

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

ÉVALUATION DE L'IMPACT DE L'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE SUR
LE TÉTRAS DU CANADA (*FALCIPENNIS CANADENSIS*)

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
AMBROISE LYCKE

AOÛT 2008

RÉSUMÉ

La coupe totale est encore la principale technique de récolte dans les forêts boréales de l'est du Canada. En plus d'avoir mauvaise presse, les impacts négatifs de cette pratique ont été documentés sur plusieurs espèces fauniques associées à ces milieux. En réponse à cette problématique, certains auteurs proposent une utilisation plus importante des coupes partielles comme alternative aux coupes totales à grande échelle. L'éclaircie commerciale (EC) a ainsi été évaluée dans une perspective d'habitat faunique. Cette coupe partielle consiste à récolter des arbres de dimension commerciale sur 25 à 35 % de la surface terrière. L'impact de cette pratique a été évalué sur le Tétrás du Canada (*Falcapennis canadensis*), une espèce gibier caractéristique des forêts boréales. En plus d'amener des retombés économiques par la chasse, le Tétrás du Canada est un représentant des espèces de milieux fermés qui sélectionnent activement des couverts de végétation dense. Il s'avère donc particulièrement pertinent d'étudier cette espèce surtout considérant que l'éclaircie commerciale pourrait modifier de façon importante le couvert de végétation de sous étage.

À l'été 2006, au Nord d'Amos, en Abitibi-Témiscamingue, 50 secteurs d'éclaircies commerciales ont été comparés à 44 peuplements forestiers témoins éligibles aux éclaircies commerciales mais sans perturbation anthropique. Deux méthodes complémentaires ont été mises de l'avant afin d'atteindre l'objectif de cette étude. En premier lieu, l'occurrence des Tétrás dans les deux milieux a été comparée à l'aide de recensement par appels pendant la période de parades nuptiales. Trois visites par secteurs ont été réalisées afin d'inclure la probabilité de détection aux analyses et ainsi mesurer avec plus d'exactitude l'utilisation de l'habitat. Nos résultats indiquent que les éclaircies commerciales ne sont pas moins fréquentées en période de parades nuptiales que les secteurs témoins. De plus, aucun des paramètres sélectionnés liés à la détection n'a influencé l'occurrence des Tétrás. Par contre, les éclaircies comme les témoins étaient à la base peu utilisés par les Tétrás.

À l'échelle du paysage, l'analyse d'occurrence a été complétée en évaluant l'utilisation de l'espace par les Tétrás dans des secteurs comprenant des éclaircies commerciales. Pour ce faire, 18 Tétrás mâles ont été capturés en bordure d'éclaircies commerciales et ont été suivis par télémétrie. Malgré la présence d'éclaircies commerciales dans leurs domaines vitaux, moins de 1 % des localisations ont été faites dans ces milieux. En fait, nos résultats démontrent que l'EC est évitée à même titre qu'une coupe avec protection de la régénération et des sols durant l'été par les mâles. La diminution importante de la végétation de sous étage suite à l'éclaircie pourrait être à l'origine de la baisse d'occupation de ces milieux.

Malgré que l'éclaircie commerciale puisse être perçue comme une mesure d'atténuation pour la faune comparativement aux coupes totales, elle ne répond pas aux besoins spécifiques d'espèces de milieux fermés comme le Tétrás du Canada. Ainsi, dans une optique faunique, l'utilisation de cette coupe partielle doit être réalisée avec précaution dans les zones d'exploitation forestière.

Mots clés : Coupe partielle, éclaircie commerciale, Tétrás du Canada, détection, télémétrie

AVANT PROPOS

Conformément aux exigences du programme de maîtrise en biologie, ce mémoire comprend un article rédigé en langue anglaise ainsi qu'une introduction et une conclusion générale. L'article sera bientôt soumis au périodique scientifique *The Journal of Wildlife Management*. Je suis l'auteur principal de cet article et j'ai procédé à toutes les étapes de la collecte, du traitement et de l'analyse des données. Louis Imbeau et Pierre Drapeau en sont les co-auteurs. Louis Imbeau en tant que directeur a supervisé l'ensemble de mes travaux de maîtrise, tandis que Pierre Drapeau a collaboré spécifiquement au volet télémétrique de cette étude.

Je souhaite souligner le support important et la grande disponibilité de mon directeur de recherche, Louis Imbeau, professeur à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT). Je lui suis particulièrement reconnaissant de la confiance qu'il m'a accordée dans la réalisation de ma maîtrise. Je souhaite également remercier les techniciens qui ont travaillé sur ce projet et qui ont fourni une aide importante lors de la collecte des données : Simon Canuel, Jean-Sébastien Naud, Marilyn Gagnon, Christian Caouette et Manon Cloutier. Malgré de très longues journées et des conditions de terrain difficiles, ils ont su poursuivre leurs travaux efficacement tout en gardant le moral. J'aimerais remercier Caroline Girard de l'Université de Sherbrooke, Marion Desmarchelier de la Faculté de médecine vétérinaire de Saint-Hyacinthe, ainsi que René Roy de la Commission Scolaire Harricana, pour leurs conseils judicieux sur les aspects techniques de ce projet. Mélanie Desrochers de l'Université du Québec à Montréal nous a fourni une aide précieuse pour les aspects cartographiques. Marc Mazerolle, de l'UQAT, nous a également offert une aide particulièrement importante pour les analyses statistiques de ce projet.

Je suis également reconnaissant au comité de révision de mon projet de recherche composé de Marc Bélisle, professeur à l'Université de Sherbrooke, et Pierre Blanchette du Ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec. Ce projet a également été rendu possible grâce à la collaboration de la Commission Scolaire Harricana, Kruger, Scierie Landrienne, Tembec, Matériaux Blanchette et Abitibi-Consolidated.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
AVANT PROPOS	iii
TABLE DES MATIÈRES	iv
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES FIGURES	vii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
L'éclaircie commerciale	2
Le Tétrás du Canada	2
L'impact des coupes partielles sur la faune	5
L'impact des éclaircies commerciales sur la faune	7
Objectif de l'étude	9
 ARTICLE	
Partial cutting: is it always better for wildlife?	
Effects of commercial thinning on spruce grouse	10
Summary	11
Introduction	13
<i>Study area</i>	15
Methods	15
<i>Occupancy and vegetation characteristics of CT and control sites</i>	15
<i>Telemetry</i>	17
<i>Statistical analysis</i>	18
<i>Occupancy and vegetation characteristics</i>	18
<i>Telemetry</i>	19
Results	20
<i>Occupancy and vegetation characteristics</i>	20
<i>Telemetry</i>	21
Discussion	21

<i>Occupancy and vegetation characteristics</i>	22
<i>Telemetry</i>	24
Management implications.....	25
Acknowledgments.....	26
Literature cited.....	27
CONCLUSION GÉNÉRALE	41
Perspectives de recherche.....	43
RÉFÉRENCES POUR L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALE	45

LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Highest-ranked and null occupancy models of spruce grouse accounting for detectability in commercial thinning (CT) and control sites in Abitibi, Quebec, Canada, spring 2006.....	35
Table 2. Model-averaged estimates for parameters of the site-occupancy models of spruce grouse in commercial thinnings (CT) and control sites in Abitibi, Quebec, Canada, spring 2006.	36
Table 3. Occupancy models of spruce grouse in commercial thinning (CT) and control sites in Abitibi, Quebec, Canada, spring 2006, using logistic regression and without accounting for detectability.....	37
Table 4. Vegetation comparison between commercial thinning (n = 50) and control sites (n=44), Abitibi, Quebec, Canada, spring 2006.	38

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Distribution of commercial thinning and control sites sampled in the study of the site-occupancy by spruce grouse in Abitibi, Quebec, Canada, spring 2006 39

Figure 2. Percentage of available habitats (white) and used habitats (gray) for 18 adult male spruce grouse followed by telemetry, Abitibi, Quebec, Canada, May – July 2006. Error bars refer to standard deviation. There is a significant difference in selection between preferred habitats (A) and less preferred habitats (B). 40

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), plus communément appelée coupe totale, est encore la principale technique de récolte dans les forêts boréales de l'est du Canada. Par contre, les impacts négatifs de cette pratique ont été documentés sur plusieurs groupes fauniques (mammifères : Moses et Boutin 2001, Ferron *et al.* 1998; oiseaux : Darveau *et al.* 2001, Tittler *et al.* 2001, Turcotte *et al.* 2000, Dussault *et al.* 1998; amphibiens et reptiles : Renken *et al.* 2004). En plus d'une perte de biodiversité dans les zones d'exploitation forestière, la baisse des populations fauniques peut avoir des répercussions significatives sur des activités comme le tourisme, la chasse et la trappe. Cette baisse amène également la perte des retombées économiques apportées par ces activités en plus d'avoir des impacts sociaux non négligeables et ce particulièrement chez les communautés autochtones pratiquant la chasse et la trappe traditionnelle. Il est donc primordial de trouver des méthodes de gestion alternatives propres aux forêts boréales qui permettraient un niveau de récolte suffisant pour les besoins des marchés tout en limitant l'impact sur les espèces associées à ces milieux.

Afin de maintenir la faune dans les zones d'exploitation forestière, certains auteurs proposent une utilisation plus importante des coupes partielles comme alternative aux coupes totales à grande échelle (Park *et al.* 2005, Huggard 2003, Franklin 1989). Sans pour autant remplacer complètement la CPRS, une proportion plus importante de coupes partielles pourrait davantage simuler la dynamique naturelle des milieux forestiers comparativement à ce qui se pratique présentement en forêt boréale. L'aménagement de forêts équiennes, tel que pratiqué actuellement, permet rarement de reproduire adéquatement la variété des classes d'âges, des types de peuplements et des composantes structurales habituellement rencontrés en forêt boréale (Bergeron *et al.* 1999). En effet, en jumelant la CPRS à la coupe partielle selon des durées de révolutions forestières adaptées au milieu exploité, on se rapprocherait davantage d'un aménagement forestier écosystémique s'inspirant des perturbations naturelles.

L'éclaircie commerciale

De tous les types de coupes partielles réalisées en forêt boréale résineuse, l'éclaircie commerciale (EC) est la plus utilisée au Québec (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2004). Cette pratique consiste à récolter des arbres de dimension commerciale dans un peuplement de structure régulière qui n'a pas atteint l'âge d'exploitabilité dans le but d'accélérer la croissance en diamètre et la qualité des tiges résiduelles. Dans l'ouest Canadien et aux États-Unis, cette technique est également utilisée comme mesure de contrôle pour les feux de forêt. Au Québec, cette récolte est pratiquée sur 25 à 35 % de la surface terrière marchande initiale du peuplement, ce qui comprend les arbres enlevés dans les sentiers d'abattage et de débardage (pour une revue des effets de l'éclaircie commerciale sur la structure et la composition végétales des peuplements, consultez Drapeau 2005). Les tiges résiduelles seront ensuite récoltées selon les normes d'une CPRS 15 ans après l'éclaircie commerciale (Ressources naturelles et faune Québec 2005). Malgré son utilisation assez répandue, cette pratique ne fait pas consensus auprès des forestiers quant aux gains véritables en termes de volume de bois et, par le fait même, par rapport à sa viabilité économique (Zeide 2001). Afin de juger de la pertinence d'utiliser cette technique, il est donc approprié d'analyser l'éclaircie commerciale dans son ensemble en incluant des paramètres considérant l'impact sur la faune.

