

Utilisation par la faune de la forêt résiduelle
dans de grandes aires de coupe :
synthèse d'une étude de trois ans
réalisée au Saguenay–Lac-Saint-Jean

Normand Bertrand, biologiste
François Potvin, ing.f., biologiste, Ph. D.

Ministère des Ressources naturelles
Société de la faune et des parcs du Québec

Québec, décembre 2002

DEF-0231

Pour plus de renseignements :

Direction de l'environnement forestier
Ministère des Ressources naturelles du Québec
Téléphone : (418) 627-8646
Courriel : def@mrn.gouv.qc.ca

Direction de la recherche sur la faune
Société de la faune et des parcs du Québec
Téléphone : (418) 521-3955

Diffusion :

Direction de la planification et des communications
Ministère des Ressources naturelles
5700, 4^e Avenue Ouest, bureau B-302
Charlesbourg (Québec) G1H 6R1
Téléphone : (418) 627-8600 ou 1-866-CITOYEN
1-866-248-6936

Télécopieur : (418) 643-0720
Courriel : service.citoyens@mrn.gouv.qc.ca
Site Internet : www.mrn.gouv.qc.ca

© Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles, 2002
Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2002

ISBN : 2-550-40605-2
Code de diffusion : 2002-3118

Remerciements

En premier lieu, nous désirons remercier nos partenaires universitaires, associés dès le départ à ce projet : Marcel Darveau, de l'Université Laval, Jean Ferron et Hubert Morin, respectivement de l'Université du Québec à Rimouski et de l'Université du Québec à Chicoutimi. Merci également aux étudiants gradués qui ont travaillé au projet, Marylène Boulet, Mathieu Côté, Marianne Cusson, Caroline Girard, Jean-Baptiste Strobel et Christine Vallières, ainsi qu'aux nombreux collaborateurs qui les ont assistés dans leurs travaux. Nous remercions Paul Patry et la compagnie Abitibi-Consolidated (secteur Saint-Félicien), qui ont adapté leur planification forestière et l'exécution de travaux forestiers, afin de répondre à nos besoins dans le secteur du lac Montréal, et qui nous ont fourni l'information cartographique relative aux coupes forestières de l'aire commune. Pour sa part, Jean-François Gingras, de l'Institut de recherche en génie forestier (FERIC), a fait une étude comparative des implications économiques rattachées aux deux alternatives de récolte forestière à l'étude dans le cadre du projet. Un merci spécial est adressé à Claude Paquet, de la Direction de l'environnement forestier du ministère des Ressources naturelles (MRN), pour ses travaux en géomatique et son assistance lors des relevés, de même qu'à Serge Gravel, du Bureau régional de Jonquière de la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ), pour sa participation assidue aux relevés et pour nous avoir fait profiter de sa connaissance du territoire. Merci également au personnel du Bureau régional de Jonquière de la FAPAQ, qui a prêté main forte à la majorité des relevés de terrain, ainsi qu'au personnel du MRN du Bureau régional du Saguenay–Lac-Saint-Jean et des unités de gestion de Roberval et de Saint-Félicien, qui ont collaboré à la recherche de sites d'étude et aux relevés de terrain. Nous sommes redevables au personnel de la Direction de la recherche sur la faune de la FAPAQ et à celui de la Direction de l'environnement forestier du MRN, qui ont été appelés à collaborer à l'ensemble des travaux de relevés sur le terrain. Un bon mot également pour les pilotes d'hélicoptère des compagnies Héli-Inter et Les Hélicoptères canadiens, pour leur excellente collaboration. Finalement, notre reconnaissance s'adresse au personnel de la Base de plein air du Lac-à-Jim pour son hospitalité tout au long du projet.

Sommaire

Le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI) prescrit la taille des coupes et leur répartition spatiale. La taille maximale est passée de 250 ha, en 1988, à 150 ha, en 1996. Des lisières boisées de 60 ou 100 m de largeur séparent les parterres de coupe adjacents. En forêt boréale, les parterres sont généralement regroupés pour former des aires d'intervention occupant des dizaines et, parfois, des centaines de kilomètres carrés. À l'intérieur de ces aires, les séparateurs de coupes et autres superficies boisées non récoltées forment la forêt résiduelle.

Du mois de mai 1997 au mois d'août 2000, nous avons étudié la fréquentation par la faune de la forêt résiduelle dans l'aire commune 25-03, située au nord-ouest du lac Saint-Jean. Trois types de structure ont été examinés : des séparateurs de coupes non riverains (SN), des séparateurs de coupes riverains (SR), comportant un ruisseau permanent, et des blocs résiduels (BR) de 18 à 50 ha de superficie. Installé dans le secteur du lac Montréal, le dispositif de base comprenait cinq répliques de chacun des types ainsi que cinq sites témoins (TE) en forêt non perturbée à l'extérieur de l'aire d'intervention de 23 km² de superficie. Cinq autres secteurs d'étude, correspondant à autant d'aires d'intervention récentes (coupes échelonnées de 1991 à 1997), contenaient chacun trois SN et trois SR. Les principales espèces étudiées dans ce dispositif sont les sciuridés (écureuil roux *Tamiasciurus hudsonicus*, grand polatouche ou « écureuil volant » *Glaucomys sabrinus* et tamia rayé *Tamias striatus*), le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), les passereaux et le tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*). L'orignal (*Alces alces*), pour sa part, a fait l'objet d'inventaires dans 21 aires d'intervention récentes dans l'ensemble de l'aire commune 25-03. La taille des aires d'intervention allait de 10 à 256 km². La forêt résiduelle occupait en moyenne 31 % de la superficie forestière productive, cette proportion variant de 18 à 40 % selon l'aire. Les peuplements d'épinette noire (*Picea mariana*) dominaient largement toutes les structures étudiées.

Pour toutes les espèces étudiées, plusieurs techniques d'étude ont été employées. Elles ont permis d'obtenir des informations complémentaires sur l'importance des populations, l'utilisation annuelle du territoire, les domaines vitaux, le taux de survie et le succès de reproduction.

L'écureuil roux, l'espèce de sciuridé de loin la plus abondante, a été retrouvé en densités comparables dans tous les types de structure de forêt résiduelle, en été comme en hiver. Le grand polatouche et le

tamias rayé étaient peu abondants ; toutefois, ils étaient présents, de façon sporadique, dans tous les types de structure.

Le lièvre semblait utiliser davantage les BR et les TE que les SN et les SR, même si généralement les différences entre les divers types de structure n'étaient pas significatives. Les taux de survie, la taille des domaines vitaux et l'ampleur des déplacements quotidiens suggèrent aussi que les BR constitueraient des milieux plus propices que les séparateurs. Lors des relevés de pistes en hiver, le lièvre était présent dans environ un séparateur sur trois, généralement à faible densité. Il préférait alors les séparateurs de plus de 100 m de largeur à ceux plus étroits. À l'intérieur des séparateurs, il était trois fois plus abondant dans la partie centrale (à plus de 20 m de la bordure) qu'il ne l'était aux abords de la coupe.

Chez les passereaux, les oiseaux résidants et les migrateurs néotropicaux étaient généralement plus rares dans la forêt résiduelle qu'ils ne l'étaient dans les TE, alors que la situation inverse prévalait pour les migrateurs de courte distance. Ainsi, la mésange à tête brune (*Parus hudsonicus*), une espèce résidante, était beaucoup moins abondante dans les SN qu'elle ne l'était dans les TE. Parmi les migrateurs néotropicaux, la paruline à poitrine baie (*Dendroica castanea*), la paruline à joues grises (*Vermivora ruficapilla*) et la paruline à tête cendrée (*Dendroica magnolia*), communes dans les TE, étaient rares ou absentes dans les SN, les SR et les BR. Par ailleurs, le taux de prédation, mesuré à l'aide de nids artificiels, ne différait pas entre les types de structure.

Durant la pariade, le tétras était présent dans tous les types de structure et il l'était en densités comparables. En 1999, nous avons observé des tétras dans la moitié des SN et des SR répartis dans les six secteurs d'étude. Des densités exceptionnelles, de plus de 15 mâles/km², ont été relevées dans les séparateurs de trois secteurs, alors que des densités modérées ont été rapportées ailleurs (5 mâles/km²). Les séparateurs les plus larges (> 80 m) avaient les plus fortes densités. Au lac Montréal, les tétras occupaient de très grands domaines vitaux (59 ha pour les mâles, 41 ha pour les femelles en moyenne), dont la taille n'était pas liée au type de séparateur.

L'orignal s'est maintenu dans les aires d'intervention récentes. Toutefois, sa densité était beaucoup plus basse que dans le reste du territoire : 0,20 contre 0,37 orignal/10 km² dans le domaine de la pessière ; 0,07 contre 1,26 dans celui de la sapinière. Les ravages d'originaux situés à l'intérieur des aires d'intervention ne

contenaient pas davantage de forêt résiduelle qu'en contenaient les aires d'intervention prises dans leur ensemble, ce qui dénote que la présence des orignaux à un endroit donné est davantage associée aux caractéristiques de la forêt résiduelle qu'à son importance. Les ravages étaient en effet situés là où la strate arbustive était beaucoup plus abondante et constituée, en grande partie, de sapin et de feuillus intolérants.

Pour les autres espèces, les relevés de pistes en hiver (parcours total de 95 km) indiquent une fréquentation régulière de la forêt résiduelle par l'hermine (*Mustela erminea*) et par la martre d'Amérique (*Martes americana*). Quelques pistes de vison (*Mustela vison*) et de loutre (*Lontra canadensis*) ont été aperçues ; elles étaient associées aux SR. Le renard roux (*Vulpes vulpes*) était très rare. Aucune piste de lynx du Canada (*Lynx canadensis*) n'a été observée au cours des trois années de l'étude.

Au départ, nous avons émis l'hypothèse que la forêt résiduelle constituerait un habitat marginal pour la faune, particulièrement les SN et les SR. Au contraire, les deux types de séparateurs ont été fréquentés par la plupart des espèces étudiées. Ils constituent des habitats adéquats pour l'écureuil roux, plusieurs passereaux et le tétras. En ce qui concerne le lièvre, les SN et les SR sont apparus généralement comme des habitats de pauvre qualité. Quand il était présent dans les aires d'intervention en hiver, l'orignal, pour sa part, n'a montré aucun intérêt particulier pour les séparateurs. Sur les plans de la richesse et de l'abondance faunique, les SR différaient peu des SN. Malgré leur plus grande taille, les BR ne se démarquaient pas des SN et des SR dans le cas des écureuils, des passereaux et du tétras. Ils semblaient cependant mieux convenir au lièvre. L'espèce étudiée la plus problématique est la paruline à poitrine baie ; en effet, elle était absente après deux ans dans les séparateurs et les BR.

