouvelle programmation de recherche sur certaines espèces gibier (e. g., Tétras du Canada, Lièvre d'Amérique, Martre d'Amérique) a été amorcée dans le cadre des travaux de la Chaire AFD. Cet avis scientifique vise donc à faire le bilan de ces travaux récents et de certaines études connexes réalisées par d'autres chercheurs sur le même territoire, de façon à apporter un point de vue éclairé et objectif sur les conséquences et risques potentiels pour la faune inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe. L'expertise de la Chaire AFD à ce sujet se distingue à l'échelle nationale par la connaissance simultanée 1) des régimes de perturbations naturelles et 2) des seuils de tolérance des organismes suite aux activités anthropiques sur un même territoire.

IMPORTANCE DES FORÊTS RÉSIDUELLES POUR LA FAUNE

Oiseaux forestiers

Identification des espèces les plus associées aux vieilles forêts

Une étude menée au Saguenay/Lac St-Jean (Imbeau et al. 1999) sur les oiseaux forestiers en pessière noire avait pour objectif de comparer les assemblages d'espèces d'oiseaux forestiers retrouvés dans des stades de régénération après coupe et après feu. La richesse en espèces ne différait pas entre les divers stades de développement, par contre l'abondance des oiseaux était plus élevée dans les coupes récentes. Les zones récemment perturbées étaient caractérisées par des assemblages d'espèces associées aux milieux ouverts dominés par les migrateurs néotropicaux qui atteignaient leur plus forte abondance dans des coupes récentes. Également, les peuplements récoltés se distinguaient des peuplements ayant brûlé par l'absence d'espèces nichant dans des cavités. Le rétablissement graduel d'assemblages d'espèces forestières fut observé dès que les épinettes en régénération ont atteint le stade de l'arbustaie (hauteur ≥ 2 m). ***Cependant, le Pic à dos noir (*Picoides arcticus*), le Pic à dos rayé (*P. dorsalis*) et le Grimpereau brun (*Certhia americana*) étaient restreints aux forêts matures (hauteur ≥ 11 m) ou aux brûlis.*** Selon ces auteurs, ces trois espèces seraient donc les plus susceptibles d'être négativement affectées par l'aménagement forestier actuel qui implique la suppression des feux et des temps de rotation courts. Une des conclusions de cette étude était que la rétention de forêts matures de grande superficie serait essentielle au maintien de ces espèces dans les zones aménagées.

Dans un article récent sur les forêts âgées en Abitibi, Drapeau et al. (2003) ont montré que la composition des assemblages d'oiseaux change de façon importante entre les premiers stades de vieillissement des forêts et les plus vieilles forêts d'épinettes noires sur leur aire d'étude (Tableau 1). Ce changement est étroitement associé aux changements de structure (hauteur et recouvrement du couvert forestier) que connaissent ces forêts au cours de leur vieillissement ainsi qu'au contexte du paysage. La fermeture du couvert forestier des peuplements de 100-120 ans est favorable aux espèces typiquement inféodées aux forêts fermées, comme la Grive à dos olive (*Catharus ustulatus*), le Roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*), et la Paruline à poitrine baie (*Dendroica castanea*) (Tableau 1, Figure 3). De plus, la maturation de la forêt (accroissement du diamètre des arbres) et la mortalité graduelle des arbres de la première cohorte offrent des conditions d'habitat adéquates aux espèces qui s'alimentent sur le bois sénescant et récemment mort tels que le Grimpereau brun et la

Sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*) qui atteignent leur abondance maximale dans les paysages dominés par des forêts qui en sont au stade initial de vieillissement (Tableau 1, Figure 3b). Ces espèces ne sont plus présentes ou deviennent faiblement abondantes dans les forêts les plus vieilles (> 200 ans). Bien que rares, les pics qui sont les principaux excavateurs de cavités dans cet écosystème occupent une position écologique importante dans les vieilles forêts d'épinette noire. Dans la portion du gradient d'âge traité dans notre étude ce sont cependant les forêts de 100 à 120 ans et non les forêts de plus de 200 ans qui étaient les plus utilisées par ces espèces d'oiseaux (Figure 3c).

L'ouverture de la voûte des plus vieilles forêts offre des conditions propices d'habitat à plusieurs espèces de milieux ouverts, comme la Paruline à couronne rousse (*Dendroica palmarum*) et la Paruline masquée (*Geothlypis trichas*) (Tableau 1, Figure 3d) ainsi qu'aux espèces forestières tolérantes aux ouvertures comme la Paruline à croupion jaune (*Dendroica coronata*) et le Mésangeai du Canada (*Perisoreus canadensis*) (Figure 3a).

Dans l'ensemble, ces résultats pointent les mêmes espèces que Imbeau et al. (1999) ont identifiées pour la région du Saguenay-Lac Saint-Jean comme étant préoccupantes par rapport à la transformation des mosaïques forestières par l'aménagement équienne des forêts d'épinette noire. La diminution nette de la proportion des forêts âgées qui dépassent l'âge d'exploitabilité dans les forêts d'épinette noire en Abitibi est donc préoccupante en raison du rôle fonctionnel de ces types de forêts pour un cortège important de l'avifaune forestière.

Par ailleurs, les forêts âgées sont dynamiques et le processus de vieillissement se traduit par la mise en place d'une variabilité structurale des peuplements à laquelle les assemblages d'oiseaux sont étroitement associés. La complexité accrue de la structure du couvert forestier dans les vieilles forêts se traduit par l'accroissement de la richesse en espèces, notamment des espèces associées à la matière ligneuse morte. Toutefois, en Abitibi, ce point chaud de diversité aviaire est concentré dans les premiers stades de vieillissement. Or, ce sont également ces forêts qui sont fortement récoltées par l'industrie, leur volume étant au delà de 50 m³/ha; les forêts les plus vieilles (> 200 ans) étant trop ouvertes et comptant une trop faible densité d'arbres pour être récoltées. Dans ces circonstances, les plus vieilles forêts ne peuvent servir d'habitat alternatif pour les espèces associées aux forêts qui dépassent l'âge d'exploitabilité (Drapeau et al. 2002). Les massifs forestiers matures et âgés non coupés, de même que les habitats résiduels (bandes riveraines, aires de confinements d'originaux et séparateurs de coupes) dans les grandes agglomérations de coupes où est pratiquée la CPRS, constituent les seuls refuges encore existants pour ces espèces. Le maintien de ces refuges dans les territoires aménagés constitue donc une condition *sine qua non* pour offrir aux populations des espèces spécialistes des forêts fermées âgées la possibilité de se maintenir dans ces environnements.

Tableau 1. Fréquence d'occurrence des espèces détectées dans plus de 5 % des stations d'écoute de l'un ou l'autre des types de vieilles forêts de la pessière à mousses en Abitibi.