Le Tétrás du Canada

Pour atteindre cet objectif, nous avons évalué l'impact de ce type de pratique sur le Tétrás du Canada (*Falci pennis canadensis*), une espèce caractéristique des forêts boréales. Nous nous sommes attardés aux populations de l'Abitibi-Témiscamingue dans le Nord-Ouest du Québec, la région administrative où l'éclaircie commerciale est la plus pratiquée au Québec (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2004). Cette espèce possède trois aspects caractéristiques la rendant particulièrement intéressante comme indicateur de la qualité des EC. Premièrement, le Tétrás est prisé pour la chasse (Szuba 1989) et amène des retombées économiques dans ce domaine. De plus, il est un représentant des espèces de milieux fermés

qui sélectionnent activement des couverts de végétation dense (Lemay *et al.* 1998, Boag 1991, Schroeder et Boag 1991, Szuba et Bendell 1982). Finalement, plusieurs attributs d'ordre technique la rendent idéale comme sujet pour la présente étude: facile à repérer en parade nuptiale, facile à capturer et à manipuler, peu affectée par le port d'émetteurs lors de suivis télémétriques, petit territoire, ne migre pas et âge facile à déterminer.

Les besoins en termes d'habitat du tétras sont relativement bien documentés. Partout dans son aire de répartition, le tétras est tributaire de la forêt résineuse qui lui fournit les éléments essentiels afin de combler ses besoins vitaux (Turcotte *et al.* 1993). Au Québec, ce sont les forêts d'Épinettes noires (*Picea mariana*) qui composent l'essence dominante de l'habitat du tétras (Potvin et Courtois 2006, Turcotte *et al.* 1993, Lemay *et al.* 1991). Les tétras se rencontrent plus souvent dans les portions plus jeunes des peuplements (Turcotte *et al.* 1993) où la végétation arbustive est plus dense (2500 à 3500 tiges/ha) et atteint une hauteur de 7 à 14 mètres (Boag et Schroeder 1992). Partout dans son aire de répartition, le couvert latéral de la végétation de sous étage semble jouer un rôle important pour le tétras, qui sélectionne des secteurs où celui-ci est plus fermé (Boag 1991, Lemay *et al.* 1991, Szuba et Bendell 1982). En effet, Schroeder et Boag (1991) ont pu mettre en évidence que la densité de tétras diminuait proportionnellement à la densité du couvert. Une densité importante du couvert latéral pourrait réduire la susceptibilité du tétras à la prédation (Lemay *et al.* 1998, Szuba et Bendell 1982). De plus, un couvert dense pourrait être particulièrement important pour la dissimulation du nid qui se trouve au sol chez cette espèce. Il a en effet été démontré que le succès reproducteur était proportionnel à la dissimulation du nid par la végétation (Redmond *et al.* 1982, Keppie et Herzog 1978). Cet aspect est particulièrement intéressant pour la présente étude considérant que l'éclaircie commerciale diminue de façon importante le couvert de végétation de sous-étage.

Tel que mentionné plus tôt, l'impact des CPRS sur la faune a pu être démontré par plusieurs études sur différents groupes d'espèces. Quelques travaux se sont penchés sur l'impact de ce type de pratique forestière sur le Tétras du Canada. En Abitibi-Témiscamingue, une première étude qui a fait ressortir l'impact de la CPRS sur le Tétras du Canada a été mise de l'avant par Turcotte et collaborateurs (1994). Suite à ce traitement forestier, les tétras désertent les

parterres de coupe pour se relocaliser dans les forêts résiduelles à proximité de leur ancien domaine vital comme les séparateurs de coupes, les bandes riveraines ou les milieux improductifs d'un point de vue forestier. En effet, l'ouverture de la canopée et le couvert latéral dans les coupes totales d'Épinettes noires ne seraient pas adéquats pour le Tétrás du Canada. Cette situation serait semblable pour le Lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) (Ferron *et al.* 1998).

En réponse à ces conclusions, Potvin et collaborateurs (2006, 2001) ont tenté de vérifier la valeur de ces forêts résiduelles dans les grandes aires de coupe pour le Tétrás du Canada. Contrairement à ce qui avait été anticipé, les résultats obtenus ont montré que les tétras sont demeurés présents et abondants dans les séparateurs de coupe, les bandes riveraines ou les blocs de forêts résiduelles. En effet, aucune différence significative n'a pu être détectée entre les densités, les surfaces des domaines vitaux et les déplacements des tétras ayant utilisé ces trois structures et les forêts témoins non perturbées par des activités de récolte. Les taux de survie et la reproduction étaient également semblables. À la lumière de ces résultats, les auteurs étaient d'avis que les pratiques actuelles permettent d'assurer le maintien du Tétrás du Canada si les forêts résiduelles sont gardées en place jusqu'à ce que les sites coupés redeviennent des habitats propices.

Une récente étude a par contre remis en cause la qualité des forêts résiduelles pour le Tétrás du Canada dans les zones d'exploitation forestière au Québec (Ruché 2005). Quoique l'abondance de Tétrás était semblable dans les forêts résiduelles et les secteurs non perturbés, la proportion plus élevée de jeunes individus d'un an dans les forêts résiduelles pourrait être un indicateur d'un habitat de qualité moindre. La faible proportion d'adultes dans les sites les plus perturbés par la coupe forestière suggère que ces sites abritent des habitats moins défendus par les reproducteurs expérimentés et servent de «refuge» aux jeunes individus. Cette différence de ratio d'âge pourrait être particulièrement pertinente pour la dynamique des populations d'un secteur considérant que les individus d'un an ont un succès reproducteur plus faible que les individus plus âgés (Smyth et Boag 1984).

Sachant que les coupes totales semblent avoir un impact négatif sur les populations de tétras, qu'en est-il des coupes partielles qui sont proposées par certains auteurs comme alternative pour le maintien de la faune dans les zones d'exploitation forestière?

L'impact des coupes partielles sur la faune

Malgré que les coupes partielles soient proposées comme alternatives aux coupes totales, l'information concernant leur impact sur la faune est encore peu abondante (Park *et al.* 2005, Norton et Hannon 1997) et ce particulièrement pour les réponses à plus long terme des communautés. Par contre, l'intérêt grandissant pour ce type de pratique stimule la recherche dans ce domaine et plusieurs projets de recherches ont récemment été mis de l'avant (Aubry *et al.* 2004).

Chez les mammifères propres aux milieux forestiers de fin de succession comme le Campagnol à dos roux (*Clethrionomys gapperi*), la coupe partielle semblerait limiter l'effet négatif de l'exploitation forestière (Steventon *et al.* 1998). En effet, durant les quatre années suivant la coupe, l'abondance, la reproduction et la survie des populations de campagnols étaient semblables dans les forêts intactes, dans les coupes de jardinage et dans les coupes par trouées en comparaison avec les coupes totales où l'espèce avait disparu (Klenner et Sullivan 2003). Par contre, chez la Martre d'Amérique (*Martes americana*), quoique les coupes partielles avec un couvert arborescent résiduel inférieur à 30 % étaient fréquentées en période d'été, celles-ci étaient majoritairement délaissées l'hiver en l'absence de feuillage. Le territoire des martres durant cette dernière période pouvait alors doubler comparativement à ceux des individus qui n'avaient pas de coupes partielles dans leur territoire. Ce comportement pourrait être expliqué par un niveau d'abondance très faible de Lièvres d'Amérique dans ce type d'habitat (Fuller et Harrison 2005). Toutefois, la martre n'évite pas les forêts défoliées par la Tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*), une perturbation naturelle qui pourrait avoir des similitudes avec certaines coupes partielles (Payer et Harrison 2000). Contrairement aux coupes partielles, les forêts affectées par la tordeuse gardent une abondante présence de chicots et un couvert latéral important, des

caractéristiques de premier ordre dans l'habitat de la martre. Le lièvre d'Amérique nécessiterait également une obstruction latérale importante qui lui procure un couvert de fuite et une protection thermique en hiver (Litvaitis *et al.* 1985). Ces résultats sont particulièrement intéressants sachant que le lièvre, la martre et le Tétrás du Canada utilisent des habitats ayant plusieurs points de ressemblance, dont un couvert latéral plus fermé.

En ce qui concerne la faune ailée, les coupes partielles auraient aussi moins d'impact que les coupes totales (Tittler *et al.* 2001, Robinson et Robinson 1999). Quoique la richesse en espèces et l'abondance d'oiseaux diminuent dans des coupes partielles où 30 à 40 % du couvert est gardé, cette diminution serait plus faible que dans les coupes totales (Norton et Hannon 1997). Une tendance semblable a été observée à l'aide de résultats préliminaires où l'impact sur les communautés d'oiseaux était plus faible lorsque l'on gardait un couvert forestier résiduel de 40 ou de 75 % (Aubry *et al.* 2004). Une récolte de 30 % de la surface terrière d'un peuplement ne semblerait pas non plus affecter l'abondance d'oiseaux forestiers ni le risque de prédation de leurs nids (Steventon *et al.* 1999, Steventon *et al.* 1998). Par contre, ces deux mêmes études ont montré qu'une coupe partielle plus intense (60 % de récolte) tend à amener un changement vers des espèces typiques des parterres de coupes à blanc au dépend des espèces inféodées aux milieux forestiers.

Plus spécifiquement pour le Tétrás du Canada, les coupes partielles composées de récoltes par trouées de 0,1, 1 et 10 hectares semblent affecter négativement sa présence. Par contre, dans ce type de coupe partielle, les tétras étaient tout de même plus abondants que dans les coupes totales uniformes (Huggard 2003). Cette constatation est par contre limitée à la saison hivernale étant donné que l'occurrence des individus était mesurée à l'aide de décompte de fientes suite à la fonte des neiges. De plus, l'aire d'étude et l'effectif étaient relativement petits, ce qui enlève de la force à cette étude (15 secteurs tests contigus de 30 ha et 5 secteurs témoins).

L'impact des éclaircies commerciales sur la faune

Cette fois encore, l'impact de l'éclaircie commerciale sur la faune est peu documenté (Hayes *et al.* 2003). Le Grand Polatouche (*Glaucomys sabrinus*) et l'Écureuil de Douglas (*Tamiasciurus douglasii*) ne semblent pas être affectés par l'éclaircie commerciale dans les forêts de la Colombie-Britannique. En effet, les mouvements, la densité, le recrutement, le poids des mâles et le taux de survie des écureuils étaient semblables entre les zones éclaircies et celles qui ne l'étaient pas (Douglas 2001). Pour leur part, les communautés d'oiseaux répondraient de façons différentes selon l'espèce. Ainsi Hayes et collaborateurs (2003) ont trouvé que suite à l'éclaircie, sur 22 espèces inventoriées, neuf espèces ont diminué en abondance, huit ont augmenté et cinq sont restées stables. Les auteurs sont ainsi venus à la conclusion que malgré le fait que l'éclaircie soit sans effet sur l'abondance de certaines espèces d'oiseaux, des zones non éclaircies devraient être gardées dans les secteurs de coupe afin de minimiser l'impact sur la diversité globale des communautés et ce particulièrement sur les espèces inféodées à des forêts matures comme les roitelets (*Regulus sp.*) et les grives (*Catharus sp.*). Suite à une revue exhaustive de la littérature, à notre connaissance, aucune étude n'a documenté l'impact de ce type de coupes partielles sur le Tétrás du Canada. Par contre, l'impact de deux autres types de traitements sylvicoles (éclaircie pré-commerciale et coupe progressive d'ensemencement) ayant certains points de ressemblance avec l'éclaircie commerciale a déjà été abordé.