Plusieurs résultats sont positifs et encourageants. Les espèces étudiées ne constituent cependant qu'une partie de la biodiversité faunique. Les espèces liées aux forêts matures et celles dites de forêt d'intérieur pourraient possiblement être affectées davantage. Par ailleurs, notre étude se limite au court terme. En vertu du RNI, les SN et les SR pourront être récoltés quand la régénération aura atteint 3 m de hauteur, soit dans une période s'échelonnant de 10 à 20 ans après coupe environ. Cette deuxième récolte surviendra avant que les parterres de coupe ne soient redevenus des habitats valables pour certaines espèces qui ne peuvent se satisfaire uniquement du stade gaulis.

Enfin, à la lumière des résultats, nous discutons des principes de base qui pourraient guider l'élaboration de scénarios relatifs à la répartition des coupes et de la forêt résiduelle. Dans un contexte de gestion intégrée forêt-faune, ces scénarios pourraient être modulés selon le type d'organisation faunique du territoire (territoire non structuré, zec, pourvoirie, etc.).

Référence : Bertrand, N. et F. Potvin, 2002. *Utilisation par la faune de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe : synthèse d'une étude de trois ans réalisée au Saguenay – Lac-Saint-Jean*, Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier et Société de la faune et des parcs du Québec, code de diffusion 2002-3118

Table des matières

Remerciements	i
Sommaire	iii
1. Introduction.....	1
2. Objectifs et hypothèses	5
3. Matériel et méthodes.....	7
3.1 Secteurs d'étude	7
3.2 Caractérisation du milieu	7
3.3 Techniques utilisées pour l'étude de la faune	10
4. Résultats.....	19
4.1 Caractéristiques du milieu.....	19
4.2 Écureuils.....	26
4.3 Lièvre d'Amérique.....	32
4.4 Passereaux.....	39
4.5 Tétras du Canada.....	45
4.6 Orignal	50
4.7 Autres espèces.....	56
5. Discussion et implications pour l'aménagement	59
5.1 Caractéristiques du dispositif expérimental	59
5.2 Comparaison entre les types de structure de forêt résiduelle	62
5.2.1 Synthèse des résultats.....	62
5.2.2 Discussion sur les hypothèses de départ	62
5.2.3 Écologie des paysages, fragmentation de l'habitat et mosaïque forestière après coupe	66
5.2.4 Effets à moyen terme	70
5.3 Implications pour l'aménagement.....	71
5.3.1 Maintien des espèces fauniques sur le territoire.....	71
5.3.2 Gestion intégrée forêt-faune.....	72
5.3.3 Principes de planification forestière visant à encadrer les caractéristiques que devrait avoir la forêt résiduelle dans les aires d'intervention de la pessière à mousses de l'ouest.....	75
5.3.4 Techniques de coupe alternatives.....	78
5.4 Travaux de recherche complémentaires.....	79
Conclusion.....	81
Annexe A.....	83
Bibliographie	87

Liste des tableaux

Tableau 1	Techniques utilisées pour étudier la faune dans des structures de forêt résiduelle	11
Tableau 2	Proportion de forêt résiduelle à l'intérieur de 21 aires d'intervention dans l'aire commune 25-03.....	20
Tableau 3	Configuration spatiale des structures inventoriées dans six aires d'intervention de l'aire commune 25-03	22
Tableau 4	Caractéristiques de la végétation des structures inventoriées dans six aires d'intervention de l'aire commune 25-03	23
Tableau 5	Caractéristiques de la végétation des parterres de coupe inventoriés dans les aires d'intervention du domaine de la pessière de l'aire commune 25-03, selon le nombre d'années après coupe	25
Tableau 6	Incidence par structure et par relevé de pistes des principaux indices fauniques.....	31
Tableau 7	Probabilité de présence de 13 espèces d'oiseaux dans trois types de structure de forêt résiduelle et comparaison statistique par rapport à des sites témoins en forêt non perturbée, dans le secteur du lac Montréal.....	41
Tableau 8	Synthèse des résultats par espèce	63

Liste des figures

Figure 1	Vue aérienne de deux aires d'intervention typiques, caractérisées par une distribution regroupée de parterres de coupe séparés de lisières boisées de 60 à 100 m de largeur.....	3
Figure 2	Illustration des deux alternatives de distribution des parterres de coupe prévues dans le RNI.....	4
Figure 3	Localisation des six secteurs d'étude situés dans l'aire commune 25-03 et des autres blocs d'inventaire survolés pour l'étude de l'original	8
Figure 4	Dispositif expérimental de base situé dans le secteur du lac Montréal.	9
Figure 5	Exemples d'aires d'intervention ayant une proportion différente de forêt résiduelle	21
Figure 6	Surface terrière des essences forestières présentes dans les séparateurs des aires d'intervention.....	24
Figure 7	Abondance relative du grand polatouche dans quatre types de structure de forêt résiduelle lors des différentes périodes de piégeage	26
Figure 8	Abondance relative du tamia rayé dans quatre types de structure de forêt résiduelle lors des différentes périodes de piégeage.....	27
Figure 9	Densité des écureuils roux adultes dans quatre types de structure de forêt résiduelle lors des différentes périodes de piégeage.....	27
Figure 10	Nombre d'observations par type d'indice faunique pour l'ensemble des relevés de pistes des six secteurs d'étude	30
Figure 11	Nombre de crottins de lièvre par parcelle en forêt dans quatre types de structure de forêt résiduelle pour chaque année.....	32
Figure 12	Nombre de ramilles broutées par le lièvre par parcelle en forêt dans quatre types de structure de forêt résiduelle pour chaque année	33
Figure 13	Indice global d'abondance du lièvre mesuré par relevé de pistes dans des séparateurs non riverains et riverains en fonction de la largeur moyenne du séparateur et du couvert vertical arbustif.....	35
Figure 14a	Localisations télémétriques des lièvres associés aux séparateurs non riverains et riverains.....	36
Figure 14b	Localisations télémétriques des lièvres associés aux blocs résiduels.....	37
Figure 15	Indice de pistes et indice global d'abondance du lièvre mesurés par relevé de pistes pour les sections de forêt allant de la coupe vers l'intérieur pour l'ensemble des séparateurs non riverains et riverains	38

Figure 16	Densités d'espèces et de couples d'oiseaux nicheurs par statut migratoire pour quatre types de structure de forêt résiduelle.....	40
Figure 17	Proportions de nids au sol et à 5 mètres de hauteur attaqués par des prédateurs dans quatre types de structure de forêt résiduelle dans le secteur du lac Montréal	43
Figure 18	Densités de tétras par type de structure de forêt résiduelle dans le secteur du lac Montréal, de 1997 à 1999.....	45
Figure 19	Densités de tétras dans les séparateurs non riverains et riverains situés dans six aires d'intervention de l'aire commune 25-03 en 1999	46
Figure 20	Domaine vital estival et localisations hivernales de trois tétras munis d'un émetteur dans le secteur du lac Montréal, fréquentant des milieux différents	47
Figure 21	Densité d'orignaux par bloc survolé dans l'aire commune 25-03, selon le domaine bioclimatique.....	51
Figure 22	Relation entre la densité de l'orignal dans les parcelles d'inventaire (60 km ²) de la zone de chasse 18 ouest en 1998, la proportion de coupes récentes (1991-1997) et la proportion de peuplements mélangés et feuillus	53
Figure 23	Récolte d'orignaux dans l'ensemble de l'unité de gestion 25 et dans les 21 aires d'intervention récentes (1991-1997) de ce secteur, de 1981 à 1999.....	54
Figure 24	Récolte réelle et récolte attendue d'orignaux dans 18 aires d'intervention de l'unité de gestion 25 où la coupe a débuté entre 1991 et 1994, selon l'année du début de la coupe	55

1. Introduction

En 1996, le gouvernement du Québec a inscrit les six critères du développement forestier durable dans le préambule de la Loi sur les forêts (L. R. Q., c. F-4.1). Cette initiative indiquait clairement que le développement durable devait servir de guide pour la gestion de l'ensemble des ressources du milieu forestier. À peu près à la même époque, s'amorçait le développement de divers processus de certification des pratiques en matière de gestion, d'intervention forestière et de transformation. De tels processus sont de nature à améliorer les façons de faire des entreprises qui y adhèrent, en prônant une approche globale et adaptative et en faisant une place plus appropriée aux aspects environnementaux en général. Par ailleurs, depuis quelques années, des attentes beaucoup mieux définies ont été exprimées en ce qui concerne des ressources particulières du milieu forestier, principalement la faune et la villégiature. Ces attentes ont été à l'origine du développement d'approches de gestion intégrée des ressources cherchant à s'adapter à des conditions locales ou régionales particulières (Stein et Roy, 1997). De telles approches visent à faciliter les relations et la bonne entente entre les partenaires impliqués sur le territoire. Tous ces éléments dénotent une grande effervescence et une évolution rapide dans le domaine de la gestion des ressources du milieu forestier au Québec.

La gestion des ressources naturelles nécessite non seulement la possession d'un minimum de connaissances à leur sujet, mais également un processus de décision qui prenne en considération, de manière convenable, l'ensemble de ces connaissances. En matière de gestion des ressources, l'élaboration de politiques et la fixation de normes relèvent de mécanismes qui n'intègrent pas toujours parfaitement les acquis de la science et qui, forcément, supposent des compromis entre des considérations de nature socio-économique et environnementale (Ellefson, 2000 ; Pregernig, 2000). Parfois, il arrive aussi que les connaissances nécessaires pour agir de façon éclairée ne soient pas disponibles et que des orientations ou des seuils soient fixés plus ou moins empiriquement, sur l'avis d'experts en la matière. Ces aspects demandent alors à être validés, dans un contexte de gestion adaptative.

Au Québec, la planification forestière est encadrée par le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI) (L. R. Q., c. F-4.1, a. 171). Ce règlement prescrit diverses mesures de protection qui touchent notamment les zones sensibles, certains habitats fauniques importants, la qualité de l'eau et l'habitat aquatique. Adoptée en 1988, la première version du RNI limitait la taille maximale des coupes à 250 ha et stipulait que des séparateurs, sous forme de lisières boisées dont la largeur variait de 60 à 100 m selon la taille des coupes adjacentes, devaient être laissés entre les parterres

(Figure 1). Des modifications proposées en 1996 ont ramené à 150 ha la taille maximale et ont introduit une nouvelle alternative dans la distribution des coupes, soit les blocs équivalents (aires équivalentes). Il s'agit de blocs de forêt d'au moins 3 m de hauteur et de superficie égale ou supérieure à la plus grande des coupes adjacentes, qu'on laisse intacts en guise de séparateurs. L'utilisation de cette approche génère des mosaïques forestières différentes de celles découlant de l'emploi de lisières boisées en préservant une portion de forêt plus importante, qui est répartie dans des blocs de plus grande taille (Figure 2).

