

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

INFLUENCE À COURT TERME DE LA COUPE PARTIELLE
SUR DES MAMMIFÈRES DE LA FORÊT BORÉALE

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
comme exigence partielle
du programme de Maîtrise de Gestion de la Faune et de ses Habitats

PAR

STÉPHANE M.D. VALOIS

Avril, 2005

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

0-494-07958-4

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file *Votre référence*

ISBN:

Our file *Notre référence*

ISBN:

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.


Canada

“Wherever [man] plants his foot, the harmonies of nature are turned to discords ...”

George Perkins Marsh. [1864] 1965.

“Wildlife is never destroyed ... it is simply converted from one form to another.”

A. Leopold. 1945.

REMERCIEMENTS

En premier lieu je tiens à souligner la chance qui m'a été offerte de pouvoir travailler avec une personne aussi compétente et humaine que le Dr. Jean Ferron, mon directeur de recherche. Je le remercie de sa confiance ; je suis heureux d'avoir pu bénéficier de son expérience, son support, son encadrement et sa disponibilité tout au long de ma maîtrise.

Je veux aussi remercier particulièrement le Dr. Louis Imbeau (UQAT) pour son encadrement, son soutien, son expertise et pour son chaleureux accueil en Abitibi. De même, je remercie le Dr. Jean-Pierre Ouellet pour son expertise et la pertinence de ses commentaires lors l'évaluation de mon devis de recherche.

Sans le Dr. Alain Caron, auxiliaire d'enseignement et de recherche à l'UQAR, le traitement statistique des données aurait été plus qu'ardu ; je tiens donc à souligner ses grandes compétences statistiques, informatiques et humaines, je le remercie aussi beaucoup pour sa disponibilité lors de mes arrivées impromptues dans son bureau.

Un grand merci à mes assistants pour leur excellent travail : Marie-Claude Rancourt qui a guidé mes premiers pas sur le terrain, Jean-Claude Laroche pour son dévouement et son soutien, Delphin Ruché, Élise Vincent, Alfred Coulombe et Mireille Poulin.

Je souhaite aussi remercier mes collègues et amis Martin-Hugues Saint-Laurent, le Dr. Mathieu Côté, le Dr. Pierre Etcheverry pour leur révision des multiples versions que j'ai pu produire de ce manuscrit et pour leurs précieux conseils qui ont servi à son amélioration. Merci également au soutien précieux de mes amis, particulièrement Benoît Auclair, Maud Ablain, Yan Boulanger, Yan Boucher et la Gang de Bio pour toutes les pauses café, partys et bons soupers qui m'ont permis de décompresser et continuer.

Merci à certains Cris de la communauté de Waswanipi qui nous ont permis de faire notre étude sur leur territoire de trappe, la famille OtterEyes, particulièrement Norman OtterEyes qui nous a aussi hébergé. Meekwech !

Finalement je tiens à remercier mes parents de leur confiance, pour m'avoir soutenu tout au long de ce projet et permis de le vivre pleinement.

RÉSUMÉ

La technique de récolte actuellement la plus répandue en forêt boréale québécoise est la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS). Dans la mesure où la foresterie actuelle s'engage sur la voie de la gestion écosystémique, des alternatives, dont la coupe partielle, sont envisagées et vont être amenées à prendre plus d'importance dans la gestion forestière. La coupe partielle est suggérée comme un moyen de maintenir des attributs spécifiques aux forêts anciennes et d'en accélérer le développement dans des forêts matures. Toutefois cette pratique sylvicole est encore peu employée en forêt boréale. L'objectif général de la présente étude était de produire une première évaluation des réactions à court terme de certains mammifères à différents types de coupe partielle en forêt boréale du Québec. Pour ce faire, nous avons réalisé cette étude dans la pessière noire à mousse de l'Ouest de la région Nord-du-Québec, Québec, Canada. Les deux types de coupe partielle étudiées furent la coupe progressive d'ensemencement (CPE) et une coupe partielle appliquée de façon expérimentale dans les blocs résiduels issus d'un patron de coupe en mosaïque (CPMO). La CPMO fut réalisée de façon irrégulière, en laissant des parties intactes au sein des parterres de coupe. Le dispositif expérimental était formé de six sites traités par CPE et six témoins dans le premier cas ; et dans le second cas, de quatre blocs traités par CPMO, quatre blocs résiduels intacts de coupe en mosaïque, huit séparateurs entre des CPRS et un site témoin. En plus des données de végétation, trois types de données ont été recueillies afin de quantifier l'utilisation par les mammifères des sites étudiés. Un décompte de crottins et de brouts de lièvre d'Amérique et un inventaire des sites d'alimentation de l'écureuil roux ont été effectués au printemps. Un inventaire hivernal de pistes de mammifères a aussi été réalisé. Les résultats de notre étude sur les CPE montrent que seul le lièvre est affecté négativement par la coupe partielle. L'abondance de la martre d'Amérique, de l'écureuil roux, du renard roux et des petits mustélinés dans les coupes partielles est comparable à celle des milieux non perturbés. La faible abondance de lièvre dans les coupes partielles est reliée à la réduction du couvert vertical et latéral, qui est une des composantes principales de l'habitat du lièvre. Le lièvre évite les milieux où l'obstruction latérale est $< 50 \%$ et le couvert vertical $< 30 \%$. De plus aucun indice de lièvre n'a été relevé quand la surface terrière en résineux était $< 12 \text{ m}^2 / \text{ha}$. La CPMO confirme l'impact négatif des coupes partielles sur le lièvre. Le lièvre fréquente moins les parterres coupés suite à la réduction du couvert, mais il continue d'utiliser les parties intactes. Bien qu'il puisse s'agir d'un effet de confinement, une coupe partielle irrégulière (e.g. avec des bosquets intacts) peut permettre le maintien du lièvre. Il n'y a pas d'effet visible de la CPMO sur les autres méso-mammifères étudiés et leur abondance est semblable dans tous les types de forêt résiduelle. Bien que peu propice au lièvre, la coupe partielle semble permettre le maintien d'autres méso-mammifères. Nous recommandons de maintenir des bosquets intacts au sein des parterres de coupe partielle afin de fournir un habitat adéquat au lièvre. Nous recommandons aussi l'application des coupes partielles sans coupe finale si l'on souhaite préserver la nature inéquienne des forêts anciennes. Ainsi la coupe partielle apparaît être un outil approprié pour rencontrer des objectifs de maintien d'une certaine diversité biologique.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
RÉSUMÉ	iv
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	viii

CHAPITRE 1

INTRODUCTION ET PROBLÉMATIQUE	1
1.1. AMÉNAGEMENT DURABLE DES FORÊTS	1
1.2. LA FORESTERIE ET LA FORÊT BORÉALE QUÉBÉCOISE	2
1.3. CADRE DU PROJET DE RECHERCHE : IMPACTS À COURT TERME DES COUPES PARTIELLES SUR LA MÉSO-FAUNE	6
1.3.1. <i>Mise en contexte</i>	6
1.3.2. <i>Secteur d'étude</i>	9
1.4. OBJECTIFS DE L'ÉTUDE	10

CHAPITRE 2

EFFETS À COURT TERME DE LA COUPE PROGRESSIVE D'ENSEMENCEMENT SUR DES MAMMIFÈRES EN FORÊT BORÉALE, QUÉBEC	12
RÉSUMÉ	13
2.1. INTRODUCTION	14
2.2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	17
2.2.1. <i>Aire d'étude</i>	17
2.2.2. <i>Méthodes d'échantillonnage</i>	18
2.2.3. <i>Analyses statistiques</i>	22
2.3. RÉSULTATS	23
2.3.1. <i>Caractéristiques végétales</i>	23
2.3.2. <i>Abondance relative de lièvre et utilisation de l'habitat par le lièvre</i>	24
2.3.3. <i>Indice d'abondance d'écureuil roux</i>	27
2.3.4. <i>Pistage hivernal</i>	27
2.4. DISCUSSION	29
2.4.1. <i>Coupes partielles et utilisation de l'habitat par le lièvre</i>	30
2.4.2. <i>Utilisation des coupes partielles par les autres mammifères</i>	32
2.4.3. <i>Implications pour la gestion</i>	35

CHAPITRE 3

EFFETS À COURT TERME DE LA COUPE PARTIELLE APPLIQUÉE EN MOSAÏQUES SUR DES MAMMIFÈRES DE LA FORÊT BORÉALE ----- 39

RÉSUMÉ -----	41
3.1. INTRODUCTION -----	41
3.2. MATÉRIEL ET MÉTHODES -----	42
3.2.1. Aire d'étude -----	42
3.2.2. Méthodes d'échantillonnage -----	43
3.2.3. Analyses statistiques -----	47
3.3. RÉSULTATS -----	48
3.3.1. Caractéristiques végétales -----	48
3.3.2. Indices d'abondance de lièvre -----	50
3.3.3. Indice d'abondance d'écureuil roux -----	53
3.3.4. Pistage hivernal -----	53
3.4. DISCUSSION -----	55
3.4.1. Les mammifères dans les coupes partielles et la forêt résiduelle -----	55
3.4.2. Implications pour la gestion -----	59

CHAPITRE 4 CONCLUSION ----- 62

ANNEXE

ESTIMATION DE L'ABONDANCE RELATIVE DU LIÈVRE D'AMÉRIQUE : UN BIAS ENGENDRÉ PAR LA DÉGRADATION DES CROTTINS ----- 71

INTRODUCTION -----	71
MATÉRIEL ET MÉTHODES -----	73
Aire d'étude -----	73
Méthodes d'échantillonnage -----	74
Analyses statistiques -----	74
RÉSULTATS -----	75
DISCUSSION -----	77

RÉFÉRENCES ----- 80

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 2

Tableau 1. Description des variables végétales échantillonnées. -----	20
Tableau 2. Description des variables fauniques échantillonnées. -----	21
Tableau 3. Comparaison des caractéristiques d'habitat entre les sites traités par CPE et les sites contrôles. -----	24
Tableau 4. Résultats des régressions logistiques présentant les variables déterminant la présence de crottins de lièvre. -----	26
Tableau 5. Résultats des régressions logistiques présentant les variables déterminant la présence de brouet de lièvre. -----	26

CHAPITRE 3

Tableau 1. Description des variables végétales échantillonnées. -----	45
Tableau 2. Description des variables fauniques échantillonnées. -----	47
Tableau 3. Valeur moyenne \pm erreur-type pour les variables de végétation mesurées au printemps dans 5 types de forêt résiduelle. -----	49
Tableau 4. Comparaison et moyenne \pm erreur-type des variables de végétation entre les placettes ayant subies la coupe partielle ou non dans les MOT. -----	49
Tableau 5. Comparaison des indices d'abondance de lièvre entre les années 2002 et 2003 pour chaque milieu. -----	50
Tableau 6. Comparaison et moyenne \pm erreur-type des indices d'abondance de lièvre entre les placettes ayant subies ou non la coupe partielle. -----	51
Tableau 7. Comparaison et moyenne \pm erreur-type des indices d'abondance de lièvre entre les milieux pour chaque année. -----	52
Tableau 8. Comparaison et moyenne \pm erreur-type / 25m des indices d'abondance d'écureuil roux entre les sites traités. -----	53
Tableau 9. Comparaison du nombre de pistes entre les sites pour chaque espèce étudiée. ---	54

ANNEXE

Tableau 1. Taux de dégradation de crottins (%) sur différents types de substrat et dans différents degrés d'ouverture du milieu. -----	76
--	----

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 2

- Figure 1. Indices d'abondance (moyenne + erreur-type) de lièvre dans les sites traités par CPE et les sites contrôles. ----- 25
- Figure 2. Abondance (moyenne + erreur-type) des tas de débris d'alimentation d'écureuil roux entre les sites traités par CPE et les sites contrôles. ----- 28
- Figure 3. Abondance (moyenne + erreur-type) de pistes hivernales par 500m dans les sites traités par CPE et les sites contrôles. ----- 29

CHAPITRE 3

- Figure 1. Abondance (moyenne + erreur-type) de pistes hivernales par espèce entre des milieux forestiers et ouverts (CPRS).----- 54

ANNEXE

- Figure 1. Taux de dégradation annuel (moyenne + erreur-type) de crottins de lièvre en fonction des différents substrats. ----- 75
- Figure 2. Taux de dégradation annuel (moyenne + erreur-type) de crottins de lièvre en fonction des différents degrés d'ouverture de la canopée.----- 76

CHAPITRE 1

INTRODUCTION ET PROBLÉMATIQUE

1.1. AMÉNAGEMENT DURABLE DES FORÊTS

Le concept de gestion durable aurait été énoncé dès le début du siècle dernier. En effet, en 1915 la Commission Canadienne de la Conservation citait : « Chaque génération a droit aux intérêts sur le capital naturel, mais devrait léguer tout le principal à la génération suivante ». Mais cette idée n'a été clairement définie et mondialement reconnue qu'en 1987 avec la Commission Mondiale de l'Environnement et du Développement (CMED). La CMED (1987) a ainsi défini le développement durable comme « [...] un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs ». C'est en ce sens qu'ont été développées les premières lignes directrices pour la conservation de la diversité biologique. L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature et de ses ressources (UICN) a élaboré en 1980 une stratégie mondiale de la conservation en collaboration avec le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et le Fonds mondial pour la nature (WWF). Les objectifs de la stratégie sont le maintien des processus écologiques essentiels et des systèmes entretenant la vie, la préservation de la diversité génétique et l'utilisation durable des espèces et des écosystèmes pour que ceux-ci conservent leur intégrité, demeurent productifs et s'adaptent aux conditions changeantes. La nécessité de politiques de conservation vient d'un constat généralisé de la dégradation et de la perte des habitats et des espèces engendré par les activités anthropiques.

Ainsi l'exploitation forestière actuelle est responsable de la disparition des vieilles forêts vierges (Whitney 1994), tout comme la colonisation fut responsable de la disparition de nombreuses espèces indigènes et du changement de la composition de communautés animales et végétales (Whitney 1994, Norton 1996). En conséquence, il est plus que nécessaire d'adopter actuellement des politiques responsables et durables relativement à l'aménagement des forêts.

1.2. LA FORESTERIE ET LA FORÊT BORÉALE QUÉBÉCOISE

La forêt boréale canadienne couvre une superficie de plus d'un milliard d'hectares, ce qui représente 25 % des dernières grandes forêts vierges de la planète. Au Québec, la forêt boréale recouvre plus de 55 millions d'hectares. Les forêts subissent actuellement une forte pression pour la récolte de sa matière ligneuse pour fournir à la demande régionale, nationale et internationale (Norton 1996). Le Québec est la plus importante province productrice de pâtes, papier et carton au Canada, il représente 42 % de la production totale du pays, soit 3 % de la production mondiale (MRNFP 2004). De plus, 50 % de la production canadienne de sciage en ce qui a trait aux feuillus vient du Québec (MRNFP 2005). Actuellement, l'exploitation forestière au Québec est régie par la Loi sur les Forêts (Gouvernement du Québec 2002) sur les terres du domaine public. La principale pratique forestière en forêt boréale est la Coupe avec Protection de la Régénération et des Sols (CPRS) et la taille maximale des parterres de coupe en pessières est limitée à 50 ha sur 20 % des superficies traitées en CPRS, à moins de 100 ha sur 70 % des sites d'interventions et à moins de 150 ha sur la totalité des superficies coupées (article 74 – Gouvernement du Québec 2004). Les

séparateurs entre les parterres de coupe doivent être d'une largeur minimale de 60 m pour des coupes d'une superficie inférieure à 100 ha et de 100 m minimum pour des coupes de 100 à 150 ha (article 75 - Gouvernement du Québec 2004). Des alternatives à la dispersion des CPRS sont présentées dans le RNI, parmi celles-ci la coupe en mosaïque (article 79 - Gouvernement du Québec 2004) est la plus utilisée. Cette pratique de coupe en mosaïque consiste à effectuer une récolte en deux temps. Une première moitié de la parcelle est coupée par CPRS. La seconde moitié ne subit les interventions forestières que lorsque la régénération des superficies coupées adjacentes atteint une hauteur minimale de trois mètres. L'aire équivalente conservée doit être de superficie égale à la plus grande aire de coupe adjacente. En 2005, la coupe en mosaïque représente 60 % des coupes planifiées (article 79.8 - Gouvernement du Québec 2004). Ce système de sylviculture par coupe à blanc appliqué à grande échelle est actuellement reconnu comme étant en conflit avec le maintien des processus écologiques et de la conservation de la diversité biologique associée aux forêts matures et anciennes (Hunter 1999). En effet, de nombreuses études au Québec ont démontré les impacts le plus souvent négatifs de la coupe à blanc sur la faune associée à ce type de couvert (Courtois et Potvin 1994; Bérubé et Lévesque 1998; Dussault *et al.* 1998; Ferron *et al.* 1998; Potvin *et al.* 1999; Bélanger 2000; Drapeau *et al.* 2000; Potvin *et al.* 2000; Sansregret 2000; Turcotte *et al.* 2000; Bellefeuille *et al.* 2001; Imbeau *et al.* 2001; Bujold *et al.* 2002). Selon Hanski (1995), la forêt boréale n'est pas assez reconnue dans les directives de conservation actuelles.

La reconnaissance des problèmes de maintien de l'intégrité écologique a conduit au cours de la dernière décennie à une nouvelle approche en foresterie, à savoir la gestion

écosystémique des forêts ou foresterie écologique (Hunter 1999), où l'accent est mis sur le maintien des processus naturels. Selon ce paradigme, l'aménagement des écosystèmes forestiers doit se baser sur les limites historiques établies par les régimes de perturbations naturelles (Attiwill 1994; Bergeron et Harvey 1997; Hunter 1999; Mönkkönen 1999) pour fournir un mélange comparable de conditions d'habitats naturels. Le principal argument de ce concept est que les espèces natives des écosystèmes que l'on souhaite préserver, ont évoluées sous la contrainte des régimes de perturbations naturelles et s'y sont adaptées pour leur survie à long terme (Lorimer 2001). Ainsi la diversité biologique serait due à la variabilité d'habitats (Franklin 1993; Hunter 1999) qui découle de la diversité des perturbations qui génèrent des peuplements de diverses cohortes. Si l'on veut permettre une gestion écosystémique de nos forêts, il semble alors nécessaire d'utiliser un aménagement mixte, basé sur la diversification des pratiques sylvicoles dans le paysage (Bergeron et Harvey 1997; Bergeron *et al.* 1999; Bergeron et Drapeau 2001; Bergeron *et al.* 2001). Ces pratiques sylvicoles, ayant pour modèle les perturbations naturelles de la forêt, doivent permettre de conserver la composition et la structure des forêts naturelles à tous les stades de développement (Hunter 1999; Harvey *et al.* 2002). En effet en forêt boréale, les vieilles forêts et la biodiversité qui leur est associée se font de plus en plus rares (Hanski 1995). L'aménagement mixte se justifie par le fait qu'il existe de forts liens entre la structure forestière, les processus écologiques et la diversité biologique trouvée dans les écosystèmes forestiers naturels (Franklin *et al.* 1981).

Le Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec prévoit adopter l'utilisation de pratiques adaptées dans les plans généraux d'aménagement forestier de 2008-2013 (MRNFP 2003). Il considère que certaines pratiques sylvicoles (e.g. coupe

progressive d'ensemencement, coupe de jardinage, etc.) sont adaptées au maintien d'attributs essentiels des forêts mûres et surannées et permettent un retour plus rapide à ces stades de développement (MRNFP 2003). Les proportions préconisées sont de l'ordre de 5 à 11 % du territoire selon des sous-domaines bioclimatiques (MRNFP 2003). Ainsi nous observons une prise de conscience des autorités en matière de gestion des forêts et la mise en place de nouveaux objectifs dans la foresterie québécoise (MRNFP 2003, Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise 2004). Cependant, Frumhoff (1998) fait état du fait qu'il est encore difficile de motiver les compagnies forestières à adopter des méthodes d'exploitation durable.

Actuellement, l'exploitation forestière au Québec tend à faire disparaître les forêts dépassant l'âge de récolte, c'est à dire les forêts mûres et surannées. Or, selon la dynamique naturelle de la forêt boréale, ces forêts devraient représenter entre 50 et 70 % du territoire (MRNFP 2003). Depuis quelques années, la remise en question de la gestion de la forêt au Québec a encouragé les scientifiques à chercher de meilleures stratégies de récolte qui permettraient de mieux maintenir la biodiversité. Cependant, tout comme la conservation se doit d'être basée sur des évidences (Sutherland *et al.* 2004), les décisions prises pour gérer les forêts doivent reposer sur des faits. «We cannot predict the outcome of every human action, but we can use our knowledge of environmental change in the past to create a better future – a future that respects the land and its ecological constraints» (Whitney 1994).

Ainsi le présent projet a été initié en vue d'évaluer la validité de nouvelles méthodes sylvicoles en terme de maintien d'une partie de l'intégrité écologique.

1.3. CADRE DU PROJET DE RECHERCHE : IMPACTS À COURT TERME DES COUPES PARTIELLES SUR LA FAUNE

1.3.1 Mise en contexte

Un programme de recherche visant à évaluer l'efficacité économique et écologique des coupes partielles en forêt boréale québécoise, comme une des solutions alternatives aux CPRS a été initié en 2001. Ce projet a été entrepris par la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, en collaboration avec l'Université du Québec à Rimouski, l'Université Laval, le Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec et les industries forestières : Abitibi-Consolidated, Norbord et Tembec.

Les coupes partielles sont des traitements sylvicoles proposés afin de préserver la composition et la structure inéquienne des forêts surannées et anciennes (Harvey *et al.* 2002). L'application de telles pratiques permettrait le maintien dans les parterres de coupe des attributs écologiques caractéristiques de ces forêts (Franklin *et al.* 1997) : chicots, gros débris ligneux, arbres à valeur faunique et étagement de la végétation. La coupe partielle favorise aussi le développement de la régénération (Smith *et al.* 1997), la réduction de l'élévation du niveau de la nappe phréatique après coupe (Pothier *et al.* 2003) et l'assimilation du carbone par l'écosystème (Lee *et al.* 2002). La réduction du nombre d'arbres dans le site permettrait aux arbres restant d'atteindre une taille marchande plus rapidement et laisserait plus d'espace entre ceux-ci pour l'extraction des troncs durant les prochaines coupes partielles (Smith *et al.* 1997). Au Québec, le Manuel de Foresterie (Ordre des ingénieurs forestiers 1996) définit quelques pratiques de coupe partielle en peuplement mature: les coupes progressives, les coupes de régénération par arbres semenciers et les coupes de jardinage. Toutefois,

l'application de ces diverses pratiques vise rarement l'obtention d'un peuplement inéquien. De plus, il n'existe actuellement aucune norme d'application quant à la superficie et à la répartition spatiale des coupes partielles dans le Règlement sur les Normes d'Interventions dans les forêts du domaine de l'état (Gouvernement du Québec 2004).

Les principaux objectifs de ce projet multidisciplinaire sont de : 1) développer et expérimenter des modalités de récolte pour des pratiques sylvicoles de coupes partielles; 2) évaluer les aspects opérationnels et les effets sur la structure des peuplements; 3) évaluer les effets de ces pratiques sur la diversité biologique en utilisant certaines espèces fauniques indicatrices. Les espèces visées par l'objectif 3 de ce projet sont les passereaux, le tétras du Canada (*Falci pennis canadensis*), la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*), l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*), le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) et quelque-uns de leurs prédateurs terrestres : la martre d'Amérique (*Martes americana*), le renard roux (*Vulpes vulpes*) et les petits mustélidés (*Mustela spp.*).