En Gaspésie, l'impact de l'éclaircie précommerciale a été évalué sur le Tétrás du Canada de concert avec la Gélinothe huppée (*Bonasa umbellus*) (Bélangier 2000). L'éclaircie pré-commerciale consiste à l'abattage des arbres qui nuisent à la croissance des arbres d'avenir dans un jeune peuplement très dense (Ministère des Ressources naturelles, de la faune et des parcs 2003). Quoique semblable à l'éclaircie commerciale, cette pratique cible des peuplements beaucoup plus jeunes et donc les arbres coupés ne seront pas valorisés commercialement. Dans cette étude, le faible effectif n'a pas permis d'obtenir des résultats valables sur le Tétrás du Canada. Par contre, la Gélinothe huppée était affectée négativement par l'éclaircie, ce qui pourrait être expliqué par la présence de déchets de coupe, la

transformation des peuplements mélangés en peuplements résineux et à la diminution du couvert latéral (Bélanger 2000). Quoique les deux premiers facteurs s'appliquent peu aux éclaircies commerciales et au Tétrás du Canada, la perte du couvert latéral, qui semble un élément déterminant de l'habitat du tétras, pourrait aussi être un élément limitant dans les éclaircies commerciales.

Le taux de prédation de nids artificiels de Tétrás du Canada a également été comparé entre des milieux forestiers sans perturbation anthropique et des secteurs traités en coupes progressives d'ensemencement (Ruché 2005). Ici aussi certains points de rapprochement peuvent être établis entre ce type de récolte et l'éclaircie commerciale (récolte commerciale du tiers des arbres sur la majorité de la superficie, perte du couvert latéral et sentiers de débardage à intervalles réguliers). Les données suggèrent que la coupe progressive d'ensemencement n'affecte pas le taux de prédation des nids artificiels. Malgré que la méthode d'évaluation de la prédation par des nids artificiels soit contestée par plusieurs auteurs (Burke *et al.* 2004, Faaborg 2004, Zanette 2002), cette expérience peut tout de même apporter des pistes importantes pour mieux comprendre les forces de prédation agissant sur le tétras. Cette information est particulièrement pertinente considérant que la prédation serait le facteur prédominant dans la dynamique des populations de tétras (Lindstrom *et al.* 1987). L'impact du traitement sylvicole pourrait être faible sur le taux de prédation des nids mais il reste encore à déterminer pour les adultes et les jeunes. La perte du couvert latéral, l'ouverture partielle de la canopée et la diminution du nombre de tiges dans une éclaircie commerciale pourraient avantager des prédateurs comme les oiseaux de proie en facilitant leurs déplacements et la probabilité de détection des tétras. Les oiseaux de proie, comme le Grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) et l'Autour des palombes (*Accipiter gentilis*), ont compté pour 83 % de la mortalité dans une population stable de Tétrás du Canada en Ontario selon une étude de Szuba (1989). Cette vulnérabilité à la prédation pourrait être particulièrement importante chez les mâles qui recherchent un couvert de végétation plus fermé en période de mue (Lemay *et al.* 1991).

Objectif de l'étude

Ceci nous ramène à la question centrale de l'étude : quelle est l'utilisation des éclaircies commerciales par le Tétrás du Canada dans les forêts boréales? Deux méthodes complémentaires ont été utilisées afin de répondre à cette question. Au printemps, durant la période des parades nuptiales, nous avons d'abord comparé l'utilisation des sites par le Tétrás du Canada dans des milieux éclaircis et des milieux témoins à l'aide d'une méthode de recensement par appels. À cette période, les tétras pourraient être davantage susceptibles de fréquenter les éclaircies puisque les mâles et les femelles recherchent des milieux plus ouverts afin d'augmenter leur visibilité pour le sexe opposé (Turcotte *et al.* 1993, Boag et Schroeder 1992, Allan 1985). Afin d'évaluer avec plus de justesse l'occurrence des Tétrás dans ces deux types de milieux, nous avons inclus à nos analyses des paramètres liés à la probabilité de détection. À l'échelle du paysage, l'analyse d'occurrence a été complétée en évaluant l'utilisation de l'espace par les tétras dans des secteurs comprenant des éclaircies commerciales. Pour ce faire, 18 tétras mâles ont été capturés en bordure d'éclaircies commerciales et ont été suivis par télémétrie durant tout un été.

ARTICLE

**Partial cutting: is it always better for wildlife?
Effects of commercial thinning on spruce grouse**

**PARTIAL CUTTING: IS IT ALWAYS BETTER FOR WILDLIFE?
EFFECTS OF COMMERCIAL THINNING ON SPRUCE GROUSE**

Ambroise Lycke

Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable,
Département des Sciences appliquées, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue,
Centre d'Amos, 341 Principale Nord, Amos, PQ, J9T 2L8, Canada.

Louis Imbeau

Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable,
Département des Sciences appliquées, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue,
Centre d'Amos, 341 Principale Nord, Amos, PQ, J9T 2L8, Canada.

Pierre Drapeau

Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable,
Département des Sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888,
Succ. Centre-ville, Montréal, PQ, H3C 3P8, Canada.

SUMMARY

Clear-cut logging is still the most important logging practice in the boreal forest of eastern Canada. To maintain high quality wildlife habitats in areas affected by forestry, some authors have suggested that the proportion of partial cuts be increased as an alternative to clear-cut logging. To understand the impacts of partial cuts on wildlife, the effects of commercial thinning (CT) were evaluated on spruce grouse (*Falcapennis canadensis*), a game bird of the boreal forest. This partial cut consisted of harvesting trees that have reached commercial size ($\text{dbh} \geq 9 \text{ cm}$) on 25 to 35 % of the stand basal area, with the goal of accelerating the diameter growth of residual trees. These residual trees will be clear-cut after 15 years. In 2006, site occupancy by spruce grouse was evaluated on 94 stands (50 CT and 44 uncut stands) in northern Quebec, each visited on 3 occasions during the breeding season (March – May). Results show that CTs were not less occupied than uncut stands in the spring. All parameters potentially influencing detection probability (e.g. Julian date, temperature, survey hour) had no strong effects, according to our model-selection approach. During the moulting period (May-July), we used telemetry to monitor habitat use by 19 males captured in close proximity

to CT stands. Despite the presence of CTs in their home ranges or their immediate surroundings, less than 1 % of the localizations were found in this treatment. The significant reduction of lateral and vertical forest cover in CT may explain these results. We conclude that even if CTs are often perceived beneficial for wildlife compared to clear-cuts, they do not completely fulfill the needs of species associated with dense habitats, such as spruce grouse.

RÉSUMÉ

La coupe totale est encore la pratique forestière la plus utilisée dans les forêts boréales de l'Est du Canada. Afin d'assurer le maintien d'habitats de qualité pour la faune dans les zones d'exploitation forestière, certains auteurs proposent une utilisation plus importante des coupes partielles comme alternative aux coupes totales. Afin de mieux comprendre l'impact des coupes partielles sur la faune, l'influence de l'éclaircie commerciale (EC) a été évaluée sur l'habitat du Tétrás du Canada (*Falcapennis canadensis*), une espèce gibier des forêts boréales. Ce type de coupe partielle consiste à récolter des arbres de dimension commerciale ($d_{hp} \geq 9$ cm) sur 25 à 35 % de la surface terrière dans le but d'accélérer la croissance en diamètre des tiges résiduelles. Ces tiges résiduelles seront ensuite récoltées par une coupe totale 15 ans plus tard. En 2006, l'occupation des sites par le Tétrás du Canada a été évaluée dans 94 peuplements (50 EC et 44 peuplements non récoltés) dans le Nord du Québec. Chaque peuplement a été visité 3 fois durant la période de reproduction (mars-mai). Les résultats démontrent qu'au printemps les EC ne sont pas moins occupées par le Tétrás du Canada que les peuplements non récoltés. Ils montrent également que tous les paramètres qui auraient pu influencer la détection (i.e. jour julien, heure de l'appel et traitement) n'avaient pas d'effet important, selon une approche par sélection de modèles. Durant la période de mue (mai à juillet), nous avons utilisé la télémétrie pour évaluer l'utilisation de l'habitat de 19 tétras mâles qui ont été capturés à proximité d'EC. Malgré la présence d'EC dans leurs domaines vitaux ou dans la périphérie immédiate de ceux-ci, moins de 1 % des localisations ont été faites dans ce traitement. La diminution importante du couvert forestier latéral et vertical dans les EC pourrait être à l'origine de ces résultats. Malgré que l'EC puisse être perçue comme une mesure d'atténuation pour la faune comparativement aux coupes totales, elle ne répond pas complètement aux besoins d'espèces de milieux fermés comme le Tétrás du Canada.

Key words: Spruce grouse, *Falcapennis canadensis*, Partial cut, Commercial Thinning, Telemetry, Detectability.

INTRODUCTION

Clear-cut logging is still the most important logging practice in the boreal forest of eastern Canada, affecting about 0.51% of Quebec's forest land annually (Ministère des Ressources Naturelles du Québec 2002). Many studies have shown that this harvesting technique has important negative impacts on different wildlife groups (mammals: Moses et Boutin 2001, Ferron *et al.* 1998; birds: Darveau *et al.* 2001, Tittler *et al.* 2001, Turcotte *et al.* 2000, Dussault *et al.* 1998; reptiles and amphibians: Renken *et al.* 2004). In addition to a general reduction of biodiversity in recently logged areas, reductions in wildlife populations might have important economic and social repercussions related to hunting, trapping, and tourism activities. Such negative effects may be especially acute in the case of northern native communities using the territory for traditional hunting and fishing.

In order to maintain high quality wildlife habitats in areas affected by forestry, some authors have suggested that the proportion of partial cuts be increased as an alternative to clear-cut logging (Park *et al.* 2005, Huggard 2003, Franklin 1989). However, partial cuts vary widely in size and harvesting intensity, which may have variable impacts on wildlife. Indeed, even if partial cutting is being proposed as an alternative to clear-cutting, knowledge of its impact on wildlife, and particularly on game species, is still limited (Park *et al.* 2005, Norton and Hannon 1997).

In this study, we focused on commercial thinning (CT), the most frequently used partial cut method in Quebec's boreal forests (Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune 2004). This practice consists of harvesting commercial sized trees ($\text{dbh} \geq 9$ cm) in a pre-mature stand that has regular structure and which has not reached an exploitable age, with the goal of accelerating diameter growth of residual trees. This harvest is done on 25 to 35% of the initial basal area, which includes the trees cut in the harvesting trails. These trails are normally parallel to one another, are roughly 30 meters apart, and have a maximum width of 3.5 meters. Approximately 15 years after commercial thinning has taken place, residual trees are

harvested according to clear-cut standards (Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune 2005).

The effects of CT were evaluated specifically on spruce grouse (*Falciennis canadensis*), a game bird species of the boreal forest (Szuba 1989). This species' habitat in Quebec consists mainly of stands dominated by black spruce (*Picea mariana*) (Potvin and Courtois 2006, Turcotte *et al.* 1993, Lemay *et al.* 1991). Besides being a game bird, spruce grouse is also a useful indicator of species associated with dense habitats that actively select dense understory vegetation cover (Lemay *et al.* 1998, Boag 1991, Schroeder and Boag 1991, Szuba and Bendell 1982). This habitat association is highly relevant to studying the effects of partial cutting on wildlife, considering the fact that many partial cut techniques, including CT, may considerably reduce vegetation cover.

Spruce grouse is a species typical of coniferous forests in Canada and the northern United States. Although relatively abundant in the North, where this study was conducted, this species is confined to isolated residual habitats in the southern part of its range (Whitcomb *et al.* 1996) where agricultural activities, amongst others, have significantly reduced the area of coniferous forest (Fritz 1979). The important decrease of these forests has almost caused spruce grouse extinction at the southern limit of its range, and in the past, the New England states have been forced to ban all hunting of this species (Johnsgard 1973). Therefore, generalities regarding this species must be interpreted with caution because of its differing status in northern and southern populations (Keppie 1997). Previous studies have shown that spruce grouse move from clear-cut areas to nearby residual forests (Potvin *et al.* 2001, Turcotte *et al.* 2000, Turcotte *et al.* 1994). However, to the best of our knowledge, the effect of partial cutting on this species is still undocumented; only one study has evaluated the impact of patch cuts on spruce grouse (Huggard 2003). Even though patch cuts of 0.1, 1 and 10 ha seemed to have a negative impact on the presence of this species, the aforementioned study determined that they were still considered better habitats than uniform clear-cuts.