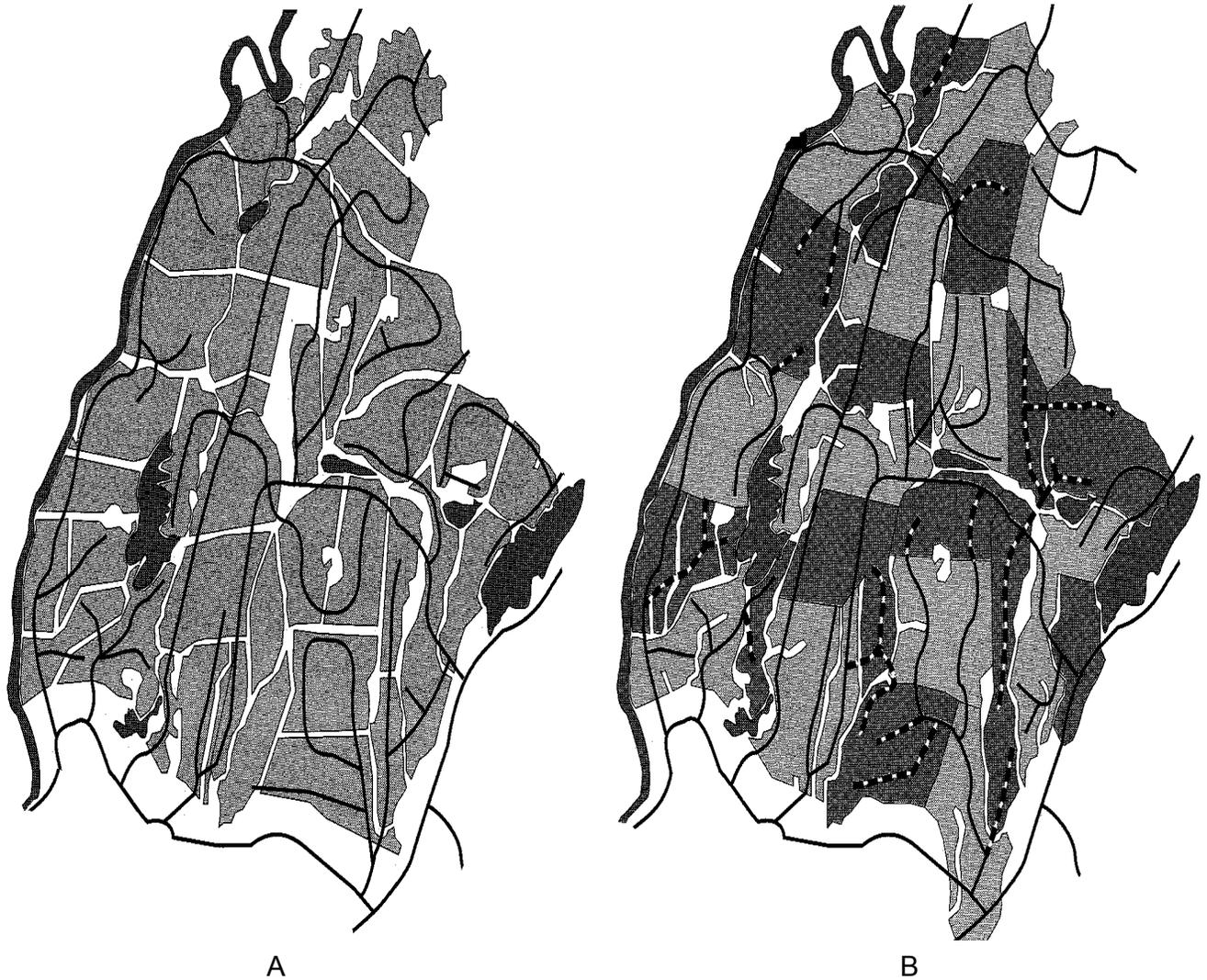
Sur les plans du maintien de la biodiversité et de la gestion intégrée des ressources du milieu forestier, la faune occupe une place fondamentale. L'évaluation, du point de vue de l'habitat, des impacts de la coupe forestière sur les espèces fauniques est une préoccupation relativement récente. Même si plusieurs études ont été menées, avant le début des années 1990, sur l'écologie des espèces dans leur milieu naturel, très peu d'entre elles avaient été entreprises dans l'optique de mesurer l'impact spécifique des coupes sur la qualité de l'habitat et sur l'utilisation du territoire. Une étude de première importance a été entreprise en ce sens au Québec, de 1990 à 1994, par le ministère de l'Environnement et de la Faune (Potvin et Courtois, 1998 ; Potvin *et al.*, 1999). Ces travaux ont permis d'évaluer les conséquences à court terme des coupes forestières sur plusieurs espèces fauniques. De plus, ils ont démontré que les parterres de coupe récents représentaient des habitats pauvres pour plusieurs d'entre elles. Les auteurs ont conclu que le maintien des communautés à l'échelle locale dépendait de la forêt résiduelle.

En 1996, dans le contexte de la révision du RNI, le ministère des Ressources naturelles (MRN) et le ministère de l'Environnement et de la Faune (devenu la Société de la faune et des parcs du Québec [FAPAQ]) prenaient la décision d'évaluer conjointement l'impact sur la faune des deux alternatives de distribution des coupes qu'offraient aux industriels forestiers les nouvelles dispositions du règlement (Bertrand *et al.*, 1997). Trois partenaires universitaires, un institut de recherche et un industriel forestier ont été associés à cette étude d'une durée de trois ans¹. Le présent document constitue la synthèse des résultats obtenus dans le cadre de ce projet (annexe A). Dans un premier temps, il présente les points saillants observés pour les différents volets de l'étude. Dans un deuxième temps, il analyse ces résultats dans une optique de planification forestière. Puisque l'étude porte sur plusieurs espèces non-gibiers, elle déborde le cadre strict de la gestion intégrée faune-forêt. Elle ne saurait par contre prétendre couvrir l'ensemble de la biodiversité et n'a pas non plus pris spécifiquement en compte les espèces associées aux forêts anciennes ni le caribou des bois.

¹ Université Laval, Université du Québec à Rimouski, Université du Québec à Chicoutimi, Institut canadien de recherches en génie forestier (connu sous le sigle anglais FERIC) et Produits forestiers Donohue (actuellement Abitibi-Consolidated Inc.)



Figure 1 Vue aérienne de deux aires d'intervention typiques, caractérisées par une distribution regroupée de parterres de coupe séparés de lisières boisées de 60 à 100 m de largeur



Zones blanches : séparateurs de coupes
 Zones grises : parterres de coupe
 Zones foncées : plans d'eau

Zones blanches : forêt résiduelle
 Zones grises : parterres de coupe
 Zones foncées : blocs équivalents et plans d'eau

Figure 2 Illustration des deux alternatives de distribution des parterres de coupes prévues dans le RNI : (A) avec séparateurs de coupes de 60 ou 100 m et (B) avec blocs équivalents (Source : Gingras, 1997)

2. Objectifs et hypothèses

Pour plusieurs espèces fauniques, les coupes récentes ne constituent pas des milieux adéquats ; elles les obligent à se réfugier dans la forêt résiduelle (Potvin et Courtois, 1998). Aucune étude axée spécifiquement sur l'utilisation des structures de forêt résiduelle par la faune n'ayant encore été réalisée dans le contexte québécois, le présent projet vise à répondre aux deux questions suivantes :

- Les espèces fauniques demeurent-elles présentes dans la forêt résiduelle après la coupe forestière réalisée selon les modalités actuelles, à l'intérieur des aires d'intervention résultant de coupes juxtaposées année après année, et qui peuvent atteindre avec le temps plusieurs dizaines ou centaines de kilomètres carrés ?
- Lorsque les espèces sont présentes dans la forêt résiduelle des aires d'intervention, quels sont les facteurs qui favorisent cette présence, en relation avec les caractéristiques locales de la végétation et la configuration spatiale des superficies forestières résiduelles ?

La présente étude évalue trois types de structure de forêt résiduelle : 1) des séparateurs de coupes non riverains (SN) sous forme de bandes de 60 à 100 m de largeur environ, 2) des séparateurs de coupes riverains (SR) de largeur comparable qui renferment un ruisseau permanent et, finalement, 3) des blocs résiduels (BR) de 18 à 50 ha de superficie ayant des formes variées. Les hypothèses de départ concernant l'utilisation, par la faune, des structures de forêt résiduelle après la coupe forestière étaient les suivantes :

1. Les séparateurs de coupes sous forme de lisières boisées, tant en milieu riverain qu'en milieu non riverain, sont des habitats peu propices à la faune, en raison de leur faible superficie et de leur important rapport *longueur de périmètre/superficie totale*, sauf peut-être pour les espèces généralement associées aux bordures. Ils ne constituent vraisemblablement pas des habitats permanents convenables pour plusieurs espèces ; tout au plus servent-ils de corridors de déplacement, permettant à la faune d'aller d'un massif à un autre, dans la relative sécurité qu'offre le couvert demeuré en place.
2. Les séparateurs riverains constituent de meilleurs habitats fauniques que les séparateurs non riverains, en raison de la présence d'un cours d'eau et de la végétation plus riche généralement associée à l'écotone riverain. Certaines espèces pourraient être associées plus étroitement à ces milieux. Des dépôts de surface souvent plus profonds et un relief moins prononcé pourraient aussi contribuer à réduire l'incidence du chablis dans ce type de structure.
3. En raison de leurs superficies plus grandes et aussi de leurs formes moins fragmentées, les blocs de forêt résiduelle constituent de meilleurs habitats que les séparateurs ; ils sont plus favorables à la

faune en général, particulièrement aux espèces dites de forêt d'intérieur, associées à des massifs forestiers continus. À caractéristiques d'habitat équivalentes, ce type de structure offre à la faune des conditions intermédiaires, entre des séparateurs de coupes sous forme de lisières et des sites témoins, situés en forêt continue à l'extérieur des aires d'intervention.

3. Matériel et méthodes

3.1 Secteurs d'étude

Le dispositif de base a été implanté au nord-ouest du lac Saint-Jean, dans le secteur du lac Montréal (49° 09' N, 72° 59' O) situé à environ 50 km de Saint-Félicien (Figure 3). Ce secteur appartient à l'aire commune 25-03 (Produits forestiers Donohue, actuellement Abitibi-Consolidated) et à l'Unité de gestion de Saint-Félicien (25). Au moment où l'étude a débuté en 1997, les coupes étaient en progression ; elles se sont poursuivies jusqu'à l'année 2000. Il s'agit de coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS). Le dispositif comprend cinq séparateurs non riverains (SN), cinq séparateurs riverains (SR), cinq blocs résiduels (BR) et cinq sites témoins (TE) en forêt non touchée par la coupe, à l'extérieur de l'aire d'intervention (Figure 4). La première année, un seul BR avait été isolé de la forêt avoisinante par les coupes forestières, alors que les autres l'ont été par des coupes réalisées entre août 1997 et février 1998. Au cours des trois années de l'étude, ce secteur a été utilisé pour l'ensemble des espèces. En complément, cinq autres secteurs, correspondant à autant d'aires d'intervention récentes (1991-1997), ont été sélectionnés dans l'aire commune 25-03 pour effectuer les relevés de pistes hivernaux (1999 et 2000) et l'inventaire du tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) (1999) (Figure 3). Ces secteurs étaient situés à des distances variant de 50 à 90 km environ au nord et à l'ouest du dispositif du lac Montréal. Quatre d'entre eux sont localisés dans le domaine de la pessière à mousse (2, 3, 5, B), celui du lac Montréal (M) est à la jonction de la pessière et de la sapinière à bouleau blanc alors que le secteur G appartient au domaine de la sapinière. L'ajout de secteurs additionnels visait à évaluer la représentativité des résultats du dispositif de base à l'échelle régionale. Pour l'original, en plus de ces six secteurs, nous avons aussi survolé toutes les autres aires d'intervention récentes de plus de 10 km² à l'intérieur de l'aire commune 25-03, pour un total de 21 blocs d'inventaire.