Nom de l'espèce	Fréquence d'occurrence (%)	Fréquence d'occurrence (%)
	Forêts de 100 à 120 ans n = 53	Forêts de > 200 ans N = 61
Grive à dos olive	67,9	14,5
Paruline obscure	50,9	10,8
Sittelle à poitrine rousse	49,1	3,6
Viréo de Philadelphie	39,6	10,8
Grimpereau brun	35,8	15,7
Paruline à poitrine baie	18,9	3,6
Viréo à tête bleue	18,9	2,4
Viréo aux yeux rouges	17,0	2,4
Pic maculé	13,2	2,4
Roitelet à couronne dorée	83,0	50,6
Paruline à tête cendrée	69,8	48,2
Moucherolle à ventre jaune	79,2	94,0
Junco ardoisé	69,8	81,9
Merle d'Amérique	7,5	30,1
Paruline masquée	1,9	45,8
Paruline à couronne rousse	0,0	26,5
Moucherolle à côtés olive	0,0	19,3
Paruline à calotte noire	0,0	30,1
Bruant de Lincoln	0,0	25,3
Mésange à tête brune	20,8	20,5
Pic à dos noir	7,5	7,2
Pic à dos rayé	5,7	3,6
Paruline à joues grises	92,5	90,4
Troglodyte mignon	92,5	90,4
Bruant à gorge blanche	90,6	100,0
Paruline à croupion jaune	90,6	92,8
Grive solitaire	84,9	97,6

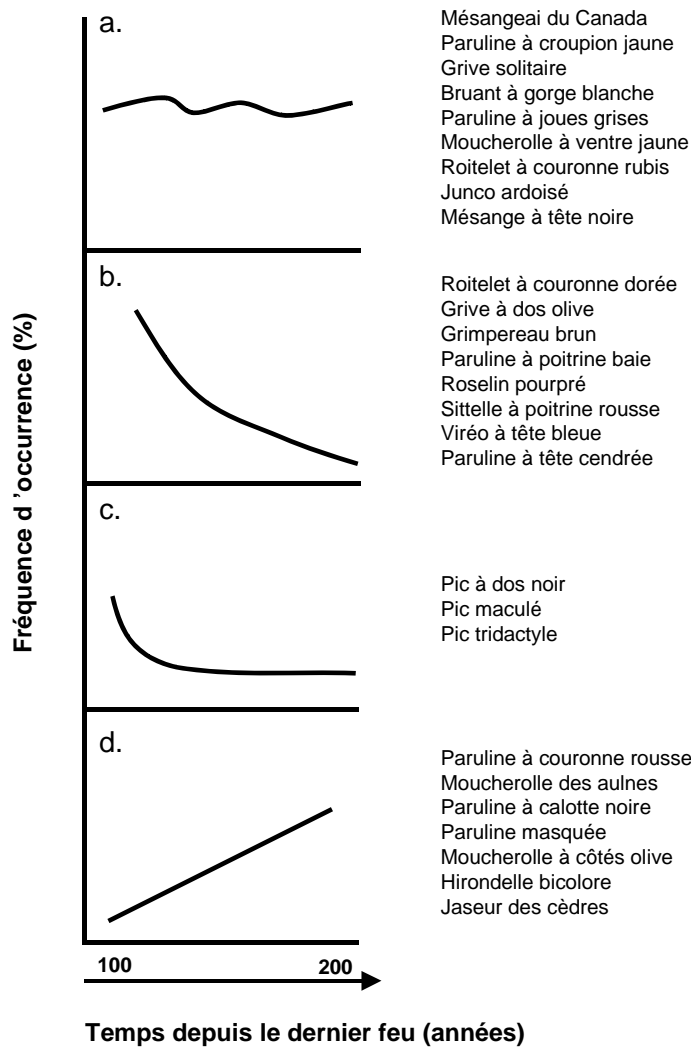


Figure 3. Profils-types de la réponse des espèces d’oiseaux aux changements structuraux des vieilles forêts dans la zone de la pessière à mousses de la ceinture d’argile (Québec et Ontario) : a) espèces qui tolèrent l’ouverture du couvert forestier des plus vieilles forêts, b) espèces associées à la fermeture du couvert forestier des vieilles forêts en début de sénescence, c) espèces associées à la disponibilité plus élevée d’arbres morts, et d) espèces de milieux ouverts qui envahissent les forêts anciennes en raison de la présence d’habitats ouverts (adapté de Drapeau et al. 2003).

En utilisant les caractéristiques de l'histoire naturelle liées à l'habitat, à la nidification ainsi qu'à la répartition géographique de chaque espèce boréale de l'Est du Canada et de Fenno-scandinavie, Imbeau et al. (2001) ont pu calculer un indice de vulnérabilité de chaque espèce d'oiseau forestier aux changements apportés par la foresterie moderne. Les oiseaux migrateurs tropicaux qu'on retrouve couramment dans les forêts boréales de l'Est du Canada ne présentent généralement pas des caractéristiques qui leur confèrent un indice élevé de vulnérabilité face aux changements du couvert forestier associés à l'aménagement forestier. Ainsi, l'idée reçue voulant que les migrateurs tropicaux soient les plus sensibles aux changements d'habitats à l'échelle des paysages en Amérique du Nord ne semble pas s'appliquer aux espèces présentes dans les forêts boréales de l'Est du Canada. D'autre part, les espèces fenno-scandinaves étant le plus susceptibles aux changements d'habitats résultant de la foresterie présentent des déclin de population significativement plus élevés au cours des 50 dernières années que les espèces moins sensibles. Neuf espèces fenno-scandinaves présentent un niveau élevé de vulnérabilité, tandis que huit espèces présentent des niveaux similaires pour l'Est du Canada (Tableau 2). ***On retrouve en tête des espèces les plus vulnérables au Québec le Pic à dos rayé, le Pic à dos noir, le Grand Pic, la Nyctale de Tengmalm, la Mésange à tête brune et le Grimpereau brun. Ces espèces sont associées aux forêts âgées.***

Dans les deux régions, les espèces les plus sensibles sont des résidants qui dépendent du bois mort et qui nichent dans des cavités d'arbres. Les importantes similitudes entre ces deux régions, l'expansion nordique de la foresterie dans l'Est du Canada et la réduction de la superficie des forêts matures et âgées sont tous des facteurs qui pointent dans la direction de déclin régionaux chez plusieurs de ces espèces dont nous avons un haut niveau de responsabilité de conservation à l'échelle canadienne et internationale.

Pour se convaincre des baisses anticipées de populations de ces espèces sur le territoire québécois, rappelons que la quasi-disparition des forêts naturelles âgées (moins de 4% du territoire) en Fenno-Scandinavie origine de l'application d'une stratégie d'aménagement équiennne qui, sur plusieurs révolutions a conduit à la normalisation du territoire. L'introduction généralisée de pratiques de sylviculture intensive sur le territoire au début des années 1950 a accru le degré d'homogénéité du couvert forestier (diminution du nombre d'essences, simplification de la structure des peuplements) mais le rajeunissement de la mosaïque avait au préalable été fait par la conversion d'un couvert forestier naturel à un système d'aménagement équiennne. Les convergences entre le Québec et la Fenno-Scandinavie quant aux espèces à forte vulnérabilité constituent une indication sérieuse des risques auxquels sont exposés ces espèces sur le territoire québécois.

Tableau 2. Espèces d’oiseaux de la forêt boréale de l’est du Canada (Québec) et de Fenno-scandinavie les plus vulnérables face aux modifications apportées par la foresterie moderne, notamment la réduction de la superficie des forêts mûres et surannées (adapté de Imbeau et al. 2001).

<i>Espèces</i>	<i>Total des facteurs de risque</i>
Québec	
Pic à dos rayé (<i>Picoides dorsalis</i>)	8
Pic à dos noir (<i>Picoides arcticus</i>)	8
Grand Pic (<i>Dryocopus pileatus</i>)	7
Nyctale de Tengmalm ^a (<i>Aegolius funereus</i>)	7
Mésange à tête brune (<i>Poecile hudsonica</i>)	5
Grimpereau brun (<i>Certhia americana</i>)	5
Garrot d’Islande ^a (<i>Bucephala islandica</i>)	5
Petit Garrot ^a (<i>Bucephala albeola</i>)	5
Fenno-Scandinavie	
Pic tridactyle ^b (<i>Picoides tridactylus</i>)	8
Pic noir ^b (<i>Dryocopus martius</i>)	7
Pic à dos blanc ^b (<i>Dendrocopos leucotos</i>)	6
Mésange lapone ^{ab} (<i>Poecile cincta</i>)	6
Sittelle torchepot ^{ac} (<i>Sitta europea</i>)	6
Chouette de l’Oural ^{ac} (<i>Strix uralensis</i>)	6
Nyctale de Tengmalm ^a (<i>Aegolius funereus</i>)	6
Chevêchette d’Europe ^{ac} (<i>Glaucidium passerinum</i>)	5
Harle piette ^{ac} (<i>Mergus albellus</i>)	5

^aUtilise fréquemment des nichoirs artificiels.