Le présent mémoire présente une étude qui s'insère dans ce troisième objectif sur les coupes partielles. De façon plus spécifique, notre étude vise à évaluer l'impact à court terme de deux types particuliers de coupe partielle, sur le lièvre d'Amérique, l'écureuil roux et leurs prédateurs terrestres. Le lièvre d'Amérique a été choisi de par sa position clef dans la chaîne alimentaire en forêt boréale (Krebs *et al.* 1996, 1999) et ses particularités démographiques. Le lièvre peut en effet avoir un impact important sur le comportement et l'abondance de ses prédateurs (Boutin *et al.* 1995; Krebs *et al.* 1996; O'Donoghue *et al.* 1998a, 1998b; Patterson *et al.* 1998; Ruesink *et al.* 2002), ainsi que sur la végétation dont il se nourrit (Dlott et Turkington 2000). Il s'agit de plus d'une espèce couramment chassée et colletée. Quant à

l'écureuil roux, c'est un rongeur granivore fortement lié à la forêt résineuse (Smith 1968) jouant aussi un rôle écologique important dans la chaîne trophique en forêt boréale (Boutin *et al.* 1995; Krebs *et al.* 1999). La majorité des prédateurs de ces deux espèces sont des animaux à fourrure faisant l'objet d'une exploitation (lynx (*Lynx canadensis*), martre (*Martes americana*), renard (*Vulpes vulpes*), ...); ils présentent donc un intérêt écologique et économique. Les coupes partielles étant peu employées en forêt boréale au Québec, nous avons étudié une coupe partielle dont l'application est déjà décrite par le Manuel de Foresterie (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec 1996) : la Coupe Progressive d'Ensemencement (CPE), et une Coupe Partielle appliquée de façon expérimentale dans les blocs résiduels selon un patron de coupe en Mosaïque (CPMO). Chaque type de coupe partielle correspond à un chapitre du présent mémoire. La CPE est caractérisée par une ouverture progressive du peuplement par une succession de coupes : une coupe partielle d'ensemencement, des coupes partielles secondaires (facultatif) et une coupe définitive (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec 1996). Ce type de coupe est recommandé pour favoriser l'établissement et le développement sous couvert de la régénération. La CPMO est quant à elle une coupe partielle réalisée dans des aires résiduelles équivalentes à celles de CPRS adjacentes réalisées selon un patron de dispersion de coupes en mosaïque et cela avant que la régénération des parterres de coupe adjacents ait atteint 3 m de hauteur.

Les résultats obtenus permettront de valider l'application de pratiques sylvicoles adaptées afin de les inclure dans les prochains plans d'aménagement forestier quinquennaux en fonction des objectifs souhaités de maintien de la biodiversité.

1.3.2. Secteur d'étude

L'étude s'est déroulée de mai 2002 à juin 2003 dans la pessière noire à mousse de l'Ouest du Québec (Thibault et Hotte 1985) entre les villes de Matagami, Lebel-sur-Quévillon et Waswanipi (latitude 49° et longitude 77°) (Fig. 1). La forêt y est majoritairement composée d'épinette noire (*Picea mariana*), de sapin baumier (*Abies balsamea*), de pin gris (*Pinus banksiana*), de bouleau blanc (*Betula papyrifera*) et de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*).

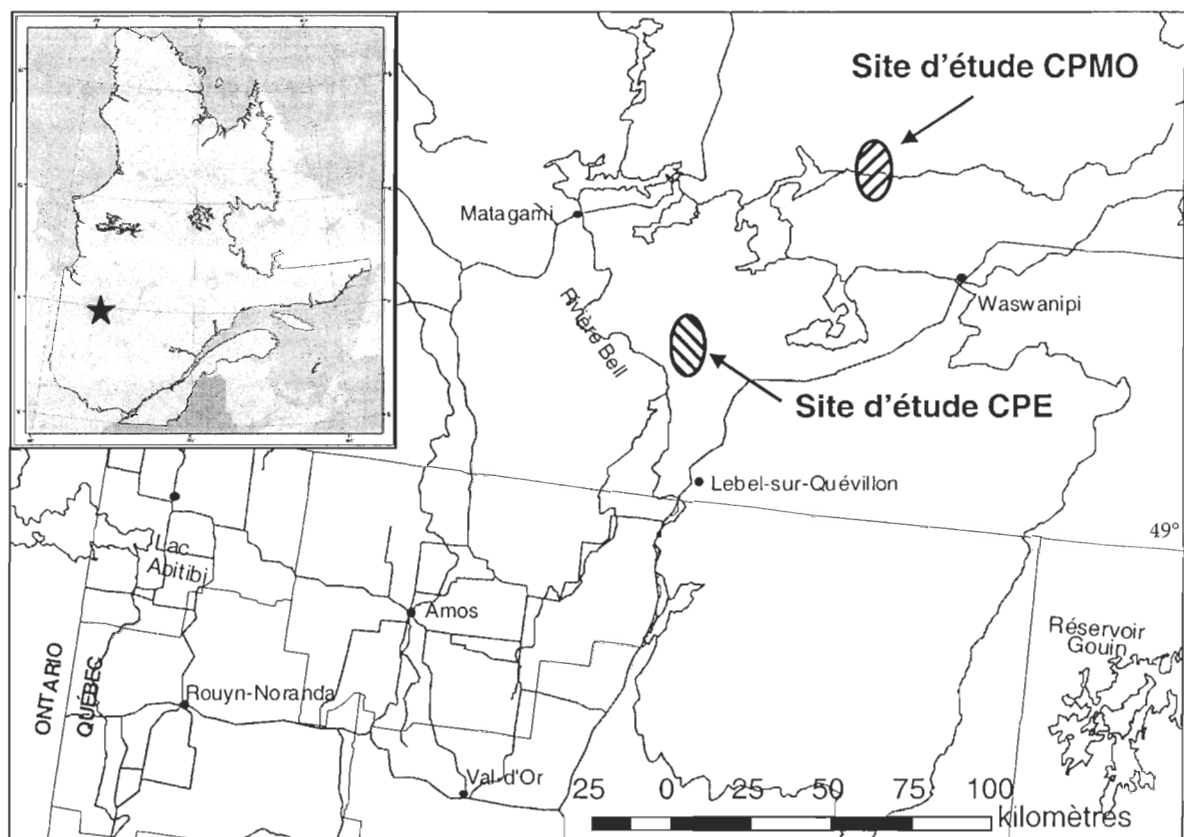


Figure 1. Localisation du secteur d'étude

1.4. OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

Tel que mentionné précédemment, l'objectif général de la présente étude est de faire une première évaluation au Québec des effets à court terme de la coupe partielle sur certaines espèces fauniques de la forêt boréale.

De plus, les objectifs spécifiques relatifs aux CPE de la présente étude visent à (1) comparer les abondances et la fréquentation du lièvre d'Amérique entre des CPE et des milieux non perturbés, grâce au décompte de crottins, de brouts et au pistage hivernal; (2) comparer les abondances et la fréquentation de l'écureuil roux entre des CPE et des milieux non perturbés, grâce au décompte de tas de débris d'alimentation et au pistage hivernal; (3) comparer la fréquentation de certains prédateurs terrestres entre des CPE et des milieux non perturbés, grâce au pistage hivernal; (4) comprendre la distribution spatiale du lièvre dans les deux types de forêt étudiés en fonction des variables de végétation.

Dans la partie relative aux CPMO, nous voulons (1) évaluer, par décompte de crottins et de brouts, les effets de la coupe partielle en mosaïque sur le lièvre d'Amérique par une comparaison avant/après coupe; (2) comparer les abondances et la fréquentation du lièvre d'Amérique entre différents types de forêts résiduelles (coupes partielles, séparateurs, blocs mosaïque résiduels, forêt intacte), grâce au décompte de crottins et de brouts, ainsi que par pistage hivernal; (3) comparer les abondances et la fréquentation de l'écureuil roux entre ces différents types de forêts résiduelles, grâce au décompte de tas de débris d'alimentation et au pistage hivernal; (4) comparer la fréquentation de certains prédateurs terrestres entre les différents types de forêts résiduelles, grâce au pistage hivernal.

CHAPITRE 2

EFFETS À COURT TERME DE LA COUPE PROGRESSIVE D'ENSEMENCEMENT SUR DES MAMMIFÈRES EN FORÊT BORÉALE, QUÉBEC

Valois¹, S.M.D., J. Ferron¹ et L. Imbeau².

¹ Groupe de recherche BioNord, Département de biologie, de chimie et des sciences de la santé, Université du Québec à Rimouski, 300 Allée des Ursulines, Rimouski, Qc, G5L 3A1, Canada

² Département des sciences appliquées, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 Boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Qc, J9X 5E4, Canada.

Ce chapitre servira à produire un article scientifique qui sera soumis à une revue pour publication.

RÉSUMÉ

Nous avons étudié les effets à court terme de la coupe progressive d'ensemencement sur certains mammifères en forêt boréale dans la région Nord-Ouest du Québec. Des inventaires de pistes de mammifères ont été réalisés à l'hiver 2003. Nous avons également effectué, au printemps 2003, des décomptes de crottins et de brouts de lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) et un inventaire des sites d'alimentation de l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*). L'abondance de pistes de martre (*Martes americana*), d'écureuil, de petits mustélidés (*Mustela spp.*) et de renard roux (*Vulpes vulpes*) dans les coupes partielles était semblable à celle des peuplements non perturbés. D'autre part, les sites d'alimentation d'écureuil, bien que plus nombreux dans les témoins, n'ont pas une abondance statistiquement différente entre les sites. Toutefois, l'abondance de pistes de lièvre était significativement inférieure dans les peuplements traités. Les décomptes de crottins et de brouit suivaient le même patron. Une plus faible abondance de lièvre est reliée à la réduction du couvert vertical et latéral par la coupe. Un habitat optimal pour le lièvre en forêt boréale devrait fournir un fort couvert résineux de protection et des tiges ligneuses feuillues servant de nourriture hivernale et d'abri estival. Le lièvre évite les milieux où l'obstruction latérale est $< 50 \%$ et le couvert vertical $< 30 \%$, et où la surface terrière en résineux est $< 12 \text{ m}^2 / \text{ha}$. En conséquence, nos résultats suggèrent que la coupe progressive d'ensemencement a un impact négatif à court terme sur le lièvre d'Amérique, mais que cette méthode de récolte semble atténuer l'impact des coupes sur les autres mammifères étudiés.

2.1. INTRODUCTION

La demande mondiale croissante en matière ligneuse a encouragé les industriels forestiers à augmenter les pressions sur les forêts. Dans un but d'améliorer le rendement, les pratiques extensives sur de grandes superficies et les pratiques intensives (plantations, éclaircies, ...) se sont généralisées. Il est actuellement reconnu que de tels systèmes de sylviculture sont souvent en conflit avec le maintien des processus écologiques et de la conservation de la diversité biologique (Hunter 1999). Au Québec, plusieurs études ont ainsi traité de l'impact négatif de cette foresterie sur l'intégrité écologique de la forêt boréale, en particulier de la faune (e.g. : Bélanger 2000; Bellefeuille *et al.* 2001; Bérubé et Lévesque 1998; Coté et Ferron 2001; Courtois et Potvin 1994; Drapeau *et al.* 2000; Dussault *et al.* 1998; Ferron *et al.* 1998; Imbeau *et al.* 2001; Potvin *et al.* 1999, 2000; Sansregret 2000; Turcotte *et al.* 2000; Potvin *et al.* 2004).

La reconnaissance des problèmes de maintien de l'intégrité écologique a conduit au cours de la dernière décennie à une nouvelle approche en foresterie, à savoir la gestion écosystémique des forêts (Hunter 1999). Contrairement aux pratiques traditionnelles, l'accent est alors mis sur l'imitation et le maintien des processus naturels. L'aménagement des écosystèmes forestiers doit se baser sur les limites historiques établies par les régimes de perturbations naturelles (Attiwill 1994, Bergeron et Harvey 1997, Hunter 1999). Le principal argument de ce concept est que les espèces natives des écosystèmes que l'on souhaite voir préservées, ont évoluées sous la contrainte des régimes de perturbations naturelles et y sont adaptées. Il semble alors nécessaire d'utiliser un aménagement mixte, basé sur la diversification des pratiques sylvicoles dans le paysage (Bergeron et Drapeau 2001, Bergeron

et Harvey 1997, Bergeron *et al.* 1999, 2001), si l'on veut permettre une gestion écosystémique de nos forêts. Ces pratiques sylvicoles ayant pour modèle les perturbations naturelles, et leur répartition, doivent permettre de conserver la composition et la structure des forêts naturelles (Hunter 1999, Harvey *et al.* 2002).

Certains traitements sylvicoles, dont la coupe partielle, ont été proposés afin de recréer et préserver la composition et la structure inéquienne des forêts surannées et anciennes (Harvey *et al.* 2002). L'application de telles pratiques permettrait le maintien dans les parterres de coupe des attributs écologiques caractéristiques de ces forêts (Franklin *et al.* 1997) : chicots, gros débris ligneux, arbres à valeur faunique et étagement de la végétation. Bien que la coupe partielle soit employée depuis de nombreuses années dans divers endroits (ex.: Alaska (Wurtz et Zasada 2001), Colombie-Britannique (Government of British Columbia 1995), Maine (Maine Forest Service 1998)), cette pratique reste peu courante en forêt boréale au Québec, où son application s'avère presque uniquement expérimentale en forêt publique ou limitée à quelques forêts privées. Toutefois, le Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs prévoit adopter l'utilisation de la coupe partielle dans les plans généraux d'aménagement forestier de 2008-2013 (MRNFP 2003). La coupe partielle est en fait un terme générique utilisé pour désigner différents types de pratiques de récolte partielle.

La présente étude vise à évaluer l'impact à court terme d'un type particulier de coupe partielle, à savoir la coupe progressive d'ensemencement (CPE), sur le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) et quelques uns de leurs prédateurs terrestres : la martre d'Amérique (*Martes americana*), le renard roux (*Vulpes*

vulpes) et les petits mustélidés (*Mustela spp.*). Le lièvre d'Amérique a été choisi de par sa position clef dans la chaîne alimentaire en forêt boréale (Krebs *et al.* 1996, 1999, 2001) et ses particularités démographiques. Le lièvre peut en effet avoir un impact important sur le comportement et l'abondance de ses prédateurs (Boutin *et al.* 1995, Krebs *et al.* 1996, O'Donoghue *et al.* 1998ab, Patterson *et al.* 1998, Ruesink *et al.* 2002), ainsi que sur la végétation dont il se nourrit (Dlott et Turkington 2000). Il s'agit de plus d'une espèce couramment chassée et colletée. Quant à l'écureuil roux, c'est un rongeur granivore fortement lié à la forêt résineuse (Smith 1968) jouant aussi un rôle écologique important dans la chaîne trophique en forêt boréale (Boutin *et al.* 1995, Krebs *et al.* 1999). La majorité des prédateurs de ces deux espèces sont des animaux à fourrure faisant l'objet d'une exploitation (lynx (*Lynx canadensis*), martre (*Martes americana*), renard (*Vulpes vulpes*), ...); ils présentent donc un intérêt écologique et économique. La CPE est caractérisée par une ouverture progressive du peuplement par une succession de coupes : une coupe partielle d'ensemencement, des coupes partielles secondaires (facultatifs) et une coupe définitive (Ordre des ingénieurs forestiers 1996). Ce type de coupe est recommandé pour favoriser l'établissement et le développement sous couvert de la régénération. Nous ne nous intéressons ici qu'à l'effet de la première coupe. Notre hypothèse est que la coupe partielle permet le maintien de la faune rencontrée en forêt mature. Toutefois, nous présageons qu'à court terme, la CPE modifiera les caractéristiques végétales d'habitat, notamment en réduisant les couverts latéral et vertical. Le lièvre, dépendant du couvert (Wolff 1980, Wolfe *et al.* 1982, O'Donoghue 1983, Pietz et Tester 1983, Litvaitis *et al.* 1985, Ferron *et al.* 1996, Hodges 2000), devrait répondre négativement à la coupe partielle, tel qu'observé dans

d'autres études (Monthey 1986, Fuller et Harrison 2000). La martre devrait être moins présente dans les CPE de part la réduction de la complexité structurale verticale et la réduction prédite d'abondance de lièvre dans les CPE (Fuller et Harrison 2000). L'écureuil roux ne devrait pas être affecté par la réduction du couvert vertical, étant un mammifère considéré comme ubiquiste et généraliste (Rusch et Reeder 1978, Bayne et Hobson 2000, Potvin *et al.* 2001). Finalement, la CPE ne devrait avoir que peu d'influence sur les petits mustélidés, pour qui la sélection d'habitat se fait en fonction de sa disponibilité (St-Pierre 2003), et sur le renard roux, souvent considéré comme généraliste et opportuniste.

2.2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.2.1. Aire d'étude

Cette étude a été menée de janvier à juin 2003, au nord de la ville de Lebel-sur-Quévillon, Québec (49°20'N, 77°03'O). L'aire d'étude est typique du domaine de la pessière noire à mousses de l'Ouest du Québec (Thibault et Hotte 1985). Les sites étudiés sont situés dans des peuplements résineux matures âgés de 50 à 90 ans. Nous avons évalué que les essences arborescentes dominantes sont l'épinette noire (*Picea mariana*) (de 35 à 81% du nombre d'arbres par hectare) et le pin gris (*Pinus banksiana*) (de 10 à 55%). Les essences arbustives les plus communes sont l'aulne (*Alnus* spp.) (26% d'occurrence), le gadelier (*Ribes* spp.) (11% d'occurrence) et le framboisier (*Rubus* spp.) (4% d'occurrence). En tout 12 sites ont été utilisés dans le cadre de cette étude (6 répliqués dans chaque type de milieu, à savoir les sites traités par coupe progressive d'ensemencement et les sites résineux témoins). Les CPE étant peu pratiquées par les compagnies forestières, peu de sites étaient disponibles

et tous les sites sont situés dans un rayon de 15 km. Ces CPE ont été exécutées par la compagnie Abitibi-Consolidated de 1 à 3 ans avant notre étude et avaient de 45 à 105 ha de superficie. Environ 50 % de la surface terrière avait été récoltée. Les sites témoins sont des peuplements d'âge et de composition comparable dont la superficie variait de 55 à 170 ha.

2.2.2. Méthodes d'échantillonnage

Nous avons mesuré certaines caractéristiques végétales de l'habitat, ainsi que l'abondance et l'utilisation de l'habitat par certaines espèces fauniques afin d'évaluer les différences engendrées par ce traitement sylvicole sur la faune. Les mesures de structure et de composition de la végétation sont : les couverts latéral et vertical, la surface terrière, l'occurrence d'arbustes et le recouvrement par les éricacées. Les variables retenues pour quantifier l'utilisation de la forêt résiduelle par les mammifères étudiés et leur abondance sont : le décompte de crottins de lièvre, la présence de brouet effectué par le lièvre, le nombre de tas de débris d'alimentation d'écureuil roux et un inventaire hivernal des pistes de mammifères. Dans chaque site, 16 placettes circulaires de 1 mètre de rayon (i.e. 3,14 m²) ont été disposées à 100 m les unes des autres selon une grille orthogonale. Les variables de couverts, de brouet et de crottins ont été mesurées au niveau de ces placettes. Une virée permanente de 500 m de longueur a été disposée dans chaque site, de façon perpendiculaire aux chemins de coupe. Ces virées ont servi pour l'inventaire hivernal de pistes et le décompte de tas de débris d'alimentation d'écureuil. Les placettes et virées ont toutes été placées à plus de 50 m de la lisière des sites étudiés pour limiter l'effet de bordure.

L'inventaire de végétation fut réalisé au printemps 2003, après la fonte de la neige et avant la reprise de la croissance de la végétation, pour obtenir une mesure du couvert pendant des conditions hivernales. Chaque variable est décrite dans le tableau 1. Le couvert latéral a été mesuré à l'aide d'une planche à profil de végétation (DeVos et Mosby 1971; Nudds 1977; Ferron *et al.* 1996) de 30 cm x 2 m, placée à 15 m de chaque placette, avec deux observations dans une direction Nord-Sud. Le couvert vertical a été estimé par la présence ou l'absence de couvert arbustif ($2\text{ m} < x < 5\text{ m}$ de hauteur) et arborescent ($> 5\text{ m}$ de hauteur) (Mueller-Dombois et Ellenberg 1974; Higgins *et al.* 1994; Coté et Ferron 2001; Potvin *et al.* 2001). Deux (2) mesures d'interception avec le couvert ont été prises, à tous les 3 m, sur deux virées de 15 m situées de part et d'autre de chaque placettes (Potvin *et al.* 2004). Nous avons estimé à partir du centre de chaque placette la surface terrière pour chaque essence (DHP $> 10\text{ cm}$) à l'aide d'un prisme de facteur 2 (Ferron *et al.* 1996). Les éricacées ont aussi été prises en compte dans l'inventaire, car elles sont fortement présentes dans les pessières matures du site d'étude, et elles sont parfois utilisées par le lièvre à des fins d'alimentation (Cusson *et al.*, 2001; MacCracken *et al.*, 1988). Leur évaluation repose sur une estimation visuelle du pourcentage de recouvrement des placettes pour chaque essence d'éricacée. L'occurrence des essences arbustives ligneuses fut réalisée par un inventaire d'absence/présence de tiges ligneuses présentes entre 0 et 2 m sur chaque placette (dérivé de Potvin 1995).

Tableau 1. Description des variables végétales échantillonnées.

Variable	Description
COUVL	couvert latéral (moyenne du % d'obstruction par la végétation dans chacune des quatre classes de hauteur : 0-0.5m, 0.5-1.0m, 1-1.5m, 1.5-2m)
COUVVI	couvert vertical arbustif (moyenne du % des points d'obstruction où il y avait présence de végétation entre 2-5m)
COUVVS	couvert vertical arborescent (moyenne du % des points d'obstruction où il y avait présence de végétation >5m)
STT	surface terrière totale en arbres vivants (m ² /ha)
STC	surface terrière en chicot (m ² /ha)
STDEC	surface terrière en décidus (m ² /ha)
STRES	surface terrière en résineux (m ² /ha)
STEPN	surface terrière en épinette noire (m ² /ha)
STP	surface terrière en pin gris (m ² /ha)
STS	surface terrière en sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>) (m ² /ha)
STB	surface terrière en bouleau à papier (<i>Betula papyrifera</i>) (m ² /ha)
STPFT	surface terrière en peuplier faux-tremble (<i>Populus tremuloides</i>) (m ² /ha)
KALMIA	recouvrement par le kalmia (<i>Kalmia angustifolia</i>) (%)
LEDON	recouvrement par le lédon du Groenland (<i>Ledum groenlandicum</i>) (%)
VACC	recouvrement par le vaccinium (<i>Vaccinium spp.</i>) (%)
RESIN	occurrence d'arbustes résineux (%)
FEUIL	occurrence d'arbustes feuillus (%)

Nous avons utilisé des indices d'abondance (Tableau 2) pour déterminer les densités relatives de lièvres. Le dénombrement de crottins de lièvre a été effectué sur les 192 placettes circulaires (Ferron *et al.* 1996, McKelvey *et al.* 2002, Murray *et al.* 2002) de 1m de rayon. L'inventaire a été effectué en mai-juin, soit après la fonte des neiges et avant la reprise de la croissance de la végétation (Ferron et Ouellet 1992; Ferron *et al.* 1996). L'estimation de l'utilisation des essences ligneuses arbustives (bouleau, noisetier, ...) par le lièvre a été réalisée par un inventaire d'absence/présence de tiges ligneuses broutées entre 0 et 2 m sur chaque placette (adapté de Potvin 1995).