3.2 Caractérisation du milieu

Dans le secteur du lac Montréal, nous avons réalisé une cartographie forestière à l'échelle 1/20 000 sur la base de la stratification en usage au MRN (Saucier *et al.*, 1994), à partir de photos aériennes datant de 1991. La mise à jour des coupes a été complétée avec des photographies datant de 1997 et de 1998. La taille minimale des polygones cartographiques identifiés était de 1 ha pour les milieux contrastés et de 4 ha pour les milieux non contrastés. Ces tailles réduites, par rapport à la cartographie écoforestière standard, visaient à fournir une meilleure définition du milieu et à permettre une analyse plus précise des habitats. La carte a été numérisée et différentes analyses spatiales sur des indices de configuration du

paysage ont été faites à l'aide du logiciel ArcView (ESRI 1987). Dans les autres secteurs d'étude, l'information numérisée des coupes forestières (1991-1997) a été superposée aux cartes topographiques de base à l'échelle 1/20 000, alors que l'information forestière dans et à la périphérie des aires d'intervention a été obtenue à partir du système SIFORT (Pelletier *et al.*, 1996).

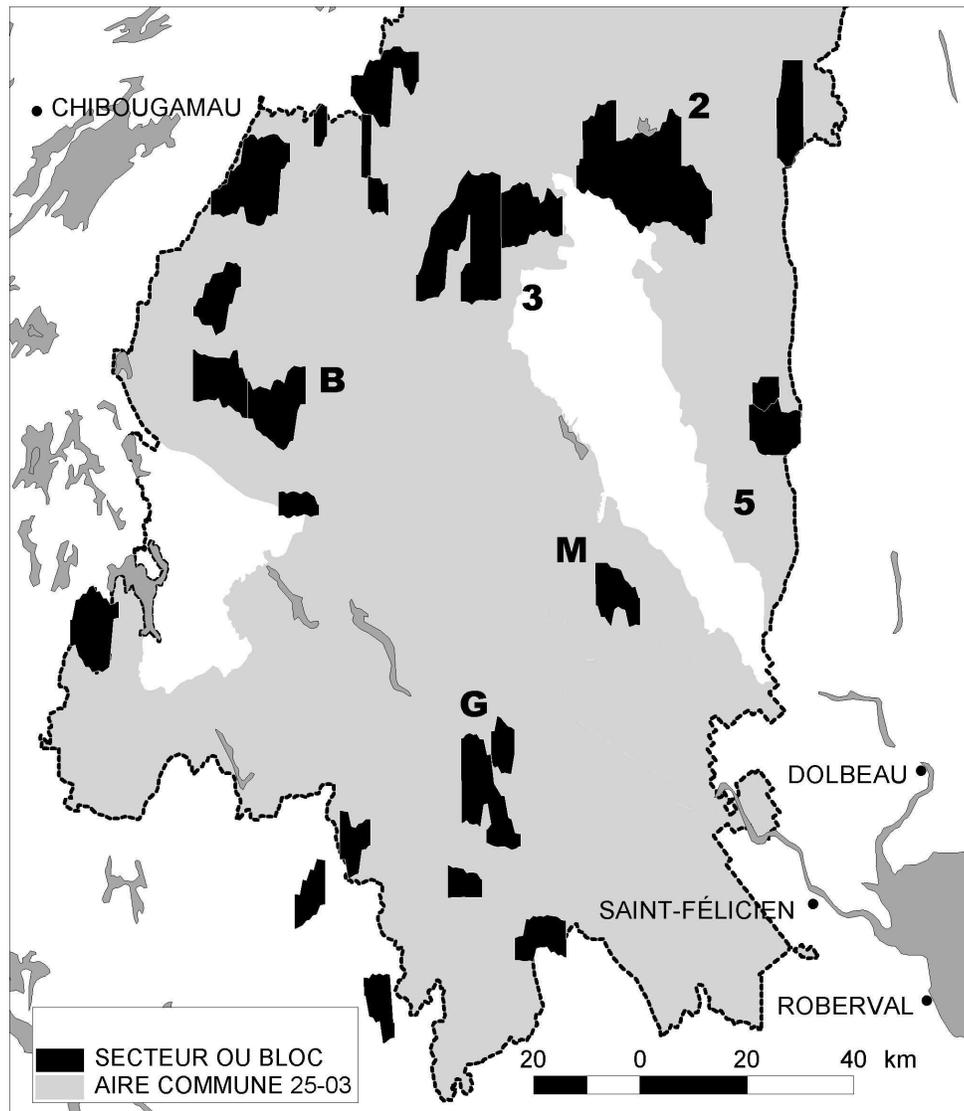


Figure 3 Localisation des six secteurs d'étude situés dans l'aire commune 25-03 (2, 3, 5, B, G, M) et des autres blocs d'inventaire survolés pour l'étude de l'original. Le secteur M est celui du lac Montréal

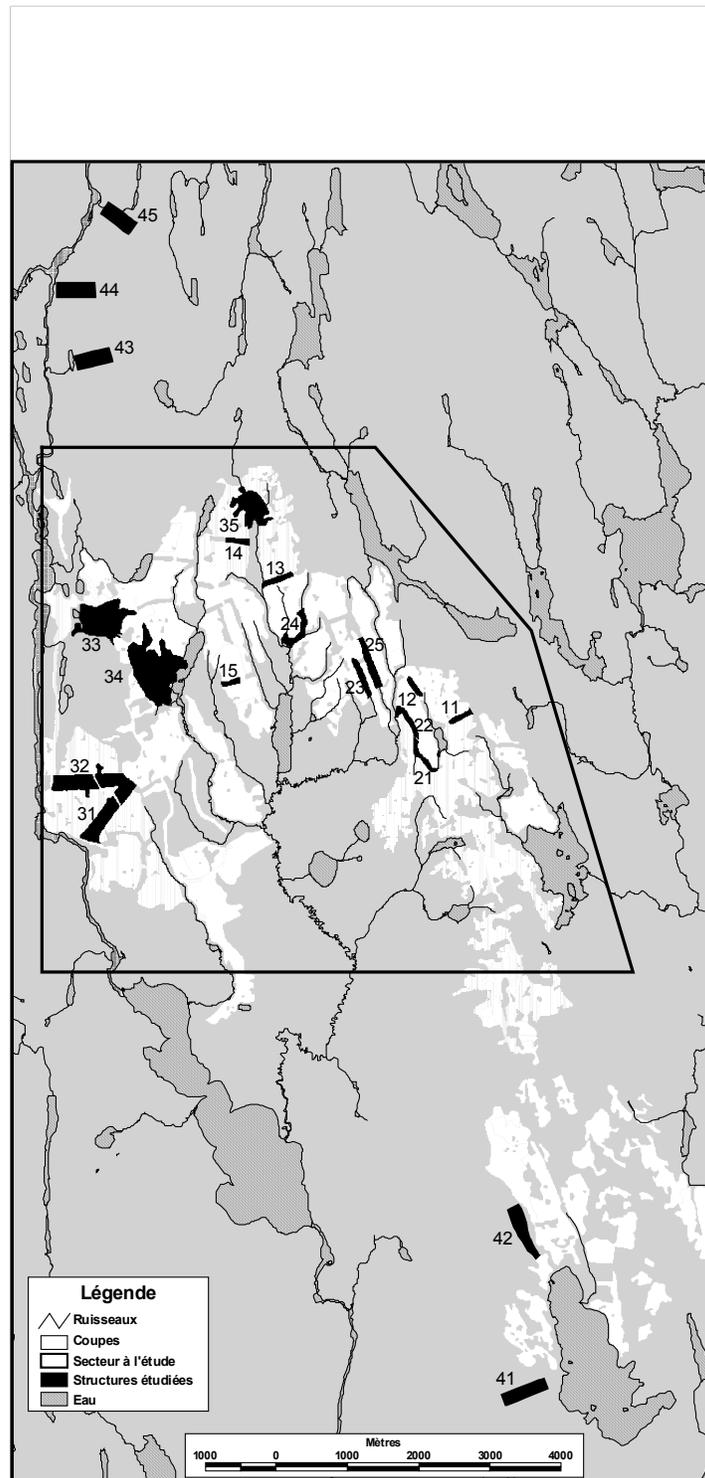


Figure 4 Dispositif expérimental de base situé dans le secteur du lac Montréal. Le dispositif comprend cinq séparateurs non riviérains (de 11 à 15), cinq séparateurs riviérains (de 21 à 25), cinq blocs résiduels (de 31 à 35) et cinq secteurs témoins (de 41 à 45)

Le secteur du lac Montréal a fait l'objet d'un échantillonnage systématique de la végétation dans toutes les structures de forêt résiduelle étudiées (Bertrand et Paquet, 1997 ; Bertrand et Potvin, 2003). Dans les SN et les SR, un point de relevé a été établi systématiquement tous les 50 m dans le centre, sur toute la longueur, alors que pour les autres structures (BR, TE), les points étaient répartis sur l'ensemble de la

superficie. Au total, 301 points de relevé ont été établis dans ce secteur. Les relevés ont porté sur la composition et la structure des strates arborescente, arbustive, herbacée et muscinale. Le brout disponible, les chicots et les débris ligneux au sol ont également été mesurés. Ces données sur la végétation ont fait l'objet d'analyses statistiques afin de comparer entre eux les types de structure et de caractériser la variabilité entre les sites d'un même type.

Dans les autres secteurs, les points de relevé ont été placés à équidistance de 150 m dans les séparateurs de coupes utilisés pour les relevés de pistes et l'inventaire du tétras du Canada. Nous avons mesuré la surface terrière et le recouvrement de la strate arborescente, la structure et la densité de la strate arbustive de même que le brout disponible et les éricacées. Au total, 116 points de relevé ont été faits pour les cinq secteurs. Enfin, nous avons caractérisé la végétation (strates arborescente et arbustive, y compris le brout disponible) dans des parterres de coupe récents (1991-1997). Dix stations ont été choisies aléatoirement dans l'ensemble des aires d'intervention survolées pour l'étude de l'orignal dans le domaine de la pessière. Onze ravages d'originaux localisés à l'intérieur des aires d'intervention et onze autres sites aléatoires, appariés à ces ravages, ont aussi fait l'objet de mesures. À chaque station ou ravage, nous avons effectué six points de relevé, pour un total de 192 points.