^bLe déclin des populations est >55% au cours des 50 dernières années.

^cAucune tendance de population fiable n’est disponible.

Utilisation des forêts résiduelles par les espèces les plus associées aux vieilles forêts

Considérant la progression rapide de la foresterie moderne dans les régions boréales, ce qui réduit fortement la superficie des forêts anciennes tout en augmentant considérablement le nombre de lisières de forêt, d'importants déclin sont à prévoir chez les oiseaux boréaux pouvant être catégorisés comme étant sensibles à la superficie de forêt résiduelle ou évitant les lisières de forêt. De toutes les espèces boréales, le Pic à dos rayé est une des plus négativement affectée par la foresterie et possiblement vulnérable à l'aire des forêts résiduelles tout comme aux lisières. Dans une étude publiée en 2002, Imbeau et Desrochers ont quantifié cette vulnérabilité en analysant le patron d'occurrence de cette espèce dans 100 stations d'appel qui variaient de 8 à 100% de couvert forestier dans un rayon de 300 m, dans la forêt boréale du nord du Lac St-Jean. Dans cette aire d'étude, les sites avec un couvert forestier inférieur à 40% étaient des séparateurs de coupes ou des bandes riveraines au sein de grandes aires de coupe. Des observations comportementales ont aussi été effectuées afin d'évaluer la réponse de ce pic à la présence de lisières en utilisant les positions des arbres utilisés pour sa quête alimentaire en relation avec la plus proche lisière de coupe forestière. Même si la présence du Pic à dos rayé était fortement liée à la superficie d'habitat favorable dans chaque station, cette relation était quasi-linéaire et aucun seuil critique d'habitat résiduel n'a clairement été observé à l'intérieur de l'étendue de superficie de forêt échantillonnée (Figure 4). De plus, la quantité de lisière de forêt n'apportait pas d'information supplémentaire sur la probabilité de présence de ce pic. À l'échelle des individus, ces auteurs ont aussi montré que les pics ne préféraient pas les arbres d'alimentation plus éloignés des lisières de coupe comparativement aux arbres disponibles.

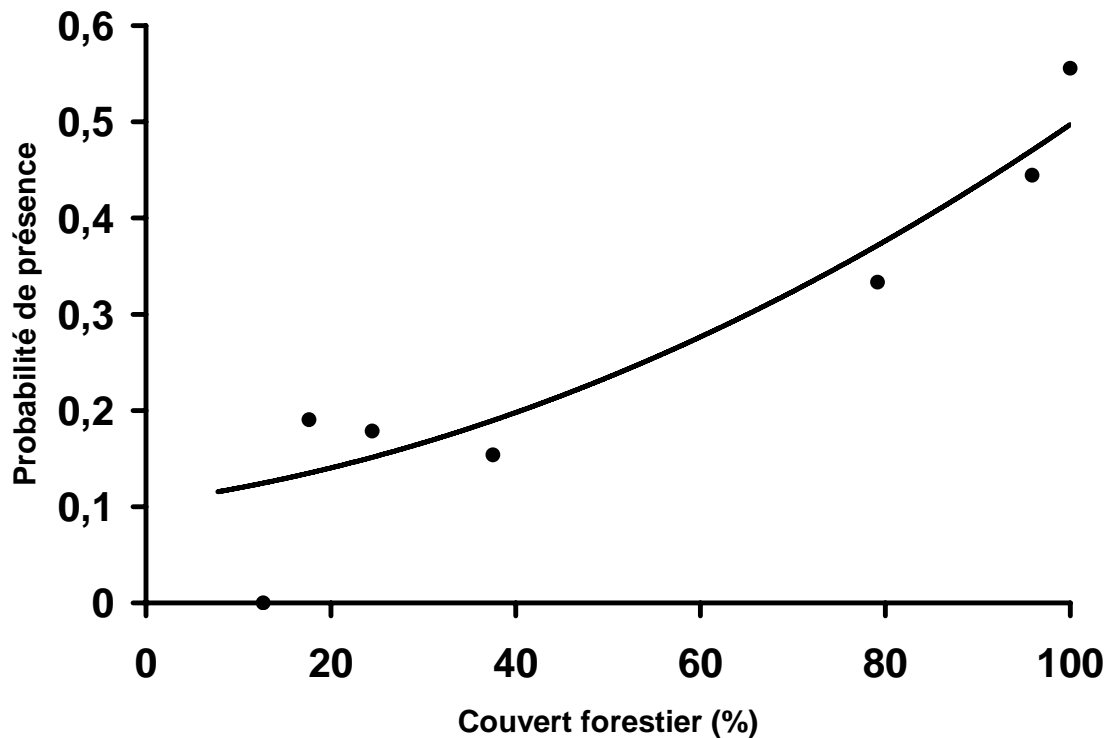


Figure 4. Probabilité d’occurrence du Pic à dos rayé en relation avec la superficie de forêt mature dans un rayon de 300 m autour de chaque station d’appel. Les points noirs représentent les probabilités observées sur une moyenne de 9 à 28 stations. La ligne représente la probabilité de présence estimée à l’aide d’une régression logistique. Les sites avec un couvert inférieur à 40% sont des séparateurs de coupes ou des bandes riveraines (adapté de Imbeau et Desrochers 2002).

Ces résultats montrent que malgré une diminution des effectifs, les forêts résiduelles sont essentielles au maintien de ce pic dans les zones aménagées pour la récolte de matière ligneuse, puisque sa densité de population y est proportionnelle à la superficie de forêt mature épargnée par les coupes. En d’autres mots, bien que cette espèce soit tolérante à la perte nette d’habitat, la récolte des forêts résiduelles dans des paysages où ces structures offrent les derniers habitats adéquats pour cette espèce pourrait se traduire par la disparition locale des populations de ce pic. Bien que l’impact de la perte d’habitat sur la probabilité de présence du Pic à dos rayé ait été bien documenté dans cette étude, l’effet de la fragmentation des forêts résiduelles était plus ténue, se limitant à contraindre les mouvements des oiseaux en quête de nourriture.

Dans le cadre d’un projet de maîtrise (Leboeuf 2004, M.Sc. UQAM), nous avons étudié les effets sur huit espèces d’oiseaux de forêt mature, de la taille, de la forme et de l’isolement des habitats

résiduels en pessière noire à mousses (nord-ouest du Québec, aires de coupe au nord d'Amos en Abitibi). Nos travaux ont été menés dans ce qu'on peut qualifier des paysages extrêmes résultant de la juxtaposition d'agglomérations de coupes totales sur plus de 6 000 km². Les espèces ont été sélectionnées en fonction de leur sensibilité à la perte et à la fragmentation des habitats : sept espèces montrant une réponse négative ; une espèce répondant de façon positive. La réponse des espèces a été analysée en déterminant leur occurrence (160 points d'écoute) et la productivité des groupes familiaux (233 transects) dans les habitats résiduels (bandes riveraines, îlots, séparateurs de coupe) de territoires aménagés couvrant une superficie de 4700 km². Les résultats indiquent qu'en forêt boréale exploitée, il est effectivement difficile de constater des effets aussi marquants de fragmentation du paysage chez les oiseaux de forêts matures et surmatures qu'en milieu agro-forestier.