Tableau 2. Description des variables fauniques échantillonnées.

Variable	Description
CROT	nombre de crottins de lièvre par placette
CROTOC	occurrence de placettes avec présence de crottins de lièvre (%)
BROUTS	occurrence de placettes avec présence de brouts de lièvre (%)
1 cône	nombre moyen de tas de débris d'alimentation (1 cône) d'écureuil par 25 m
>1 cône	nombre moyen de tas de débris d'alimentation (> 1 cône) d'écureuil par 25 m
L1	nombre de pistes simples de lièvre par 500 m
L2	nombre de pistes doubles de lièvre par 500 m
L3	nombre de pistes multiples de lièvre par 500 m
L123	Indice global de pistes de lièvre par 500 m = $L1+(2 \times L2)+(3 \times L3)$
M	nombre de pistes de martre par 500 m
E1	nombre de pistes simples d'écureuil par 500 m
E2	nombre de pistes doubles d'écureuil par 500 m
B	nombre de pistes de petits mustélidés (hermine, belette pygmée) par 500 m
R	nombre de pistes de renard par 500 m

Un tas de débris d'alimentation d'écureuil est le résultat de l'accumulation sur une même aire de nourrissage d'écailles de cônes consommées par l'écureuil roux. C'est un indice indirect de l'abondance de l'écureuil roux (Smith 1968; Mattson et Reinhart 1996; MELP 1998; Côté et Ferron 2001) et de l'utilisation du milieu par celui-ci. Le relevé des débris d'alimentation a été effectué au printemps 2003 sur quatre sections des 12 virées installées. Les sections faisaient 25 m de longueur et étaient espacées de 25 m. Tous les tas de débris d'alimentation d'écureuil situés dans une bande de 2 m de largeur de part et d'autre de la virée ont été notés et répartis (Tableau 2) en deux classes d'accumulation : un cône et plus d'un cône (accumulation au cours du temps de débris de cônes).

Le nombre de pistes hivernales est fortement corrélé à la densité réelle pour les espèces que nous étudions (Thompson *et al.* 1989). Le relevé hivernal des pistes fut effectué sur une virée de 500 m installée dans chacun des sites étudiés. Un à trois relevés furent effectués entre janvier et mars 2003. Toutefois tous les sites ne purent être visités, fait que nous avons

pris en compte dans l'analyse statistique. Les relevés de pistes ont été réalisés après une période minimale de 36 heures suivant une chute de neige suffisamment abondante pour couvrir les anciennes pistes (Potvin *et al.* 2001). Toute piste faunique postérieure à la dernière chute de neige fut notée pour autant qu'elle soit dans une distance inférieure à un mètre de part et d'autre de la virée. L'espèce est identifiée pour chaque piste rencontrée lors de l'inventaire (Tableau 2). Les indices d'abondances ont été pondérés en fonction du nombre de journées écoulées depuis la dernière neige pour standardiser les données (Thompson *et al.* 1989, Potvin *et al.* 2001).

2.2.3. Analyses statistiques

Les analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel Systat 10.2 et le seuil de signification a été fixé à 0,05. Dans toutes nos analyses, nous n'avons utilisé que les variables dont l'occurrence était supérieure à 5%. Nos variables étant non normales et comptant beaucoup de valeurs nulles, nous avons utilisé une méthode d'analyse statistique non-paramétrique: le test de Mann-Whitney (Quinn et Keough 2002). Cela permet d'examiner les différences entre les coupes partielles et les forêts intactes au niveau : (1) des données de végétation; (2) de la présence et du nombre de crottins de lièvre; (3) de la présence de brouts de lièvre; (4) du nombre de tas de débris d'alimentation d'écureuil et (5) du nombre de pistes relevées par espèces. Avec les variables binaires d'absence/présence de crottins et de brouts de lièvre, nous avons utilisé la méthode exacte de Fisher (Sokal et Rolf 1995). Pour comparer l'abondance des pistes fauniques entre les sites, nous avons utilisé l'approche de Conover et associé un poids à l'analyse en fonction du nombre de périodes d'inventaire de chaque virée.

L'approche de Conover consiste en une analyse de variance sur les rangs des données (Conover 1980). Nous avons utilisé les indices fauniques sous forme binaire (absence/présence) et employé des régressions logistiques par étapes (Quinn et Keough 2002) pour associer la présence de crottins et de brouts de lièvre aux différentes variables de végétation. Nous avons standardisé (centré-réduit) nos variables prédictives pour qu'elles aient le même poids face à la variable dépendante (Quinn et Keough 2002). Le choix des variables s'est effectué a posteriori afin de maximiser le Rho^2 de MacFadden et éliminer les variables fortement corrélées entre elles.

2.3. RÉSULTATS

2.3.1. *Caractéristiques végétales*

Le couvert végétal est fortement influencé par la coupe partielle. Douze (12) des dix-sept (17) variables de couvert sont significativement différentes entre les sites (Tableau 3). L'influence de la CPE est particulièrement importante au niveau du couvert arborescent ; le couvert vertical et la surface terrière étant inférieurs dans les CPE comparativement à des sites n'ayant pas subi la coupe partielle (Tableau 3). La coupe partielle affecte peu le couvert arbustif, l'occurrence d'arbustes est équivalente dans les CPE et les sites témoins. Toutefois le couvert latéral est inférieur de 10 % dans les CPE (Tableau 3). La surface terrière en chicot est équivalente entre les sites. Nous remarquons aussi que le couvert arborescent feuillu est très faible en forêt boréale mature (6 % du nombre d'arbres dans les sites témoins et 2 % dans les CPE).

Tableau 3. Comparaison des caractéristiques d'habitat entre les sites traités par CPE et les sites contrôles.

Variable *	Variable Auxiliaire	P	CPE ^a	Peuplement résineux contrôle ^a
COUVL	3254.0 ^b	< 0.001	57,5 (1,9)	67,0 (2,0)
COUVVI	2488.0 ^b	< 0.001	20,5 (1,3)	32,2 (1,6)
COUVVS	1210.0 ^b	< 0.001	28,3 (1,4)	54,0 (1,9)
STT	1248.5 ^b	< 0.001	15,7 (0,8)	31,2 (1,2)
STC	3922,5 ^b	0,112	3,6 (0,3)	5,1 (0,5)
STDEC	3071.0 ^b	< 0.001	0,6 (0,3)	2,9 (0,6)
STRES	1723.0 ^b	< 0.001	15,1 (0,8)	28,3 (1,3)
STEPN	1637.5 ^b	< 0.001	9,3 (0,6)	18,9 (1,0)
STP	3509.0 ^b	0.007	5,5 (0,6)	8,9 (0,8)
STS	4181.0 ^b	0.078	0,3 (0,1)	0,5 (0,1)
STB	4023.0 ^b	0.011	0,1 (0,1)	0,7 (0,2)
STPFT	3490.5 ^b	< 0.001	0,5 (0,3)	2,2 (0,5)
KALMIA	5489.5 ^b	0.013	25,7 (3,2)	14,4 (2,5)
LÉDON	3929.5 ^b	0.005	3,2 (1,4)	9,2 (2,1)
VACC	5178.5 ^b	0.108	19,5 (2,6)	12,3 (1,9)
RESIN	^c	0,923	42,0 (6,0)	41,2 (5,5)
FEUIL	^c	0,637	23,2 (5,1)	20,0 (4,5)

* Définition des variables au Tableau 1

^a Moyenne (Erreur-type)

^b Test de Mann-Whitney

^c Test de Khi-carré

2.3.2. Abondance relative de lièvre et utilisation de l'habitat par le lièvre

Le nombre de crottins de lièvre par placette, l'occurrence de crottins et de brouts dans les sites contrôles sont significativement plus importants que dans les CPE (Figure 1). L'abondance de crottins est presque 5 fois plus importante dans les sites non perturbés que dans les CPE. De même, on retrouve une occurrence de brouit 10 fois plus importante dans les sites non perturbés.

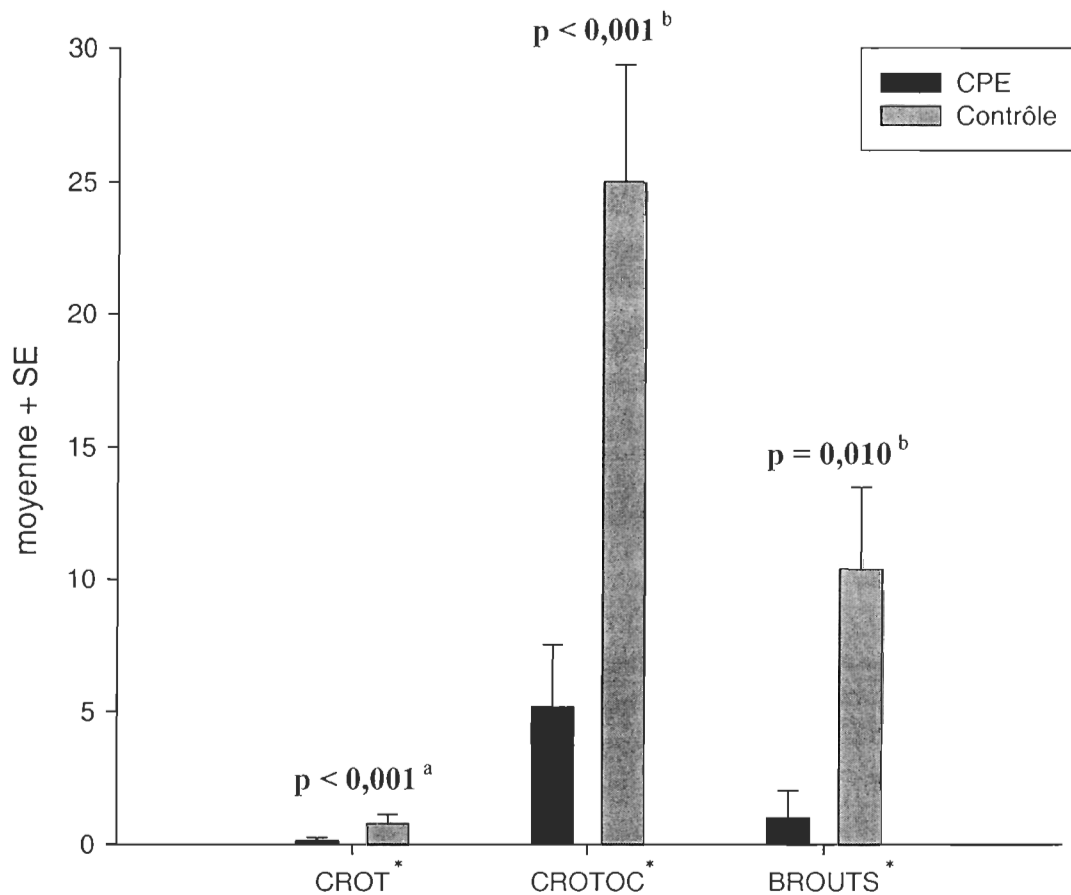


Figure 1. Indices d'abondance (moyenne + erreur-type) de lièvre dans les sites traités par CPE et les sites contrôles. ^a Test de Mann-Whitney. ^b Méthode exacte de Fisher. * Définition des variables au Tableau 2.

Il ressort des régressions logistiques que dans les sites contrôles et d'une manière générale, le couvert latéral et vertical (< 5 m) ainsi que la surface terrière en résineux sont positivement corrélés à la présence de crottins de lièvre sur les placettes (Tableau 4). Le lièvre sélectionne des milieux offrant une obstruction latérale plus dense ($76,0\% \pm 2,7$) ($F=13,85$; $p<0,001$) que ce qui est disponible ($67,0\% \pm 2,0$), ainsi qu'un couvert vertical (2–5 m) plus important : ($41,7\% \pm 3,0$) que ce qui est disponible ($32,2\% \pm 1,6$) ($F=12,36$;

Tableau 4. Résultats des régressions logistiques présentant les variables déterminant la présence de crottins de lièvre.

variable	CPE		Peuplement résineux contrôle		Tous les sites	
	Estimé (S.E.)	p	Estimé (S.E.)	p	Estimé (S.E.)	p
constante	-4,366 (0,979)	<0,001	-1,535 (0,346)	<0,001	-2,650 (0,380)	<0,001
COUWL	-	-	0,896 (0,420)	0,033	0,733 (0,343)	0,033
COUVVI	-	-	0,931 (0,307)	0,002	1,022 (0,255)	<0,001
COUVVS	1,485 (0,537)	0,006	-	-	-	-
STC	0,946 (0,484)	0,051	-	-	-	-
STRES	-	-	0,919 (0,315)	0,004	0,949 (0,251)	<0,001
McFadden's Rho ²	0,406		0,238		0,323	

Tableau 5. Résultats des régressions logistiques présentant les variables déterminant la présence de brouet de lièvre.

Variable	Peuplement résineux contrôle		Tous les sites	
	Estimé (S.E.)	P	Estimé (S.E.)	P
Constante	-7.344 (1,770)	0.000	-4,008 (0,606)	<0,001
COUVVI	0.110 (0,034)	0.001	1,329 (0,355)	<0,001
STPFT	0.109 (0,069)	0.112	0,448 (0,240)	0,062
McFadden's Rho ²	0,344		0,288	

$p < 0,001$). Dans les CPE les variables explicatives de la présence de crottins de lièvre sont le couvert vertical (> 5 m) et la surface terrière des chicots (Tableau 4), le lièvre sélectionnant un couvert vertical (> 5 m) plus dense ($51,0 \% \pm 8,4$) ($F=9,28$; $p < 0,01$) que ce qui est disponible ($28,3 \% \pm 1,4$). La présence de brouet était trop faible dans les CPE pour pouvoir effectuer une régression logistique. Dans les sites témoins et d'une manière générale, un milieu à fort couvert vertical (< 5 m) avec une surface terrière en peupliers importante expliquerait la présence de brouet de lièvre (Tableau 5). Aucun indice de lièvre n'a été relevé lorsque le couvert latéral est inférieur à 50 %, le couvert vertical (> 5 m) est inférieur à 30 % et la surface terrière en résineux est inférieure à $12 \text{ m}^2 / \text{ha}$.

2.3.3. Indice d'abondance d'écureuil roux

Les tas de débris issu d'un unique cône et de multiples cônes tendent fortement à être plus abondants dans les sites non perturbés (Figure 2), mais cette différence n'est pas significative.

2.3.4. Pistage hivernal

Le lièvre est la seule espèce pour laquelle on observe une différence significative dans le nombre de pistes entre les sites contrôles et les CPE (Figure 3). Il y a environ quatre fois moins de pistes de lièvre dans les CPE que dans les milieux non perturbés. Bien que les différences soient non significatives, les abondances de pistes d'écureuils, de martres et de petits mustélidés sont plus faibles dans les CPE, alors que les pistes de renards sont plus

fréquentes dans celles-ci (Figure 3). Nous n'avons observé qu'une seule trace de lynx (*Lynx canadensis*) et de vison (*Mustela vison*) dans un peuplement non perturbé.

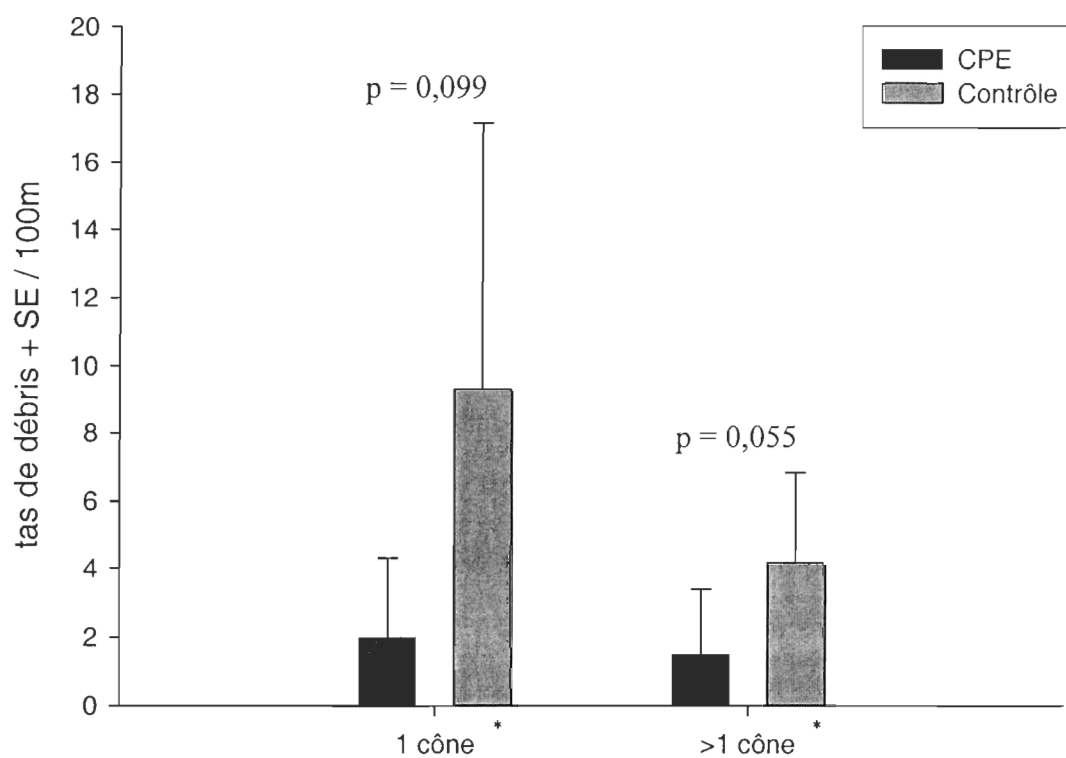


Figure 2. Abondance (moyenne + erreur-type) des tas de débris d'alimentation d'écureuil roux entre les sites traités par CPE et les sites contrôles. Test de Mann-Whitney. * Définition des variables au Tableau 2.

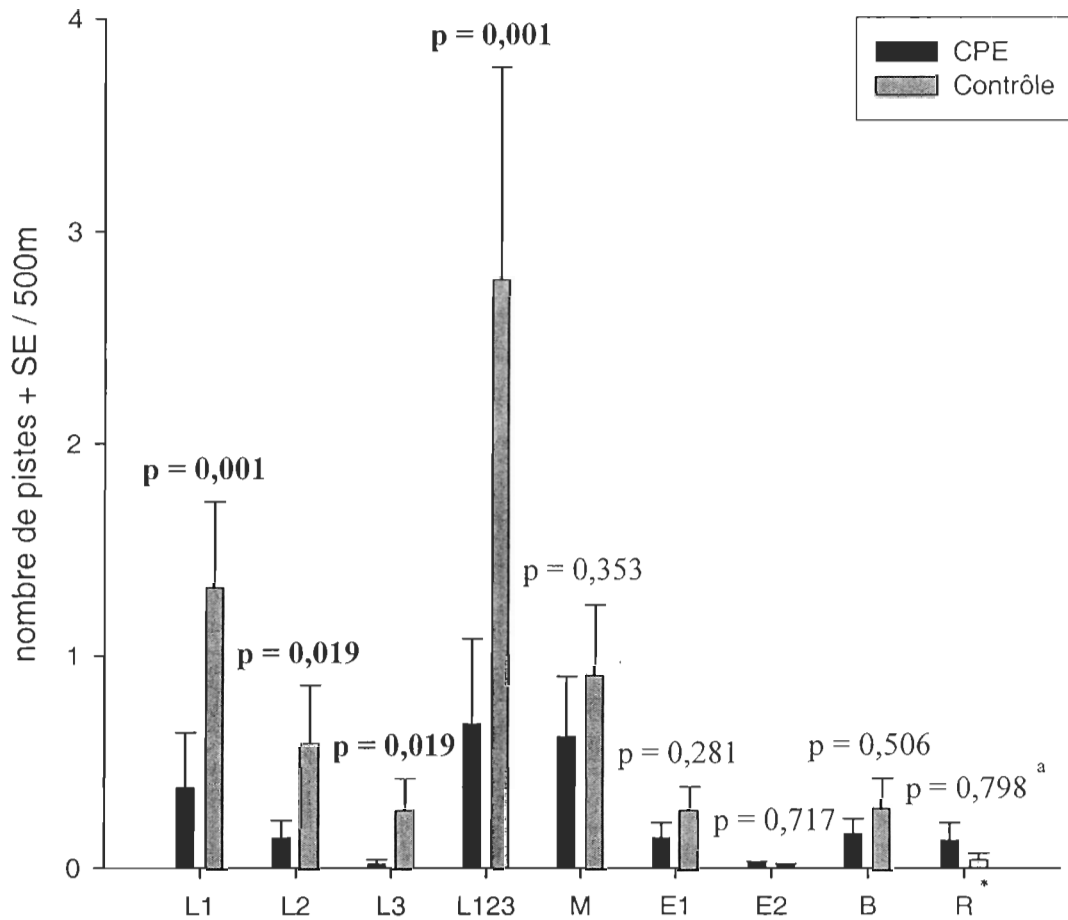


Figure 3. Abondance (moyenne + erreur-type) de pistes hivernales par 500m dans les sites traités par CPE et les sites contrôles. ^a Approche de Conover avec pondération par les périodes de pistage. * Définition des variables au Tableau 2.

2.4. DISCUSSION

La coupe partielle modifie de nombreuses caractéristiques végétales pouvant avoir des implications sur l'habitat de plusieurs espèces de mammifères, en particulier une forte réduction du couvert arborescent.

2.4.1. Coupes partielles et utilisation de l'habitat par le lièvre

L'importance du couvert végétal dans la sélection d'habitat par le lièvre étant largement démontrée (Wolff 1980, Wolfe *et al.* 1982, O'Donoghue 1983, Pietz et Tester 1983, Litvaitis *et al.* 1985, Ferron *et al.* 1996), une réduction du couvert végétal par la coupe partielle apparaît critique pour cette espèce. La coupe partielle, dont fait partie la CPE, semble ainsi peu propice au lièvre (Monthey 1986, Fuller et Harrison 2000) du moins à court terme.