The main objective of our study was to evaluate the use of commercially thinned stands by spruce grouse. Specifically, we determined whether such stands met the specific needs of this

species during different critical periods of its life cycle: display and egg laying periods in the spring, as well as the moulting period in summer. In this paper, we have shown that, even if CT may be perceived to be beneficial for wildlife compared to clear-cuts, it does not fulfill the needs of species requiring dense habitats such as spruce grouse.

Study area

Our study area, covering 8700 km², was located in the Abitibi-Temiscamingue region of northwestern Quebec (49°17' N to 48°38' N and 77°31' O to 78°42' O) (Fig. 1). This boreal forest occurs in the balsam fir-white birch bioclimatic domain (Thibault and Hotte, 1985). Strongly exploited by timber and pulp companies, 10% of commercial treatments within this region were made by CT (Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune 2004), which is the highest rate of CT in the province of Quebec.

METHODS

We used 2 complementary methods in order to achieve our goals. In spring, we used female territorial calls to compare site occupancy by spruce grouse between CT and control sites. Then, at a larger scale, we completed the occupancy analysis by evaluating the spatial utilization of spruce grouse in a landscape of different habitats, which included CT. This evaluation was done by following 19 males in summer using telemetry.

Occupancy and vegetation characteristics of CT and control sites

We used playbacks of female territorial calls to census birds and build detection histories at CT and control sites (Potvin *et al.* 2001, Schroeder and Boag 1989, Lemay and Ferron 1987). We selected a total of 94 sites in our occupancy study: 50 black spruce-dominated CT, which had been conducted between the years 1991 and 2006; and 44 unharvested (control) black spruce stands, which had the characteristics of stands eligible for CT according to Quebec regulatory requirements. Each site was visited on 3 occasions between March 31st and May

18th 2006 and female calls were emitted from the center of the site for a period of 15 min. These calls were played in the morning, in the interval between 30 min before sunrise and noon. We recorded whether the species was detected for each visit at a given site to build our detection histories.

The minimum radius of selected CT and control stands was 100 m. A 150-m radius would have been ideal, given the carrying distance of spruce grouse calls in forest environments. According to Schroeder and Boag (1989), this distance varies between 75 and 150 m, while Lemay and Ferron (1987) suggest a distance of 120 m. Unfortunately, the number of CT and unharvested sites available in our study area was limited and we had to include smaller-sized sites (100 m radius). To account for this potential bias, we also included a characterization of the landscape surrounding the calling stations in our analyses. Around each site, we applied a buffer zone corresponding to the radius of an average home range of spruce grouse we followed by telemetry (i.e., 269 m radius for a mean home range of 22,7 ha). Proportion of habitat was determined using eco-forestry maps of the Quebec Ministry of Natural Resources and Fauna Wildlife. Young and dense black spruce stands between 7 and 14 meters high are considered optimal habitat for grouse in the Abitibi-Temiscamingue region (Turcotte *et al.* 1993, Boag et Schroeder 1992). Thus, we determined the percentage of this habitat in the buffer zone around each site. Similarly, we determined the proportion of sub-optimal habitat in this buffer, which consists of all other coniferous forests greater than 10-years-old. We also defined a larger buffer zone equivalent to 3 times the average home range (i.e., 68.1 ha) around each station, but excluded it from the analysis because habitat characteristics were highly correlated with the 22.7 ha buffer zone.

All CT and control sites were found using eco-forestry maps from the Quebec Ministry of Natural Resources and Wildlife, which were updated with information from all of the wood harvesting companies present in the area. Each site was checked to validate the accuracy of the information presented in the eco-forestry map, such as dominant and sub-dominant tree species, height, age, and density of the stand. At the calling station, a 2 factor BAF prism was used to determine the basal area of the stand. The diameter at breast height (dbh) and species of each tree that were selected using the prism were determined. We evaluated horizontal

visual obstruction of the understory vegetation by using a vegetation profile board at 15 m distance on both sides of the calling station in a North-South axis, according to the method proposed by Nudds (1977). On this same North-South axis, vertical vegetation cover was evaluated every 3 m. In total, vertical vegetation cover was measured at 10 points, and was described as open or closed. Vertical vegetation cover was considered open when an area with a 15 cm radius above the observer was free of vegetation (branches and leaves, living or dead). This measurement was taken at a height between 1.5 and 4 m, as well as > 4 m. This method was inspired by the one used by Bertrand and Potvin (2003). Two additional lateral and vertical cover evaluation points were carried out 50 m east and west of the calling station. A prism measurement of basal area was also taken at these two additional points.

Telemetry

We captured 19 spruce grouse in or at the border of commercially thinned stands and equipped them with a transmitter. The transmitter (model R1-2B-M, Holohil Systems Ltd., Carp, ON) weighed 14 g and was attached as a backpack with a Kevlar harness (Potvin *et al.* 2001, Turcotte *et al.* 2000, Turcotte *et al.* 1994, Turcotte *et al.* 1993). We restricted our telemetric monitoring to males, as they are the most susceptible to avoiding open stands during the moulting period, which also allowed us to circumvent the variability of territorial use due to sex of the individuals (Boag and Schroeder 1992). Birds were attracted using female territorial calls and captured with a 5-m telescopic pole equipped with a nylon snare at its end (Zwickel and Bendell 1967). During capture, we collected and measured the first primary feather to determine the age of the bird (adult or yearling), according to Szuba *et al.* (1987). Spruce grouse were located twice a week from May 17, 2006 to July 27, 2006, and each bird was located at least 18 times during this period. The homing method was preferred over triangulation (Kenward 2001) and a minimum of triangulation was used (17 % of the localizations) to maintain the precision of our localizations. These procedures were carried out according to an animal utilization protocol approved by the animal care committee of the Université du Québec en Abitibi-Temiscamingue (UQAT), which operates under the auspices of the Canadian Council on Animal Care.

Statistical analysis

Occupancy and vegetation characteristics

We used single season site-occupancy models to assess spruce grouse occupancy of CT and control sites after accounting for the probability of detection (MacKenzie *et al.* 2002, Mazerolle *et al.* 2007). Because home range of spruce grouse is larger than the size of sampled stations used in this study, the occupancy estimator is therefore best considered as the proportion of used rather than occupied sites (*sensu* MacKenzie *et al.* 2002, pp. 104 to 108). We considered a set of 49 site-occupancy models consisting of four variables associated with detection (Julian day and Julian day-squared, time after sunrise, and treatment) and three variables associated with occupancy (treatment, proportion of optimal habitat, and proportion of suboptimal habitat). We used the Julian day of the call (squared) to correct for variation in response related to the peak activity of the mating season. Because male spruce grouse seem to be more active in the morning, from 0.5 hour before to 2.5 hours after sunrise (Schroeder and Boag 1989), we included time after sunrise of the call in our analysis to account for this possible variation in activity. Apparently, female territorial calls are sung spontaneously when light intensities are low at dawn and dusk (Boag and Schroeder 1992), but they can be stimulated at any time during the day (Boag and Schroeder 1992, Lemay and Ferron 1987). Even if some authors presume that grouse may respond all day long to this call at a similar intensity, to the best of our knowledge this assertion had never been quantitatively verified. Finally, our last parameter linked to detection was the treatment because we hypothesized that observers might be more successful in detecting birds in CT, where vegetation is more open, than in control sites. We also included the treatment effect on occupancy and the proportion of optimal and sub-optimal habitat around the calling station as described previously.

Site-occupancy analyses were run with program PRESENCE 2.0 (Mackenzie *et al.* 2003). All continuous variables were standardized (i.e., the mean was subtracted from each value and then divided by the SD) before being entered into the analyses. Collinearity diagnostics did not reveal any confounding effects among the independent variables being tested. Based on a

parametric bootstrap approach, the estimated c -hat value of the global site-occupancy models was close to 1 (i.e., 1.31) and did not suggest overdispersion or lack-of-fit (Burnham and Anderson 2002, MacKenzie and Bailey 2004). We ranked each site-occupancy model based on the second-order Akaike Information Criterion (AIC_c) and we computed ΔAIC_c and Akaike weights to determine the strength of evidence for each model (Burnham and Anderson 2002). We then performed model averaging to obtain estimates and associated standard errors for each parameter of interest (Burnham and Anderson 2002). Estimates of occupancy and detection in commercial thinning and control sites were found using the delta method, accounting for all candidate models (Williams *et al.* 2002). Standard errors on these estimates were then determined with model averaging. We compared these results, which accounted for detectability, with results obtained using a standard logistic regression approach that does not account for detectability. Finally, we compared the vegetation parameters between CT and control sites using t -tests.

Telemetry

For each bird, we compared selected habitats with available habitats, which were defined as those contained within the home range and its immediate surroundings. Therefore, to evaluate habitat availability, we first delineated the home range of each animal based on the minimum convex polygon method using 95% of locations (Kenward 2001). In order to include peripheral habitats to the available habitat analysis, we then determined an area equivalent to the radius of the average home range of all the birds followed by telemetry (269 m radius for a mean home range of 22.7 ha) around each bird's home range. Therefore, we considered these peripheral habitats as available for the birds in subsequent analyses. With the eco-forestry maps of our study area, we defined 5 habitat types: 1) forest 30 years of age and older, 2) regenerating forest from 10- to 30-years-old, 3) wetlands (including alder swamps), 4) commercial thinnings and 5) clear-cuts (CPRS less than 10-years-old). We determined the proportion of these habitat categories in the home range and the adjacent buffer zone for each bird with ArcGIS 9.1 (ESRI 2005). Although the compositional analysis proposed by Aebischer (1993) has been used widely in habitat selection studies, we did not

use this technique because our data set included habitat categories with low use. In fact, the application of this technique can result in misclassified errors when available habitat categories that have gone unused by all animals (0 in use) are included in the resource selection analysis (Bingham *et al.* 2007, Thomas *et al.* 2006). We therefore compared the proportion of bird locations in each habitat type (use) to the proportion of habitats found in the individual home range and its peripheral area (availability) with a Friedman (1937) test. The hypothesis tested by the Friedman method is that the ranks of the differences in use and availability are the same for all habitats (Allredge and Ratti 1992). We then used non-parametric Tukey comparisons (Zar 1984) to determine which habitats were different in terms of selection vs. availability. Finally, we compared home range size between adults and yearlings with a *t*-test.

RESULTS

Occupancy and vegetation characteristics

We detected spruce grouse in 23.4% of the sites during the surveys. About 65 % of the birds that were detected were males, 30 % were females and 5 % were of unknown sex. Site-occupancy models, which accounted for the probability of detection, suggested that $15.8 \pm 13.1\%$ (model-averaged estimate ± 1 unconditional SE) of the CT sites were used by spruce grouse, with a detection rate of $40.9 \pm 28.0\%$. In control sites, models suggested that $24.0 \pm 8.9\%$ of the sites were used, with a detection rate of $61.5 \pm 24.4\%$. There was considerable uncertainty among the set of models, as 14 of these models had a $\Delta AIC_c < 2$ (Table 1). Model averaging revealed that none of the variables influenced occupancy or detectability (0 included within a 90% unconditional CI) (Table 2). There was less uncertainty among the set of models with the standard logistic regression approach that does not account for detectability (Table 3). In fact, all of the models with the treatment parameter had a lower ΔAIC_c than the other models.