En cela, même dans un contexte régional nettement plus fragmenté où la perte nette de forêts matures et âgées va bien au-delà du seuil de 20-30% considéré critique en milieu agricole (Andrén 1994), les oiseaux forestiers occupent les habitats résiduels de façon proportionnelle à la disponibilité de ces derniers dans le territoire et semblent plus affectés par la perte nette d'habitat que par la configuration des habitats résiduels en forêt boréale. En cela, nos résultats s'apparentent à ceux déjà documentés dans plusieurs études où le contexte forestier régional était beaucoup moins altéré par la coupe que ce n'est le cas dans la présente étude (McGarigal et McComb 1995 ; Schieck *et al.* 1995 ; Schmiegelow *et al.* 1997 ; Drapeau *et al.* 2000, Imbeau et Desrochers 2002). Néanmoins, la configuration de l'habitat résiduel, notamment l'isolement aux autres habitats forestiers, mesuré par la distance des habitats résiduels aux grands massifs, affecte la probabilité de détection de certaines espèces de manière significative (entre autres, le Grimpereau brun) indiquant que la fragmentation à grande échelle du couvert forestier affecte cette faune tolérante aux perturbations (Figure 5). La forme et la taille des habitats résiduels semblent avoir peu d'effets sur la probabilité de détection des espèces associées aux forêts âgées. En effet, hormis la Sittelle à poitrine rousse et le Pic à dos rayé, la forme des habitats résiduels (habitats linéaires vs. habitats de forme rectangulaire ou carrée) affecte peu la probabilité de détection des autres espèces. Toutefois, l'abondance cumulée de sept espèces diminue en fonction de la distance au massif forestier et augmente avec la proportion de couvert de 12 m et plus dans un rayon d'un km. Si la variable de distance au massif traduit une sensibilité à l'isolement à une échelle régionale, la variable de proportion de couvert de 12 m et moins dans un rayon d'un km souligne la sensibilité locale des oiseaux de forêts matures et âgées à l'ouverture du couvert au pourtour de l'habitat résiduel.

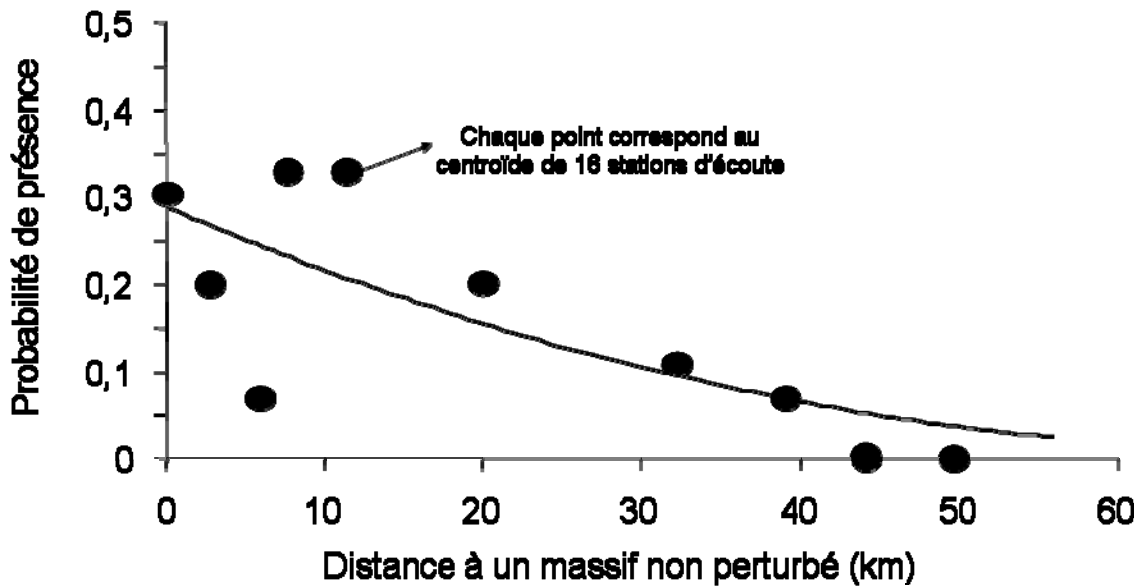


Figure 5. Probabilité d’occurrence du Grimpereau brun en relation avec la superficie de forêt mature dans un rayon de 1km autour de chaque station. Les points noirs représentent les probabilités observées sur 16 stations. La ligne représente la probabilité de présence estimée à l’aide d’une régression logistique (tiré de Leboeuf 2003).

La réponse des oiseaux à l’éloignement des grands massifs forestiers s’apparente aussi au résultat plus contrasté obtenu par Kouki et Väänänen (2000) pour une guildes semblable d’espèces de forêts matures dans l’Est de la Finlande, et dont la densité relative diminue fortement avec l’isolement des bois résiduels. Les grandes agglomérations de coupes ont donc un effet négatif sur l’occurrence et l’abondance des oiseaux forestiers dans les habitats résiduels. Par ailleurs, cette étude met pour la première fois en lumière en forêt boréale fortement fragmentée, l’effet de l’isolement des habitats résiduels sur la productivité de trois des huit espèces de l’étude. L’isolement généré par la juxtaposition continue de chantiers de coupe totale affecte négativement l’activité reproductrice du Roitelet à couronne dorée et du Grimpereau brun, mais favorise la productivité du Mésangeai du Canada. La productivité de ces deux espèces diminue avec l’augmentation de la distance au massif. De plus, l’activité reproductrice du Roitelet à couronne dorée augmente avec la proportion de couvert mature coniférien dans un rayon d’un km, une fois contrôlée la densité locale de résineux de plus de 12 mètres. Cette diminution de productivité chez ces deux espèces, associée à une productivité accrue du Mésangeai du Canada dans les habitats résiduels les plus isolés, suggère qu’une prédation plus

intense dans les habitats isolés pourrait expliquer une part de la difficulté des espèces à se maintenir dans ces habitats. L'isolement avantage par ailleurs le Mésangeai du Canada : le nombre d'individus au sein des groupes familiaux augmente en fonction de la distance au massif forestier. Nos résultats suggèrent que les populations d'oiseaux associées aux forêts boréales matures montrent une certaine tolérance à la fragmentation du couvert. Toutefois, comme le soulignent les résultats pour le Roitelet à couronne dorée et le Grimpereau brun, la productivité de ces espèces est affectée par l'isolement des habitats aux massifs forestiers, un problème posé par la juxtaposition continue de chantiers de coupe totale ou de CPRS en forêt boréale.

Ces résultats montrent que les forêts résiduelles sont utilisées par les espèces dépendantes des vieilles forêts même dans les zones hautement fragmentées par la récolte forestière. Toutefois, certaines espèces utilisant les sites les plus isolés de grands massifs intacts se sont révélées avoir un plus faible succès reproducteur (réduction de la taille des groupes familiaux). Toute réduction supplémentaire de la quantité de forêts mature et âgée restante risque donc d'exacerber ces impacts négatifs qui peuvent mener à l'extinction locale voire régionale des populations de plusieurs des espèces associées à ces types de couverts forestiers.