3.3 Techniques utilisées pour l'étude de la faune

La prise de données s'est déroulée de mai 1997 à février 2000, à l'exception des inventaires de végétation dans les parterres de coupe qui ont été réalisés en août 2000. Au départ, six espèces ou groupes d'espèces ont été sélectionnés pour l'étude, soit : les écureuils (écureuil roux *Tamiasciurus hudsonicus*, grand polatouche *Glaucomys sabrinus*, tamia rayé *Tamias striatus*), le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), les passereaux, le tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*), les canards (canard noir *Anas rubripes*, garrot à œil d'or *Bucephala clangula*) et l'orignal (*Alces alces*). En raison de problèmes méthodologiques, les travaux sur les canards ont été suspendus après la deuxième année (Maisonneuve *et al.*, 1998). Les espèces fauniques ont été sélectionnées en raison de leur rôle écologique et de leur importance sur le plan socio-économique. Différentes techniques d'étude ont été utilisées. L'emploi de plusieurs techniques pour chaque espèce ou groupe d'espèces a permis d'obtenir des données complémentaires sur l'utilisation du territoire, dans l'espace et dans le temps (Tableau 1).

Tableau 1 Techniques utilisées pour étudier la faune dans des structures de forêt résiduelle

Écureuils	Lièvre	Passereaux	Tétras	Orignal
Capture-marquage-recapture	Dénombrement des crottins	Inventaire par point d'écoute	Inventaire par stations d'appel	Inventaire aérien hivernal
Relevé des débris alimentaires	Inventaire du broût	Évaluation du risque de prédation de nids artificiels	Télémetrie	Caractérisation de l'habitat hivernal
Relevé de pistes hivernal	Télémetrie	Évaluation du succès de nidification	Relevé de pistes hivernal	
	Relevé de pistes hivernal			

Écureuils

Trois techniques d'étude ont été utilisées pour les sciuridés : la capture-marquage-recapture, les relevés de débris alimentaires et les relevés de pistes hivernaux (Côté *et al.*, 2001). Pour alléger le texte, cette dernière technique sera décrite séparément car elle s'applique à plusieurs espèces.

Le piégeage a été échelonné sur trois années, soit de 1997 à 1999 inclusivement. À chaque année, deux sessions de capture de 10 jours ont été faites ; la première se déroulait de la mi-mai au début de juin, alors que la deuxième s'étalait de la fin de juillet à la mi-août. Des pièges pour capture vivante de marque Tomahawk™ modèle 201 ont été utilisés (13 cm x 13 cm x 40 cm). Les pièges étaient appâtés avec du beurre d'arachide et une pomme. Dans les SN et les SR, les pièges étaient disposés au centre, équidistants de 50 m, alors que dans les BR et les TE, ils étaient distribués selon une grille (4 x 4) avec la même équidistance. Les pièges étaient placés au sol et recouverts d'un sac de plastique disposé entre deux couches de mousse et de branches, afin de protéger les individus capturés. Les visites quotidiennes ont été faites à raison de deux par jour, l'une en début d'avant-midi et l'autre en fin d'après-midi, dans le but de minimiser la mortalité liée à la capture. Les individus capturés ont été marqués à l'oreille à l'aide de bagues numérotées. On a aussi noté le poids et le sexe. L'information compilée comprend le succès de capture par effort de piégeage pour le grand polatouche et le tamia rayé ainsi que la densité des individus, le recrutement juvénile, le taux de retour et la fidélité au site pour l'écureuil roux.

En complément, un inventaire des débris d'alimentation (accumulations d'écailles de cônes décortiqués ou *middens*) a été fait dans les structures à l'étude.

Lièvre d'Amérique

Le dénombrement des crottins, l'inventaire du brouet et la télémétrie ont été utilisés pour étudier le lièvre d'Amérique dans le secteur du lac Montréal (Cusson *et al.*, 2001). Des relevés de pistes hivernaux ont aussi été faits dans ce secteur et dans cinq autres aires d'intervention (Figure 3) (Potvin *et al.*, 2001a). Des parcelles circulaires permanentes de 3,14 m², marquées par un poteau, ont été utilisées pour les relevés de crottins et de brouet dans le secteur du lac Montréal. Dans les BR et les TE, les parcelles ont été disposées sur une grille systématique où la distance entre les virées et les parcelles était de 50 m ($n = 24$ au total par grille). Dans les SN et les SR, les virées étaient espacées de 100 m et orientées perpendiculairement à l'axe longitudinal de la bande. Chaque virée comportait cinq parcelles, dont trois étaient situées dans le séparateur, une était placée au centre et deux autres à 15 m de distance, de part et d'autre à mi-chemin entre le centre et la bordure du séparateur. Les deux dernières parcelles de la virée étaient situées dans la coupe, à 15 m de chaque côté de la bordure. Une procédure similaire a aussi été utilisée dans les BR présentant un pourtour linéaire délimité nettement par des coupes (blocs 31 et 32). Le dénombrement des crottins et l'inventaire du brouet ont été faits dans ce dispositif durant trois années consécutives, de 1997 à 1999 inclusivement, après la fonte des neiges et avant l'apparition de la végétation herbacée. Parallèlement à ces mesures, le couvert latéral et le couvert arborescent vertical ont aussi été évalués.

Par ailleurs, au printemps et à l'été 1998, s'est ajouté un suivi télémétrique de lièvres capturés dans trois types de structure de forêt résiduelle (SN, SR et BR). Au total, 18 lièvres ont été munis d'un collier émetteur de marque Holohil SystemsTM, avec une option mortalité. Les repérages télémétriques se sont poursuivis de la mi-mai à la mi-août, à raison d'environ cinq localisations par semaine. L'heure du repérage variait d'une journée à l'autre afin de couvrir les périodes d'activités et de repos entre l'aube et le crépuscule. La position des lièvres a été déterminée au moyen de repères physiques ou en utilisant des coordonnées obtenues à l'aide d'un GPS.

Passereaux

Trois techniques ont été utilisées pour étudier les passereaux dans le secteur du lac Montréal : l'inventaire par point d'écoute, l'évaluation du risque de prédation de nids artificiels et l'évaluation du succès de nidification (Boulet et al., 2000 ; Darveau *et al.*, 2001a). En 1997, des points d'échantillonnage ont été installés dans le dispositif de base contenant 20 unités expérimentales. Trois points d'échantillonnage espacés de 250 m ont été placés dans les SR, les BR et les TE. Dans les SN qui avaient moins de 500 m de longueur, seulement deux points ont pu être placés en 1997. En 1998, pour remédier au problème, deux nouveaux séparateurs de coupes ont été ajoutés et trois autres ont été prolongés. À chaque point du dispositif, trois recensements ont été faits entre le 28 mai et le 5 juillet de chacune des années 1997, 1998 et 1999, selon la méthode des points d'écoute (Ralph *et al.*, 1993). À chaque visite, un observateur notait, pendant 15 minutes, les positions de tous les oiseaux vus ou entendus et il les rapportait sur un plan en forme de cible permettant d'analyser les données pour des rayons d'écoute de 50, 75, 100 et > 100 m (rayon illimité). Après cette période d'observation, l'observateur procédait à l'appel des espèces peu vocales (grimpereau brun *Certhia americana*, sittelle à poitrine rousse *Sitta canadensis*, mésange à tête brune *Parus hudsonicus*, pic à dos noir *Picoides articus*, pic tridactyle *P. tridactylus* et, à partir de 1998, nyctale de Tengmalm *Aegolius funereus*).

La méthode des nids artificiels a été utilisée pour évaluer le risque de prédation et pour identifier les prédateurs de nids d'oiseaux. À chaque point d'écoute, quatre nids artificiels ont été disposés dans un rayon de 25 m, selon deux classes de hauteur. Les nids placés à 5 m de hauteur étaient formés d'une matrice de broche à poule garnie de lichens arboricoles, de sphaignes et de mousses pour imiter le nid de la grive à dos olive (*Catharus ustulatus*) (Darveau *et al.*, 1997). Les nids au sol consistaient en une légère cavité faite à la main dans la mousse ou la litière. Dans chaque nid, on a disposé un œuf de caille des blés (*Coturnix coturnix*) et un œuf de plasticine. L'œuf de plasticine était attaché afin qu'il ne soit pas emporté par le prédateur. Les nids ont été installés au début de juin, puis inspectés trois fois, soit après environ 7, 14 et 21 jours, en 1997 et 1998. La période de 21 jours correspond à celle de la nidification de la majorité des passereaux (du début de juin au début de juillet). Un nid était considéré comme attaqué lorsque au moins un œuf était cassé, percé, mordu ou avait tout simplement disparu. Cette méthode permet d'identifier les prédateurs en comparant les empreintes laissées dans les œufs de plasticine avec celles obtenues à l'aide de crânes de mammifères et de spécimens d'oiseaux naturalisés (Darveau *et al.*, 1997 ; Boulet et Darveau, 2000).

À chacun des points d'écoute, le succès de nidification des oiseaux présents a été évalué. Pour ce faire, chaque point a été visité à deux reprises et trois séances successives de houspillage de mésanges et d'écoute, à raison de 10 minutes par visite, ont été réalisées. Les enregistrements de houspillage alertent et attirent plusieurs oiseaux, ce qui permet d'observer leur comportement, la présence de nourriture dans leur bec ou celle d'un groupe familial. À ces données, ont été ajoutées certaines observations comportementales sur les oiseaux vus ou entendus lors des recensements faits plus tôt en saison. Une cote de nidification a ensuite été attribuée aux oiseaux présents, selon les critères utilisés dans l'*Atlas des oiseaux nicheurs du Québec* (Gauthier et Aubry, 1995). Comme les nicheurs confirmés étaient rares, cette catégorie a été jumelée avec celle des nicheurs probables.

Tétras du Canada

Le tétras du Canada a fait l'objet d'inventaires par stations d'appel, d'un suivi télémétrique et de relevés de pistes hivernaux (Potvin *et al.*, 2001a, c). Les inventaires et les relevés de pistes ont été faits dans le secteur du lac Montréal (1997, 1998, 1999) et dans cinq autres aires d'intervention (1999) (Figure 3). Les inventaires ont été effectués au début de mai, période qui correspond à la reproduction (pariade) (Turcotte *et al.*, 1993 ; Lemay *et al.*, 1998). Dans chaque structure, nous avons réparti des stations d'appel en les espaçant de 150 m. Le nombre de stations par structure variait de 2 à 9. Un seul recensement par structure a eu lieu à chaque année. À chaque station, des appels de tétras femelles furent émis pendant 15 minutes à l'aide d'enregistreuses portatives afin d'attirer les oiseaux et de les dénombrer (Schroeder et Boag, 1989). Les équipes d'inventaire se composaient de deux observateurs qui se plaçaient à une distance de 15 à 20 m environ, de part et d'autre de l'enregistreuse, afin de maximiser les chances de repérer les individus. La densité a été calculée en estimant que les tétras recensés étaient présents dans un rayon de 75 m autour de l'enregistreuse (Turcotte *et al.*, 1994). Lors des inventaires, les tas de crottin ont également été notés afin de vérifier si les tétras avaient été présents durant l'hiver précédent.