Vegetation parameters observed in CT and control sites are shown in Table 4. The proportion of black spruce was significantly smaller in CT ($\bar{x} \pm \text{SD}$: 73.6 % \pm 15.8%) as compared to controls (80.6% \pm 13.9). The proportion of jack pine (*Pinus banksiana*), the most frequent sub-dominant species in the 94 sites, was greater in CT (15.4 % \pm 13.2 in CT vs. 6.8 % \pm 11.2 in controls). We also found that the number of snags was 1.5 times higher in control sites compared to CT. Basal area was generally 10.9 % lower in CT stands. In terms of vegetation cover, average lateral cover was 21.1 % lower and average vertical cover was 15.8 % lower in the CT. Overall, all measures of cover were significantly ($P < 0.05$) lower in CT compared to the controls.

Telemetry

Only one bird died during the study and this individual was excluded from our analyses due to the limited data collected on this individual. Of a total of 331 radio-tracked points, only two birds were located once within a CT. Home ranges were quite variable between individuals, ranging from 3 to 117 ha, with an average of 22.7 ha for the 18 birds. The habitat types in these home ranges and their buffer zones were composed, on average, of 10% CPRS, 27% mature forest, 12% regenerating forest, 28% wetlands and 24% CT. The home range of the 9 yearlings ($\bar{x} \pm \text{SD}$: 30.9 \pm 35.7 ha) was twice as large ($P < 0.05$) as that of the 9 adults (16.1 \pm 16.8 ha).

The Friedman analysis revealed a significant difference in selection among the five habitat groups ($\chi^2 = 33$, $df = 4$, $P < 0,001$). The average ranking of habitats, from most- to least-selected, was the following: forests over 30-years-old, regenerating forests, clear-cuts, wetlands, and CT. Tukey multiple comparisons indicated two significantly different preference groups (Fig. 2). We found that regenerating and older forests were significantly more frequently used than wetlands, clear cuts, and CT.

DISCUSSION

Occupancy and vegetation characteristics

The rate of response to playbacks that we achieved seemed low in comparison to the ones obtained in comparable studies using the female call technique. Though detection probability was not quantified in other published studies, estimated density of grouse varied from 0 to 50 birds/km² in Alberta (Boag and Shroader 1987), 8 to 12 birds/km² in south-central Alaska (Ellison 1975), and 5 to 12 males/km² in New-Brunswick (Keppie 1987). Previous studies in our region have reported 5 ± 1.5 males/km² in coniferous forests (Turcotte *et al.* 2000). In our study, if we assumed that calls have a range of 150 m and only considered a single visit at a time as in other studies, we would then estimate spruce grouse density at 0.025 ± 0.016 birds/km² for CT and 0.30 ± 0.15 birds/km² for control sites. These estimates may show that CT and uncut stands eligible for CT were not preferred habitat for spruce grouse and that the birds may use younger and denser forests instead, or that population density was particularly low when we conducted this study.

Even if uncertainty in the evaluation of spruce grouse detection in CT and control sites is important, detection in CT tended to be lower than in control sites. This result is surprising given that observers' visibility is higher in CT's. However, if grouse had a larger home range in low-quality habitats (like CT), it was possible that individuals were less likely to be detected in CT even if they were used in the displaying period. This detection tendency may have counterbalanced the effect of treatment on site occupancy analyses. Indeed, when we exclude treatment from the detection variables in our candidate models, the effect of treatment on occupancy estimates becomes strongly significant after model averaging (i.e., 0 excluded from the 95% confidence interval). We found a similar pattern with the logistic regression approach, which does not account for detectability where the treatment seems to have an important effect on grouse presence. This emphasized the importance of including detectability in the interpretation of grouse response to playbacks, which has not been considered in all previous published studies (e.g., Potvin and Courtois 2006, Turcotte *et al.* 2000, Whitcomb *et al.* 1996, Boag 1991, Keppi 1987). However, these results should be interpreted with caution, as the strength of our models may have been limited by the low rate of response of spruce grouse in our sampled habitats.

Regarding detection parameters, we had not observed any difference in the response linked to Julian day, but this could be explained by two factors. First, we relied on the literature and on a pre-field session in 2005 to determine the ideal calling period, but it might have been too short to perceive a decrease in the response before and after the period of high activity. Second, the low rate of response did not allow us to treat males and females separately in our analyses. Males are known to respond to calls more than females and non-territorial yearling males (Schroeder et Boag 1989). The peak of response might have been more pronounced and easier to evaluate for females, who make territorial vocalizations mostly during prelaying and laying periods (Nugent and Boag 1982) and tend to ignore one another by late incubation (Boag and Schroeder 1992). Unlike other bird species that are more active during the morning (Drapeau *et al.* 1999), the timing of calls (between sunrise and noon) did not seem to have an effect on the response of spruce grouse. This had already been observed by Lemay and Ferron (1987) and Schroeder and Boag (1989), but had never been quantified formally.

As prescribed by government regulations, the removal of dead, sick, or heavily competed trees in CT treatments takes precedence during harvesting. Thus, it was not surprising that snag density decreased in this treatment. As far as we know, the use of snags by grouse has never been documented, but this decrease might have negative impacts on other bird groups, such as woodpeckers (Imbeau *et al.* 1999). Even if 25 to 35% of basal area is normally harvested in CT, we only found a difference of 10.9 % between CT and control sites. This result is explained by the fact that we had CT of different ages, ranging from 1 to 15 years after the thinning, where trees had grown back in the older stands, thereby increasing their general basal area. Wood harvesting during CT generally has the effect of opening up the stand through three factors: first, the creation of harvesting trails every 30 m; second, the harvesting *per se* of about a third of the trees, and finally, the gathering of trees with machinery, which prunes lateral branches of residual trees. These activities reduce lateral and vertical cover in the stand. Indeed, the four different strata of lateral cover (i.e., 0-50 cm, 51-100 cm, 101-150 cm, and 151-200 cm) were more open in CT. Thus, cover for grouse may be reduced against ground predators that prey mostly on eggs (Boag and Schroeder 1992). Low and high vertical cover was also smaller in CT compared to controls. The opening of lateral

cover, combined with the opening of vertical cover, could increase grouse vulnerability to avian predators. This type of predation can be important for this species; it has been shown to account for 83 % of mortality in a stable population of spruce grouse in Ontario (Szuba, 1989).

Telemetry

The average home range size of birds in this study was similar to those generally reported in literature (< 24 ha: Boag and Schroeders 1992), and more specifically, in research conducted in Quebec (between 13 and 33 ha, Turcotte *et al.* 2000; 28 ± 18 ha, Potvin *et al.* 2001). High variability in individual home ranges (Potvin *et al.* 2001) and differences in home range size between adults and yearlings (Ellison 1971) has also been observed in previous studies.

As opposed to tendencies shown in the spring, CT was clearly avoided by males during the summer. Although more than one-fifth of the area studied with telemetry was treated with CT, spruce grouse rarely used it. Regardless of the presence of mature trees in CT, this treatment was comparable, in terms of grouse preference, to areas without mature trees such as clear-cuts or wetlands. Like these two environments, CT had low lateral vegetation cover, which might not be appropriate for males during moulting, when they need dense protection cover to hide from predators (Szuba and Bendell 1982, Lemay *et al.* 1998). In Quebec, it has been documented that grouse avoid recently clear-cutted areas and move to nearby residual stands (Potvin *et al.* 2001, Turcotte *et al.* 1994), despite having a high degree of fidelity to their initial territory (Turcotte *et al.* 2000, Ellison 1975). Our summer results indicated that both CT and clear-cuts are equally avoided by male grouse and that they find refuge in surrounding forests greater than 30-years-old and in regenerating forests.

A similar scenario might occur during other periods of the year when this species needs denser vegetation cover. Schroeder and Boag (1991) demonstrated that the density of grouse populations proportionally decreases with cover density. Whether it be for nest concealment (Turcotte *et al.* 1993), for winter confinement (Allan 1985), for moulting (Lemay *et al.* 1991), or during the shift in diet during the fall (Turcotte *et al.* 1993, Allan 1985), dense

habitat is one of the main characteristics selected by spruce grouse. The only documented periods where spruce grouse used more open habitats are during the mating season and raising of the young, where they selected areas with speckled alder (*Alnus incana* ssp. *rugosa*) and young balsam fir (*Abies balsamea*) (Turcotte *et al.* 1993). Because these tree species are not common in stands eligible for CT in Quebec, CTs are less likely to be used during the raising period. The period of the year where CTs might be used by grouse is then limited to the mating season, but as we have shown, this tree harvesting strategy might not be suitable for their needs at most other periods of the year requiring a dense vegetation cover.

MANAGEMENT IMPLICATIONS

Even if spruce grouse seem to use CT in the spring during the mating season, males deserted it in summer, when they needed more cover. Because spruce grouse need dense cover during most parts of the year, CT may not be an adequate habitat for this species. In residual forests following clear-cuts, CT or similar practices that consist of harvesting one-third of the trees are becoming increasingly frequent in Quebec. However, these residual forests, which can be upland forest strips, riparian buffers, or residual forest blocks, are used as refuges by spruce grouse after clear-cuts (Potvin *et al.* 2001, Turcotte *et al.* 2000, Turcotte *et al.* 1994). Potvin *et al.* (2006) found that these residual forests can maintain spruce grouse populations if they are left untouched until the clear-cut area has grown again into suitable habitat. If they are treated as a CT, our results suggest that these residual stands will not be usable by grouse, leaving no habitat refuge to maintain populations after treatment.

Furthermore, our results suggest that CT will also increase the time before a managed stand becomes suitable again for spruce grouse. Indeed, by doing a regular clear-cut, it can take as much as 10 (our study) to 30 years until the habitat can be used again by spruce grouse (Potvin *et al.* 2001). With CT (which is usually followed by a clear-cut 15 years later), the period without proper habitat for grouse is lengthened by 15 years, for a total of 25 to 45 years. Even if CT may be perceived beneficial for wildlife as compared to clear-cuts, our results have shown that it does not fulfill the needs of spruce grouse. In our perspective, a similar response to CT can be plausible for other species associated with dense habitats such

as marten and snow shoes hare. Therefore, we suggest that it should not be employed on a large scale or in residual stands left after clear-cut logging in managed areas. From a wildlife perspective, treating premature forest stands with CT and leaving some residual blocks (> 20 ha, Potvin *et al.* 2001) with dense habitat for wildlife might be a positive alternative in comparison to large-scale clear-cut logging or extensive CT. Partial cutting has been proposed as a promising means to maintain structural attributes of older forests and hence the biodiversity that depends on such attributes (Bergeron *et al.* 2002, 2007; Drapeau *et al.* 2003). As our results show, to be functional from a biodiversity standpoint, forestry practices such as partial cutting must be adapted. More research on stand-level habitat attributes of late-seral forest species is required to improve the adequacy of partial cutting approaches to biodiversity maintenance.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank S. Canuel, J.-S. Naud, M. Gagnon C., Caouette and M. Cloutier, who provided invaluable field assistance, even during long days and bad weather. C. Girard, M. Desmarchelier and R. Roy gave us great advice on technical aspects of the research. M. Mazerolle provided invaluable advice on the statistical analyses and M. Desrochers helped us with ArcGis analyses. Comments from J. Falardeau, M. Mazerolle A. Desrochers, J.-F. Giroux and W. Parsons greatly improved the manuscript. Commission Scolaire Haricana, Kruger, Scierie Landrienne, Tembec, Matériaux Blanchette and Abitibi-Consolidated supplied additional logistic support and maps. Funding for this project was provided by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) and Canada Economic Development.

LITERATURE CITED

Aebischer, N. J., Robertson, P. A., and R. E. Kenward. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74:1313-1325.

Allan, T. A. 1985. Seasonal changes in habitat use by Maine spruce grouse. *Canadian Journal of Zoology* 63:2738-2742.