Espèces d'intérêt économique

Tétras du Canada

Les quelques rares études examinant l'impact des coupes totales sur les populations de Tétras du Canada (Potvin et al. 1999; Turcotte et al. 2000; Potvin et al. 2001) montrent que cette espèce est affectée négativement par ce type de récolte. Les parterres de coupes sont désertés immédiatement après la coupe, d'une part car le nouvel habitat ne fournit plus la ressource alimentaire (aiguilles de résineux) dont le tétras dépend, et d'autre part parce que le couvert de protection n'est plus suffisant, que ce soit pour les oiseaux eux-mêmes ou encore pour le camouflage du nid. De plus, la destruction de son habitat sur de grandes superficies forcerait le tétras à augmenter ses déplacements et à multiplier ses périodes d'activité au détriment des périodes de repos, ce qui aurait pour conséquence d'augmenter la mortalité, et susciterait également une multiplication des comportements d'alerte traduisant un stress (Turcotte et al. 2000). Dans ce contexte, quelle qualité peut-on attribuer aux séparateurs de coupe au Québec, en tant qu'habitat du Tétras du Canada ? Très peu d'études ont permis d'évaluer le rôle de ces bandes résiduelles pour cette espèce. L'étude de Potvin et al. (2001) visait à vérifier si les diverses structures forestières laissées après la coupe sont fréquentées par le

tétras pour le déplacement et la reproduction. Une des principales conclusions de cette étude est que l'abondance de même que la survie des individus varient peu selon le type de structure résiduelle, bien que les séparateurs plus larges aient de plus fortes probabilités de présence de tétras que les séparateurs plus étroits. Toutefois, ces résultats sont à relativiser en raison des limites de l'étude : celle-ci ayant été menée seulement cinq ans après les coupes à blanc, la nature philopatricque du tétras peut causer un effet d'entassement des individus dans les forêts résiduelles, ce qui pourrait introduire un biais important dans une telle étude à court terme. De plus, le faible nombre de réplifications, en particulier pour les blocs équivalents ($n = 5$) permet difficilement de généraliser à grande échelle les résultats avancés.

Une étude dans le secteur de Waswanipi de la région Nord-du-Québec (Ruché 2005) visait spécifiquement à préciser l'utilisation des forêts résiduelles par le Tétras du Canada en pessière noire, avec un meilleur échantillon de blocs équivalents isolés par la coupe depuis une plus longue période (> 6 ans). Bien que l'espèce soit assez généraliste en terme de préférence d'habitat et que sa probabilité de présence ne soit pas liée à la superficie de forêt mature dans une station d'appel, les coupes totales offrent un habitat de faible qualité pendant plusieurs années suivant la coupe. Ainsi, des résultats préliminaires montrent que l'espèce est affectée négativement par la superficie de forêt récemment récoltée autour d'une station d'appel, et que les forêts résiduelles situées à proximité d'un cours d'eau semblent offrir un habitat de meilleure qualité pour cette espèce (Figure 6). Les mâles expérimentés, défendant généralement les habitats de meilleure qualité, ont également été capturés en plus faible proportion dans les secteurs où la récolte forestière est importante (plus de 66% des forêts matures récoltées). Dans les secteurs où la perte d'habitat est intermédiaire (les secteurs où on a appliqué le patron de récolte en mosaïque), on retrouve la plus forte proportion de mâles adultes actifs en reproduction (Figure 7).

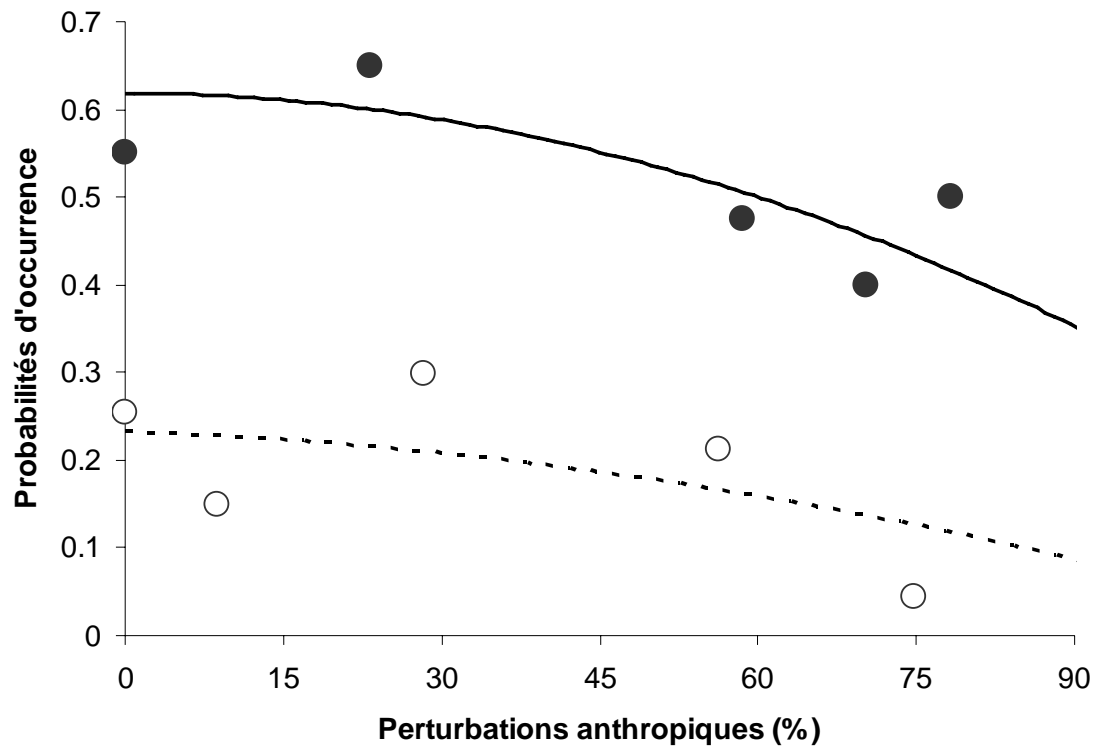


Figure 6 : Probabilités d'occurrence du Tétrás du Canada sur les stations avec ou sans cours d'eau en fonction de la proportion de perturbations anthropiques présente à l'intérieur du disque de 200 m de rayon centré sur le point d'appel. Les cercles pleins représentent la probabilité d'occurrence observée sur les stations à moins de 100 m d'un cours d'eau basée sur une moyenne de 40 stations d'appel. Les cercles vides représentent la probabilité d'occurrence observée sur les stations éloignées de plus de 100 m d'un cours d'eau, basée sur une moyenne de 47 stations d'appel. Utilisant une régression logistique, les courbes pleines et pointillées représentent la probabilité d'occurrence prédite respectivement pour les stations avec et sans cours d'eau à proximité (tiré de Ruché 2005).

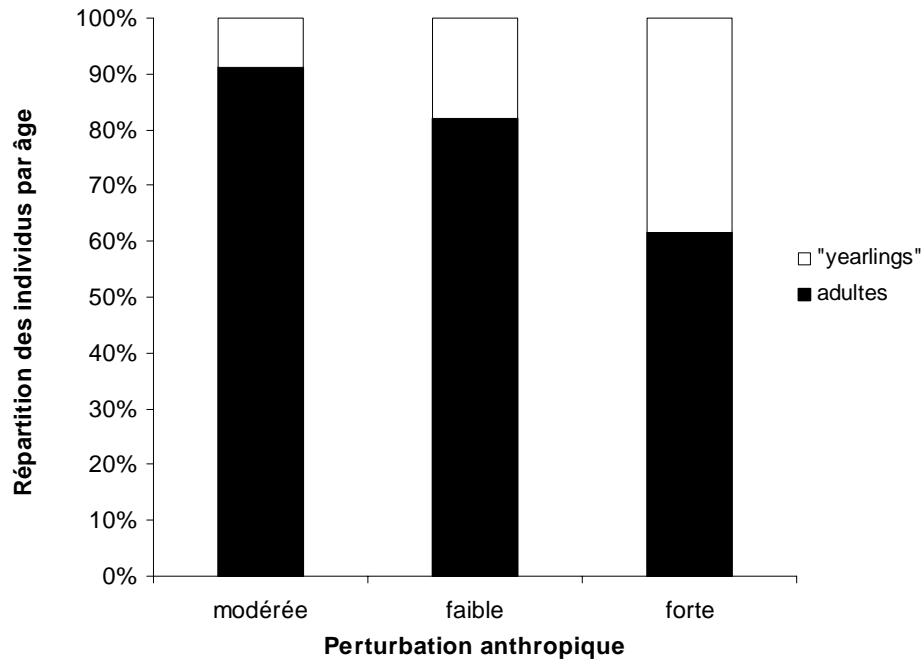


Figure 7 : Proportion observée des adultes (>15 mois) et des jeunes nés l’été précédent (“yearlings”) par classe de perturbations anthropiques à l’intérieur des disques de 200 m de rayon centré sur les points d’appel (tiré de Ruché 2005).