Un suivi télémétrique a été réalisé de mai 1998 à mai 1999 dans le secteur du lac Montréal (Girard, 1999 ; Strobel, 1999). Quinze tétras ont d'abord été capturés, puis munis d'un émetteur lors de l'inventaire de 1998. Subséquemment, 12 autres ont été marqués au cours de l'été, ce qui porte à 26 (13 mâles, 13 femelles) le nombre de tétras qui ont fait l'objet de l'étude télémétrique de mai à août (un oiseau du premier groupe a perdu son émetteur peu après la capture). De marque Holohil SystemsTM, les émetteurs pesaient 12 g et étaient fixés à l'aide d'un harnais dorsal confectionné de fils de kevlar. Durant l'été, ils ont été repérés à tous les deux jours par contact visuel et leur position a été relevée avec un GPS en mode

différentiel (± 3 m après correction). Les 20 tétras encore vivants à la fin d'août ont été localisés de façon irrégulière du 15 septembre au 16 mars, à raison d'un repérage environ par 15 jours (12 repérages au total). Un tétras additionnel a été capturé au début de l'automne et repéré de la même façon. Enfin, en mai 1999, nous avons localisé les 16 individus encore vivants pour leur enlever leur émetteur. Pour l'analyse, les tétras ont été regroupés en trois classes de milieux, selon qu'ils utilisaient majoritairement 1) des SN ou SR, 2) des BR ou 3) la forêt périphérique.

Orignal

Les inventaires de l'orignal ont été effectués dans 21 blocs appartenant à l'aire commune 25-03 et ayant fait l'objet de coupes entre 1991 et 1997 (Figure 3) (Potvin *et al.*, 2001b). Les blocs ont été délimités en ajoutant une bande d'environ 1 km à la marge extérieure des aires d'intervention. Ils ont été survolés avec un hélicoptère Bell 206 B, selon la méthode usuelle : un navigateur et deux observateurs, altitude de 110 m, vitesse de 160 km/h (Courtois *et al.*, 1996). Les lignes de vol nord-sud étaient distantes de 0,5 minute de longitude (600 m) et les observations ont été notées sur des cartes à l'échelle 1/20 000 (1998) ou 1/50 000 (1999 et 2000) sur lesquelles apparaissaient les coupes récentes. Les inventaires ont eu lieu en janvier, sauf en 1998 où nous avons effectué un second survol à la mi-mars pour vérifier si l'utilisation du milieu différait entre les deux périodes. Contrairement à l'usage courant, nous n'avons pas appliqué de facteur de correction aux densités d'originaux. À l'intérieur des aires d'intervention, le milieu était très ouvert et les réseaux de pistes, bien visibles. L'analyse a été faite à deux échelles, celle du bloc d'inventaire et celle du ravage. À l'échelle du bloc, nous avons compilé séparément la densité de l'orignal pour l'ensemble du bloc et pour l'aire d'intervention. À l'échelle du ravage, nous avons tracé un cercle de 1 km² autour du centre de chaque ravage pour décrire l'habitat.

Afin de vérifier si la proportion de coupes récentes dans un territoire affectait la densité de l'orignal, nous avons utilisé des données complémentaires provenant de l'inventaire aérien réalisé en 1998 dans la zone de chasse 18 ouest, soit 16 parcelles de 60 km² situées dans l'aire commune 25-03 (Dussault, 1999). La proportion de coupes récentes (1991-1997) dans chaque parcelle a été mesurée et mise en relation avec la densité corrigée de l'orignal.

Pour évaluer l'influence de la chasse sur le maintien de l'orignal dans de grandes aires d'intervention, nous avons fait appel aux données du *Système d'information sur la grande faune* (Bouchard et Gauthier, 1980).

Ce système fournit la localisation (± 1 km) de chaque orignal récolté à la chasse. La période considérée s'échelonne de 1981 à 1999 et le territoire correspond à la portion de l'unité de gestion 25 au sud de 50° 30' de latitude. Pour l'analyse, nous avons d'abord compilé séparément, par année, la récolte dans l'ensemble de l'unité de gestion, puis à l'intérieur des aires d'intervention récentes (1991-1997). Nous avons aussi vérifié si le début de la coupe influençait le niveau de récolte. Dans un premier temps, nous avons déterminé l'année où la coupe a débuté dans chaque aire d'intervention. Ensuite, afin d'isoler l'effet de la coupe des autres sources de variation, nous avons calculé pour chaque bloc une récolte attendue à l'année 0 (début de la coupe) et pour les cinq années suivantes. La récolte attendue est basée sur l'évolution générale de la récolte dans l'unité de gestion 25, à l'extérieur des aires d'intervention, et sur la contribution relative de l'aire d'intervention du bloc à la récolte globale pour la période 1981-1990. Pour l'analyse, les aires d'intervention de tous les blocs ont été regroupées en prenant l'année 0 comme point de référence.

Relevés de pistes hivernaux

Au total, cinq relevés de pistes sur la neige ont été réalisés au cours des trois hivers. Les espèces visées par ces relevés étaient l'écureuil roux, le lièvre d'Amérique, le tétras du Canada et leurs prédateurs terrestres (Potvin *et al.*, 2001a). Le secteur du lac Montréal a été parcouru à chacun des relevés, alors que les cinq autres secteurs ne l'ont été qu'au cours du deuxième et du troisième hiver (Figure 3). Au lac Montréal, les relevés de pistes ont été faits dans cinq SN, cinq SR et deux BR (blocs 31 et 32) (Figure 4). En 1999, cinq sites témoins (TE), situés en forêt continue à l'extérieur de l'aire d'intervention, ont aussi été mesurés à titre comparatif. Dans chacun des autres secteurs, nous avons choisi aléatoirement trois SN et trois SR parmi l'ensemble des séparateurs présents et, en 1999, nous avons ajouté deux TE en forêt périphérique. Dans les SN et les SR sélectionnés pour les relevés au lac Montréal, des virées équidistantes de 50 m ont été tracées perpendiculairement à l'axe longitudinal du séparateur. Dans les BR, l'espacement était de 100 m. La première virée était localisée à 50 m de la jonction de la structure avec un massif forestier, lorsqu'un tel massif était présent, sinon à 50 m de l'une de ses extrémités. Le nombre de virées par structure variait de 5 à 14. Dans les autres secteurs, le nombre de virées par séparateur a été fixé à huit. Une seule virée de 500 m de longueur a été effectuée en forêt continue en guise de témoin.

Chaque équipe était formée de deux personnes, qui se déplaçaient en motoneige (lac Montréal) ou en hélicoptère (autres secteurs). Les membres d'une équipe se partageaient les virées et les parcouraient individuellement en raquettes, sauf quand l'enneigement était très faible. Lors des relevés successifs, les

mêmes virées ont été utilisées afin que les données par structure soient comparables. Les relevés ont été faits après une période minimale de 36 heures (deux nuits) après la fin d'une chute de neige suffisamment importante pour altérer les vieilles traces au sol. Le long du parcours, tous les indices fauniques postérieurs à la dernière chute de neige et situés en deçà de 1 m de part et d'autre de la virée ont été notés. Chaque indice a été positionné en mesurant à l'aide d'un Topofil^{MC} la distance parcourue (± 1 m) à partir du début de la virée. Dans le secteur du lac Montréal, 107 virées au total, représentant un parcours d'environ 10 km de longueur, ont été réalisées à chaque relevé. Pour l'ensemble des six secteurs, plus de 340 virées, totalisant 29 km, ont été parcourues lors de chacun des deux derniers relevés.

Comme la longueur des virées et le nombre de nuits après une chute de neige variaient entre les structures et les relevés, nous avons pondéré chaque indice en le ramenant sur une base de longueur de 60 m et une durée de deux nuits après une chute de neige. Pour le lièvre, nous avons aussi calculé un indice global (L123) qui intègre les pistes simples (L1), les sentiers (L2) et la longueur (m) des réseaux de pistes (L3) :

$$L123 = L1 + (2 \times L2) + L3.$$

4. Résultats

4.1 Caractéristiques du milieu

Une aire d'intervention est définie comme étant la superficie incluse à l'intérieur du périmètre qui ceinture étroitement un ensemble de parterres de coupe relativement récents et qui sont juxtaposés sur le territoire, généralement à la suite de plusieurs années consécutives de récolte. Dans une aire d'intervention, la forêt résiduelle comprend des séparateurs et des superficies non récoltées pour diverses raisons (forêts immatures, affectées par une perturbation, inaccessibles ou comportant des essences non recherchées). Dans certaines aires, des massifs de forêt résiduelle peuvent prendre la forme d'îles entourées de coupes. La figure 5 montre la diversité de formes que prend la forêt résiduelle dans deux aires d'intervention typiques.

Le tableau 2 présente la superficie en forêt résiduelle calculée pour 21 aires d'intervention récentes (1991-1997) de l'aire commune 25-03. Les aires d'intervention sont regroupées selon qu'elles appartiennent à la pessière ou à la sapinière. La taille des aires dans la pessière varie de 10 à 256 km², alors que, dans la sapinière, elle va de 20 à 127 km². Sur la base de la superficie forestière productive, la proportion de territoire non touchée par la coupe varie de 18 à 40 % dans la pessière et de 27 à 39 % dans la sapinière. Dans la pessière, cette valeur est en moyenne de 30 %, alors qu'elle est de 34 % dans la sapinière.

La forêt résiduelle est formée majoritairement de peuplements de plus de 7 m de hauteur. Sur la base de la superficie productive de l'aire d'intervention, la forêt résiduelle de plus de 7 m occupe 21 % du total. Les forêts de 1,5 à 4 m et de 4 à 7 m occupent ensemble moins de 1 % de la superficie, alors que les milieux en régénération (< 1,5 m) comptent pour 9 % de la superficie. Comme il s'est écoulé plus de 10 ans entre la prise des photos aériennes et le moment de notre analyse, on peut supposer que la portion de forêt haute (> 4 ou 7 m) est sous-évaluée et dépasse les valeurs que nous avons estimées.