Alldredge, J. R., and J. T. Ratti. 1992. Further comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *Journal of Wildlife Management* 56:1-9.

ESRI. 2005. ArcGIS 9.1. Environmental Systems Research Institute, Redlands, California, USA.

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

Bergeron, Y., P. Drapeau, S. Gauthier and N. Lecomte. 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable Forestry *Chronicle* 83: 326-337.

Bertrand, N., and F. Potvin. 2003. Caractérisation des habitats fauniques: méthodologie et résultats observés en forêt boréale. *Ressources naturelles, faune et parcs*, Québec, Canada. [In french]

Bingham, R. L., Brennan, L. A., and B. M. Ballard. 2007. Misclassified resource selection: compositional analysis and unused habitat. *Journal of Wildlife Management* 71:1369–1374.

Boag, D. A. 1991. Spring population density of spruce grouse and pine forest maturation. *Ornis Scandinavica* 22:181-185.

Boag, D. A., and M. A. Schroeder. 1987. Population fluctuation in spruce grouse: what determines their number in spring? *Canadian Journal of Zoology* 65:2430-2435.

Boag, D. A., and M. A. Schroeder. 1992. Spruce grouse. *In* Poole, A., Stettenheim, P., and F. Gill, editors. *The birds of North America*, No 5. Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, D.C.: The American Ornithologists' Union.

Burnham, K., and D. Anderson. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York, USA.

Darveau, M., Boulet, M., Vallières, C, Bélanger, L., and J.-C. Ruel. 2001. Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire. Rapport synthèse 1997-1999. Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière et Département des sciences du bois et de la forêt, Québec, Canada. [In french]

Dussault, C., Courtois, R., and J. Ferron. 1998. Short-term impact of clearcutting with protected regeneration on the ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) in a boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28:468-477.

Drapeau, P., Leduc, A., and R. McNeil. 1999. Refining the use of point counts at the scale of individual points in studies of bird-habitat relationships. *Journal of Avian Biology* 30:367-382.

Drapeau, P., Leduc, A, Bergeron, Y., Gauthier, S., and 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: 531-540. [In french]

Ellison, L. N. 1971. Territoriality in Alaskan spruce grouse. *Auk*. 88:652-664

- Ellison, L. N. 1975. Density of Alaskan spruce grouse before and after a fire. *Journal of Wildlife Management* 39:468-471.
- Faaborg, J. 2004. Truly artificial nest studies. *Conservation Biology* 18:369-370.
- Ferron, J., Potvin, F., and C. Dussault. 1998. Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28:1335-1343.
- Franklin, J. F. 1989. Toward a new forestry. *American forests* 95:37-44.
- Friedman, M. 1937. The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance. *Journal of the American Statistical Association* 32: 675-701.
- Fritz, R. S. 1979. Consequences of insular population structure: distribution and extinction of spruce grouse populations. *Oecologia* 42:57-65.
- Huggard, D. J. 2003. Use of habitat features, edges and harvest treatments by spruce grouse in subalpine forest. *Forest Ecology and Management* 175:531-544.
- Imbeau, L., Savard J.-P., and R. Gagnon. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology* 77:1850-1860.
- Johnsgard, P. A. 1973. *Grouse and quails of North America*. University of Nebraska Press, Lincoln, Nebraska, USA.
- Kenward, R. E. 2001. *A manual for wildlife radio tagging*. Academic Press, London, United Kingdom.
- Keppie, D. M. 1997. Fragmentation of spruce grouse *Dendragapus canadensis* habitat: a synthesis of the present and direction for the future. *Wildlife Biology* 3:284.

Keppie, D. M. 1987. Impact of demographic parameters upon a population of spruce grouse in New Brunswick. *Journal of Wildlife Management* 51:771-777

Lemay, Y., and J. Ferron. 1987. Évaluation d'une technique de recensement pour le Tétrás des savanes (*Dendragapus canadensis*) et proposition d'une méthode de mesure de l'expansion de la population introduite sur l'île d'Anticosti. Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche, Québec, Canada. [In french]

Lemay, Y., Ferron, J., and R. Couture. 1991. Caractérisation de l'habitat de reproduction du Tétrás du Canada (*Dendragapus canadensis*) sur l'île d'Anticosti. Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, Canada. [In french]

Lemay, Y., Ferron, J., Ouellet, J.-P., and R. Couture. 1998. Habitat selection and nesting success of a spruce grouse population (*Falci pennis canadensis*) introduced on Anticosti Island (Quebec). *Canadian Field-Naturalist* 112:267-275.

MacKenzie, D. I. 2005. What are the issues with presence-absence data for wildlife managers? *Journal of Wildlife Management* 69:849-860.

MacKenzie, D. I., and L. L. Bailey. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9:300-318.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Hines, J. E., Knutson, M. G., and A. B. Franklin. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84:2200–2207.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, A., and C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.

Mazerolle, M. J., Bailey, L. L., Kendall, W. L., Royle, J. A., Converse, S. J., and J. D. Nichols. 2007. Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology* 41:671–688.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2005. Ressources et industries forestières : portrait statistique. Direction du développement de l'industrie des produits forestiers, Québec, Canada. [In french]

Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. 2003. Manuel d'aménagement forestier. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, Canada. [In french]

Moses, R. A., and S. Boutin. 2001. The influence of clear-cut logging and residual leave material on small mammal populations in aspen-dominated boreal mixedwoods. *Canadian Journal of Forest Research* 31:483-495.

Ministère des Ressources Naturelles du Québec. 2002. Rapport sur l'état des forêts québécoises 1995-1999. Ministère des Ressources naturelles du Québec home page. <<http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/publications/forets/quebec/Rapport-int.pdf>>. Accessed 15 Oct 2007. [In french]

Norton, M. R., and 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.

Nudds, T. D. 1977. Quantifying the vegetative structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin* 5:113-117.

Nugent, D. P., and D. A. Boag. 1982. Communication among territorial female spruce grouse. *Canadian Journal of Zoology* 60:2624-2632.

Park, A., Henshel, C., Kuttner, B., and G. McEachern. 2005. A cut above: a look at alternatives to clearcutting in the boreal forest. Canadian Parks and Wilderness Society, Toronto, Ontario, Canada.

Potvin, F., and R. Courtois. 2006. Incidence of spruce grouse in residual forest strips within large clear-cut boreal forest landscapes. *Northeastern Naturalist* 13: 507–520.

Potvin, F., Courtois, R., Girard, C., and J.-B. Strobel. 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, Québec, Canada. [In french]

Renken, R. B., Gram, W. K., Fantz, D. K., Richter, S. C., Miller, T. J., Ricke, K. B., Russell, B., and X. Wang. 2004. Effects of forest management on amphibians and reptiles in Missouri Ozark forests. *Conservation Biology* 18:174-188.

Ressources naturelles et faune Québec. 2005. Instructions relatives à l'application du règlement sur la valeur des traitements sylvicoles admissibles en paiement des droits. Exercice 2005-2006. Gouvernement du Québec, Québec, Canada. [In french]

Royle, J. A., and J. D. Nichols. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84:777-790.

Schroeder, M. A., and D. A. Boag. 1989. Evaluation of a density index for territorial male spruce grouse. *Journal of Wildlife Management* 53:475-478.

Schroeder, M. A., and D. A. Boag. 1991. Spruce grouse populations in successional lodgepole pine. *Ornis Scandinavica* 22:186-191.

Szuba, K. J. 1989. Comparative population dynamics of Hudsonian spruce grouse in Ontario. Dissertation, University of Toronto, Toronto, Ontario, Canada.

Szuba, K. J., and J. F. Bendell. 1982. Population densities and habitats of spruce grouse in Ontario. Pages 199-213 in Wein, R. W., Riewe, R. R., and I. R. Methuen, editors. Resources and dynamics of the boreal forest. Assoc. Can. Univ. for Northern Studies, Ottawa, Ontario, Canada.

Szuba, K. J., Bendell, J. F., and B. J. Naylor. 1987. Age determination of Hudsonian spruce grouse using primary feathers. *Wildlife Society Bulletin* 15:539-543.

Tangri, D., and R. V. S. Wright. 1993. Multivariate analysis of compositional data: applied comparisons favour standard principal components analysis over Aitchison's loglinear contrast method. *Archaeometry* 35:103-112

Thibault, M., and D. Hotte. 1985. Les régions écologiques du Québec méridional. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Direction de la recherche et du développement, Québec, Canada. [In french]

Tittler, R., Hannon, S. J., and M. R. Norton. 2001. Residual tree retention ameliorates short-term effects of clear-cutting on some boreal songbirds. *Ecological Applications* 11:1656-1666.

Thomas, D. L., and E. J. Taylor. 2006. Study designs and tests for comparing resource use and availability II. *Journal of Wildlife Management* 70:324-336.

Turcotte, F., Courtois, R., Couture, R., and J. Ferron. 2000. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le Tétrás du Canada (*Falcipennis canadensis*). *Canadian Journal of Forest Research* 30:202-210. [In french]

Turcotte, F., Couture, R., Courtois, R., and J. Ferron. 1994. Réactions du Tétrás du Canada (*Dendragapus canadensis*) face à l'exploitation forestière en forêt boréale. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre, Québec, Canada. [In french]

Turcotte, F., Couture, R., Ferron, J., and R. Courtois. 1993. Caractérisation des habitats essentiels du Tétrás du Canada (*Dendragapus canadensis*) dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre, Québec, Canada. [In french]

Vojta, C. D. 2005. Old dog, new tricks: innovations with presence-absence information. *Journal of Wildlife Management* 69:845-848.

Whitcomb, S. D., Servello, F. A., and A. F. O'Connell. 1996. Patch occupancy and dispersal of spruce grouse on the edge of its range in Maine. *Canadian Journal of Zoology* 74:1951-1955.

Williams, B. K., J. D. Nichols, and M. J. Conroy. 2002. *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, New York, New York, USA.

Zar, J. H. 1984. *Biostatistical analysis*. Second edition. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.

Zwikel, F. C., and J. F. Bendell. 1967. A snare for capturing blue grouse. *Journal of Wildlife Management* 31:202-204.

Table 1. Highest-ranked and null occupancy models of spruce grouse accounting for detectability in commercial thinnings (CT) and control sites in Abitibi, Quebec, Canada, spring 2006.

Models ^{1,2}	Rank	No. of parameters	ΔAIC_c	Akaike weight
$\psi(\text{treat}), p(\text{Julian}+\text{Julian}^2)$	1	5	0.00	0.0811
$\psi(\text{treat}), p(\cdot)$	2	3	0.17	0.0747
$\psi(\cdot), p(\text{treat})$	3	3	0.19	0.0736
$\psi(\cdot), p(\text{Julian}+\text{Julian}^2+\text{treat})$	4	5	0.41	0.0661
$\psi(\text{op}), p(\text{treat})$	5	4	1.28	0.0428
$\psi(\text{treat}+\text{sub}), p(\text{Julian}+\text{Julian}^2)$	6	6	1.31	0.0420
$\psi(\text{treat}+\text{sub}), p(\cdot)$	7	4	1.60	0.0365
$\psi(\text{sub}), p(\text{treat})$	8	4	1.63	0.0358
$\psi(\text{sub}), p(\text{Julian}+\text{Julian}^2+\text{treat})$	9	6	1.65	0.0356
$\psi(\text{treat}), p(\text{Julian}+\text{Julian}^2+\text{hour})$	10	6	1.85	0.0321
$\psi(\text{treat}+\text{op}), p(\cdot)$	11	4	1.89	0.0315
$\psi(\text{op}), p(\text{Julian}+\text{Julian}^2+\text{treat})$	12	6	1.91	0.0312
$\psi(\text{treat}), p(\text{treat})$	13	4	1.93	0.0309
$\psi(\text{treat}+\text{op}), p(\text{Julian}+\text{Julian}^2)$	14	6	1.96	0.0304
$\psi(\cdot), p(\cdot)$	43	2	5.95	0.0041

Note: 1. (ψ) probability of occupancy and (p) probability of detection.