Ces résultats indiquent que les forêts résiduelles sont utilisées par le Tétrás du Canada, et que les secteurs où le niveau de coupe est le plus élevé sont des habitats de moins bonne qualité pour cette espèce. La récolte des forêts résiduelles dans des paysages où ces structures sont les seuls sites non-perturbés par la récolte forestière contribuera à diminuer la qualité de l’habitat de cette espèce-gibier d’intérêt pour certains chasseurs, et notamment pour la chasse de subsistance des autochtones.

Lièvre d’Amérique

L’objectif d’un mémoire de maîtrise récemment déposé (Jacqmain 2003, Université Laval) visait à étudier la restauration, après coupe, de l’habitat du Lièvre d’Amérique en pessière noire du nord du Québec. Il s’agissait de déterminer un seuil minimal de développement de la végétation qui permettrait le rétablissement des populations de lièvres à un niveau intéressant pour les chasseurs et trappeurs cris. Une approche combinant les connaissances du savoir traditionnel des autochtones et une évaluation biologique a été utilisée. Le suivi des populations de lièvres a été réalisé à l’intérieur de 36 grandes aires de coupe couvrant une chronoséquence de 0 à 30 ans après coupe. Les connaissances des chasseurs et des trappeurs cris ont été évaluées par le biais d’entrevues, ayant entre

autres comme objectif de déterminer quand un parterre en régénération redevenait adéquat pour le colletage du lièvre. *L'analyse combinée des deux sources de connaissance a démontré que ce seuil de restauration est atteint par un peuplement âgé de 13 à 27 ans de plus de 6 300 tiges/ha et d'une hauteur moyenne de 4 m. En conséquence, la réglementation actuelle chiffrant le seuil de récolte à 3 m à l'échelle d'un secteur d'intervention et à 20 ans à l'échelle d'un territoire de chasse familiale apparaît inadéquate.* En effet, la récolte des habitats résiduels se fait trop prématurément, les secteurs en régénération n'assurant pas à eux seuls un habitat adéquat au lièvre au cours de son cycle annuel.

La récolte partielle des séparateurs riverains s'avère également une pratique pouvant engendrer des effets néfastes sur le lièvre, puis qu'elle peut s'apparenter à l'effet d'une coupe progressive sur le terrain. En effet, dans le cadre d'un projet de maîtrise co-supervisé par Jean Ferron et Louis Imbeau (Valois, 2005), nous avons étudié les effets à court terme de la coupe progressive d'ensemencement sur le lièvre dans la région Nord-du-Québec, au nord-ouest de Lebel-sur-Quévillon. Des inventaires de pistes ont été conduits à l'hiver 2003. Nous avons également effectué, au printemps 2003, des décomptes de crottins et de brouet de lièvre d'Amérique. L'abondance de pistes de lièvre était significativement inférieure dans les peuplements traités. De plus, les décomptes de crottins et de brouet suivaient le même patron. La plus faible abondance de lièvre était reliée à la réduction du couvert vertical et latéral par la coupe progressive, effet également prévisible dans les bandes riveraines éclaircies, bien que cet impact appréhendé n'ait pas encore été quantifié dans ce cas spécifique. *Sur la base de ces résultats, nous appréhendons un impact négatif sur le Lièvre d'Amérique de la récolte, même partielle, des forêts résiduelles tant que les parterres en régénération n'auront pas atteint une hauteur minimale de 4 mètres. Cet impact négatif pourrait également avoir des répercussions directes sur les populations de martres dont le lièvre d'Amérique constitue la principale proie hivernale.*

Martre d'Amérique

Afin de décrire le type de mosaïque forestière adéquate pour la martre suite à des coupes totales, Potvin et al. (2000) ont étudié la sélection d'habitat de cette espèce en Abitibi dans un territoire de 123 km² dominé par l'épinette noire. Le secteur d'étude était composé à 60% de coupes récentes selon un patron aggloméré typique suivant l'application des normes en vigueur au Québec, entouré de peuplements matures. Sur une période de deux ans, 20 martres équipées de radio-émetteurs ont été

suivies afin de documenter leurs domaines vitaux et les types de peuplements recherchés par l'espèce. Au cours de l'étude, les martres suivies ont significativement évité les parterres de coupe récents ayant peu de régénération. À l'échelle des domaines vitaux, les martres préféraient les territoires ayant une plus forte proportion de forêt fermée et une plus faible proportion de coupes récentes comparativement aux territoires disponibles sur l'ensemble de l'aire d'étude. Ces auteurs concluent que le maintien d'au moins 40% du territoire en forêt fermée serait un seuil critique pour maintenir la martre dans les territoires aménagés. *Ainsi, la récolte des forêts résiduelles dans une mosaïque forestière dominée par des coupes récentes, qui sont généralement peu utilisées par la martre, constituerait un éloignement encore plus considérable des recommandations de cette étude.* Une validation de ces recommandations est actuellement en cours grâce à une nouvelle étude télémétrique menée par la Chaire dans le secteur de Waswanipi (M. Cheveau, Ph.D., UQAT).

RÉTENTION PERMANENTE ET CONNECTIVITÉ DES HABITATS RÉSIDUELS

Les populations biologiques associées aux forêts matures et surannées de la forêt publique du Québec sont affectées à la fois par la perte nette et par la fragmentation de ces types de forêts. Elles sont soumises à des pressions très fortes qui peuvent mener à des risques de disparition locale (Andrén 1994, Andrén et al. 1997). Une clé pour leur survie renvoie à ce que ces habitats persistent de façon permanente dans les territoires aménagés et demeurent en liens avec d'autres habitats similaires et en particulier avec des massifs qui peuvent agir comme sources de recrutement d'individus (Bennett 2003). La persistance et la connectivité des habitats résiduels dans les systèmes aménagés font de ces derniers non seulement des refuges biologiques mais également des maillons importants dans la reconstruction des populations biologiques (Bennett 2003). Les contraintes de mouvements (Desrochers et Hannon 1997) imposées aux espèces de forêts matures dues à l'hostilité des nouvelles conditions d'ouverture du couvert forestier sont temporaires dans la matrice récoltée et la reforestation qui s'ensuit favorise les déplacements de la faune et leur utilisation plus intense des forêts résiduelles. Toutefois, pour que ces fonctions écologiques de refuges, de corridors de déplacement et éventuellement d'habitats-sources permettent la reconstruction de populations dans les jeunes forêts adjacentes, les habitats résiduels doivent être maintenus de façon permanente sur le territoire aménagé et ne doivent pas faire l'objet d'un prélèvement total ou partiel une fois que les parterres de coupe ont atteint une certaine structure (3 mètres).