Nous observons que le lièvre sélectionne un habitat possédant une structure et une composition forestière particulière. L'habitat favorable pour le lièvre possède un important couvert latéral et vertical résineux pour sa protection, ainsi qu'une présence de chicots que nous associons à la présence de tiges feuillues pour sa nourriture. La densité du couvert latéral est souvent décrite comme la composante primordiale de l'habitat du lièvre (Wolfe *et al.* 1982, O'Donoghue 1983, Litvaitis *et al.* 1985, Rogowitz 1988, Ferron *et al.* 1996). Cette espèce utilise principalement des milieux denses (Litvaitis *et al.* 1985; Fortin 2002) car cela lui procure à la fois une protection contre les intempéries et contre les prédateurs (Litvaitis *et al.* 1985). Nos observations vont dans le même sens dans les sites non perturbés où le lièvre préfère des milieux offrant une obstruction latérale significativement plus dense que ce qui est disponible. Le lièvre évite les milieux ouverts présentant une obstruction latérale < 40 % selon Fortin (2002) et < 50 % dans la présente étude, ce qui démontre le caractère restrictif du couvert latéral pour cette espèce. Le couvert vertical est aussi important pour la protection contre les prédateurs aériens (Hodges 2000). Tout comme Potvin *et al.* (2001) qui rapportent que le couvert arbustif (1,5-4 m) a un effet

positif sur le nombre de pistes de lièvre en hiver, nous observons que le couvert vertical (2-5 m) est une variable explicative de la présence de crottins de lièvre dans les sites témoins. Le lièvre recherche des milieux où le couvert vertical (2-5 m) est en moyenne plus dense que ce qui est disponible. Le couvert vertical (> 5 m) dans les coupes partielles est le type de couvert présentant la plus grande différence avec les sites témoins. Cet état de fait permet de comprendre pourquoi il y a une faible présence de lièvres dans les coupes partielles par rapport aux sites témoins. Dans celles-ci, le lièvre recherche un couvert arborescent (> 5 m) plus dense que ce qui est en moyenne disponible. Dans notre étude, le lièvre évite d'une manière générale les milieux ouverts présentant un couvert vertical (> 5 m) inférieur à 30 %. L'hiver est une période critique pour le lièvre (Keith et Windberg 1978, Pease *et al.* 1979). En hiver, le couvert est fourni essentiellement par les conifères, ce qui explique que le lièvre sélectionne des milieux où les résineux sont plus denses (Fuller et Harrison 2000) ou avec une surface terrière en résineux élevée (Tableau 4). Aucun indice de lièvre n'a été relevé lorsque la surface terrière en résineux est inférieure à 12 m² / ha. De plus, nous suggérons que la présence de couvert arbustif feuillu est un facteur important dans la sélection d'habitat du lièvre (Potvin *et al.* 2004). La sélection d'un milieu avec une surface terrière en chicots importante pourrait s'expliquer par le fait que la présence de chicots implique une certaine ouverture du milieu et un développement significatif des arbustes feuillus (Auclair et Goff 1971). Ainsi les chicots seraient associés à l'installation d'un couvert arbustif feuillu. Nous avons vérifié, *a posteriori*, cette hypothèse sur un certain nombre de placettes. La surface terrière en chicot décrit bien la présence d'arbustes feuillus sur les placettes (régression logistique : estimation = 0,161 (0,075); p = 0,031) et

est corrélée de façon positive avec le couvert latéral (corrélation de Spearman sur les rangs; $p < 0,005$). De même que pour la surface terrière des chicots, nous présumons que la surface terrière en peuplier est une variable prédictrice de la présence d'arbustes feuillus sur les placettes. Ce qui a été vérifié, *a posteriori*, dans les sites témoins (régression logistique : estimation = 0,096 (0,045); $p = 0,032$). La forêt boréale mature est en générale de composition homogène et le couvert feuillu y est peu développé. Les tiges arbustives feuillues servent essentiellement de nourriture au lièvre en hiver (Grigal et Moody 1980, Wolff 1980, Monthey 1986, Rogowitz 1988, Ferron *et al.* 1996) et comme abri et source de nourriture durant l'été.

2.4.2. Utilisation des coupes partielles par les autres mammifères

Notre étude montre que la fréquentation des coupes partielles par la plupart des autres espèces de mammifères étudiés, bien que non significativement différente, tend à être plus faible que celle de peuplements matures non traités.

L'écureuil roux est opportuniste et généraliste (Gurnell 1987), mais est aussi un granivore-herbivore dont les graines de conifères sont la nourriture la plus importante (Smith 1968; Rusch et Reeder 1978; Banfield 1987). Nous observons qu'une différence de 50 % dans la surface terrière en résineux entre les sites perturbés ou non ne semble pas affecter, à court terme, le nombre de pistes. Cela corrobore l'idée de certains auteurs qui définissent l'écureuil comme une espèce généraliste et ubiquiste que la réduction de couvert et de structure forestière n'affecte pas (Rusch et Reeder 1978; Bayne et Hobson 2000; Potvin *et al.* 2001). Cependant certaines études ont démontré que des variations dans

la production de cônes peuvent entraîner des fluctuations de populations (Kemp et Keith 1970; Gurnell 1983; Sullivan 1990; Klenner et Krebs 1991; Wheatley *et al.* 2002) et qu'une réduction significative du nombre d'arbres porteurs de cônes peut entraîner une réduction de l'abondance de l'écureuil (Ransome *et al.* 2004). Nos résultats quant à l'abondance des tas de débris d'alimentation iraient en ce sens, car en dépit du fait que les différences soient non significatives, nous trouvons moins de tas de débris d'alimentation dans les coupes partielles que dans les sites témoins.

Nous n'observons pas de différences significatives d'utilisation par la martre des parterres perturbés ou non par la coupe partielle. La martre est généralement décrite comme une espèce exigeante dans la sélection de son habitat au niveau de la structure forestière. La structure forestière doit permettre à la martre de trouver des abris (Buskirk 1984; Spencer 1987; Chapin *et al.* 1997a; Raphael et Jones 1997), d'échapper à ses prédateurs (Hawley et Newby 1957; Hargis et McCullough 1984; Thompson 1994; Thompson et Harestad 1994; Hodgman *et al.* 1997) et d'avoir accès à des proies (Sherburne et Bissonette 1994; Thompson et Curran 1995). Il est avancé que pour la martre, l'abondance de proies et la structure verticale et horizontale seraient plus importantes que l'âge ou la composition spécifique de la forêt (Chapin *et al.* 1997b; Potvin *et al.* 2000; Poole *et al.* 2004). Ainsi, d'après certaines études (Buskirk et Powell 1994; Thompson et Harestad 1994; Fuller et Harrison 2000; Payer et Harrison 2000) sur les besoins de la martre en terme d'attributs d'habitat, il semble que les CPE que nous avons étudié peuvent fournir un habitat adéquat à la martre. Les micro-mammifères sont prédominants dans la diète estivale de la martre, alors que le lièvre représente une de ses proies principales en hiver (Soutiere 1979;

Bateman 1986; Raine 1987; Thompson 1988; Martin 1994; Lachowski 1997; Cumberland *et al.* 2001). De nombreuses études ont démontré que les coupes partielles permettent le maintien de communautés et d'abondances de micro-mammifères proche des forêts naturelles (Steventon *et al.* 1998; Von Tebra *et al.* 1998; Fuller et Harrison 2000; Ford et Rodrigue 2001; Klenner et Sullivan 2003; Cheveau 2004), et Fuller et Harrison (2000) suggèrent que les coupes partielles pourraient fournir un habitat d'alimentation estival adéquat pour la martre. Mais la réduction observée dans l'utilisation des coupes partielles en hiver résulterait des densités plus faibles en lièvres (Fuller et Harrison 2000). Ainsi de faibles densités de lièvres dans les coupes partielles, comme nous l'observons, devraient réduire la qualité et la préférence relative des coupes partielles par la martre durant l'hiver. Bien que nos résultats ne montrent pas ce fait, ceux-ci doivent être pris avec une certaine réserve car notre étude se limite au peuplement traité et ne prend pas en compte la matrice adjacente. En effet, la martre apparaît intolérante à la fragmentation et ne peut tolérer plus de 30-35 % de coupe à blanc dans son domaine vitale (Potvin *et al.* 2000).

On connaît peu les besoins en ce qui a trait à l'habitat du renard roux et des petits mustélidés en forêt boréale (Thompson 1988; Larivière et Pasitschniak-Arts 1996; Fisher et Wilkinson 2005). Mais ce sont des espèces qui semblent fréquenter particulièrement de jeunes peuplements ou des milieux ouverts (Simms 1979; Thompson 1988; Thompson *et al.* 1989; Sheffield et King 1994; Ray 2000). D'autres études (Thompson *et al.* 1989; Forsey et Baggs 2001) nous mènent à penser que ce serait des espèces généralistes et ubiquistes. Notre étude irait dans ce sens du fait que nous n'observons pas de différences entre les coupes partielles et les forêts matures. De plus, cela appuierais l'observation de

St-Pierre (2003), qui montre que la sélection d'habitat au sein des domaine vitaux des petits mustélidés est fonction de sa disponibilité.

Il semble donc que la coupe partielle permette un certain maintien de la faune forestière comparativement au traitement traditionnel qu'est la coupe totale. Toutefois, il convient d'être très prudent car (1) nos résultats n'ont pas encore été validés par une étude dans un paysage de coupes partielles réalisées à grande échelle ou avec diverses proportions de différentes pratiques sylvicoles dans la matrice adjacente, et que (2) notre étude présente une puissance statistique faible au niveau du pistage hivernal. En effet, le faible nombre de relevés et la longueur relativement courte des virées compte tenu de la taille des domaine vitaux des prédateurs étudiés, font en sorte qu'il est difficile d'obtenir des différences significatives car notre base de données de pistage comporte beaucoup de valeurs nulles. De plus, il s'agit de résultats d'observations sur une seule année, ainsi que dans un secteur restreint et dans un seul type de peuplement, ce qui ne nous permet pas d'extrapoler nos conclusions.

2.4.3. Implications pour la gestion

La coupe partielle permet de développer et maintenir une structure inéquienne caractéristique des forêts anciennes en forêts matures, toutefois il est nécessaire de savoir en quelle proportion on doit conserver les attributs de forêts anciennes dans les parterres de coupes pour répondre aux besoins de la faune qui leur est associée. Si nous voulons assurer le maintien de la martre ou d'autres prédateurs dans nos forêts, nous devons nous assurer de la présence de leurs proies et qu'un habitat adéquat soit disponible. Même si nous

n'observons pas de différences de fréquentation entre les peuplements témoins et ceux traités par CPE relativement aux espèces de prédateurs étudiées, il semble que les CPE ne fournissent pas un habitat adéquat pour le lièvre.

La réduction importante du couvert vertical dans les CPE cause un déclin de la qualité de l'habitat pour le lièvre. Nous recommandons donc de maintenir plus de couvert pour le lièvre dans les parterres de coupe en réduisant le taux de prélèvement en deçà de 50%, ou en appliquant une coupe irrégulière qui laisse des bosquets intacts. Cette alternative a déjà été expérimentée dans des éclaircies pré-commerciales (Fortin 2002) et des coupes partielles (Chapitre 3). La conservation de bosquets devrait concerner des sites favorables au lièvre, c'est à dire où le couvert est au départ important et où il y a disponibilité de nourriture. Dans l'étude de Fortin (2002), les bosquets étaient composés de plusieurs îlots de forêt de 30 à 100 m de diamètre où le couvert latéral était supérieur ou égal à 85 %, alors que dans une autre étude les parties intactes faisaient entre 8 et 20 ha (Chapitre 3). Nous recommandons de maintenir des bosquets épargnés par la coupe partielle au sein des parterres pour que le lièvre se maintienne. La taille de ces bosquets doit tenir compte de la matrice adjacente à ceux-ci, c'est à dire la coupe partielle. Ces bosquets sont alors considérés comme des îlots d'abri de qualité à l'intérieur d'un habitat sub-optimal, permettant au lièvre de trouver un couvert de protection.

Nous recommandons aussi de faire attention à une réduction trop marquée de la surface terrière en résineux ainsi que de tenter d'établir quel est le seuil minimal du nombre d'arbres porteurs de cônes nécessaire au maintien de l'écureuil roux dans les parterres traités.

La gestion des coupes partielles de manière à maintenir le couvert ne va pas seulement maintenir la qualité de l'habitat du lièvre, mais aussi celui de la martre. Toutefois cette gestion doit intégrer la matrice environnante aux parterres de coupe. La présente étude ayant été réalisée à l'échelle du peuplement, il demeure donc nécessaire de valider nos conclusions dans un paysage de coupes partielles réalisées à grande échelle ou avec diverses proportions de différentes pratiques sylvicoles. La matrice paysagère peut en effet être plus importante que la structure d'un peuplement pour le maintien de populations de prédateurs et de leurs proies (Potvin *et al.* 2000). Ainsi il faut s'assurer qu'il y ait en permanence différents milieux à l'échelle du paysage à des niveaux équivalents aux forêts naturelles afin de permettre la maintien de la biodiversité.

REMERCIEMENTS

Les fonds pour ce projet ont été fournis par Développement Économique Canada, les Fonds Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies – Fonds forestiers, la Fondation de la Faune du Québec et la Fondation de l'UQAT. Nous tenons à remercier J.-C. Laroche, D. Ruché, É. Vincent et A. Coulombe pour leur assistance sur le terrain. Nous remercions aussi A. Caron pour ses conseils en statistiques.

CHAPITRE 3

EFFETS À COURT TERME DE LA COUPE PARTIELLE APPLIQUÉE EN MOSAÏQUES SUR DES MAMMIFÈRES DE LA FORÊT BORÉALE.

Valois¹, S.M.D., J. Ferron¹ et L. Imbeau².

¹ Groupe de recherche BioNord, Département de biologie, de chimie et des sciences de la santé, Université du Québec à Rimouski, 300 Allée des Ursulines, Rimouski, Qc, G5L 3A1, Canada

² Département des sciences appliquées, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 Boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Qc, J9X 5E4, Canada.

RÉSUMÉ

Nous avons étudié les effets à court terme de la coupe partielle, appliquée de façon expérimentale dans les blocs résiduels de coupe en mosaïque, sur certains mammifères de la forêt boréale du Nord-Ouest du Québec. Les coupes partielles furent effectuées à l'automne 2002 dans les blocs résiduels tout en laissant des bosquets intacts. Nous avons évalué l'effet de la coupe partielle à l'échelle du peuplement pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*). Nous avons aussi comparé l'utilisation par certaines espèces fauniques des (1) coupes partielles aux autres types de forêts résiduelles traditionnelles : (2) blocs résiduels intacts de coupes en mosaïque, (3) séparateurs entre des coupes avec protection de la régénération et des sols et (4) forêt témoin. Pour cela nous avons utilisé des inventaire de piste de janvier à mars 2003, des inventaires de crottins et de brouts de lièvre en juin 2002 et 2003, ainsi qu'un inventaire des sites d'alimentation de l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) en juin 2003. Nos données suggèrent que la coupe partielle ait un impact négatif direct sur le lièvre et que celui-ci soit confiné dans les bosquets intacts. Les changements d'abondance de lièvre seraient liés à la réduction du couvert végétal. L'abondance de pistes de martre (*Martes americana*), d'écureuil, de petits mustélidés (*Mustela spp.*) et de renard roux (*Vulpes vulpes*) est semblable dans tous les types de forêt résiduelle. Cependant il semblerait que l'abondance de tas de débris d'alimentation d'écureuil suive le patron d'abondance d'épinette noire (*Picea mariana*). Toutes les pistes hivernales furent observées dans les milieux forestiers, excepté les petits mustélidés qui utilisaient aussi les milieux ouverts.

3.1. INTRODUCTION

Actuellement, la principale méthode de récolte du bois en forêt boréale est la Coupe avec Protection de la Régénération et des Sols (CPRS). Ce système de sylviculture extensif pratiqué sur de grandes superficies ne permet cependant pas d'assurer un maintien de tous les processus écologiques et la conservation de la diversité biologique (Hunter 1999). Le Gouvernement du Québec (2004) a modifié le Règlement sur les Normes d'Intervention (RNI) qui encadre les pratiques sylvicoles, suite à une évaluation de l'impact de ces pratiques sur la faune lancée par le Ministère des Ressources Naturelles en 1990. Depuis 1996 la taille maximale des aires de coupe a donc été réduite, et ces coupes peuvent être réalisées en mosaïque (Gouvernement du Québec 2004). La coupe en mosaïque est effectuée en deux temps. Une première moitié du parterre est coupée. La seconde moitié ne subit les interventions forestières que lorsque la régénération des parterres coupés atteint une hauteur minimale de trois mètres (Gouvernement du Québec 2004). L'aire équivalente conservée doit être de superficie égale à la plus grande aire de coupe adjacente. En 2005, la coupe en mosaïque représente 60 % des coupes planifiées (Gouvernement du Québec 2004). Par ailleurs, d'autres traitements sylvicoles sont actuellement proposés dans une perspective d'aménagement forestier durable. Ainsi la coupe partielle est présentée comme une pratique permettant de recréer la composition et la structure inéquienne des forêts surannées et anciennes (Harvey *et al.* 2002). Cependant, de telles initiatives demeurent principalement prônées par le milieu de la recherche, et demeurent peu utilisées à l'heure actuelle en forêt boréale.

Des travaux de recherche ont été initiés en 2001 pour évaluer l'efficacité écologique de nouvelles pratiques sylvicoles en vue d'une gestion écosystémique des forêts - visant le maintien des processus écologiques nécessaires pour conserver la composition, la structure et les fonctions des écosystèmes forestiers. La présente étude vise plus spécifiquement à évaluer l'impact à court terme sur la faune de la coupe partielle appliquée de façon expérimentale dans les blocs résiduels issus d'un patron de coupe en mosaïque comparativement à ce que l'on observe dans d'autres types de forêts résiduelles (mosaïque et séparateurs) non soumis à la coupe partielle. Les espèces étudiées sont le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) et certains de leurs prédateurs terrestres. Les espèces fauniques ont été choisies en raison de leur importance écologique en forêt boréale, pour leur intérêt économique (chasse, trappe) et le fait que certaines d'entre elles sont couramment employées comme indicateurs de la qualité ou de la perturbation de l'habitat suite aux coupes forestières.

3.2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.2.1. Aire d'étude

Cette étude a été menée de juin 2002 à juin 2003, à 80 km à l'ouest de la ville de Waswanipi, Québec (49°59'N, 76°23'O). L'aire d'étude est typique du domaine de la pessière noire à mousses de l'Ouest du Québec (Thibault et Hotte 1985).

Les sites étudiés sont situés dans des peuplements résineux matures âgés de 50 à 90 ans. Les essences dominantes sont l'épinette noire (*Picea mariana*), le sapin baumier

(*Abies balsamea*) et le pin gris (*Pinus banksiana*). Pour réaliser cette étude, nous n'avons pu disposer que de quatre (4) blocs de forêt résiduelle en mosaïque traités par coupe partielle (MOT), quatre (4) blocs de forêt résiduelle en mosaïque non-traités par la coupe partielle (MO) (uniquement pour 2003), huit (8) séparateurs (SEP) et un site témoin de forêt mature (TEM). Les MO et MOT faisaient entre 30 et 50 ha, de même que les coupes adjacentes. Les SEP faisaient 60 m de large en moyenne (25 à 100 m) et les coupes adjacentes faisaient entre 60 et 100 ha. Le TEM faisait 250 ha d'un seul tenant et était rattaché à la forêt non perturbée. Les coupes partielles dans les MOT ont été effectuées en automne 2002, des parties ont toutefois été laissées intactes dans les blocs de forêt résiduelle. Cette non-uniformité de la répartition du traitement sera prise en compte dans les analyses subséquentes. Le taux de prélèvement est de l'ordre de 45 % de la surface terrière (de 12,5 à 75 %) dans les milieux traités par coupe partielle. Tous les sites sont situés dans un rayon de 15 km. Les coupes adjacentes aux blocs de forêts résiduelles dans les mosaïques et aux séparateurs sont des CPRS effectuées en 1995-1996.

3.2.2. Méthodes d'échantillonnage

Nous avons mesuré certaines caractéristiques végétales de l'habitat, ainsi que l'utilisation et la fréquentation de l'habitat par certaines espèces fauniques afin d'évaluer les différences engendrées par les traitements sylvicoles sur la faune. Les mesures de structure et de composition de la végétation sont : les couverts latéral et vertical, la surface terrière et le recouvrement par les éricacées. Les variables retenues pour quantifier l'utilisation de la forêt résiduelle par les mammifères étudiés sont : le décompte de crottins

de lièvre, la présence de brout effectué par le lièvre, le nombre de tas de débris d'alimentation d'écureuil roux et un inventaire hivernal des pistes de mammifères.

Dans chaque site, entre 39 et 74 placettes circulaires de 1 mètre de rayon (i.e. 3,14 m²) ont été disposées selon la taille de la structure, en grille orthogonale à 100 m les unes des autres. Les variables de couverts, de brout et de crottins furent mesurées au niveau de ces placettes. Une (1) virée permanente de 300 m de longueur a été disposée dans chaque site, de façon perpendiculaire aux bords des coupes adjacentes. Dans les séparateurs, la virée fut réalisée en plusieurs sections distantes de 50 m, dans le sens de la largeur des séparateurs, pour une longueur totale de 300 m. Ces virées ont servi pour l'inventaire hivernal de pistes et le décompte de tas de débris d'alimentation d'écureuil. Les placettes et virées ont toutes été placées à plus de 50 m de la lisière des sites étudiés.

L'inventaire de végétation fut réalisé au printemps 2002 et 2003, après la fonte de la neige et avant la reprise de la croissance de la végétation. Chaque variable est décrite dans le tableau 1. Le couvert latéral fut mesuré à l'aide d'une planche à profil de végétation (DeVos et Mosby 1971; Nudds 1977; Ferron *et al.* 1996). Le pourcentage d'obstruction visuelle par la végétation fut estimé à une distance de 15 m de cette planche. Deux mesures opposées (Nord-Sud) de couvert latéral furent prises par placette. Le couvert vertical fut estimé par la présence ou l'absence de couvert arbustif (2 m < x < 5 m de hauteur) et arborescent (>5 m de hauteur) (Mueller-Dombois et Ellenberg 1974; Higgins *et al.* 1994; Potvin *et al.* 2001). Deux (2) mesures d'interception furent prises, à tous les 3 m, sur des virées de 15 m de part et d'autre des placettes. Ces données de couverts donnent un indice de la qualité du milieu comme abri pour la faune contre les prédateurs terrestres et aériens.

A partir du centre de chaque placette, nous avons estimé la surface terrière de chaque essence à l'aide d'un prisme de facteur 2 (Ferron *et al.* 1996). L'estimation des essences arbustives disponibles et de leur utilisation par le lièvre fut réalisée par un inventaire d'absence/présence de tiges ligneuses présentes et broutées entre 0 et 2 m (dérivé de Potvin 1995). Les éricacées furent prises en compte dans l'inventaire, car elles étaient fortement présentes dans les pessières matures du site d'étude, et elles sont parfois utilisées par le lièvre (MacCracken *et al.* 1988; Cusson *et al.* 2001). Leur évaluation reposait sur une estimation visuelle du pourcentage de recouvrement des placettes pour chaque essence d'éricacée.

Tableau 1. Description des variables végétales échantillonnées.