Tableau 2 Proportion de forêt résiduelle à l'intérieur de 21 aires d'intervention dans l'aire commune 25-03
(Source : Potvin *et al.*, 2001b)

Domaine	Aire d'intervention	Superficie (ha)					Forêt résiduelle (% de la superficie)		
		Superficie totale	Superficie terrestre ^a	Superficie productive ^b	Coupes 1991-1997	Forêt résiduelle ^c	Totale	Terrestre	Productive
		A	B	C	D	E = C - D	100 (E/A)	100 (E/B)	100 (E/C)
Pessière	1	5771	5673	5617	3355	2262	39	40	40
	2	25602	24743	23118	17462	5656	22	23	24
	3	24868	23568	22494	15274	7220	29	31	32
	4	1027	974	930	730	200	19	21	21
	5	4175	4011	3834	2551	1283	31	32	33
	12	7018	6718	5933	4000	1933	28	29	33
	13	1170	1153	980	742	238	20	21	24
	14	1414	1377	1348	1099	249	17	18	18
	15	1345	1315	1244	770	474	35	36	38
	17	10977	10466	9460	6920	2540	23	24	27
	18	3678	3411	3043	2111	932	25	27	31
	19	1680	1631	1578	1047	531	32	33	34
	20	6592	6193	5653	3944	1709	26	28	30
	B	13573	13099	10528	7304	3224	24	25	31
Total partiel	108890	104332	95760	67309	28451	26	27	30	
Sapinière	G	12725	12298	11321	6921	4400	35	36	39
	M	2327	2290	2209	1497	712	31	31	32
	8	2331	2259	2126	1304	822	35	36	39
	9	2036	2017	1921	1368	553	27	27	29
	10	2807	2623	2544	1790	754	27	29	30
	11	2434	2357	2179	1586	593	24	25	27
	22	1982	1928	1877	1444	433	22	22	23
	Total partiel	26641	25770	24175	15910	8265	31	32	34
Total global	135530	130101	119934	83219	36715	27	28	31	

^a Superficie totale moins superficie aquatique

^b Superficie terrestre moins les aulnaies et les dénudés secs et humides

^c Superficie productive moins les coupes de 1991 à 1997

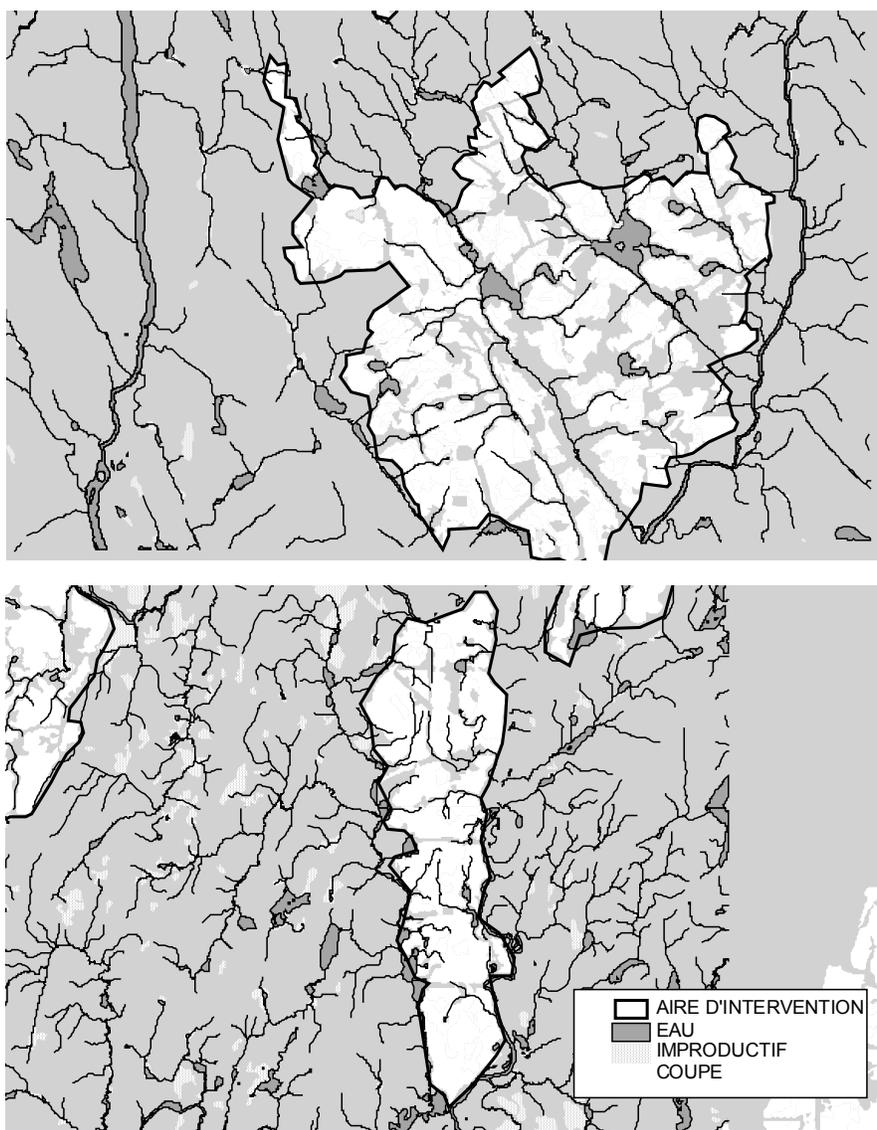


Figure 5 Exemples d'aires d'intervention ayant une proportion différente de forêt résiduelle : 33 % de la superficie productive (haut : secteur 5) et 18 % (bas : secteur 14)

Sur le plan de la configuration spatiale, les 40 SN et SR étudiés montraient certaines différences d'un secteur à l'autre (Tableau 3). Les SN des secteurs 2, 3, B et G et les SR du secteur G étaient plus larges (largeur de 90 à 100 m en moyenne) que les autres séparateurs (largeur de 60 à 70 m). Si la quantité de forêts résiduelles présentes à proximité des SN et des SR (à l'intérieur de cercles de 25, 100 et 500 ha) variait peu d'un secteur à l'autre, leur isolement par rapport à un grand massif fluctuait grandement par contre. Dans les plus grandes aires d'intervention (> 200 km², secteurs 2 et 3), les séparateurs inventoriés étaient en moyenne situés à plus de 1 ou 2 km d'un massif de 100 ha ou plus. Par contre, ceux du lac Montréal (SN et SR) et ceux du secteur G (SR) étaient à moins de 400 m d'un tel massif.

Tableau 3 Configuration spatiale (moyenne par type de structure) des structures inventoriées dans six aires d'intervention (2, 3, 5, B, G, M) de l'aire commune 25-03

Variable	SN						SR						BR	TE	
	Aire d'intervention	2	3	5	B	G	M	2	3	5	B	G	M	M	M
Largeur moyenne (m)		89	97	60	100	104	68	74	69	64	70	97	71		
Superficie															
Totale (ha) ^a							2,7						4,9	28,1	13,8
Intérieure (ha) ^{a b}							1,0						2,1	21,7	13,8
Superficie de forêt (ha)															
Cercle 25 ha		6	7	6	6	6	6	6	5	7	4	7	8	16	22
Cercle 100 ha		15	28	32	24	27	31	22	26	29	25	34	30	42	76
Cercle 500 ha		106	190	224	130	154	201	146	136	229	153	232	202	215	319
Distance d'un massif (m)															
> 25 ha		916	1153	317	908	628	295	577	1081	677	613	295	367	0	0
> 100 ha		2157	1718	633	1271	768	386	2236	1293	677	723	295	367	319	0
>500 ha		2522	1718	1093	1271	894	590	2674	1686	1169	723	324	367	392	0
Proportion des structures adjacentes à un massif		33 %	67 %	100 %	67 %	100 %	58 %	0 %	33 %	67 %	33 %	67 %	33 %	100 %	100 %
Bordure de coupe (m/ha) ^a							325						285	108	0

SN Séparateur non riverain ($n = 3$ pour les secteurs 2, 3, 5, B et G ; $n = 5$ pour le secteur M)

SR Séparateur riverain ($n = 3$ pour les secteurs 2, 3, 5, B et G ; $n = 5$ pour le secteur M)

BR Bloc résiduel ($n = 5$)

TE Site témoin en forêt non perturbée ($n = 5$)

^a Indices calculés pour le secteur du lac Montréal uniquement car les inventaires (tétras, relevés de pistes hivernaux) y ont couvert chaque structure en entier. Dans les autres secteurs, les inventaires furent limités à une portion seulement des SN et SR

^b Superficie obtenue en retranchant une bordure de 20 m au pourtour

Le tableau 4 présente la compilation des relevés de végétation réalisés dans les structures de forêt résiduelle des six secteurs. En général, l'épinette noire (*Picea mariana*) domine largement les structures. Le pin gris (*Pinus banksiana*) est souvent présent en quantité variable ainsi que le sapin (*Abies balsamea*). Le mélèze (*Larix laricina*) se révèle rare et est essentiellement associé aux SR. Le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) et le bouleau blanc (*Betula papyrifera*) sont également présents en petite quantité dans plusieurs sites et sont principalement associés aux SN. La figure 6 illustre la surface terrière des essences présentes dans les SN et les SR des aires d'intervention. Dans le secteur du lac Montréal, l'estimation du volume de débris ligneux au sol a révélé une valeur moyenne, pour l'ensemble des structures, de 40 m³/ha, avec des extrêmes allant de 3 à 103 m³/ha. Le nombre de chicots observé (> 10 cm) a été en moyenne de 175 tiges/ha, variant de 16 à 470 tiges/ha selon les structures.

Tableau 4 Caractéristiques de la végétation (moyenne par type de structure) des structures inventoriées dans six aires d'intervention de l'aire commune 25-03

Variable	SN						SR						BR	TE	
	Aire d'intervention	2	3	5	B	G	M	2	3	5	B	G	M	M	M
Couvert vertical (%)															
Arborescent	39	48	61	50	46	45	41	47	40	33	38	54	54	56	
Arbustif	25	13	28	19	20	17	16	12	17	8	3	25	12	25	
Total	53	57	78	60	59	60	52	55	52	41	41	70	61	72	
Strate arborescente															
Surface terrière (m²/ha)															
EPN	15,8	23,3	26,3	17,8	16,3	22,6	23,8	28,2	16,2	21,7	15,7	23,7	24,1	17,6	
PIG	0,0	0,2	1,2	1,2	7,5	5,5	1,3	1,7	0,0	0,0	0,7	4,2	5,3	0,8	
SAB	2,0	0,7	0,0	2,3	1,0	0,3	0,0	0,0	1,0	0,3	0,2	0,5	0,7	4,8	
MEL	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	1,8	0,2	0,2	0,5	0,6	0,0	0,0	
BOP	0,2	0,8	0,3	0,2	1,0	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,4	0,6	1,5	
PET	0,0	1,0	4,5	0,0	0,3	0,5	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,5	0,2	0,2	
Total	18,0	26,0	32,3	21,5	26,2	28,9	25,6	31,7	18,3	22,2	17,0	29,6	30,9	24,9	
Tiges/ha															
EPN						1110						1055	1439	902	
PIG						223						120	239	30	
SAB						29						33	41	279	
MEL						2						15	0	0	
BOP						4						15	31	73	
PET						17						12	16	8	
Total						1385						1248	1766	1293	
Strate arbustive															
Tiges/ha															
EPN						535						800	1671	1253	
PIG						0						30	16	167	
SAB						14						108	178	752	
MEL						0						6	0	6	
BOP						52						6	66	97	
PET						10						0	16	5	
Total						611						949	1948	2286	
Couvert latéral (%)															
0-200 cm	70	49	48	62	63	54	60	61	68	50	55	64	62	71	
100-200 cm	61	33	41	57	50	41	42	50	60	34	40	54	51	62	
Brout (tiges/ha)	9744	10369	13263	5376	15627	1179	11639	9903	8683	20337	7217	8422	4452	4486	
Éricacées (% recouvrement)	12	14	10	15	9	27	19	22	23	17	12	22	31	19	