La nécessité de prévoir des stratégies de rétention permanente d'habitats tient également pour le nouveau mode de dispersion de coupe, la coupe en mosaïque, alors que la deuxième récolte qui sera menée lorsque les parterres de coupes atteindront trois mètres de hauteur ou vingt ans risque fort de présenter des conditions d'ouverture des paysages comparables aux actuelles grandes agglomérations de coupe, hormis une régénération plus avancée dans les parterres de coupe de la 1^{ière} récolte. La précarité des habitats résiduels n'est donc pas nécessairement réglée dans les paysages en mosaïques. En effet, lors de la 2^e coupe soit quand les parterres de coupes atteignent 3 mètres ou 20 ans, les seuls habitats résiduels maintenus selon le RNI seront les bandes riveraines de 20 mètres. Par ailleurs bien que l'on prévoit en plus l'application des objectifs de protection et de mise en valeur (OPMV4), la seule rétention permanente renvoie au 2% de forêts matures. Par conséquent, bien que cet avis scientifique aborde l'enjeu de maintien de la diversité biologique des forêts matures dans les agglomérations de coupes RNI conventionnelles, il n'en demeure pas moins que certaines des conclusions peuvent s'appliquer au nouveau mode de dispersion des coupes en mosaïques, notamment au moment de la deuxième récolte.

RECOMMANDATIONS

Une gestion évolutive fondée sur la révision des règlements en vigueur

Un argument souvent évoqué en faveur de la récolte des habitats résiduels dans les agglomérations de coupes tient au fait qu'ils ont été comptabilisés dans le calcul de la possibilité ligneuse et qu'on doit par conséquent respecter ce calcul pour maintenir à flot l'activité économique. Nous rappelons toutefois au MRNF que la disparition complète de forêts matures et âgées dans les aires de récolte peut conduire à l'extinction locale de plusieurs espèces et causer un préjudice économique aux entreprises qui sont actuellement engagées dans des processus volontaires de certification environnementale forestière. Ces processus impliquent le maintien de la diversité biologique et sont plutôt hostiles à accorder une certification à des territoires désignés dont les pratiques d'aménagement ont conduit à l'extinction locale de populations d'espèces indigènes. En d'autres termes, au-delà de l'argumentaire écologique, la récolte de ces habitats résiduels risque d'avoir des effets économiques négatifs quant à la position stratégique des industries par rapport aux acheteurs de bois qui demandent de plus en plus des produits provenant de territoires forestiers certifiés.

La récolte de ces bois va à l'encontre même des critères du développement durable des forêts auquel s'est engagé le gouvernement du Québec dans la loi sur les forêts. Or, depuis 1996, le niveau de connaissance sur les espèces fauniques boréales a grandement progressé (Darveau et al. 1995, 2001, Schmiegelow et al. 1997, Potvin et al. 1999, 2000, Drolet et al. 1999, Hannon et al. 2002, Imbeau et al. 1999, 2001, 2003, Imbeau et Desrochers 2002, Boulet et al. 2003, Nappi et al. 2003, 2004, Potvin et Bertrand 2004, Hannon et Drapeau 2005, Drapeau et al. 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005). Les normes actuelles doivent évoluer en fonction de ces nouvelles connaissances et ainsi mieux s'arrimer aux critères d'aménagement durable des forêts dont plus particulièrement, celui du maintien de la diversité biologique. Le fait d'avoir calculé les forêts résiduelles dans la possibilité ligneuse en 1996, et notre recommandation de les soustraire, ne doit pas être perçue comme un constat d'échec pour le MRNF. Il ne s'agirait que d'un bon exemple de gestion évolutive « adaptative management » (*sensu* Holling 1978; voir également Wilhere 2002), où les législateurs adaptent leurs normes en fonction de connaissances récemment acquises.

En tenant compte de ces nouvelles connaissances nous recommandons :

- 1- Qu'un moratoire sur la récolte des habitats résiduels soit mis en place et qu'une analyse systématique de la proportion de forêts matures et âgées présentes dans les agglomération de coupes soit menée;
- 2- Qu'aucune récolte ne soit autorisée dans les habitats résiduels et qu'un statut de rétention permanente soit conféré à ces habitats par le MRNF dans l'éventualité où la forêt mature et âgée résiduelle représente moins de 20% (limite supérieure du % de forêts vertes résiduelles dans les feux) de la superficie du territoire aménagé;
- 3- Qu'une stratégie de rétention variable d'habitats résiduels fondée sur la connaissance scientifique conjointe de la dynamique naturelle des écosystèmes et de la réponse des organismes à la perte et à la fragmentation de l'habitat soit développée dans les territoires soumis à la coupe en mosaïque;
- 4- Que cette rétention variable de parcelles forestières dans les portions sous aménagement équiennne incorpore des arbres de gros diamètre, vivants, sénescents et mort sur pied à divers stades de dégradation pour assurer le recrutement et la présence continue de bois mort dans les territoires aménagés, un attribut clé des forêts qui dépassent l'âge d'exploitabilité.

Enfin, dans les grandes agglomérations de coupes telles que celle du RNI, bien que les habitats résiduels linéaires puissent jouer un rôle fonctionnel critique pour la diversité biologique, ils ne peuvent à eux seuls assurer la persistance de cette dernière. La rétention permanente de blocs de forêts (Potvin et Bertrand 2004, Drapeau et al. 2004) et leur connectivité aux habitats linéaires (Bennett 2003) s'avèrent également nécessaires pour assurer le maintien à long terme des espèces forestières dans ces paysages. Il faut donc non seulement penser garder des habitats linéaires dans le paysage aménagé mais également des blocs de forêts dans les chantiers et entre les chantiers de récolte car, comme nous l'avons mentionné plus haut, la persistance de la faune dans ces vestiges dépend également de liens fonctionnels avec des massifs de plus grande étendue. Ces blocs dont la taille reste à définir viendront se substituer aux forêts naturelles « frontières » qui sont présentement à la limite des grandes aires de coupes et qui agissent comme réservoirs pour les populations animales associées au couvert forestier mature et âgé. Le même problème de rétention de blocs de forêts surviendra dans les paysages de coupes dispersées en mosaïques qui, malgré le maintien temporaire

de blocs résiduels, seront éventuellement récoltés pour n'y laisser à la deuxième passe que des habitats linéaires entourés de parterres à divers stades de régénération.

Si l'on veut vraiment maintenir dans nos territoires aménagés d'autres valeurs que la valeur ligneuse du bois, il faut penser soustraire, au calcul de possibilité de ces zones, une proportion de forêts à valeur commerciale qui ont également une grande valeur pour la diversité biologique. Les habitats linéaires et les aires de confinements d'original constituent pour bon nombre de territoires déjà récoltés les seuls vestiges de forêts âgées sur pied. Leur récolte risque fort de compromettre la persistance locale des populations animales associées aux forêts âgées. À long terme, les effets cumulatifs sur l'ensemble du Québec boréal d'une récolte systématique des derniers refuges de forêts âgées pourraient conduire toutefois à des extinctions régionales chez certaines de nos espèces forestières qui sont pourtant tolérantes à l'ouverture du couvert forestier (Drapeau et al. 2003).

RÉFÉRENCES

- Andrén H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- Andrén H, Delin A, Seiler, A. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. *Oikos* 80: 193-196.
- Askins, R. A., J. F. Lynch, R. Greenberg. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. *Current Ornithology* 7: 1-56.
- Bennett, A.F. (1998, 2003). *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xiv + 254 pp.
- Bergeron Y, Gauthier S, Kafka V, Lefort P, Lesieur D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31(3):384-391.
- Bergeron Y., Leduc A., Harvey B. D., Gauthier S. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36(1):81-95.
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka V. and Flannigan M.. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Québec. *Ecology* 85: 1916-1932.
- Blondel, J. 1995. *Biogéographie, approche écologique et évolutive*. Collection *Écologie*. NO. 27. Masson, Paris. 297 p.
- Boulet M, Darveau M, Bélanger L. 2003. Nest predation and breeding activity of songbirds in riparian and nonriparian black spruce strips of central Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 922-930.