Variable	Description
COUVL	couvert latéral (moyenne du % d'obstruction par la végétation dans chacune des quatre classes de hauteur : 0-0.5m, 0.5-1.0m, 1-1.5m, 1.5-2m)
COUVVI	couvert vertical arbustif (moyenne du % d'obstruction par la végétation entre 2-5m)
COUVVS	couvert vertical arborescent (moyenne du % d'obstruction par la végétation >5m)
STEPN	surface terrière en épinette noire (m ² /ha)
STP	surface terrière en pin gris (m ² /ha)
STS	surface terrière en sapin baumier (m ² /ha)
STB	surface terrière en bouleau à papier (<i>Betula papyrifera</i>) (m ² /ha)
STPFT	surface terrière en peuplier faux-tremble (<i>Populus tremuloides</i>) (m ² /ha)
STRES	surface terrière en résineux (m ² /ha)
STDEC	surface terrière en décidus (m ² /ha)
STT	surface terrière totale (m ² /ha)
STC	surface terrière en chicot (m ² /ha)
KAL	recouvrement par le kalmia (<i>Kalmia angustifolia</i>) (%)
LED	recouvrement par le lédon du Groenland (<i>Ledum groenlandicum</i>) (%)
CAS	recouvrement par la cassandre (<i>Chamaedaphne calyculata</i>) (%)
VAC	recouvrement par le vaccinium (<i>Vaccinium spp.</i>) (%)

Nous avons utilisé des indices d'abondance pour déterminer la densité relative de lièvres (Tableau 2). Le dénombrement de crottins frais (moins d'un an) et de brouts de lièvre furent effectués sur les 192 placettes circulaires de 1 m de rayon (Ferron *et al.* 1996). Nous n'avons pas effectué de corrections dans l'inventaire de crottins pour le taux de dégradation (Annexe), car nous n'avions pas les caractéristiques du micro-site de chaque placette. L'inventaire fut effectué en mai-juin 2002 et 2003, après la fonte des neiges et avant la reprise de la croissance de la végétation (Ferron et Ouellet 1992; Ferron *et al.* 1996). Pour l'écureuil roux, nous avons utilisé l'abondance des tas de débris d'alimentation, qui est le résultat de l'accumulation sur une même aire de nourrissage d'écailles de cônes consommées par l'écureuil roux. C'est un indice indirect de l'abondance de l'écureuil roux (Smith 1968; Mattson et Reinhart 1996; MELP 1998; Côté et Ferron 2001) et de l'utilisation du milieu par celui-ci. Le relevé des débris d'alimentation fut effectué au printemps 2003 sur quatre sections de chaque virée. Les sections faisaient 25 m de longueur et étaient espacées de 25 m. Tous les tas de débris d'alimentation d'écureuil situés dans une bande de 2 m de largeur de part et d'autre de la virée furent notés et répartis en deux classes d'accumulation (Tableau 2) : un cône et plus d'un cône (accumulation au cours du temps de débris de cônes, ce qui reflète l'utilisation du milieu à moyen terme). Le relevé hivernal des pistes fut effectué sur les virées de 300 m installées dans chaque site en milieu forestier, suivi d'une virée de 100 m en milieu ouvert (CPRS adjacentes). Un à trois relevés furent effectués entre janvier et mars 2003. Toutefois, tous les sites ne purent être visités, fait que nous avons pris en compte dans l'analyse statistique. Les relevés de pistes ont été réalisés après une période minimale de 36 heures suivant une chute de neige

suffisamment abondante pour couvrir les anciennes pistes (Potvin *et al.* 2001). Toute piste faunique postérieure à la dernière chute de neige était notée pour autant qu'elle était dans une distance inférieure à un mètre de part et d'autre de la virée. L'espèce a été identifiée pour chaque piste rencontrée lors de l'inventaire (Tableau 2). Les indices fauniques ont été pondérés en fonction du nombre de journées écoulées depuis la dernière neige pour standardiser les données (Thompson *et al.* 1989, Potvin *et al.* 2001).

Tableau 2. Description des variables fauniques échantillonnées.

Variable	Description
CROT	nombre de crottins de lièvre par placette
CROTOC	occurrence de placette avec présence de crottins de lièvre (%)
BROUTS	occurrence de placette avec présence de brouts de lièvre (%)
TASP	nombre moyen de tas de débris d'alimentation (1 cône) d'écureuil par 25 m
TASG	nombre moyen de tas de débris d'alimentation (> 1 cône) d'écureuil par 25 m
L1	nombre de pistes simples de lièvre par 100 m
L2	nombre de pistes doubles de lièvre par 100 m
L3	nombre de pistes multiples de lièvre par 100 m
L123	Indice global de pistes de lièvre par 100 m = $L1 + (2 \times L2) + (3 \times L3)$
M	nombre de pistes de martre par 100 m
E1	nombre de pistes simples d'écureuil par 100 m
E2	nombre de pistes doubles d'écureuil par 100 m
B	nombre de pistes de petits mustélidés (hermine, belette pygmée) par 100 m
R	nombre de pistes de renard par 100 m

3.2.3. Analyses statistiques

Nos variables étant non normales et comptant beaucoup de zéro, nous avons utilisé des méthodes d'analyse statistique non-paramétrique: le test de Mann-Whitney et celui de Kruskal-Wallis (Quinn et Keough 2002). Avec les variables binaires d'absence/présence de crottins et de brouts de lièvre, nous avons utilisé la méthode exacte de Fisher (Quinn et Keough 2002). Pour comparer les pistes hivernales entre les sites, nous avons utilisé

l'approche de Conover et associé un poids à l'analyse en fonction du nombre de périodes d'inventaire de chaque virée (Systat 2000). L'approche de Conover consiste en une analyse de variance sur les rangs des données (Conover 1980). Les analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel Systat 10.2 et le seuil de signification a été fixé à 0,05. Dans toutes nos analyses, nous n'avons utilisé que les variables dont l'occurrence n'était pas rare (> 5 %).

3.3. RÉSULTATS

3.3.1. Caractéristiques végétales

Les milieux étudiés présentent plusieurs différences entre eux aussi bien au niveau de leur composition que de leur structure (Tableau 3). Les comparaisons entre les différents types de forêt résiduelle doivent donc être considérées avec prudence et nous nous sommes alors surtout intéressés aux comparaisons des tendances à l'intérieur des sites.

Dans les mosaïques traitées MOT, seul COUVVI et LED sont affectés suite à la coupe partielle (test de Mann-Whitney, COUVVI : $U=538,00$; $p=0,038$; LED : $U=315,50$; $p=0,009$) (Tableau 3). Rappelons toutefois que ces sites ne furent pas traités uniformément par coupe partielle. Ainsi, au sein même des MOT, plusieurs variables de végétation sont significativement différentes dans les milieux ayant été coupés partiellement comparativement aux bosquets qui ne l'ont pas été (Tableau 4). Ainsi le couvert vertical (< 5 m), les surfaces terrières en épinette, en résineux et totale sont plus faibles dans les milieux coupés que dans ceux qui ne l'ont pas été (Tableau 4). Le prélèvement en bois s'est

essentiellement effectué sur l'épinette. Ces différences n'existaient pas en 2002, avant la coupe partielle.

Tableau 3. Valeur moyenne \pm erreur-type pour les variables de végétation mesurées au printemps dans 5 types de forêt résiduelle. Les différences significatives ($<0,05$; Test de Kruskal-Wallis) sont indiquées en gras.

Variable #	MOT (2002) (avant coupe)	MOT (2003)	TEM	MO	SEP
COUVL	71,1 \pm 2,3 ^A	75,2 \pm 1,8 ^{AB}	70,2 \pm 2,7 ^A	81,6 \pm 1,7 ^B	69,2 \pm 2,8 ^A
COUVVI*	38,2 \pm 3,6	29,5 \pm 2,7	37,1 \pm 3,2	29,5 \pm 1,8	36,2 \pm 2,2
COUVVS	22,3\pm3,0^B	21,4\pm2,6^B	36,8\pm3,7^A	26,4\pm1,8^B	42,8\pm2,7^A
STEPN	11,1 \pm 1,4 ^{AB}	10,0 \pm 1,4 ^B	12,1 \pm 1,4 ^{AB}	16,6 \pm 1,2 ^A	14,9 \pm 1,6 ^{AB}
STP	0,0 \pm 0,0 ^B	0,0 \pm 0,0 ^B	1,4 \pm 0,5 ^{AB}	0,0 \pm 0,0 ^B	3,5 \pm 0,8 ^A
STS	0,4 \pm 0,2 ^{AB}	0,3 \pm 0,2 ^B	2,5 \pm 0,8 ^A	0,0 \pm 0,0 ^B	0,4 \pm 0,1 ^{AB}
STB	0,2 \pm 0,1	0,4 \pm 0,3	0,3 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,2
STPFT	0,0 \pm 0,0 ^B	0,0 \pm 0,0 ^B	0,5 \pm 0,4 ^{AB}	0,1 \pm 0,1 ^{AB}	1,0 \pm 0,3 ^A
STRES	11,5 \pm 1,4 ^{BC}	10,3 \pm 1,4 ^C	16,0 \pm 1,6 ^{ABC}	16,6 \pm 1,2 ^{AB}	19,0 \pm 1,6 ^{AY}
STDEC	0,2 \pm 0,1	0,4 \pm 0,3	0,8 \pm 0,4	0,2 \pm 0,1 ^X	1,3 \pm 0,4
STT	11,7 \pm 1,4 ^B	10,7 \pm 1,4 ^B	16,8 \pm 1,7 ^{AB}	16,8 \pm 1,2 ^{AB}	20,3 \pm 1,6 ^A
STC	3,5 \pm 0,5	2,8 \pm 0,5	3,3 \pm 0,5	2,6 \pm 0,4	3,6 \pm 0,6
KAL	3,5 \pm 1,0 ^A	7,7 \pm 3,4 ^{AB}	9,9 \pm 2,0 ^B	13,5 \pm 3,1 ^B	4,9 \pm 1,6 ^A
LED*	28,8 \pm 6,5 ^{AB}	48,3 \pm 7,5 ^{AB}	17,3 \pm 3,2 ^B	50,6 \pm 5,3 ^A	25,3 \pm 4,4 ^B
CAS	3,5 \pm 1,7 ^{AB}	7,9 \pm 3,6 ^B	0,0 \pm 0,0 ^A	1,6 \pm 0,8 ^{AB}	0,2 \pm 0,2 ^A
VAC	14,2 \pm 5,0	12,8 \pm 3,9	8,1 \pm 1,8	8,5 \pm 2,3	7,2 \pm 2,2

description au Tableau 1 ; * différence significative (Test de Mann-Whitney, $p<0,05$) entre MOT (2002) et MOT (2003) suite à la coupe partielle ; ^{A, B, C} test de comparaison multiple de Dunn ; ^X présence de saule ; ^Y présence de mélèze.

Tableau 4. Comparaison et moyenne \pm erreur-type des variables de végétation entre les placettes ayant subies la coupe partielle ou non dans les MOT. (seules les différences significatives sont signalées)

Variable	Variable auxiliaire U	p	Placettes n'ayant pas subie la coupe partielle	Placettes ayant subie la coupe partielle
COUVVI	322,0	0,022	30,71 \pm 4,00	20,43 \pm 2,47
STEPN	281,5	0,009	13,70 \pm 2,25	6,64 \pm 0,77
STRES	289,0	0,013	13,90 \pm 2,21	7,36 \pm 0,91
STT	296,0	0,016	14,00 \pm 2,21	7,62 \pm 0,94

^a Test de Mann-Whitney

3.3.2. Indices d'abondance de lièvre

La coupe partielle et les fluctuations naturelles entre 2002 et 2003 n'engendrent aucune différence dans les indices d'abondance de lièvre (Tableau 5). Néanmoins, on note une légère tendance à ce que les indices d'abondance soient plus élevés en 2003 dans le témoin (Tableau 5 et 7). À la suite de la coupe partielle, une différence est toutefois observée dans MOT entre les placettes ayant subies la coupe partielle et celles qui ne l'ont pas subies. Les indices d'abondance sont tous significativement plus élevés dans les milieux qui n'ont pas été perturbés par la coupe partielle (Tableau 6). Cette différence n'étant pas due à une dissimilitude initiale du milieu car elle n'était pas visible avant la coupe partielle (Tableau 6), elle fut donc bien engendrée par le traitement de coupe partielle.

Tableau 5. Comparaison des indices d'abondance de lièvre entre les années 2002 et 2003 pour chaque milieu.

Milieu	variable	Variable auxiliaire	p
MOT	CROT	1421,5 ^a	0,792
	CROTOC	^b	1,000
	BROUTS	^b	0,493
TEM	CROT	1006,5 ^a	0,070
	CROTOC	^b	0,071
	BROUTS	^b	1,000
SEP	CROT	1052,0 ^a	0,191
	CROTOC	^b	0,279
	BROUTS	^b	0,585

^a Test de Mann-Whitney

^b Méthode exacte de Fisher

Tableau 6. Comparaison et moyenne \pm erreur-type des indices d'abondance de lièvre dans MOT entre les placettes ayant subies ou non la coupe partielle.

variable	Année	Variable auxiliaire	p	Placette non coupée	Placette coupée
CROT	2002	180,5 ^a	0,604	3,4 \pm 2,7	0,2 \pm 0,2
	2003	362,00^a	<0,001	5,1\pm3,3	0,04\pm0,04
CROTOC	2002	^b	1,000	9,5 \pm 6,6	5,6 \pm 5,6
	2003	^b	0,003	28,6\pm10,1	2,1\pm2,1
BROUTS	2002	^b	1,000	9,5 \pm 6,6	11,1 \pm 7,6
	2003	^b	0,029	19,0\pm8,8	2,1\pm2,1

^a Test de Mann-Whitney

^b Méthode exacte de Fisher

Les milieux différaient entre eux au départ en terme de composition et de structure végétale (Tableau 3), il n'est donc pas surprenant de constater que l'abondance et l'occurrence de crottins de lièvre soient différentes entre les milieux (Tableau 7). Ces indices d'abondance sont plus faibles dans les MOT en 2002 et 2003 (Tableau 7). Par contre, nous n'observons aucune différence entre les sites au niveau de la présence de brouts de lièvre, que ce soit en 2002 ou en 2003 (Tableau 7).

Tableau 7. Comparaison et moyenne \pm erreur-type des indices d'abondance de lièvre entre les milieux pour chaque année.

Variable	Année	Variable auxiliaire	P	MOT	TEM	MO	SEP
CROT	2002	10.245^a	0.006	1.9\pm1.5^A	3.1\pm1.0^B	-	3.2\pm2.1^{AB}
	2003	35.562^a	<0.001	1.5\pm1.0^A	4.9\pm1.4^B	2.7\pm2.1^A	1.4\pm0.4^{AB}
CROTOC	2002	11.984^b	0.002	7.7\pm4.3^A	38.0\pm6.9^B	-	24.5\pm6.2^{AB}
	2003	36.609^b	<0.001	9.5\pm3,4^A	58.0\pm7,1^C	24.0\pm6,1^{AB}	35.3\pm6,8^B
BROUTS	2002	1.464 ^b	0.481	10.3 \pm 4.9	16.0 \pm 5.2	-	19.6 \pm 5.9
	2003	3.489 ^b	0.322	6.8 \pm 2.9	14.0 \pm 5.0	6.0 \pm 3.4	13.7 \pm 4.9

^a Test de Kruskal-Wallis

^b Test de G

^{A, B, C} test de comparaison multiple de Dunn

3.3.3. Indice d'abondance d'écureuil roux

Les indices d'alimentation de l'écureuil ont tendance à être plus faible dans les coupes partielles, alors qu'ils sont plus nombreux dans les MO (Tableau 8), les SEP et TEM ayant un niveau d'abondance intermédiaire. Nous avons observé des différences significatives entre les milieux au niveau des tas de débris d'alimentation de l'écureuil roux issus du décorticage d'un seul cône TASP (Tableau 8). Cependant cette différence n'est pas visible pour les tas de débris de plus d'un cône TASP. Il faut toutefois garder à l'esprit que les milieux différaient initialement entre eux en terme de composition et de structure.

Tableau 8. Comparaison et moyenne \pm erreur-type / 25 m des indices d'abondance d'écureuil roux entre les sites traités.

Variable	Variable auxiliaire	P	MOT	TEM	MO	SEP
TASP	9.546 ^a	0.023	0.6 \pm 0.3 ^A	1.6 \pm 0.4 ^{AB}	3.6 \pm 1.0 ^B	2.7 \pm 1.1 ^{AB}
TASG	4.232 ^a	0.237	0.6 \pm 0.3	1.8 \pm 0.5	2.6 \pm 0.9	2.2 \pm 0.8

^a Test de Kruskal-Wallis

^{A, B} test de comparaison multiple de Dunn

3.3.4. Pistage hivernal

Malgré l'hétérogénéité inter-sites seul le nombre de pistes de lièvre apparaît significativement différent entre les sites (Tableau 9). L'abondance de pistes de lièvre est supérieure dans le site témoin comparativement aux autres sites (Tableau 9). Il semble que l'abondance de pistes de martre soit plus faible dans les MOT. Nous observons que les petits mustélidés évitent totalement les MO (Tableau 9).

Tableau 9. Comparaison du nombre de pistes entre les sites pour chaque espèce étudiée.

Variable*	Variable auxiliaire ^a	P	MOT ^b	TEM ^b	MO ^b	SEP ^b
L1	33.284	<0.001	0.02±0.02^A	1.67±0.40^B	0.02±0.02^A	0.07±0.06^A
L2	10.398	<0.001	0.04±0.04^A	0.58±0.14^B	0.04±0.04^A	0.01±0.01^A
L3	1.182	0.329	0.00±0.00	0.04±0.02	0.00±0.00	0.05±0.05
L123	33.223	<0.001	0.09±0.09^A	2.87±0.51^B	0.11±0.11^A	0.15±0.13^A
M	0.924	0.438	0.49±0.20	0.82±0.24	0.71±0.27	0.63±0.24
E1	2.511	0.073	0.14±0.07	0.20±0.16	0.36±0.12	0.10±0.10
E2	0.635	0.597	0.02±0.02	0.04±0.04	0.00±0.00	0.00±0.00
B	2.266	0.096	0.04±0.02	0.08±0.04	0.00±0.00	0.31±0.13
R	1.247	0.306	0.04±0.02	0.20±0.10	0.13±0.09	0.02±0.02

* description au Tableau 2 ; ^a Approche de Conover avec les périodes de pistage associées comme poids à l'analyse ; ^b Nombre de piste / 100m (moyenne±erreur-type) ; ^{A, B} test de comparaison multiple de Dunn

Nous observons que d'une manière générale, les mammifères étudiés évitent les coupes adjacentes aux forêts résiduelles (Figure 1), seuls les petits mustélidés utilisent autant les milieux ouverts et forestiers.

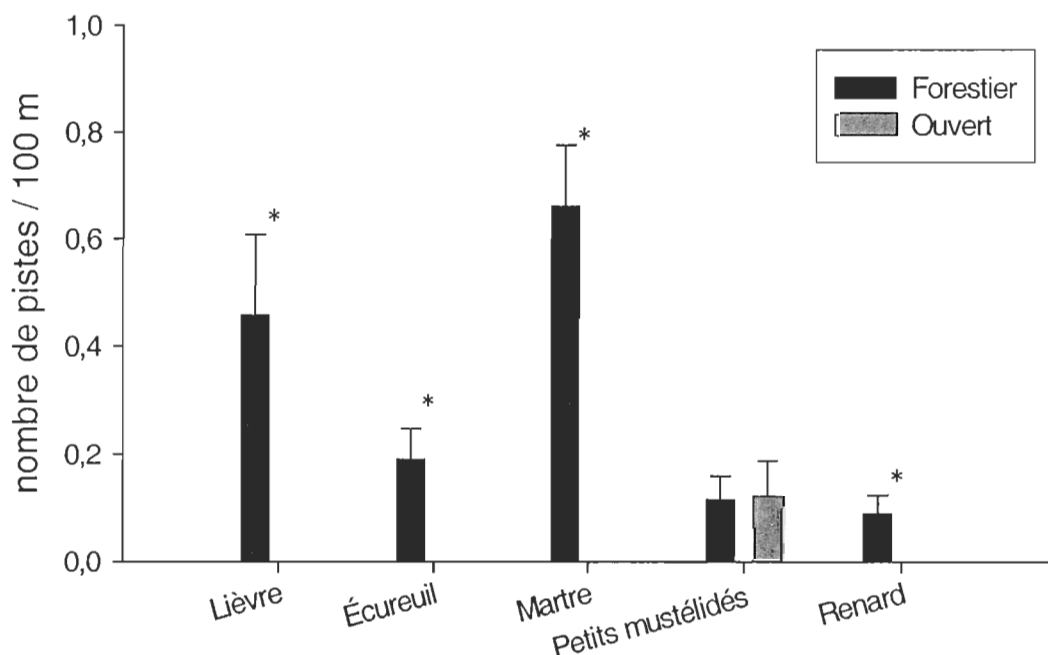


Figure 1. Abondance (moyenne + erreur-type) de pistes hivernales par espèce entre des milieux forestiers et ouverts (CPRS). * différences significatives (Test de Mann-Whitney, $p < 0,05$) dans l'abondance de pistes par 100 m.

3.4. DISCUSSION

3.4.1. *Les mammifères dans les coupes partielles et la forêt résiduelle*

Les sites étudiés présentaient des compositions et structures végétales différentes au départ, ce qui limite la portée de notre étude. Malgré tout il semble que le lièvre soit affecté par les changements de caractéristiques végétales résultant de la coupe partielle au sein des blocs de forêt résiduelle en mosaïque. L'abondance et l'utilisation des sites traités par coupe partielle par l'écureuil roux et les prédateurs terrestres ne semblent pas ou peu atteintes, du moins à l'échelle spatiale étudiée.

La coupe partielle modifie de nombreuses caractéristiques végétales qui peuvent avoir des implications potentielles sur l'habitat de la faune. Le couvert étant une composante primordiale dans la sélection d'habitat par le lièvre (Wolff 1980, Wolfe *et al.* 1982, O'Donoghue 1983, Pietz et Tester 1983, Litvaitis *et al.* 1985, Ferron *et al.* 1996, Hodges 2000), celui-ci évite les milieux ouverts (Figure 1.) (DeKay 1842, Ferron *et al.* 1998, Thompson *et al.* 1989, Hodges 2000b, Forsey et Baggs 2001). Il est donc forcé d'utiliser les forêts résiduelles (Ferron *et al.* 1998, Potvin *et al.* 1999, Cusson *et al.* 2001; Figure 1). Les mosaïques étudiées semblent un milieu peu propice au lièvre. Nous observons en effet que ces mosaïques sont formées de peuplements homogènes en terme de composition comparativement aux autres milieux à l'étude, ce qui pourrait expliquer la faible abondance de lièvre dans ces milieux au départ. L'absence d'effet de la coupe partielle sur les indices d'abondance de lièvre pourrait être attribuable aux faibles abondances initiales dans les mosaïques. Toutefois, au sein des mosaïques traitées par coupe partielle, nous observons que l'année suivant la coupe le lièvre utilise peu les milieux ayant subi le traitement alors qu'il continue de fréquenter les sites n'ayant pas été

perturbés. Ainsi, il apparaît que le lièvre est confiné aux structures résiduelles et, qu'au sein de celles-ci, il semble avoir concentré ses activités dans les bosquets intacts où le couvert vertical et la surface terrière en résineux sont plus importants. La coupe partielle semble donc affecter le lièvre et le restreindre à des habitats qui pourraient être moins favorables.

L'écureuil roux est un granivore-herbivore qui peut aussi être opportuniste et généraliste (Gurnell 1987), mais les graines de conifères sont sa nourriture la plus importante (Smith 1968, Rusch et Reeder 1978, Banfield 1987). Certaines études ont montré par ailleurs que des variations dans la production de cônes peuvent entraîner des fluctuations de populations (Kemp et Keith 1970, Gurnell 1983, Sullivan 1990, Klenner et Krebs 1991, Wheatley *et al.* 2002). Ainsi nous observons que les indices d'abondance de l'écureuil (tas de débris d'alimentation, pistes hivernales) semblent suivre le même patron que la valeur de la surface terrière en épinette dans les différents milieux étudiés (Tableau 3, 8 et 9). La coupe partielle ayant pour effet de réduire le nombre d'arbres porteur de cônes, celle-ci aurait dû avoir comme impact de réduire l'abondance d'écureuil par la diminution de la nourriture disponible (Ransome *et al.* 2004). Cependant l'abondance de pistes hivernales d'écureuils n'est pas significativement différente entre les différentes formes de forêts résiduelles, comme observé par Côté et Ferron (2001). La faible abondance d'écureuils dans les MOT pourrait être attribuable à la coupe partielle, toutefois on y observe les plus faibles valeurs de TASG, ce qui suggère une abondance initialement plus faible. Nous observons aussi que l'écureuil ne fréquente que les milieux forestiers, conformément à son histoire de vie (Banfield 1987, Steele 1998, Forsey et Baggs 2001).