2. (treat) CT or control sites, (Julian) Julian day of the call, (hour) hour of the call, (op) proportion of optimal habitats around site, (sub) proportion of sub-optimal habitats around site.

Table 2. Model-averaged estimates for parameters of the site-occupancy models of spruce grouse in commercial thinnings (CT) and control sites in Abitibi, Quebec, Canada, spring 2006.

Parameters	Probability of occupancy or detection	Estimate	Standard Error	90% confidence interval	
				Upper	Lower
Treatment	Detection	-1.18	1.12	0.66	-3.03
Julian day of the call	Detection	-1.35	3.54	4.49	-7.20
Hour of the call	Detection	0.14	0.23	0.52	-0.25
Treatment	Occupancy	-1.66	1.18	0.29	-3.60
Proportion of optimal habitats around site	Occupancy	0.45	0.82	1.81	-0.91
Proportion of sub-optimal habitats around site	Occupancy	-1.04	1.28	1.07	-3.14

Table 3. Occupancy models of spruce grouse in commercial thinning (CT) and control sites in Abitibi, Quebec, Canada, spring 2006, using logistic regression and without accounting for detectability.

Models ¹	Rank	No. of parameters	ΔAIC_c	Akaike weight
p(treat)	1	2	0.00	0.46
p(treat+op)	2	3	1.50	0.22
p(treat+sub)	3	3	1.94	0.17
p(treat+dvop+dvsb)	4	4	3.45	0.08
p(op)	5	2	4.89	0.04
p(.)	6	1	5.83	0.02
p(op+sub)	7	3	6.09	0.02
p(sub)	8	2	6.84	0.01

1. (treat) CT or control sites, (op) proportion of optimal habitat around site, (sub) proportion of sub-optimal habitat around site

Table 4. Vegetation comparison between commercial thinning (n = 50) and control sites (n = 44), Abitibi, Quebec, Canada, spring 2006.

Criteria	CT		Control		Mean difference (%)	SE of difference (%)	P-value.
	Estimate (%)	SD (%)	Estimate (%)	SD (%)			
Proportion of black spruce	73.6	15.8	80.6	13.9	-7.1	3.1	0.025
Proportion of jack pine	15.4	13.2	6.8	11.2	8.6	2.5	0.001
Proportion of snags	6.8	6.6	10.1	9.3	-3.3	1.7	0.047
Basal area (m ² /ha)	37.3	8.1	41.3	11.2	-4.0	2.0	0.048
Average vertical cover	48.9	12.8	64.7	11.6	-15.8	2.5	0.000
Vertical cover (1.5-4 m)	34.3	17.6	58.6	17.0	-24.3	3.6	0.000
Vertical cover (4+ m)	63.4	15.5	70.7	15.3	-7.3	3.2	0.024
Average lateral cover	46.9	16.4	68.3	14.8	-21.3	3.2	0.000
Lateral cover (0-50 cm)	82.0	16.8	93.8	7.3	-11.8	2.7	0.000
Lateral cover (50-100 cm)	47.9	21.4	68.6	18.4	-20.7	4.1	0.000
Lateral cover (100-150 cm)	30.8	20.0	57.0	20.2	-26.2	4.2	0.000
Lateral cover (150-200 cm)	27.0	18.3	53.6	19.2	-26.6	3.9	0.000

A *t*-test was used to compare CT and control sites (df = 92).

Figure 1. Distribution of commercial thinning and control sites in the study area of site-occupancy by spruce grouse in Abitibi, Quebec, Canada, spring 2006.

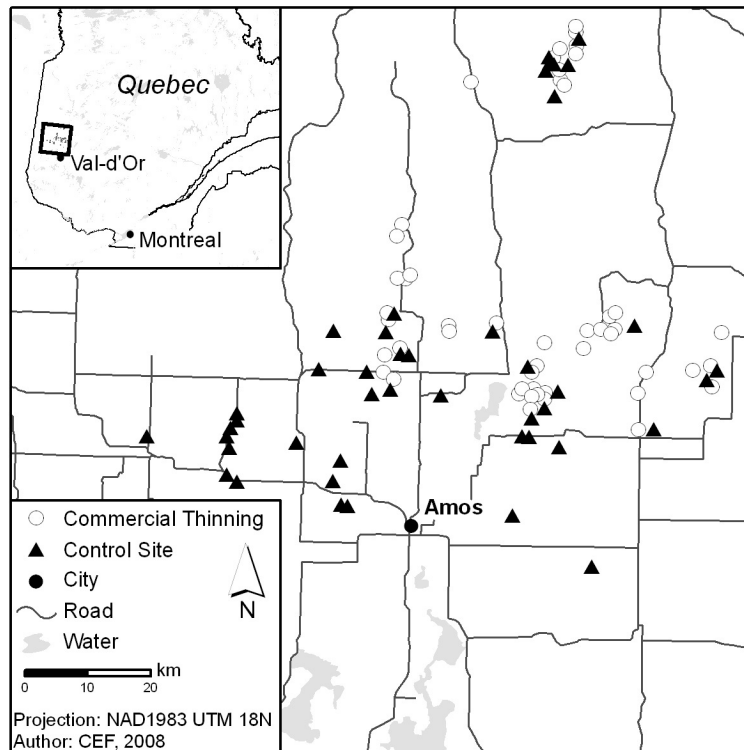
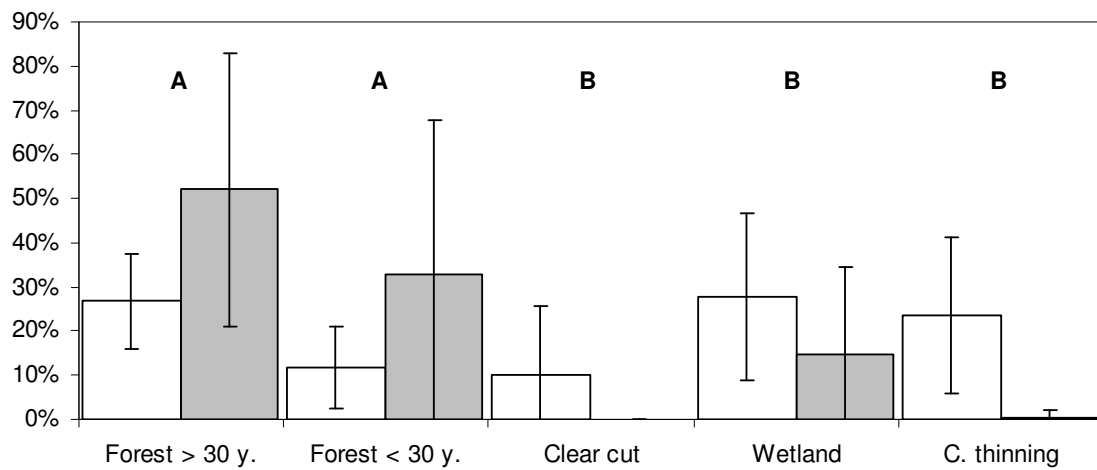


Figure 2. Percentage of available habitats (white) and used habitats (gray) for 18 adult male spruce grouse followed by telemetry, Abitibi, Quebec, Canada, May – July 2006. Error bars refer to standard deviations. There is a significant difference in selection between preferred habitats (A) and less preferred habitats (B).



CONCLUSION GÉNÉRALE

Malgré que l'éclaircie commerciale puisse être perçue comme une mesure d'atténuation pour la faune comparativement à une CPRS, par cette étude nous avons pu démontrer qu'elle ne pouvait pas répondre à l'ensemble des besoins spécifiques d'espèce de milieux fermés comme le Tétrás du Canada.

Dans la première partie de cette étude, nous n'avons pas observé de différence significative d'utilisation par les Tétrás du Canada entre des EC et des secteurs témoins au printemps. En comparant nos résultats à d'autres études ayant utilisé la technique de recensements par appels, les milieux éligibles à l'EC (témoins) semblent à la base peu utilisés par cette espèce. Même si les Tétrás du Canada recherchent des milieux plus ouverts lors des parades nuptiales pour augmenter leur visibilité face au sexe opposé, les milieux éligibles à l'EC pourraient ne pas avoir un couvert végétal de protection suffisant pour les rendre attrayants pour cette espèce.

De plus, il s'agit de la première étude sur cette espèce qui inclut la probabilité de détection des oiseaux aux analyses d'inventaires par appels. La probabilité de détection nous a permis de corriger nos inventaires afin de refléter avec plus de justesse les populations présentes dans les milieux étudiés. Malgré qu'aucun des paramètres de détection n'aient eu d'effet statistiquement significatif, il nous apparaît essentiel d'évaluer la détection dans ce type de technique puisque comme nous l'avons démontré, le fait de l'exclure des analyses peut changer de façon importante les conclusions avancées (MacKenzie *et al.* 2002). Par contre, nos résultats doivent être interprétés avec prudence. Malgré un effectif de 94 sites avec trois visites par site, ce qui nous paraissait acceptable pour les objectifs visés par cette étude, le faible taux de réponses des tétras a limité la puissance de nos modèles.

Au niveau des caractéristiques de la végétation, comme on pouvait s'y attendre avec ce type de traitement, l'EC a diminué significativement la surface terrière ainsi que la proportion de chicots dans les peuplements traités. Par contre, la diminution importante du couvert vertical et horizontal dans l'EC pourraient être les paramètres structuraux ayant le plus d'impact sur le Tétrás du Canada en augmentant sa vulnérabilité aux prédateurs.

Au contraire de la tendance observée au printemps, dans la seconde partie de cette étude le suivi télémétrique de 18 tétras a montré que les EC sont désertées par les mâles lorsqu'ils ont besoin de plus de couvert pour la mue. Dans nos aires de suivi télémétrique, malgré que plus de 20% du territoire soit traité en EC, les tétras les utilisent rarement (moins de 1% des localisations). Même s'il y a présence d'arbres matures dans les EC, ce traitement a le même ordre de préférence pour les Tétras du Canada que les milieux dénudés de végétation arborescente comme les CPRS et les milieux humides.

Même si l'EC était tout de même utilisée par les tétras au printemps, la période pour laquelle ils recherchent des milieux plus ouverts est limitée à la période de parade qui ne représente qu'environ deux mois sur l'ensemble de l'année. Aux autres périodes de leur cycle vital, comme lors de la couvaison (Turcotte *et al.* 1993), lors du confinement d'hiver (Allan 1985), en période de mue (Lemay *et al.* 1991) ou à l'automne en diète de transition (Turcotte *et al.* 1993, Allan 1985), cette espèce sélectionne des milieux denses. Par contre, comme nous l'avons démontré, les milieux éclaircis sont clairement évités lorsque les tétras recherchent ces milieux plus denses en période de mue.