- Cantin D. 1996. Portrait statistique des forêts québécoises: de la foresterie à la conservation. Dans: Cantin D, Potvin C, éditeurs. L'utilisation durable des forêts québécoises, de l'exploitation à la protection. Les Presses de l'Université Laval. Ste-Foy. pp 5-26.
- Desrochers, A. et Hannon, S. 1997. Gap crossing decisions by dispersing forest songbirds. *Conservation Biology* 11: 1204-1210.
- Darveau M, Beauchesne P, Bélanger L, Huot J, Larue, P. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *J. Wildl. Manage.* 59 : 67-78.
- Darveau M, Labbé, P, Beauchesne P, Bélanger L, Huot, J. 2001. The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *Forest Ecology and Management* 143 (Spec. Iss. 1-3): 95-104.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. Savard, Y. Bergeron et W. L. Vickery. 2000. Landscape scale disturbances and changes in bird communities of North American eastern boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs*, 70 : 423-444.
- Drapeau, P. A. Leduc, J.-P. Savard et Y. Bergeron. 2001. Les oiseaux forestiers, des indicateurs des changements des mosaïques forestières boréales. *Naturaliste Canadien*, 125 : 41-46.
- Drapeau P, Nappi A, Giroux J-F, Leduc A, Savard J-P. 2002. Distribution patterns of birds associated with snags in natural and managed eastern boreal forests. *In*: Laudenslayer WF, Shea PJ, Valentine BE, Weatherspoon CP, Lisle TE, editors; 2002; Reno, NV. USDA Forest Service general technical report PSW-GTR 181, USDA Forest Service Pacific Southwest Research Station, Albany, CA. Pages 193-205.
- Drapeau P, Leduc A, Bergeron Y, Gauthier S, Savard J-P. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile: Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *Forestry Chronicle* 79(3):531-540.

- Drapeau P, Leduc A, Bergeron, Y. 2004. Stratégies de maintien de la diversité biologique dans les aires de récolte en pessière à mousses. Premier Forum de transfert sur la recherche en aménagement et en environnement forestiers. FQRNT- Fonds Forestier, Programme Action Concertée. Québec, Avril 2004. 6 p.
- Drapeau, P., A. Nappi, M. Saint-Germain et V.-A. Angers. 2005. Les régimes naturels de perturbations, l'aménagement forestier et le bois mort dans la forêt boréale québécoise. Chapitre 4. Pp 45-55, *In* D. Vallauri J. André, B. Dodelin, R. Eynard-Macher et D. Rambaud, coordonnateurs. *Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes*. WWF/Tec & Doc, Paris.
- Drolet B, Desrochers A, Fortin, M-J. 1999. Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest. *Condor* 101: 699-704.
- Donovan, T. M., Jones P. W., Annand E. M., Thompson III, F. R. 1997. Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology* 78: 2064-2075.
- Gouvernement du Québec. 1996. Règlements sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État. Éditeur officiel du Québec. 35 p.
- Gauthier S, Leduc A, Harvey B, Bergeron Y, Drapeau P. 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Naturaliste Canadien* 125 : 10-17.
- Hannon S. J, Paszkowski C. A, Boutin S, Degroot J, MacDonald S.E, Wheatley, M, Eaton B.R. 2002. Abundance and species composition of amphibians, small mammals, and songbirds in riparian buffer strips of varying widths in the boreal mixedwood of Alberta. *Can. J. For. Res.* 32: 1784-1800.
- Hannon, S. J, Drapeau P. 2005. Bird responses to burning and logging in the boreal forest of Canada. *Studies in Avian Biology* 30 : 97-115
- Harper K, Bergeron Y, Drapeau P, Gauthier S. 2002. Stand-level structural development following fire in the boreal forest in Abitibi, Québec. *Sylva Fennica* 36 :249-263.

- Holling, C. S. 1978. Adaptive environmental assessment and management. John Wiley, New York, New York.
- Imbeau L, Savard J-P, Gagnon R. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology* 77(12):1850-1860.
- Imbeau L, Mönkkönen M, Desrochers A. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology* 15(4):1151-1162.
- Imbeau L, Desrochers A. 2002. Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. *Forest Ecology and Management* 164:249-256.
- Imbeau L, Drapeau P, Mönkkönen M. 2003. Edge species in forest patches within agricultural landscapes: Are we confusing response to edges and successional status? *Ecography* 26: 514-520.
- Jacqmain, H. 2003. Rabbit habitat project : Analyse biologique et autochtone de la restauration de l'habitat du lièvre d'Amérique après coupe sur la terre des Cris de Waswanipi. Mémoire de maîtrise. Université Laval. 44 p.
- Leboeuf, M. 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal. 111 p.
- McGarigal K, McComb W. C. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs* 65:235-260.
- Nappi A, Drapeau P, Giroux J-F, Savard J-P. 2003. Snag use by foraging Black-backed Woodpeckers in a recently burned eastern boreal forest. *The Auk* 120 : 505-511.

- Nappi A, Drapeau P, Savard J-P. 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest: Is it becoming a hot issue for wildlife? *Forestry Chronicle* 80: 67-74.
- Potvin F, Courtois R, Bélanger L. 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research* 29(7):1120-1127.
- Potvin F, Bélanger L, Lowell K. 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conservation Biology* 14(3):844-857.
- Potvin F, Courtois R, Girard C, Strobel J-B. 2001. Fréquentation par le Tétrás du Canada de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe. Direction de la recherche sur la faune, Société de la faune et des parcs du Québec.
- Potvin, F., Bertrand, N. 2004. Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forest : A management scenario suitable for wildlife? *Forestry Chronicle* 80: 44-53.
- Québec. 2004. Ressources et industries forestières, portrait statistique – édition 2004.
- Robinson S K, Thompson F. R, Donovan T. M, Whitehead D. R, Faaborg J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of Migratory birds. *Science* 267:1987-1990.
- Ruché, D. 2005. Influence de la dispersion des coupes totales et du traitement en coupes partielles sur la qualité d'habitat du Tétrás du Canada dans la pessière noire à mousses de l'Ouest du Québec. Mémoire de maîtrise en biologie, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 69 p.
- Schieck J, Lertzman K, Nyberg B, Page R. 1995. Effects of patch size on birds in old-growth montane forests. *Conservation Biology* 9(5):1072-1084.
- Schieck J, Hobson K.A. 1999. Changes in bird communities during succession within mixedwood boreal forest: Difference between harvest and wildfire stands. In: Veeman TS, Smith DW, Purdy BG, Salkie FJ, Larkin GA, editors; 1999 14-17 February; Edmonton, Alberta, Canada. p 611-615.

- Schmiegelow F.K.A., Machtans C.S., Hannon S. J. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology* 78(6):1914-1932.
- Turcotte F, Courtois R, Couture R, Ferron J. 2000. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falciennis canadensis*). *Canadian Journal of Forest Research* 30(2):202-210.
- Valois, S. 2005 Influence à court terme de la coupe partielle sur des mammifères de la forêt boréale. Mémoire de maîtrise de Gestion de la Faune et de ses habitats, Université du Québec à Rimouski, 93 p.
- Wiens, J A. 1989. The ecology of bird communities. Volumes 1 & 2. Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wilhere G F. 2002. Adaptive management in habitat conservation plans. *Conservation Biology* 16(1):20-29.