En raison du fait que les sites ne se ressemblent pas, tant au niveau de leur composition que de leur structure, il s'avère difficile dans le cadre de cette étude d'évaluer l'effet propre de la coupe partielle sur les autres espèces étudiées. La coupe partielle appliquée en mosaïque ne semble pas les influencer significativement. Ainsi nous n'observons pas de différences significatives d'utilisation des différents milieux pour la martre, les petits mustélidés et le renard d'après le pistage hivernal. Ailleurs en forêt boréale, Côté (1999) n'a reporté aucune différence significative dans la présence de la martre et des petits mustélidés entre des séparateurs, des blocs résiduels et des milieux non perturbés. Ce qui pourrait laisser penser que ces milieux fournissent un habitat adéquat pour chacune de ces espèces. Néanmoins, le lièvre étant moins abondant dans les mosaïques et l'écureuil semblant initialement moins abondant dans les mosaïques traitées, nous nous attendions donc à observer moins de prédateurs dans les MOT. Cela semble être le cas pour la martre, prédateur de l'écureuil et du lièvre en hiver (Cumberland *et al.* 2001), bien que les différences soient non significatives. D'autres études nous montrent aussi que la martre est une espèce associée aux milieux forestiers à structure complexe (Sturtevant *et al.* 1996; Thompson et Curran 1995; Whitaker et Hamilton 1998 ; Tableau 9) et ne traverse que rarement des milieux ouverts (Koehler et Hornocker 1977, Forsey et Baggs 2001; Figure 1). Nous avons aussi observé que dans les SEP, la martre effectue principalement des mouvements rectilignes, ce qui est souvent associé à des mouvements de déplacement dépourvus de comportement alimentaire (Drew 1995). Les besoins en matière d'habitat du renard roux et des petits mustélidés sont peu connus en forêt boréale (Thompson 1988, Larivière et Pasitschniak-Arts 1996; Fisher et Wilkinson 2005). Ces espèces fréquentent des habitats jeunes, ouverts ou de

bordures (Thompson 1988, Thompson *et al.* 1989). Cependant nous observons que le renard utilise surtout des milieux forestiers en hiver, comme le coyote (Thibault 2004). Halpin et Bissonette (1987) observent que le renard préfère les forêts de conifères, les sous-bois denses et les milieux ouverts, mais que la neige semble influencer la disponibilité de ses proies, ce qui pourrait expliquer dans notre cas pourquoi le renard sélectionne uniquement les milieux forestiers et non les coupes adjacentes. Par contre les petits mustélidés ne montrent pas de préférences pour un milieu particulier (Thompson *et al.* 1989, Forsey et Baggs 2001), car ils utilisent aussi bien les forêts résiduelles que les coupes adjacentes en hiver. Cela irait dans le sens de St-Pierre (2003) qui montre que la sélection d'habitat au sein des domaines vitaux des petits mustélidés est fonction de la disponibilité de cet habitat dans le paysage. Toutefois, ceux-ci montrent une sélection spécifique de certaines particularités d'habitat à l'intérieur de leur domaine vital, ce qui laisse croire que les petits mustélidés pourraient être sélectifs à une échelle plus fine que celle du peuplement. De plus il convient d'être prudent avec l'interprétation de nos résultats, car notre étude présente une puissance statistique faible au niveau du pistage hivernal. En effet, le faible nombre de relevés et la longueur relativement courte des virées compte tenu de la grande taille des domaines vitaux des prédateurs étudiés, font en sorte qu'il est difficile d'obtenir des différences significatives car notre base de données de pistage comporte beaucoup de valeurs nulles. De plus, il s'agit de résultats d'observations sur une seule année, ainsi que dans un secteur restreint et dans un seul type de peuplement, ce qui ne nous permet pas d'extrapoler nos conclusions.

3.4.2. Implications pour la gestion

Les résultats de notre étude montrent que la coupe partielle affecte le lièvre, puisque celui-ci utilise moins les milieux traités par coupe partielle. Toutefois, il ne semble pas que la coupe partielle affecte le lièvre à l'échelle d'un bloc de forêt résiduelle en mosaïque lorsque des bosquets sont laissés intacts. Nous mettons en doute l'efficacité pour le lièvre d'un habitat situé dans un parterre traité entièrement par coupe partielle. Nos résultats suggèrent qu'appliquer une coupe partielle de façon irrégulière au sein d'un parterre (en laissant des parties intactes) permet le maintien à court terme du lièvre et d'autres mammifères. La conservation de bosquets intacts devrait concerner des sites favorables au lièvre, c'est à dire là où le couvert est important et où il y a disponibilité de nourriture. Nous recommandons de maintenir des bosquets épargnés par la coupe partielle au sein des parterres traités pour que le lièvre y trouve abri et se maintienne plus facilement dans un tel paysage. Ces bosquets constituent en effet des îlots d'abri de qualité à l'intérieur d'un habitat sub-optimal, permettant ainsi au lièvre de trouver un couvert de protection. Nos résultats montrent aussi que les espèces étudiées dans ce projet, conformément à d'autres études (Forsey et Baggs 2001), ne traversent pas les milieux ouverts, si ce n'est des petits mustélidés. Ce qui implique que dans un paysage aménagé il est nécessaire de laisser une connectivité entre les milieux forestiers résiduels et non perturbés, pour permettre les déplacements et les mouvements de ces animaux.

REMERCIEMENTS

Les fonds pour ce projet ont été fournis par Développement Économique Canada, les Fonds Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies – Fonds forestiers, la Fondation de la Faune du Québec et la Fondation de l'UQAT. Nous tenons à remercier J.-C. Laroche, M.-C. Rancourt, D. Ruché, É. Vincent et A. Coulombe pour leur assistance sur le terrain. Nous remercions aussi A. Caron pour ses conseils en statistiques.

CHAPITRE 4

CONCLUSION

Ce projet s'inscrit dans un processus d'évaluation de la validité des coupes partielles en tant que pratiques adaptées au maintien de la biodiversité et au développement d'une structure inéquienne caractéristique des forêts anciennes et surannées. Les coupes partielles font partie des interventions sylvicoles qui seront appelées à prendre de l'importance dans les prochains plans quinquennaux d'aménagement forestier de 2008-2013 en raison des Objectifs de Protection et de Mise en Valeur du Milieu Forestier (MRNFP 2003) et du rapport de la Commission Coulombe (Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise 2004). Une sylviculture fondée sur des interventions forestières adéquates, visant à maintenir au sein de peuplements des caractéristiques de composition et de structure comparable à celles rencontrées dans les peuplements anciens, pourrait à la fois permettre la récolte de bois et le maintien de la diversité biologique (Harvey *et al.* 2002). Ce projet avait également pour objectif d'en arriver à formuler des prescriptions d'aménagement qui guideront l'industrie forestière et ses législateurs dans l'élaboration de stratégies d'aménagement forestier qui intègrent le maintien de la biodiversité.

Pour répondre à ces objectifs, nous avons mesuré l'abondance de certains mammifères dans des pessières boréales soumises à deux types de coupe partielle (CPE et CPMO) pour vérifier l'impact de ces types d'interventions sylvicoles sur la faune. Notre étude montre que le lièvre d'Amérique est significativement affecté par la coupe

partielle. L'abondance de l'écureuil roux, quant à elle, semble légèrement affectée par la réduction du nombre d'arbres porteurs de cônes, bien que cette différence soit non significative. Nous ne détectons pas non plus de différences significatives dans la fréquentation des coupes partielles par les autres espèces de mammifères étudiés.

Le lièvre est une espèce dépendant fortement de la présence d'un couvert végétal (Wolff 1980, Wolfe *et al.* 1982, O'Donoghue 1983, Pietz et Tester 1983, Litvaitis *et al.* 1985, Ferron *et al.* 1996). Il semble que les couverts arbustifs latéral (Wolfe *et al.* 1982, O'Donoghue 1983, Litvaitis *et al.* 1985, Rogowitz 1988, Ferron *et al.* 1996, Fortin 2002) et vertical (jusqu'à 4-5 m) (Potvin *et al.* 2001; voir aussi chapitre II) soient les plus importants, et servent principalement au lièvre de protection contre les prédateurs (Litvaitis *et al.* 1985, Hodges 2000). Ainsi la réduction du couvert suite aux coupes, entraîne une réduction des densités de lièvres, voire une re-localisation de ceux-ci dans des sites plus favorables (Ferron *et al.* 1998). Le seuil critique se situerait autour de 40 - 50 % pour l'obstruction latérale (Carreker 1985, Fortin 2002 ; voir chapitre II) et 30 % pour le couvert vertical arbustif (voir chapitre II), seuils en dessous desquels le lièvre éviterait les milieux offrant peu de protection. Ainsi, avec cette étude, nous confirmons l'idée générale que la coupe partielle est peu propice au lièvre (Monthey 1986, Fuller et Harrison 2000), tout au moins à court terme et pour un taux de prélèvements de 50 % de la surface terrière. Toutefois, l'ouverture du milieu par la coupe partielle devrait à plus long terme augmenter l'hétérogénéité du peuplement et favoriser l'établissement d'une végétation plus dense en sous-étage (Brocke 1975, Orr et Dodds 1982, Smith *et al.* 1997) et devenir un milieu favorable au lièvre jusqu'à la coupe finale. Notre étude montre que la forêt résineuse boréale mature est un milieu où la disponibilité

en nourriture hivernale est un des facteurs limitant pour le lièvre. En effet le couvert arbustif feuillu, qui sert essentiellement de nourriture au lièvre en hiver (Grigal et Moody 1980, Wolff 1980, Monthey 1986, Rogowitz 1988, Ferron *et al.* 1996), ressort comme une des principales variables explicatives de l'utilisation de l'habitat par le lièvre (Potvin *et al.* 2004; voir chapitre II). La forêt boréale étant de composition assez homogène, les conifères y sont dominants alors que les essences ligneuses feuillues y sont plutôt rares, d'où le caractère limitant découlant de la rareté du couvert feuillu en forêt mature.

La martre, un prédateur important du lièvre en hiver (Bateman 1986, Raine 1987, Lachowski 1997), est une espèce sélective en terme de critères d'habitat (Buskirk *et al.* 1989, Buskirk et Powell 1994, Thompson et Harestad 1994, Fuller et Harrison 2000, Payer et Harrison 2000) et semble peu influencée par la coupe partielle dans notre étude. Cependant, bien que cette différence soit non significative, nous avons observé que l'abondance de pistes hivernales est plus faible dans les coupes partielles. Cette tendance appuierait les résultats obtenus lors d'études antérieures. En effet, Fuller et Harrison (2000) ont observé que les coupes partielles ne sont pas des habitats favorables pendant l'hiver pour la martre. Leur étude montre que les coupes partielles peuvent présenter des déficiences par rapport à certains attributs écologiques essentiels pour la martre, comme un couvert vertical (>30%) et une abondance suffisante de lièvres d'Amérique. Cependant, Soutiere (1979) estime qu'une méthode de récolte ligneuse qui conserverait une surface terrière de 20 - 25 m² / ha pourrait fournir un habitat adéquat à la martre au Maine. Il faut toutefois demeurer prudent relativement à nos conclusions à cet égard car nous ne nous sommes intéressés à cette question qu'à l'échelle du peuplement alors que des études précédentes (Thompson et Harestad 1994, Bissonette *et al.* 1997, Hargis et

Bissonette 1997, Chapin *et al.* 1998, Payer 1999, Potvin *et al.* 2000, Fuller et Harrison 2000) suggèrent que l'occupation de l'habitat par la martre décline lorsque 25 à 40 % du paysage est composé de jeunes forêts.

L'écureuil roux, le renard roux et les petits mustélidés semblent se maintenir dans les coupes partielles (voir chapitres II et III). L'écureuil roux est décrit comme une espèce généraliste et ubiquiste que la réduction de couvert et de structure forestière affectent peu (Rusch et Reeder 1978, Bayne et Hobson 2000, Potvin *et al.* 2001, Ransome *et al.* 2004, chapitre II et III). Toutefois, l'abondance relative de l'écureuil semble suivre l'abondance des arbres porteurs de cônes. Le renard et les petits mustélidés ne semblent pas affectés par la réduction du couvert suite à la coupe partielle, du fait qu'ils fréquentent une large gamme d'habitats (Ray 2000).

Notre étude a permis aussi d'examiner la fréquentation des habitats forestiers par les espèces étudiées. Le lièvre évite les milieux ouverts (Thompson *et al.* 1989, Ferron *et al.* 1998, Hodges 2000, Forsey et Baggs 2001, chapitre III); de même que l'écureuil, qui ne fréquente que les milieux forestiers conformément à son histoire de vie (Banfield 1987, Steele 1998, Forsey et Baggs 2001, chapitre III). La martre utilise des habitats forestiers où la structure est complexe (Sturtevant *et al.* 1996; Thompson et Curran 1995; Whitaker et Hamilton 1998) et évite ainsi les coupes forestières (Thompson *et al.* 1989, Forsey et Baggs 2001, chapitre III) où les legs structuraux (chicots, arbres à valeur faunique, ...) sont généralement absents. Le renard apparaît profiter de l'expansion de l'exploitation forestière dans l'est de l'Amérique du Nord au cours des cent dernières années (Whitaker et Hamilton 1998). Cependant, nous observons dans le cadre de cette étude qu'il utilise uniquement les milieux forestiers en hiver (voir chapitre II) bien que

cette espèce soit décrite comme fréquentant généralement des habitats ouverts (Thompson 1988, Ray 2000). Les petits mustélidés utilisent aussi bien les forêts résiduelles que les coupes adjacentes (Thompson *et al.* 1989, Forsey et Baggs 2001, chapitre III). Mais cela irait aussi dans le sens de St-Pierre (2003) qui montre que la sélection d'habitat au sein des domaines vitaux des petits mustélidés est fonction de la disponibilité de cet habitat dans le paysage. Toutefois ceux-ci montrent une sélection spécifique de certains types d'habitat pour leurs localisations à l'intérieur de leur domaine vital. Ainsi les petits mustélidés ne seraient peut-être pas des généralistes au sens strict, mais leur sélection d'habitat pourrait se faire à une autre échelle spatiale que celle du peuplement. Toutefois, ces résultats peuvent être dus à un problème d'identification et de discrimination des espèces de petits mustélidés, que l'on ne peut différencier facilement lors du pistage hivernal. L'hermine (*Mustela erminea*) est une espèce principalement retrouvée dans les habitats forestiers de fin de succession (Simms 1979) ainsi que dans les écotones en forêt boréale (Allen 1987), tandis que la belette pygmée (*Mustela nivalis*) préférerait les habitats ouverts. Très peu de choses sont connues sur le statut de ces petits mustélidés; a priori, peu d'études écologiques ont étudié la réponse de ceux-ci aux perturbations (Fisher et Wilkinson 2005).

Sur le plan méthodologique, notre étude ne présente pas un dispositif expérimental classique par blocs aléatoires (Zar 1999), mais utilise des blocs choisis en fonction de leur disponibilité. De plus, les réplicats ne sont pas spatialement dissociés car certains blocs sont contigus dans les CPE (Hurlbert 1984). Idéalement les blocs auraient dû être situés individuellement dans des zones indépendantes de pessière noire de l'Ouest du Québec. Cela nous aurait permis d'extrapoler nos résultats et nos conclusions à une plus

grande zone géographique. Toutefois, la nouveauté et le peu d'engouement pour ce type de coupe par les compagnies forestières fait en sorte que la coupe partielle est encore peu employée, ce qui fait que peu de sites étaient disponibles lors de l'échantillonnage et que certaines coupes n'ont pas été effectuées comme prévu. Les inférences de notre étude reflètent seulement la réponse de certains mammifères dans les trois premières années suivant la coupe (chapitre II : un à trois ans après coupe; chapitre III : un an après coupe). L'évaluation des réponses à plus long terme (>4 ans) nécessitera des échantillonnages périodiques sur quelques décennies afin de fournir une compréhension claire des impacts de ces pratiques. L'année de pré-traitement fournit un point de repère important pour évaluer la réponse du lièvre aux coupes partielles appliquées en mosaïque. Idéalement, tous les traitements et inventaires auraient du être représentés, mais il n'y a pas de données pré-traitement car certains sites et méthodes d'échantillonnage ne furent choisis qu'à l'hiver 2002 (chapitre III). Il convient d'être prudent dans l'interprétation de nos résultats car (1) ceux-ci n'ont pas encore été validés par une étude dans un paysage de coupes partielles réalisées à grande échelle ou avec diverses proportions de différentes pratiques sylvicoles dans la matrice adjacente, et que (2) notre étude présente une puissance statistique faible au niveau du pistage hivernal. En effet, le faible nombre de relevés et la longueur relativement courte des virées compte tenu de la taille des domaines vitaux des prédateurs étudiés, font en sorte qu'il est difficile d'obtenir des différences significatives car notre base de données de pistage comporte beaucoup de valeurs nulles. De plus, l'étude sur les CPMO repose ici sur un dispositif expérimental peu adéquat à l'évaluation de l'influence de la coupe partielle appliquée dans des blocs résiduels de coupe en mosaïque. En effet, il aurait nécessité plus de réplicats

(essentiellement au niveau des sites témoins) et des données pré-traitement dans des blocs résiduels non traités par coupe partielle. Ceci n'a pas été possible dans le cadre de la présente étude.

Implications pour la gestion

Sur le plan de l'aménagement, il est essentiel compte tenu de l'importance du lièvre pour plusieurs prédateurs aériens et terrestres de maintenir des densités suffisantes de cette espèce dans les aires d'intervention pouvant soutenir la prédation et permettre la recolonisation. De plus, il apparaît que d'une manière générale l'application de CPRS ou de coupe partielle est peu profitable à court terme pour le lièvre. Conséquemment, il faut donc que les gestionnaires s'assurent qu'entre le temps où les peuplements sont traités et où ils redeviennent un habitat de qualité, il reste des milieux avec un fort couvert permettant le maintien du lièvre à l'échelle du paysage. À cette fin, nous recommandons de laisser des parterres intacts de forêts résiduelles ou des « bosquets » intacts au sein des coupes partielles (chapitre 2 et 3) si de vastes parterres de ce dernier type de coupe sont envisagés. La taille de ces bosquets doit tenir compte de la matrice adjacente à ceux-ci, c'est à dire la coupe partielle. Ces bosquets sont alors considérés comme des îlots d'abri de qualité à l'intérieur d'un habitat sub-optimal, permettant au lièvre de trouver un couvert de protection. Nous recommandons aussi de faire attention à une réduction trop marquée de la surface terrière en résineux dans les coupes partielles, ainsi que de tenter d'établir quel est le seuil minimal du nombre d'arbres porteurs de cônes nécessaire au maintien de l'écureuil roux dans les parterres traités. Nos résultats montrent aussi que les espèces étudiées dans ce projet, conformément à d'autres études (Forsey et Baggs 2001), ne traversent pas les milieux ouverts. Ceci implique que dans un paysage aménagé il est

nécessaire de laisser une connectivité entre les milieux forestiers, résiduels et non perturbés. L'aménagement forestier doit se faire à l'échelle du paysage si l'on souhaite s'employer à maintenir toute la biodiversité de la forêt boréale (Burton *et al.* 2003, Potvin et Bertrand 2004).

L'optique actuelle en foresterie est d'assurer la pérennité des écosystèmes dans les paysages aménagés en s'inspirant des portraits historiques disponibles. Pour référence, la proportion historique connue de forêts mûres et surannées en pessières à mousse de l'Ouest est de 57 % et le ministère vise n'en conserver que 33 % (MRNFP 2003). Aussi l'intérêt pour des alternatives à la CPRS a augmenté ces dernières années, et ces pratiques alternatives sont essentiellement basées sur une conservation de l'étage dominant, comme les coupes partielles étudiées ici. Nous recommandons donc de développer l'utilisation des coupes partielles dans le but de créer ou maintenir des peuplements inéquiens. Cependant, nous recommandons de maintenir une partie de l'étage dominant de façon permanente dans les CPE, au lieu de pratiquer une CPRS dans les années suivantes, de façon à utiliser un système respectant la structure inéquienne de la forêt, et cela afin de ne pas annihiler les gains pour la biodiversité découlant de ce type de coupe partielle. Conserver la complexité de la structure, au travers des pratiques sylvicoles adaptées, permettra de récolter un volume de bois tout en assurant le maintien en forêt mature de certaines caractéristiques des forêts mûres et surannées.

ANNEXE

ESTIMATION DE L'ABONDANCE RELATIVE DU LIÈVRE D'AMÉRIQUE : UN BIAIS ENGENDRÉ PAR LA DÉGRADATION DES CROTTINS.

INTRODUCTION

En écologie animale il est souvent nécessaire de connaître l'abondance des animaux étudiés. Les indices d'abondance basés sur des signes de présence sont largement employés en regard des mesures d'abondance réelle. Ces techniques indirectes sont souvent moins coûteuses, prennent moins de temps à appliquer et à mettre en place, peuvent s'appliquer à grande échelle et sont plus faciles à utiliser lorsque les animaux sont difficiles à observer. Cependant, un indice qui est utilisé pour indiquer des différences relatives d'abondance (Lancia *et al.* 1994) se doit d'être précis. Comme le signale Walker *et al.* (2000), peu d'indices d'abondance ont été évalués. La validation de ces indices, qui est la recherche d'une liaison statistiquement significative entre l'indice et la densité réelle, est nécessaire afin d'assurer une gestion sur la base de données pertinentes. En effet Eberhardt et Simmons (1987) et Seber (1992) mettent en garde les utilisateurs d'indices non validés car ils peuvent ne pas traduire l'évolution exacte des populations.

Il existe de nombreux indices d'abondance relative, comme le nombre d'animaux tués à la chasse, les inventaires de chants d'oiseaux, de bois de cervidés et décompte de fèces (Lancia *et al.* 1994). Cette dernière méthode peut être appliquée pour de nombreux

animaux : tétras, nandou, cerf, kangourou, lapin, lièvre ou autres (Anberbjorn 1983, Lehmkuhl *et al.* 1994, Komers et Brotherton 1997, Walker *et al.* 2000, Taylor et Williams 1956, Huggard 2003, Herrera *et al.* 2004). Les estimations de densité de population d'animaux basée sur le comptage de tas de crottins sont souvent imprécis (Komers et Brotherton 1997).