Certains pourraient argumenter qu'étant donné que les milieux traités en EC ne sont pas des milieux préférentiels du tétras, l'impact de cette pratique pourrait avoir des conséquences moindres sur les populations globales de cette espèce. Dans un milieu où il y aurait une mosaïque d'habitats, le fait de traiter certains peuplements de forêt pré-mature en EC et de laisser certains blocs d'habitats plus denses comme milieux résiduels pour la faune pourrait être, à notre avis, une alternative intéressante à la CPRS à grande échelle. Toutefois, une pratique de plus en plus courante en forêt boréale Québécoise est de pratiquer une éclaircie commerciale ou une variante proche de celle-ci où l'on récolte le tiers des tiges dans les secteurs de forêts résiduelles de CPRS. Par contre, les tétras utilisent ces habitats comme refuge suite à la CPRS (Potvin et Courtois 2006, Potvin *et al.* 2001, Turcotte *et al.* 1994). Ces milieux ne seront donc plus utilisables par le tétras si on y pratique une EC, ne laissant plus aucun milieu refuge afin de maintenir les populations d'un secteur récolté. Finalement, comme une CPRS est réalisée 15 ans après l'EC, la combinaison de ces deux traitements aurait pour effet d'allonger le délai avant qu'un peuplement redevienne propice pour les tétras. En effet, un délai de 10 à 30 ans est normalement nécessaire avant qu'une CPRS

recommence à être utilisée. Une EC suivi d'une CPRS demanderait donc de 25 à 45 ans avant que les tétras fréquentent à nouveau ces milieux. Ainsi, dans une optique faunique, l'utilisation de cette coupe partielle doit être faite avec précaution dans les zones d'exploitation forestière.

Perspectives de recherche

À ce jour, très peu d'études se sont penchées sur l'impact de l'éclaircie commerciale sur la faune, et, à notre connaissance, il s'agit de la première à documenter l'effet de cette pratique sur le Tétrás du Canada. Un autre projet de recherche de l'UQAT dont les résultats seront bientôt disponibles, s'est également attardé à évaluer l'impact de l'EC sur la faune gibier (Guylaine Bois communication personnelle). Les résultats indiquent que l'EC serait également moins fréquentée pendant une période d'environ 15 ans par le Lièvre d'Amérique et ce, comme pour le Tétrás du Canada, à cause de la baisse importante du couvert de végétation.

Plusieurs avenues de recherches pourraient être envisageables suite à cette étude :

- 1) Des études supplémentaires pourraient être conduites à propos de l'impact de l'EC sur d'autres espèces qui ne seraient pas nécessairement associées aux forêts denses. Nous pourrions ainsi en savoir plus sur l'impact global de cette pratique sur la faune en général.
- 2) Dans le contexte actuel où l'on cherche à maximiser la possibilité forestière par, entre autres, la récolte partielle des milieux résiduels de CPRS, il serait impératif de documenter l'impact de cette pratique sur la faune.
- 3) Il serait également pertinent d'évaluer l'impact de d'autres types de coupes partielles sur le Tétrás du Canada. La coupe de jardinage et la coupe avec protection des petites tiges marchandes sont deux coupes partielles qui pourraient avoir un potentiel intéressant pour cette espèce. En effet, ces traitements affectent moins la végétation de sous-étage, ce qui pourrait garder un couvert de protection plus adéquat pour les

tétras.

- 4) Finalement, d'autres études pourraient être conduites sur les impacts de l'éclaircie pré-commerciale sur le tétras. Bélanger (2000) avait déjà étudié cette relation mais le faible effectif de l'étude n'a pas permis d'obtenir des résultats valables sur le Tétrás du Canada. Malgré le fait que la Gélinothe huppée était affectée négativement par cette pratique, l'utilisation fréquente de l'éclaircie pré-commerciale par quelques oiseaux que nous avons suivis par télémétrie nous laisse présager que cette pratique pourrait avoir des impacts limités sur le Tétrás du Canada.

RÉFÉRENCES POUR L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALE

- Allan, T.A. 1985. Seasonal changes in habitat use by Maine spruce grouse. *Canadian Journal of Zoology* 63:2738-2742.
- Aubry, K.B., Halpern, C.B. et D.A. Maguire. 2004. Ecological effects of variable-retention harvests in the northwestern United States: the DEMO study. *Forest Snow and Landscape Research* 78:119-134.
- Bélanger, G. 2000. Impacts des éclaircies précommerciales sur l'habitat d'élevage de la Gélinothe huppée (*Bonasa umbellus*) et du Tétrás du Canada (*Dendragapus canadensis*) en Gaspésie (Québec). Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, Canada.
- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. et S. Gauthier. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *Forestry Chronicle* 75:55-61.
- Boag, D.A. 1991. Spring population density of spruce grouse and pine forest maturation. *Ornis Scandinavica* 22:181-185.
- Boag, D. A., et M. A. Schroeder. 1992. Spruce grouse. In Poole, A., Stettenheim, P., and F. Gill, editors. *The birds of North America*, No 5. Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, D.C.: The American Ornithologists' Union.
- Burke, D.M., Eliliott, K., Moore, L., Dunford, W., Nol, E., Phillips, J., Holmes, S. et K. Freemark. 2004. Patterns of nest predation on artificial and natural nests in forests. *Conservation Biology* 18:381-388.
- Darveau, M., Boulet, M., Vallières, C, Bélanger, L., et J.-C. Ruel. 2001. Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire. Rapport synthèse 1997-1999. Université Laval, Centre de recherche en

- biologie forestière et Département des sciences du bois et de la forêt, Québec, Canada.
- Douglas, R.B. 2001. Population ecology and resource limitation of northern flying squirrels and Douglas squirrels. Dissertation, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada.
- Drapeau, C. 2005. Effet de l'éclaircie commerciale sur la structure et la composition végétales des peuplements naturels de pin gris. Mémoire de maîtrise en biologie. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue Québec. Canada. 121 p.
- Dussault, C., Courtois, R. et J. Ferron. 1998. Short-term impact of clearcutting with protected regeneration on the ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) in a boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28:468-477.
- Faaborg, J. 2004. Truly artificial nest studies. *Conservation Biology* 18:369-370.
- Ferron, J., Potvin, F., et C. Dussault. 1998. Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28:1335-1343.
- Franklin, J.F. 1989. Toward a new forestry. *American Forests* 95:37-44.
- Fuller, A.K. et D.J. Harrison. 2005. Influence of Partial Timber Harvesting on American Martens in North-Central Maine. *Journal of Wildlife Management* 69:710-722.
- Hayes, J.P., Weikel, J.M. et M.M. Huso. 2003. Response of birds to thinning young Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 13:1222-1232.
- Huggard, D.J. 2003. Use of habitat features, edges and harvest treatments by spruce grouse in subalpine forest. *Forest Ecology and Management* 175:531-544.
- Keppie, D.M. et P.W. Herzog. 1978. Nest site characteristics and nest success of spruce grouse. *Journal of Wildlife Management* 42:628-632.
- Klenner, W. et 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.

Lemay, Y., Ferron, J., et R. Couture. 1991. Caractérisation de l'habitat de reproduction du Tétrás du Canada (*Dendragapus canadensis*) sur l'île d'Anticosti. Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, Canada.

Lemay, Y., Ferron, J., Ouellet, J.-P. et R. Couture. 1998. Habitat selection and nesting success of a spruce grouse population (*Falci pennis canadensis*) introduced on Anticosti Island (Quebec). Canadian Field-Naturalist 112:267-275.

Lindstrom, E., Angelstam, P., Widén, P. et H. Andrén. 1987. Do predators synchronize vole and grouse fluctuations? An experiment. Oikos 48:121-124.

Litvaitis, J.A., Sherburne, J.A. et J.A. Bissonnette. 1985. Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density. Journal of Wildlife Management 49:866-873.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, A. et C.A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology 83:2248-2255.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2004. Ressources et industries forestières : portrait statistique. Direction du développement de l'industrie des produits forestiers, Québec, Canada

Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. 2003. Manuel d'aménagement forestier. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, Canada.

Moses, R.A. et S. Boutin. 2001. The influence of clear-cut logging and residual leave material on small mammal populations in aspen-dominated boreal mixedwoods. Canadian Journal of Forest Research 31:483-495.

Norton, M.R. et 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.

Park, A., Henshel, C., Kuttner, B., et G. McEachern. 2005. A cut above a look at alternatives to clearcutting in the boreal forest. Canadian Parks and Wilderness Society, Toronto, Canada.

Payer, D.C. et D.J. Harrison. 2000. Structural differences between forests regenerating following spruce budworm defoliation and clear-cut harvesting: implications for marten. *Canadian Journal of Forest Research* 30:1965-1972.

Potvin, F. et R. Courtois. 2006. Incidence of spruce grouse in residual forest strips within large clear-cut boreal forest landscapes. *Northeastern Naturalist* 13:507–520.

Potvin, F., Courtois, R., Girard, C. et J.-B. Strobel. 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, Québec, Canada.

Redmond, G.W., Keppie, D.M. et P.W. Herzog. 1982. Vegetative structure, concealment, and success at nests of two races of spruce grouse. *Canadian Journal of Zoology* 60:670-675.

Renken, R.B., Gram, W.K., Fantz, D.K., Richter, S.C., Miller, T.J., Ricke, K.B., Russell, B., et X. Wang. 2004. Effects of forest management on amphibians and reptiles in Missouri Ozark forests. *Conservation Biology* 18:174-188.

Ressources naturelles et faune Québec. 2005. Instructions relatives à l'application du règlement sur la valeur des traitements sylvicoles admissibles en paiement des droits. Exercice 2005-2006. Gouvernement du Québec, Québec, Canada.

Robinson, W.D. et S.K. Robinson. 1999. Effects of selective logging on forest bird populations in a fragmented landscape. *Conservation Biology* 13:58-66.

Ruché, D. 2005. Influence des aménagements forestiers et de la coupe partielle sur la qualité d'habitat du Tétrás du Canada dans le Nord du Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada. 69 p.

Schroeder, M.A. et D.A. Boag. 1991. Spruce grouse populations in successional lodgepole pine. *Ornis Scandinavica* 22:186-191.

Smyth, K.E. et D.A. Boag. 1984. Production in spruce grouse and its relationship to environmental factors and population parameters. *Canadian Journal of Zoology* 62:2250-2257.

Steventon, J.D., MacKenzie, K.L. et T.E. Mahon. 1998. Response of small mammals and birds to partial cutting and clearcutting in northwest British Columbia. *Forestry Chronicle* 74:703-713.

Steventon, J.D., Ott, P.K., et K.L. MacKenzie. 1999. Effect of partial cutting on predation risk to artificial bird nests. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1911-1915.

Szuba, K.J. 1989. Comparative population dynamics of Hudsonian spruce grouse in Ontario. Ph.D. Thesis. University of Toronto. Toronto, Ontario. Canada. 138 p.

Szuba, K. J. et J. F. Bendell. 1982. Population densities and habitats of Spruce Grouse in Ontario. Pp. 199-213 *in* R. W. Wein, R. R. Riewe, I. R. Methuen, eds. Resources and dynamics of the boreal forest. Assoc. Can. Univ. for Northern Studies, Ottawa, Canada.

Tittler, R., Hannon, S.J., et M.R. Norton. 2001. Residual tree retention ameliorates short-term effects of clear-cutting on some boreal songbirds. *Ecological Applications* 11:1656-1666.

Thomas, D.L. et E.J. Taylor. 2006. Study designs and tests for comparing resource use and availability II. *Journal of Wildlife Management* 70:324-336.

Turcotte, F., Courtois, R., Couture, R., et J. Ferron. 2000. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le Tétrás du Canada (*Falci pennis canadensis*). Canadian Journal of Forest Research 30:202-210.

Turcotte, F., Couture, R., Courtois, R., et J. Ferron. 1994. Réactions du Tétrás du Canada (*Dendragapus canadensis*) face à l'exploitation forestière en forêt boréale. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre, Québec, Canada.

Turcotte, F., Couture, R., Ferron, J., et R. Courtois. 1993. Caractérisation des habitats essentiels du Tétrás du Canada (*Dendragapus canadensis*) dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre, Québec, Canada.

Zanette, L. 2002. What do artificial nests tells us about nest predation? Biological Conservation 103:323-329.

Zeide, B. 2001. Thinning and growth: a full turnaround. Journal of Forestry 99:20-25.