Chez le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), le décompte de crottins est largement utilisé comme indice d'abondance (e.g. : Adams 1959, Orr et Dodds 1982, Ferron *et al.* 1996, Krebs *et al.* 2001, Murray *et al.* 2002), et est surtout utilisé comme outil de gestion de cette espèce (Ferron *et al.* 1996, Godbout *et al.* 2001). Des évaluations de cet indice ont déjà été réalisées pour le lièvre d'Amérique par Krebs *et al.* (1987, 2001) et Murray *et al.* (2002) qui démontrent une forte relation entre le nombre annuel de crottins de lièvre par placette et le nombre de lièvres résidant dans l'aire d'étude. Cependant le type de méthodologie employé peut influencer sur l'estimation de l'abondance de lièvre en fonction de la taille et de la forme des placettes d'échantillonnage (McKelvey *et al.* 2002, Murray *et al.* 2002). La densité de crottins de lièvre peut aussi varier en fonction du taux de défécation et de dégradation des crottins (Orr et Dodds 1982, Murray *et al.* 2002), qui tous deux dépendent de la diète et de l'habitat fréquenté (Cochran et Stains 1961, Angerbjorn 1983, Hodges 2000, Murray 2003). Habitat et diète variant régionalement (Hodges 2000, Murray 2003), cela peut entraîner une certaine variabilité régionale dans la relation entre la densité de crottins et la densité d'individus. Cette variabilité induit une source d'imprécision importante lors de la comparaison d'abondance relative entre des périodes ou des milieux différents. Cette variabilité peut jouer un rôle d'autant plus important lorsque le lièvre est à faible densité comme dans le

sud ou dans l'est de son aire de répartition en forêt boréale mature et ancienne. Pouvoir contrôler ces sources de variation permettrait d'apporter une plus grande précision aux comparaisons d'abondance de lièvre. Toutefois en milieu naturel, la variabilité engendrée par la diète ne peut être contrôlée de même que le taux de défécation, alors que l'influence due à l'habitat sur le taux de dégradation peut être pris en compte. Malloy (2000) rapporte un taux de dégradation de 7,5 % pour un an au Montana chez le lièvre d'Amérique. Chez le lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*), il est démontré que la persistance des crottins est variable entre les habitats et les saisons (Taylor et Williams 1956, Simonetti 1989, Iborra et Lumaret 1997, Palomares 2001). La décomposition se faisant plus rapidement en couvert forestier qu'en milieu ouvert (Cochran et Stains 1961). Ainsi la variabilité de dégradation serait fonction de la température, de la diète et de la localisation (Cochran et Stains 1961). La dégradation des crottins est essentiellement due aux bactéries, aux champignons, aux insectes et à leur désagrégation physique.

Notre objectif est d'évaluer le taux de dégradation annuel des crottins de lièvre.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Aire d'étude

Cette étude a été menée entre juin 2002 et juin 2003, à 80 km à l'ouest de la ville de Waswanipi, Québec (49°59'N, 76°23'O). L'aire d'étude est typique du domaine de la pessière noire à mousses de l'Ouest du Québec (Thibault et Hotte 1985) et située dans des peuplements résineux matures âgés de 50 à 90 ans. Les essences dominantes sont l'épinette noire (*Picea mariana*), le sapin baumier (*Abies balsamea*) et le pin gris (*Pinus*

banksiana). Pour réaliser cette étude, nous avons utilisé trois blocs de forêt résiduelle située dans un paysage de coupes avec protection de la régénération et des sols.

Méthodes d'échantillonnage

Pour estimer le taux de dégradation, nous avons placé vingt-deux (22) exclos à 5 m d'une placette permanente (Chapitre III) dans une direction aléatoire. Chaque exclos est composé d'une petite cage grillagée 30 x 10 x 10 cm. Le grillage empêche que des crottins soient déposés dans l'exclos ou en soient retirés. Nous avons placé vingt (20) crottins de lièvre d'aspects frais au sein de chaque exclos après avoir enlevé toutes fèces déjà présentes. Les exclos ont été laissés en place pendant un an. En 2003, nous avons compté le nombre de crottins restant dans chaque exclos et caractérisé le milieu environnant. Les données caractérisant l'habitat furent le type de substrat sur lequel reposaient les crottins et l'ouverture du milieu au-dessus de l'exclos. Les trois substrats relevés furent : de la terre, de la mousse et de la sphaigne. L'ouverture du milieu fut définie en quatre classes d'ouverture de la canopée : ouvert (100-75 % d'ouverture), semi-ouvert (75-50 %), semi-fermé (50-25 %) et fermé (25-0 %).

Analyses statistiques

Nous avons analysé les différences dans le taux de dégradation de crottins (%) entre les substrats et entre les milieux par des tests de Kruskal-Wallis pour chacune des variables car nos données ne répondent pas aux critères de la normalité et le nombre de réplicats pour chaque cas ne permet pas de tester les interactions entre les deux facteurs substrat et ouverture.

RÉSULTATS

Un exclos a disparu au cours de l'étude, ce qui porte à 21 le nombre total de réplicats. Le taux de dégradation moyen des crottins est de 46,19 % ($\pm 30,43$) pour une année dans notre expérience. Toutefois, nous observons que celui-ci est différent en fonction du substrat (Kruskal-Wallis; variable auxiliaire : 13,08; $p < 0,001$) et de l'ouverture du milieu (Kruskal-Wallis; variable auxiliaire : 8,86; $p = 0,031$). Le taux de dégradation annuel des crottins de lièvre sur de la sphaigne est significativement plus important que celui pour des crottins déposés sur de la terre ou de la mousse (voir Figure 1 et Tableau 1). Dans un milieu très ouvert (100-75 % d'ouverture), le taux de dégradation annuel des crottins est significativement plus faible que dans des milieux plus fermés (< 75 % d'ouverture) (voir Tableau 1 et Figure 2).

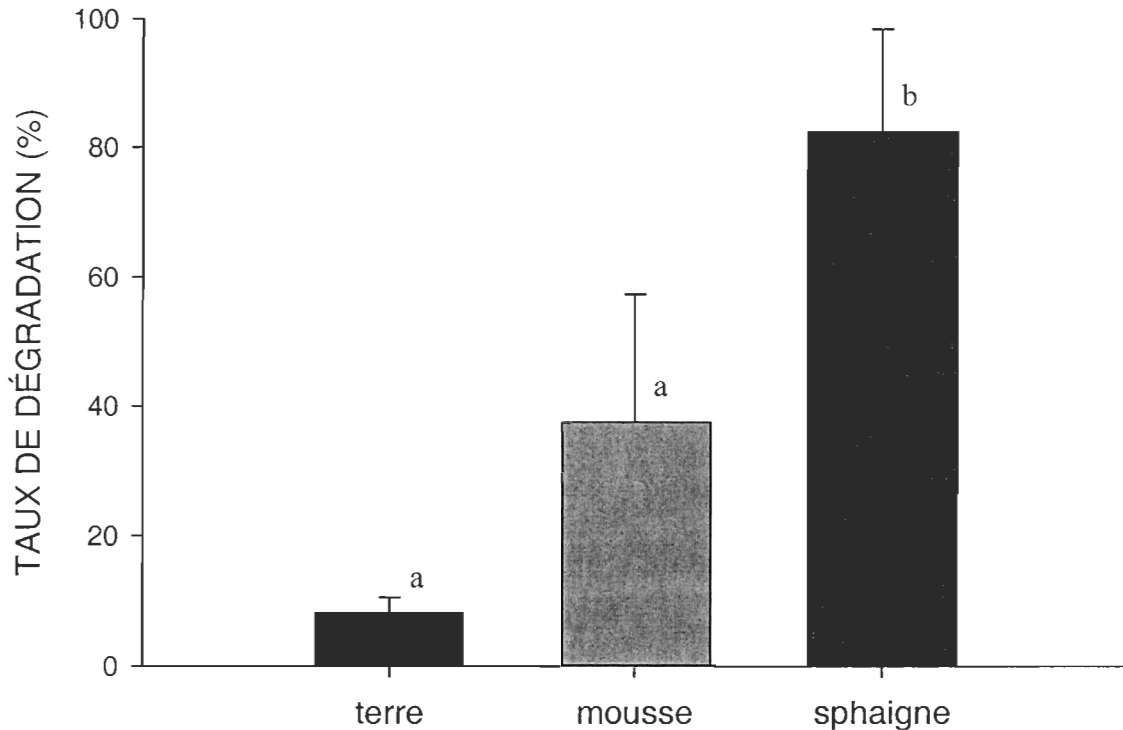


Figure 1. Taux de dégradation annuel (moyenne + erreur-type) de crottins de lièvre en fonction des différents substrats. ^{ab} test de comparaison multiple de Dunn.

Tableau 1. Taux de dégradation annuel de crottins (%) sur différents types de substrat et dans différents degrés d'ouverture du milieu.

Caractéristique	n	Taux de dégradation (\pm SE) %
Terre / Mousse	15	31,67 \pm 5,70
Sphaigne	6	82,50 \pm 7,16
Ouvert (100-75 %)	5	13,00 \pm 4,36
< 75 % d'ouverture	16	56,56 \pm 7,02

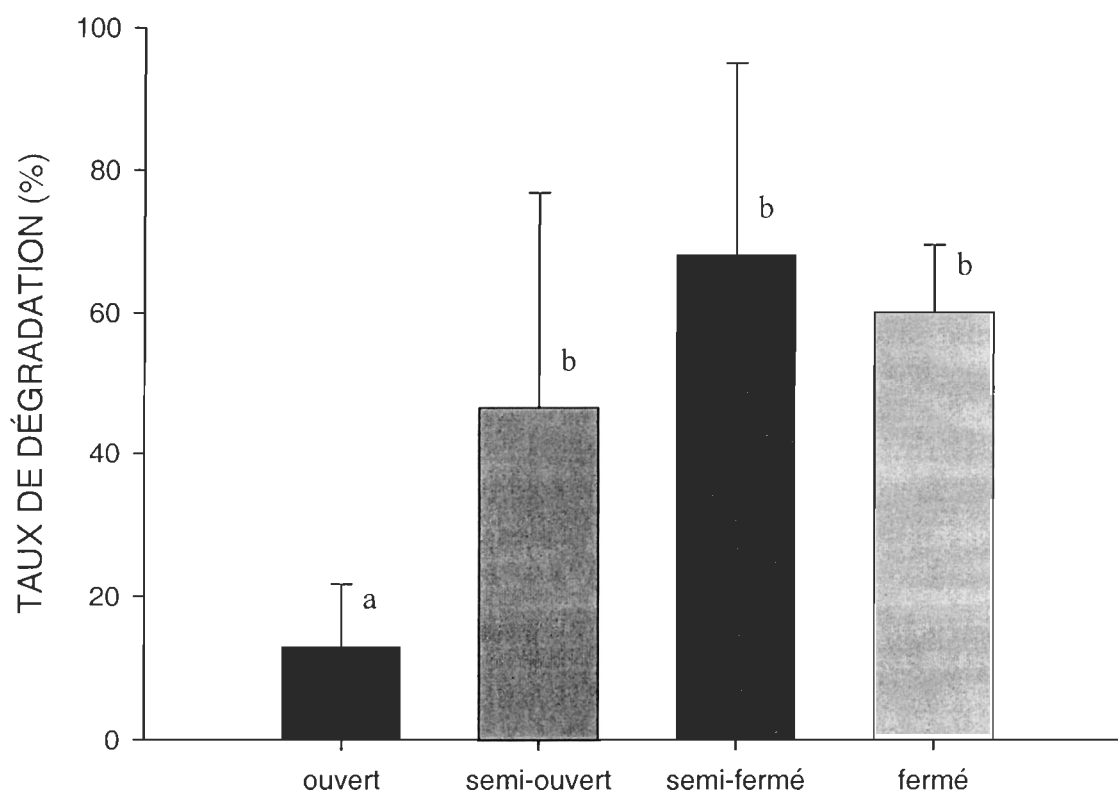


Figure 2. Taux de dégradation annuel (moyenne + erreur-type) de crottins de lièvre en fonction des différents degrés d'ouverture de la canopée. ^{ab} test de comparaison multiple de Dunn.

DISCUSSION

Nous avons pu calculer un taux annuel de dégradation des crottins de lièvre de 46 %. Toutefois, après avoir caractérisé, *a posteriori*, le milieu environnant ces exclos, nous avons observé une influence de celui-ci sur le taux de dégradation, comme certains auteurs le laissaient supposer (Cochran et Stains 1961, Angerbjorn 1983, Prugh et Krebs 2004). Selon Prugh et Krebs (2004), la différence dans les taux de dégradation serait en relation avec la différence d'humidité du micro-site et du type de substrat. D'autres études ont déjà montré que l'humidité est le facteur le plus important influençant le taux de dégradation de crottins chez les cervidés (Wigley et Johnston 1981, Harestad et Bunnell 1987, Lehmkuhl *et al.* 1994, Massei *et al.* 1998). Nous avons trouvé des différences significatives dans le taux de dégradation des crottins de lièvre entre différents substrats et différentes ouvertures du milieu environnant le lieu de dépôt des crottins. Ainsi l'assurance qu'avait Fuller et Heisey (1986) que le taux de disparition pour les crottins était le même quel que soit le type de couvert ne semble pas être vrai. Le type de substrat et l'ouverture de la canopée sont deux variables qui influencent les conditions d'humidité du micro-site. Le taux de dégradation est le plus faible sur un substrat tel la terre ou la mousse ainsi que dans un milieu très ouvert; ces deux conditions sont reliées à un milieu relativement plus sec comparé à un substrat de sphaigne ou un milieu plus fermé, ce qui confirmerait l'idée que l'humidité favorise la décomposition (Hartman 1960, Prugh et Krebs 2004).

Le manque de réplicats pour chacune des conditions, nous empêchait de calculer l'interaction entre le substrat et l'ouverture de la canopée. De plus, en raison du manque de caractérisation du micro-site de chaque placette d'échantillonnage, nous n'avons pu

appliquer notre correctif au nombre de crottins dans nos autres études (voir chapitre II et III). Cependant, on note qu'une partie des crottins déposés sur un substrat de sphaigne s'enfouissent dans celle-ci et ne sont pas nécessairement dégradés. Nous avons effectué ici un décompte standard des crottins, c'est à dire en surface, sans une fouille en profondeur dans la sphaigne.

Conséquemment, nous recommandons aux chercheurs d'évaluer le taux de dégradation dans leur site d'étude en fonction de ces différents paramètres. Ceci implique qu'il faut de caractériser chaque placette d'inventaire pour réduire le biais engendré par une variabilité due au taux de dégradation en fonction du milieu où se trouve le crottin.

REMERCIEMENTS

Ce projet a été initié sur une idée du Pr. Jean Ferron. Je tiens à remercier J.-C. Laroche et M. Poulin pour leur assistance sur le terrain.

RÉFÉRENCES

- Adams, L. 1959. An analysis of a population of snowshoe hares in northwestern Montana. *Ecological Monographs* 29 : 141-170.
- Allen, A.W. 1987. The relationship between habitat and furbearers. Pp.164-179 dans Novak, M., J. A. Baker, M. E. Obbard, et B. Malloch (eds.). *Wild Furbearer Management and Conservation in North America*. Ontario Trappers Association, North Bay.
- Angerbjorn, A. 1983. reliability of pellet counts as density estimates of mountain hares. *Finnish Game Research* 41 : 13-20.
- Attiwill, P.M., 1994. The disturbance of forest ecosystems – the ecological basis for conservation management. *Forest Ecology and Management* 63 : 247-300.
- Auclair, A. N. et F. G. Goff. 1971. Diversity relations of upland forests in the western great lakes area. *The American Naturalist* 105 : 499-527.
- Banfield, A.W.F., 1987. *The mammals of Canada*. University of Toronto Press. Toronto
- Bateman, M. C. 1986. Winter habitat use, food habits and home range size of the marten, *Martes americana*, in western Newfoundland. *Canadian Field-Naturalist* 100:58-62.
- Bayne, E. et K. Hobson. 2000. Relative use of continuous and fragmented boreal forest by red squirrel (*Tamisciurus hudsonicus*). *Canadian Journal of Zoology* 78 : 359-365.
- Bélanger, G. 2000. Impacts des éclaircies précommerciales sur l'habitat d'élevage de la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) et du tétras du canada (*Dendragapus canadensis*) en Gaspésie (Québec). *Société de la Faune et des Parcs du Québec*. 61p.
- Bellefeuille, S., N. Gagné, L. Bélanger, J. Huot, A. Cimon, S. Déry et J.-P. Jetté, 2001. Effets de trois scénarios de régénération de la sapinière boréale sur les passereaux nicheurs, les petits mammifères et le lièvre d'amérique. *Canadian Journal of Forest Research* 31 (8) : 1312-1325.
- Bergeron, Y. et B. Harvey, 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics : an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* 92 : 235-242.

- Bergeron, Y. et P. Drapeau, 2001. L'importance des forêts surannées et anciennes dans le maintien de la biodiversité en forêt boréale abitibienne. Rapport, Ministère des Ressources Naturelles, 172p.
- Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier, 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *The Forestry Chronicle* 75 (1) : 55-61.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur, 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest : consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31 : 384-391.
- Bérubé, P., et F. Lévesque, 1998. Effects of forestry clear-cutting on numbers and sizes of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in lakes of the Mastigouche Wildlife Reserve, Québec, Canada . *Fisheries Management and Ecology* 5 (2): 123-137.
- Bissonette, J. A., D. J. Harrison, C. D. Hargis, and T. G. Chapin. 1997. The influence of spatial scale and scale-sensitive properties on habitat selection by American marten. *dans* J. A. Bissonette, editor. *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Boutin, S., C. J. Krebs, R. Boonstra, M. R. T. Dale, S. J. Hannon, K. Martin, A. R. E. Sinclair, J. N. M. Smith, R. Turkington, M. Blower, A. Byrom, F. I. Doyle, C. Doyle, D. Hik, L. Hofer, A. Hubbs, T. Karels, D. L. Murray, V. Nams, M. O'Donoghue, C. Rohner et S. Schweiger. Population changes of the vertebrate community during a snowshoe hare cycle in Canada's boreal forest. *Oikos* 74 : 69-80.
- Brocke, R. H. 1975. Preliminary guidelines for managing snowshoe hare in the Adirondacks. *Northeast Fish and Wildlife Conference*. 32:46-66.
- Bujold, F., L. Bélanger et J. Huot, 2002. Régénération de la sapinière à bouleau à papier : efficacité des techniques usuelles et effets sur les habitats fauniques (le cas de l'éclaircie précommerciale). Rapport, Ministère des Ressources naturelles du Québec, 39p.
- Burton, P. J., C. Messier, D. W. Smith et W. L. Adamowicz. 2003. Towards sustainable management of the boreal forest. NRC Press, Ottawa. 1039p.
- Buskirk, S. W. 1984. Seasonal use of resting sites by marten in south-central Alaska. *Journal of Wildlife Management* 48 : 950-953.
- Buskirk, S. W., S. C. Forrest, M. G. Raphael et H. J. Harlow. 1989. Winter resting site ecology of marten in the central Rocky Mountains. *Journal of Wildlife Management* 53 : 191-196.

- Burskirk, S. W. et R. A. Powell. 1994. Habitat ecology of fishers and martens. *dans* : Burskirk, S. W., A. S. Harestad, M. G. Raphael et R. A. Powell (eds.). Martens, sables and fishers : biology and conservation. Cornell University Press, Ithaca, NY. Pp.283-296.
- Carreker, R. G. 1985. Habitat Suitability Index Models : Snowshoe Hare. Biological Reports 82. 29p.
- Chapin, T. C., D. M. Phillips, D. J. Harrison et E. C. York. 1997a. Seasonal selection of habitat by resting marten in Maine. *dans* Proulx, G., H. N. Bryant et P. M. Woodard. *Martes* : taxonomy, ecology, techniques, and management. Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Chapin, T. C., D. M. Phillips, D. J. Harrison et E. C. York. 1997b. Seasonal habitat selection by marten in an untrapped forest preserve. *Journal of Wildlife Management* 61 : 707-717.
- Chapin, T. J., D. J. Harrison, et D. D. Katnik. 1998. Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest. *Conservation Biology* 12:1327-1337.
- Cheveau, M. 2004. Dynamique naturelle des petits mammifères et effets des coupes partielles sur leurs populations en forêt boréale dans le nord ouest du Québec. Mémoire de Maîtrise. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, Canada.
- (CMED) Commission mondiale sur l'environnement et le développement. 1987. Notre avenir à tous. Éditions du Fleuve/Les Publications du Québec, Montréal, 1988, p. 51.
- Cochran, G. A. et H. J. Stains. 1961. Deposition and decomposition of fecal pellets by cottontails. *Journal of Wildlife Management* 25 (4) : 432-435.
- Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 2004. Rapport. <http://www.commission-foret.qc.ca/rapportfinal.htm>
- Conover, W.J. 1980. Practical nonparametric statistics. John Wiley & Sons, ed. N.Y.
- Côté, M. 1999. Utilisation à court terme de différents types de forêt résiduelle par l'écureuil roux, le grand polatouche et le tamia rayé après coupe à blanc dans la forêt boréale. Université du Québec à Rimouski. Mémoire de Maîtrise. 96p.
- Côté, M. et J. Ferron, 2001. Short-term use of different residual forest structures by three sciurid species in a clear-cut boreal landscape. *Canadian Journal of Forest Research* 31 : 1805-1815.

- Courtois, R. et F. Potvin, 1994. Impacts à court terme de la coupe à blanc sur la faune terrestre et ses utilisateurs en forêt boréale. *Vision Science* 1 (4) : 1-6.
- Cumberland, R. E., J. A. Dempsey et G. J. Forbes. 2001. Should diet be based on biomass ? Importance of larger prey to the American marten. *Wildlife Society Bulletin* 19 (4) : 1125-1130.
- Cusson, M., M.-H. St-Laurent, J. Ferron et A. Caron. 2001. Utilisation à court terme de trois types de forêt résiduelle par le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) en forêt boréale. Rimouski, Université du Québec à Rimouski pour le Ministère des Ressources naturelles du Québec et la Société de la faune et des parcs du Québec, code diffusion 2001-3080, 81p.
- DeKay, J.E. 1842. *Zoology of New York*. Albany. W.& A. White & J. Vischer.
- DeVos, A. et H.S. Mosby. 1971. Habitat analysis and evaluation. p.142-143. *dans* : Giles, R.H. (ed). *Wildlife Management Techniques*. The Wildlife Society, Washington D.C.
- Dlott, F et R. Turkington. 2000. Regulation of boreal forest understory vegetation : the roles of ressources and herbivores. *Plant Ecology* 151 : 239-251.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. Savard, Y. Bergeron et W. L. Vickery. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs* 70 (3) : 423-444.
- Drew, G.S. 1995. Winter habitat selection by American marten (*Martes americana*) in Newfoundland : Why Old Growth ? Thèse de Ph.D. Utah State University. 77p.
- Dussault, C., R. Courtois et J. Ferron, 1998. Impacts à court terme d'une coupe avec protection de la régénération sur la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) en forêt boréale. *Canadian Journal of Forest Research* 28 : 468-477.
- Eberhardt L. L. et M. A. Simmons. 1987. Calibrating population indices by double sampling. *Journal of Wildlife Management* 51 (3) : 665-675.
- Ferron, J., et J.-P. Ouellet. 1992. Daily partitioning of summer habitat and use of space by the snowshoe hare in the southern boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 70: 2178-2183.
- Ferron, J., R. Couture et Y. Lemay. 1996. Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune. Fondation de la faune du Québec, Sainte-Foy, 198p.
- Ferron, J., F. Potvin et C. Dussault. 1998. Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28 : 1335-1343.

- Fisher, J. T. et L. Wilkinson. 2005. The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review* 35 (1) : 51-81.
- Ford, W. M. et J. L. Rodrigue. 2001. Soricid abundance in partial overstory removal harvests and riparian areas in an industrial forest landscape of the central Appalachians. *Forest Ecology and Management* 152 : 159-168.
- Forsey, E. S. et E. M. Baggs. 2001. Winter activity of mammals in riparian zones and adjacent forests prior to and following clear-cutting at Copper Lake, Newfoundland, Canada. *Forest Ecology and Management* 145 : 163-171.
- Fortin, J. 2002. L'éclaircie précommerciale avec bosquets : un nouvel outil pour maintenir le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) dans les peuplements traités. Mémoire de maîtrise. 90p. Université du Québec à Rimouski.
- Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? *Ecological Applications* 3(2):202-205.
- Franklin, J. F., K. Cromack, W. Denison, A. McKee, C. Maser, J. Sedell, F. Swanson, et G. Juday. 1981. Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. USDA Forest Service, General Technical Report PNW-118, 48 p.
- Franklin, J. F., D. R. Berg, D. A. Thornburgh, et J. C. Tappeiner. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. *dans* K. Kohm and J. F. Franklin. *Creating a forestry for the 21st century*. Island Press: Washington, DC
- Frumhoff, P. C. 1998. The elusive prospect of sustainable forestry (Book Review of "Timber Production and Biodiversity Conservation in Tropical Rain Forests, by A.G. Johns. 1997). *Trends in Ecology and Evolution* 13 (4) : 166-167.
- Fuller, A.K. et D.J. Harrison. 2000. Influence of partial timber harvesting on American marten and their primary prey in Northcentral Maine. Prepared for the Maine Cooperative Forestry Research Unit, Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife.
- Fuller, T. K. Et D. M. Heisey. 1986. Density-related changes in winter distribution of snowshoe hares in northcentral Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 50 (2) : 262-264.
- Godbout, G., M. Poirier et R. Lafond. 2001. Méthode de caractérisation du cycle d'abondance du lièvre à l'aide du dénombrement de crottins, à des fins de gestions des animaux à fourrure. Société de la Faune et des Parcs du Québec. 50p.
- Gouvernement du Québec. 2004. Règlements sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État. Éditeur officiel du Québec. 35p.

- Gouvernement du Québec. 2002. Loi sur les forêts. L.R.Q., chapitre F-4.1, Éditeur officiel du Québec.
- Government of British Columbia. 1995. Silvicultural systems guidebook. B.C. Min. For. and B.C. Ministry of Environment, Lands, and Parks, Victoria, B.C.
- Grigal, D. F. et N. R. Moody. 1980. Estimation of browse by size classes for snowshoe hare. *Journal of Wildlife Management* 44(1): 34-40.
- Gurnell, J. 1983. Squirrel numbers and the abundance of tree seeds. *Mammal review* 13 : 133-148.
- Gurnell, J. 1987. The natural history of squirrels. Fact on File, Inc. NY.
- Hanski, I. 1995. Biodiversity in boreal forests. *Trends in Ecology and mangement* 10 (1) : 5-6.
- Harestad, A. S. et F. L. Bunnell. 1987. Persistence of black-tailed deer fecal pellets in coastal habitats. *Journal of Wildlife Management* 51 : 33-37.
- Hargis, C. D. et D. R. McCullough. 1984. Winter diet and habitat selection of marten in Yosemite National Park. *Journal of Wildlife Management* 48 : 140-146.
- Hargis, C. D. et J. A. Bissonette. 1997. Effects of forest fragmentation on populations of American marten in the intermountain west. Pages 437-451 *dans* Proulx, G., H. N. Bryant, and P. M. Woodard, editors. *Martes: taxonomy, ecology, techniques, and management*. Provincial Museum of Alberta, Edmonton, Canada.
- Hartman, F. H. 1960. Census techniques for snowshoe hares. Mémoire de Maîtrise. Michigan State University, East Lansing, MI. *cité dans* Orr et Dodds 1982.
- Harvey, B., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron, 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155 : 369-385.
- Hawley, V. D. et F. E. Newby. 1957. Marten home ranges and populations fluctuations. *Journal of Mammalogy* 38 : 174-184.
- Herrera, L. P., V. M. Comparatore et P. Littera. 2004. Habitat relations of *Rhea americana* in an agroecosystem of Buenos Aires Province, Argentina. *Biological Conservation* 119 : 363-369.
- Higgins, K.F., J.L. Oldemeyer, K.J. Jenkins, G.K. Clambey et R.F. Harlow. 1994. Vegetation sampling and measurement. Pages 567-591. *dans* : T.A. Bookhout.

Research and management techniques for wildlife and habitats. 5th ed. The Wildlife Society, Bethesda. Md.

- Hodges, K. E. 2000. Chapter 6 and 7 *dans* Ruggiero, L. F., K. B. Aubry, S. W. Buskirk, G. M. Koehler, C. J. Krebs, K. S. McKelvey et J. R. Squires (eds.). Ecology and conservation of lynx in the United States. University Press of Colorado, Denver.
- Hodgman, T. P., D. J. Harrison, D. M. Phillips et K. D. Elowe. 1997. Survival of American marten in an untrapped forest preserve in Maine. *dans* Proulx, G., H. N. Bryant et P. M. Woodard. 1997. *Martes* : taxonomy, ecology, techniques, and management. Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- 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.
- Hunter, M. L. H., 1999. Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press. Cambridge. England.
- Hurlbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54: 187-211.
- Iborra, O. et J. P. Lumaret. 1997. Validity limits of the pellet group counts in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalia* 61 : 205-218.
- Imbeau L., M. Mönkkönen et A. Desrochers, 2001. Long-Term Effects of Forestry on Birds of the Eastern Canadian Boreal Forests : a Comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology* 15 (4): 1151-1162.
- Keith, L. B. et L. A. Windberg. 1978. A demographic analysis of the snowshoe hare cycle. *Wildlife Monographs* 58 : 1-70.
- Kemp, G.A. et L.B. Keith. 1970. Dynamics and regulation of red squirrel (*Tamisciurus hudsonicus*) populations. *Ecology* 51 : 763-779.
- Klenner, W. et C. J. Krebs. 1991. Red squirrel population dynamics. I. The effect of supplemental food on demography. *Journal of Animal Ecology* 60 : 961-978.
- Klenner, W. et T. P. Sullivan. 2003. Partial and clear-cut harvesting of high elevation spruce-fir forests : implication for small mammal communities. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 2283-2296.
- Koehler, G. M., and M. G. Hornocker. 1977. Fire effects on marten habitat in the Selway-Bitterroot Wilderness. *Journal of Wildlife Management* 41:500-505.
- Komers, P. E. et P. N. M. Brotherton. 1997. Dung pellet used to identify the distribution and density of dik-dik. *African Journal of Ecology* 35 : 124-132.

- Krebs, C. J., B. S. Gilbert, S. Boutin et R. Boonstra. 1987. Estimation of snowshoe hare population density from turd transects. *Canadian Journal of Zoology* 65 :565-567.
- Krebs, C. J., A. R. E. Sinclair et S. Boutin. 1996. Vertebrate community dynamics in the boreal forest of the north-western Canada. *dans* *Frontiers of Population Ecology*. Floyd, R. B., A. W. Sheppard et P. J. De Barro (eds). CSIRO Publishing Melbourne.
- Krebs, C. J., A. R. E. Sinclair, R. Boonstra, S. Boutin, K. Martin et J. N. M. Smith. 1999. Community dynamics of vertebrate herbivores : how can we untangle the web ? *dans* *Herbivores : Between Plants and Predators*. Olff, H., V. K. Brown et R. H. Drent (eds). 38th Symposium of the British Ecological Society.
- Krebs, C. J., R. Boonstra, V. Nams, M. O'Donoghue, K. E. Hodges et S. Boutin. 2001. Estimating snowshoe hare population density from pellet plots : a further evaluation. *Canadian Journal of Zoology* 79 : 1-4.
- Lancia, R.A., J. D. Nichols et K. H. Pollock. 1994. Estimating the number of animals in wildlife populations. *dans* *Research and management techniques for wildlife and habitats*, 5th edition (Bookhout, T. A. ed.). The Wildlife Society, Bethesda, MD, USA, 740p.
- Lachowski, H. J. 1997. Relationship among prey abundance, habitat, and American marten in northern Maine. *Mémoire de Maîtrise*. University of Maine, Orono, Maine, USA.
- Larivière, S. et M. Pasitschniak-Arts. 1996. *Vulpes vulpes*. *Mammalian species* 537 : 1-11.
- Lee, J., I.K. Morrison, J.-D. Leblanc, M.T. Dumas et D.A. Cameron. 2002. Carbon sequestration in trees and regrowth vegetation as affected by clearcut and partial cut harvesting in a second-growth boreal mixedwood. *Forest Ecology and Management* 169 : 83-101.
- Lehmkuhl, J. F., C. A. Hansen et K. Sloan. 1994. Elk pellet-group decomposition and detectability in coastal forests of Washington. *Journal of Wildlife Management* 58 : 664-669.
- Leopold, A. 1945. The outlook for farm wildlife. *Transactions of the North American Wildlife Conference* 10 : 165-168.
- Litvaitis, J. A., J. A. Sherburne et J. A. Bissonette. 1985. Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density. *Journal of Wildlife Management* 49 (4) : 866-873.

- Lorimer, C. G. 2001. Historical and ecological roles of disturbance in eastern North American forests : 9,000 years of change. *Wildlife Society Bulletin* 29 (2) : 425-439.
- MacCracken, J.G., W.D. Steigers, Jr., et P.V. Mayer. 1988. Winter and early spring habitat use by snowshoe hares, *Lepus americanus*, in South-central Alaska. *Canadian Field-Naturalist* 102(1): 25-30.
- McKelvey, K. S., G. W. McDaniel, L. S. Mills et P. C. Griffin. 2002. Effects of plot size and shape on pellet density estimates for snowshoe hares. *Wildlife Society Bulletin* 30 (3) : 751-755.
- Maine Forest Service. 1998. 1997 Silvicultural Activities Report. Maine Forest Service, Departement of Conservation, Augusta, Maine, USA.
- Malloy, J. C. 2000. Snowshoe hare, *Lepus americanus*, fecal pellet fluctuations in Western Montana. *Canadian-Field Naturalist* 114 (3) : 409-412.
- Marsh, G. P. [1864] 1965. *Man and Nature ; or, Physical Geography as Modified by Human Action*. Edited by D. Lowenthal. Cambridge, Mass.: Harvard University Press.
- Martin, S. K. 1994. Feeding ecology of American martens and fishers. *dans* Buskirk, S. W., A. S. Harestad, M. G. Raphael et R. A. Powell. 1994. *Martens, sables and fishers : biology and conservation*. Cornell University Press, Ithaca, N.Y.
- Massei, G., P. Bacon et P. V. Genov. 1998. Fallow deer and wild boar pellet group disappearance in a Mediterranean area. *Journal of Wildlife Management* 62 : 1086-1094.
- Mattson, D.J. et DP. Reinhart. 1996. Indicators of red squirrel (*Tamiasciurus hudsonicus*) abundance in the whitebark pine zone. *Great Basin Naturalist* 56 (3) : 272-275.
- (MRNFP) Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 2003. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier proposés pour les plans généraux d'aménagement forestier de 2005-2010. <http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/forets/consultation/consultation-objectifs.jsp> (dernière consultation : 01/12/04)
- (MRNFP) Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 2004. <http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/saviez-vous.jsp> (dernière consultation : 01/12/04)
- (MRNFP) Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 2005. <http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/forets/quebec/quebec-regime-gestion-developpement.jsp> (dernière consultation : 18/03/05)

- (MELP) Ministry of Environment, Lands and Parks. 1998. Inventory methods for pikas and sciurids : pikas, marmots, woodchuck, chipmunks and squirrels – Standards for components of British Columbia's biodiversity N° 29. Ministry of Environment, Lands and Parks, Resources Inventory Branch. 70p. Disponible à l'adresse suivante : www.for.gov.bc.ca/ric
- Mönkkönen, M. 1999. Managing nordic boreal forest landscapes for biodiversity : ecological and economic perspectives. *Biodiversity and Conservation* 8 : 85-99.
- Monthey, R. W. 1986. Responses of snowshoe hares, *Lepus americanus*, to timber harvesting in Northern Maine. *Canadian Field-Naturalist* 100 (4) : 568-570.
- Mueller-Dombois, D. et H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. J. Wiley & Sons. N.Y. 574p.
- Murray, D. L., J. D. Roth, E. Ellsworth, A. J. Wirsing et T. D. Steury. 2002. Estimating low-density snowshoe hare populations using fecal pellet counts. *Canadian Journal of Zoology* 80 : 771-781.
- Murray, D.L. 2003. Snowshoe hares and other hares. dans Feldhamer, G. A. et B. Thompson (eds.) *Wild mammals of North America*.
- Norton, T.W. 1996. Conservation of biological diversity in temperate and boreal forest ecosystems. *Forest Ecology and management* 85 : 1-7.
- Nudds, T.D. 1977. Quantifying the vegetative structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin*. 5(3): 113-117.
- O'Donoghue, M. 1983. Seasonal habitat selection by snowshoe hare in eastern Maine. *Trans Northern Fish and Wildlife Conference* 40 : 100-107.
- O'Donoghue, M., S. Boutin, C. J. Krebs, G. Zuleta, D. L. Murray et E. J. Hofer. 1998a. Functional responses of coyotes and lynx to a snowshoe hare cycle. *Oikos* 79 (4) : 1193-1208.
- O'Donoghue, M., S. Boutin, C. J. Krebs, D. L. Murray et E. F. Hofer. 1998b. Behavioral responses of coyotes and lynx to a snowshoe hare cycle. *Oikos* 82 : 169-183.
- Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. 1996. Manuel de Foresterie. Les Presses de l'Université Laval, Québec. 1428 p.
- Orr, C. D. et D. G. Dodds. 1982. Snowshoe hare habitat preferences in Nova Scotia spruce-fir forests. *Wildlife Society Bulletin* 10 (2) : 147-150.
- Palomares, F. 2001. Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Society Bulletin* 29 (2) : 578-585.

- Patterson, B. R., L. K. Benjamin et F. Messier. 1998. Prey switching and feeding habits of eastern coyotes in relation to snowshoe hare and white-tailed deer densities. *Canadian Journal of Zoology* 76 : 1885-1897.
- Payer, D. C. 1999. Influences of timber harvesting and trapping on habitat selection and demographic characteristics of American marten. Thèse de Ph.D. University of Maine, Orono, Maine, USA.
- 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.
- Pease, J. L., R. H. Vowles et L. B. Keith. 1979. Interaction of snowshoe hares and woody vegetation. *Journal of Wildlife Management* 43 : 43-60.
- Pietz, P. J. et J. R. Tester. 1983. Habitat selection by snowshoe hares in North Central Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 47 (3): 686-696.
- Poole, K. G., A. D. Porter, A. de Vries, C. Maundrell, S. D. Grindal et C. C. St. Clair. 2004. Suitability of a young deciduous-dominated forest for American marten and the effects of forest removal. *Canadian Journal of Zoology* 82 : 423-435.
- Pothier, D., M. Prévost et I. Auger. 2003. Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. *Forest Ecology and Management* 179 : 573-583.
- Potvin, F. 1995. L'inventaire du brouet : revue des méthodes et description des deux techniques. Direction de la faune et des habitats. Ministère de l'Environnement et de la faune. 70p.
- Potvin, F. et N. Bertrand. 2004. Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forest : a management scenario suitable for wildlife ? *For. Chron.* 80 : 44-53.
- Potvin, F., R. Courtois et L. Bélanger, 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest : multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research* 29 : 1120-1127.
- Potvin, F., L. Bélanger et K. Lowell, 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conservation Biology*, 14 (3) : 844-857.
- Potvin, F., N. Bertrand et J. Ferron. 2001. Relevés hivernaux de pistes dans de grandes aires de coupe pour mesurer l'utilisation de la forêt résiduelle par la faune. Société de la faune et des parcs du Québec, Rapport. 45p.
- Potvin, F., L. Breton et R. Courtois. 2004. Réaction du castor, de l'orignal et du lièvre à la coupe avec protection de la régénération et des sols en forêt boréale : une

- réévaluation après 10 ans. Société de la Faune et des Parcs du Québec. Direction de la recherche sur la faune. 29p.
- Prugh, L. R. et C. J. Krebs. 2004. Snowshoe hare pellet-decay rates and aging in different habitats. *Wildlife Society Bulletin* 32 (2) : 386-393.
- Quinn, G. P. et M. J. Keough. 2002. *Experimental Design and Data analysis for Biologist*. Cambridge University Press. Cambridge. England.
- Raine, R.M. 1987. Winter food habits and foraging behaviour of fishers (*Martes pennanti*) and marten (*Martes americana*) in southern Manitoba. *Canadian Journal of Zoology* 61:25-34.
- Ransome, D.B., P.M.F. Lindgren, D.S. Sullivan et T.P. Sullivan. 2004. Long-term responses of ecosystem components to stand thinning in young lodgepole pine forest. I. Population dynamics of northern flying squirrels and red squirrels. *Forest Ecology and Management* 202 : 355-367.
- Raphael, M. G. et L. L. Jones. 1997. Characteristics of resting and denning sites of American martens in central and western Washington. *dans* Proulx, G., H. N. Bryant et P. M. Woodard. *Martes : taxonomy, ecology, techniques, and management*. Provincial Museum of Alberta, Edmonton.
- Ray, J. C. 2000. Mesocarnivores of northeastern North America : Status and Conservation Issues. WCS working paper No. 15.
- Rogowitz, G. L. 1988. Forage quality and use of reforested habitats by snowshoe hares. *Canadian Journal of Zoology* 66 : 2080-2083.
- Ruesink, J. L., K. E. Hodges et C. J. Krebs. 2002. Mass-balances analyses of boreal forest population cycles : merging demographics and ecosystem approaches. *Ecosystems* 5 : 138-158.
- Rusch, D. A. et W. G. Reeder. 1978. Population ecology of Alberta red squirrels. *Ecology* 59 : 400-420.
- Sansregret, H., 2000. Effets de l'éclaircie précommerciale sur les petits mammifères et les oiseaux forestiers dans la sapinière à bouleau blanc de l'est. Mémoire de Maîtrise. Université Laval. 67p.
- Seber G. A. F. 1992. A review of estimating animal abundance II. *International Statistical Review* 60 (2) : 129-166.
- Sheffield, S. R. et C. M. King. 1994. *Mustela nivalis*. *Mammalian Species* 454 : 1-10.

- Sherburne, S. S. et J. A. Bissonette. 1994. Marten subnivean access point use : response to subnivean prey levels. *Journal of Wildlife Management* 58 : 400-405.
- Simms, D. A. 1979. North american weasels : resources utilization and distribution. *Canadian Journal of Zoology* 57 : 504-520.
- Simonetti, J. A. 1989. Microhabitat use by *Oryctolagus cuniculus* in central Chile : a reassessment. *Mammalia* 53 : 363-368.
- Smith, C.C.. 1968. The adaptive nature of social organisation in the genus of tree squirrels *Tamiasciurus*. *Ecological Monographs*. 38 : 31-63.
- Smith, D.M., B.C. Larson, M.J. Kelty et P.M.S. Ashton. 1997. The practice of silviculture : applied forest ecology. 9th edition. 537p.
- Sokal, R. R. et F. J. Rolf. 1995. *Biometry*. Freeman & Co., San Francisco.
- Soutiere, E. C. 1979. Effects of timber harvesting on marten in Maine. *Journal of Wildlife Management* 43 : 850-860.
- Spencer, W. D. 1987. Seasonal rest-site preferences of pine martens in the northern Sierra Nevada. *Journal of Wildlife Management* 51 : 616-621.
- Steele, M. A. 1998. *Tamiasciurus hudsonicus*. Mammalian Species N°586. American Society of Mammalogists.
- Steventon, J. D., K. L. MacKenzie et T. E. Mahon. 1998. Response of small mammals and birds to partial cutting and clearcutting in northwest British Columbia. *The Forestry Chronicle* 74 (5) : 703-712.
- Sturtevant, B. R., J. A. Bissonette et J. N. Long. 1996. Temporal and spatial dynamics of boreal forest structure in western Newfoundland : silvicultural implications for marten habitat management. *Forest Ecology and Management* 87 : 13-25.
- Sullivan, T.P. 1990. Response of red squirrel (*Tamiasciurus hudsonicus*) populations to supplemental food. *Journal of Mammalogy* 71 : 579-590.
- Sutherland, W.J., A. S. Pullin, P. M. Dolman et T. M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19 (6) : 305-308.
- Systat. 2000. SYSTAT® 10 Statistics I et II. SPSS Inc.
- Taylor, R. H. et R. M. Williams. 1956. The use of pellet counts for estimating the density of populations of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.). *N.Z. J. Sci. Technol.* 39 : 236-256. cité dans Murray et al. 2002.

- Thibault, M. et D. Hotte. 1985. Les régions écologiques du Québec méridional. Document cartographique. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Québec.
- Thibault, I. 2004. Adaptations comportementales du coyote forestier au couvert végétal et aux conditions de neige. Mémoire de Maîtrise. Université du Québec à Rimouski. Rimouski, Québec. Canada.
- Thompson, I.D. 1988. Habitat needs of furbearers in relation to logging in boreal Ontario. *Forestry Chronicle* 64 : 251-261.
- Thompson, I. D. 1994. Marten populations in uncut and logged boreal forests in Ontario. *Journal of Wildlife Management* 58 : 271-280.
- Thompson, I. D. et A. S. Harestad. 1994. Effects of logging on American martens, and model for habitat management. *dans* Buskirk, S. W., A. S. Harestad, M. G. Raphael et R. A. Powell. 1994. Martens, sables and fishers : biology and conservation. Cornell University Press, Ithaca, N.Y.
- Thompson, I. D. et W. J. Curran. 1995. Habitat suitability for marten of second-growth balsam fir forests in Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology* 73 : 2059-2064.
- Thompson, I. D., I. J. Davidson, S. O'Donnell et F. Brazeau. 1989. Use of transects to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forest and regeneration stands. *Canadian Journal of Zoology* 67 : 1816-1823.
- Turcotte, F., R. Courtois, R. Couture et J. Ferron, 2000. Impacts à court terme de l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falcapennis canadensis*). *Canadian Journal of Forest Research* 30 : 202-210.
- UICN/PNUE/WWF, 1980. Stratégie mondiale de la conservation : la conservation des ressources vivantes au service du développement durable, Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources, Programme des Nations Unies pour l'environnement et Fonds mondial pour la nature, Gland, Suisse.
- VonTebra, C., D. P. Lavender et T. P. Sullivan. 1998. Relations of small mammal populations to even-aged shelterwood systems in sub-boreal spruce forest. *Journal of Wildlife Management* 62 (2) : 630-642.
- Walker, R. S., V. Pancotto, J. Schachter-Broide, G. Ackermann et A. J. Novaro. 2000. Evaluation of a fecal-pellet index of abundance for mountain vizcachas (*Lagidium viscacia*) in Patagonia. *Journal of Neotropical Mammalogy* 7 (2) : 89-94.
- Wigley, T. B. et M. J. Johnston. 1981. Disappearance rates for deer pellets in the southeast. *Journal of Wildlife Management* 45 : 251-253.

- Wheatley, M., K. W. Larsen et S. Boutin. 2002. Does density reflect habitat quality for north american red squirrels during a spruce-cone failure ? *Journal of Mammalogy* 83 (3) : 716-727.
- Whitaker, J.O. et W.J., Hamilton. 1998. *Mammals of the Eastern United States*. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Whitney, G. G. 1994. *From coastal wilderness to fruited plain*. Cambridge University Press. Cambridge. England.
- Wolfe, M. L., N. V. Debyle, C. S. Winchell et T. R. McCabe. 1982. Snowshoe hare cover relationship in northern Utah. *Journal of Wildlife Management* 46 : 662-670.
- Wolff, J. O. 1980. The role of habitat patchiness in the population dynamics of snowshoe hares. *Ecological Monographs* 50 (1) : 111-130.
- Wurtz, T.L. et J.C. Zasada. 2001. An alternative to clear-cutting in the boreal forest of Alaska : a 27-year study of regeneration after shelterwood harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 999-1011.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th edition. Prentice-Hall, Inc.