SN Séparateur non riverain ($n = 3$ pour les secteurs 2, 3, 5, B et G ; $n = 5$ pour le secteur M)

SR Séparateur riverain ($n = 3$ pour les secteurs 2, 3, 5, B et G ; $n = 5$ pour le secteur M)

BR Bloc résiduel ($n = 5$)

TE Site témoin en forêt non perturbée ($n = 5$)

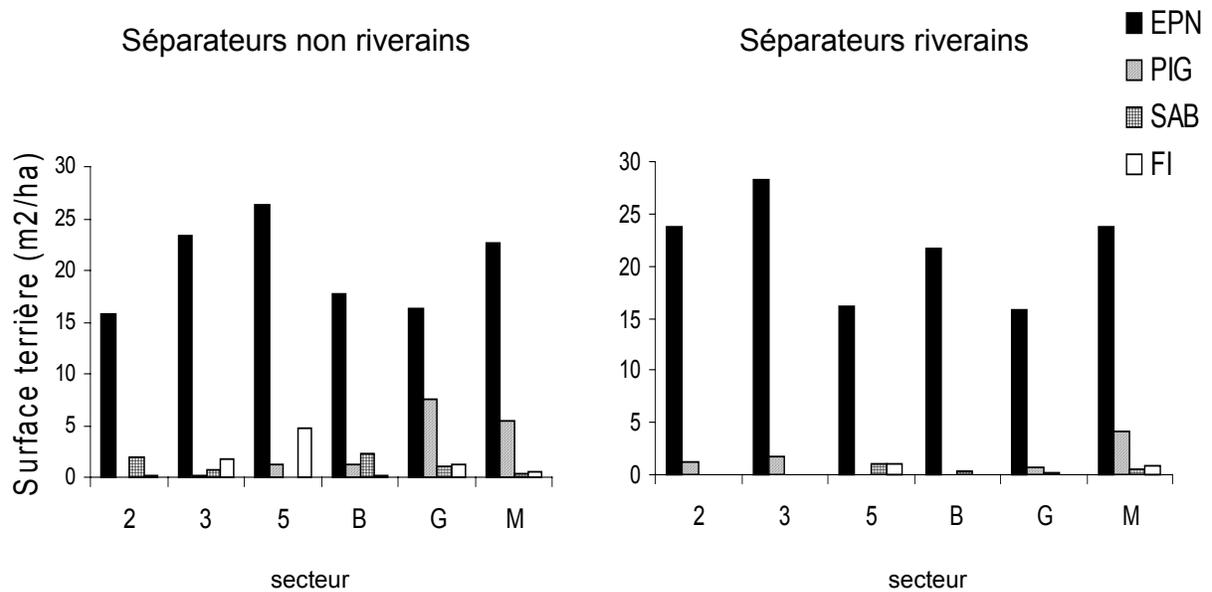


Figure 6 Surface terrière (moyenne) des essences forestières présentes dans les séparateurs des aires d'intervention (EPN : épinette noire, PIG : pin gris, SAB : sapin baumier, FI : feuillus intolérants ; bouleau blanc, peuplier faux-tremble)

Les analyses statistiques qui ont été faites sur les données de végétation du secteur du lac Montréal indiquent que la variabilité était plus grande entre les différents sites d'un même type de structure qu'entre les types de structure. La variabilité entre les types provient principalement de l'importance de l'épinette noire dans la strate arbustive, de la hauteur et de l'âge des peuplements ainsi que de l'importance du sapin baumier dans les strates arborescente et arbustive. Dans les TE, cette essence est significativement plus abondante que dans les autres types de forêt résiduelle ($P < 0,001$). À l'intérieur même de chacun des types de structure, la surface terrière de l'épinette noire est le seul paramètre qui a varié significativement entre les sites pour les SN ($P = 0,016$). Dans le cas des SR, la variabilité provient principalement du volume de débris ligneux au sol et du nombre de tiges d'épinette dans la strate arbustive ($P < 0,001$). Pour les BR, les différences sont surtout occasionnées par le nombre de tiges d'épinette dans la strate arbustive, par la surface terrière de l'épinette et du pin gris et par l'importance des feuillus. Des différences significatives sont apparues entre certains BR ($P = 0,023$). Finalement, dans le cas des TE, la variabilité est associée principalement à la surface terrière totale et à l'importance du sapin et du bouleau dans la strate arbustive. Certains TE ont varié significativement entre eux quant à la surface terrière totale ($P = 0,005$). En ce qui concerne les autres aires d'intervention, l'analyse révèle que la variabilité entre les aires provient surtout de la surface terrière du sapin, de l'épinette noire et du bouleau blanc ainsi que du couvert latéral. À l'intérieur des différentes aires d'intervention, les principaux paramètres à l'origine de la variabilité entre les SN et les SR sont le couvert vertical arbustif ainsi que la surface terrière du bouleau et du sapin.

Les résultats des inventaires de végétation réalisés à l'intérieur des aires de coupe apparaissent au tableau 5. Les coupes mesurées datent de 1991 à 1997. Dans ces milieux, la reprise de la végétation est lente puisque les coupes les plus âgées (8 ou 9 ans) se distinguent peu des plus récentes. Après la CPRS, la strate arborescente est pratiquement disparue ; il reste moins de 7 % de couvert vertical et seulement une centaine de tiges/ha. La strate arbustive ne dépasse guère plus de 1000 à 1300 tiges/ha et le couvert latéral entre 0 et 2 m offre moins de 60 % d'obstruction. Quant à la régénération, sa hauteur atteint à peine 2 m en moyenne. Il s'agit donc de milieux qui ne conviennent pas à la plupart des espèces étudiées.

Tableau 5 Caractéristiques de la végétation des parterres de coupe inventoriés dans les aires d'intervention du domaine de la pessière de l'aire commune 25-03, selon le nombre d'années après coupe. Vingt et un sites ont été inventoriés à raison de six points de relevé par site

Variable	3-4 ans (n = 60)		5-7 ans (n = 36)		8-9 ans (n = 30)		Anova (P)		
	x	ET	x	ET	x	ET	Aire	Période	Interaction
Couvert vertical (%)									
Arborescent	2	0,7	2	1,1	7	3,1	**		
Arbustif	7	1,3	13	3,0	24	5,5	**		
Total	9	1,7	15	3,8	31	7,8	**		
Strate arborescente									
Surface terrière (m2/ha)									
EPN	0,3	0,2	0,9	0,3	0,1	0,1	*		
SAB	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2	**		
BOP	0,1	0,1	0,3	0,2	0,7	0,4	**		
Total	0,4	0,2	1,4	0,4	1,0	0,6	**		
Tiges/ha									
EPN	32	18	87	35	9	9	**		
SAB	0	0	0	0	18	15	**		
BOP	3	2	13	7	18	11	*		
Total	35	18	118	37	44	25	**		
Strate arbustive									
Tiges/ha									
EPN	500	107	520	170	170	97			**
SAB	93	35	0	0	470	160	*		
BOP	7	7	89	48	390	170	**	*	
PET	7	7	480	200	13	13	*		
Total	607	111	1200	240	1300	340	**		
Couvert latéral (%)									
0-200 cm	42	2	52	4	57	4	**		
100-200 cm	23	2	37	5	46	5	**	*	
Brout (tiges/ha)									
	6 200	750	10 700	1 800	11 900	1 900	**		
Hauteur de la régénération (m)									
	1,8	0,1	2,0	0,2	1,8	0,2	**		

* $P < 0,05$ x : moyenne

** $P < 0,01$ ET : erreur type

4.2 Écureuils²

Au total, 874 captures de sciuridés ont été réalisées durant les six périodes de piégeage. L'écureuil roux dominait largement (81 % des captures) ; il était suivi du grand polatouche (13 %) et du tamia rayé (6 %). Pour le grand polatouche, aucun type de structure de forêt résiduelle n'apparaît plus favorable au plan de l'abondance ($P > 0,70$) (Figure 7). Par contre, des différences significatives sont observées entre les périodes de piégeage ($P < 0,05$) et entre les sites d'un même type de structure ($P < 0,001$).

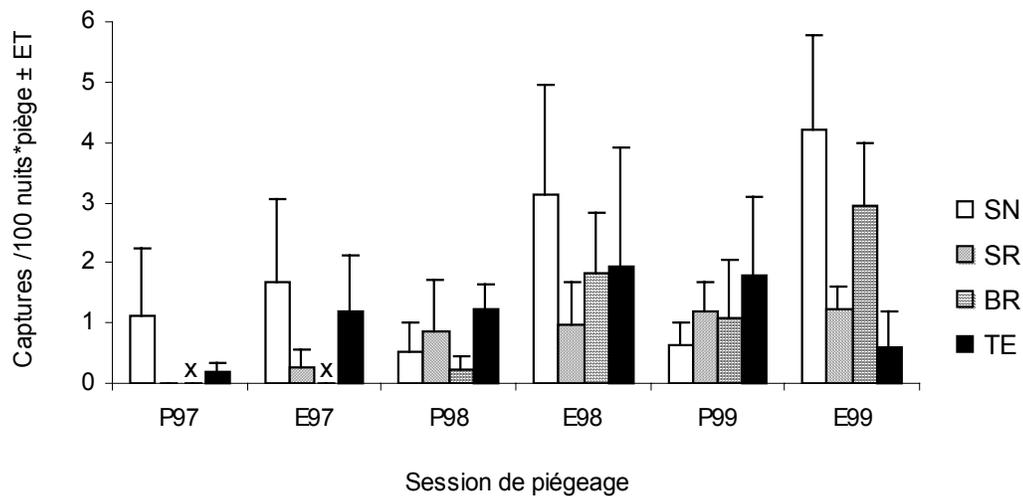


Figure 7 Abondance relative (moyenne, erreur type) du grand polatouche dans quatre types de structure de forêt résiduelle lors des différentes périodes de piégeage (SN : séparateur non riverain, SR : séparateur riverain, BR : bloc résiduel, TE : secteur témoin, X : aucune mesure de réalisée à cette période, P97 : session printemps 1997, E97 : session été 1997) (Source : Côté *et al.*, 2001)

Dans le cas du tamia rayé, bien qu'aucune différence d'abondance n'ait été relevée entre les types de milieu ($P > 0,59$), une légère tendance en faveur des SN est notée (Figure 8). On remarque une très faible utilisation des TE et une quasi-absence dans les BR. Pour cette espèce également, il y a des différences marquées entre les périodes de relevés et entre les différents sites d'un même type de structure (respectivement $P < 0,05$ et $P < 0,001$).

² Adapté de Côté *et al.* (2001) et Potvin *et al.* (2001a)

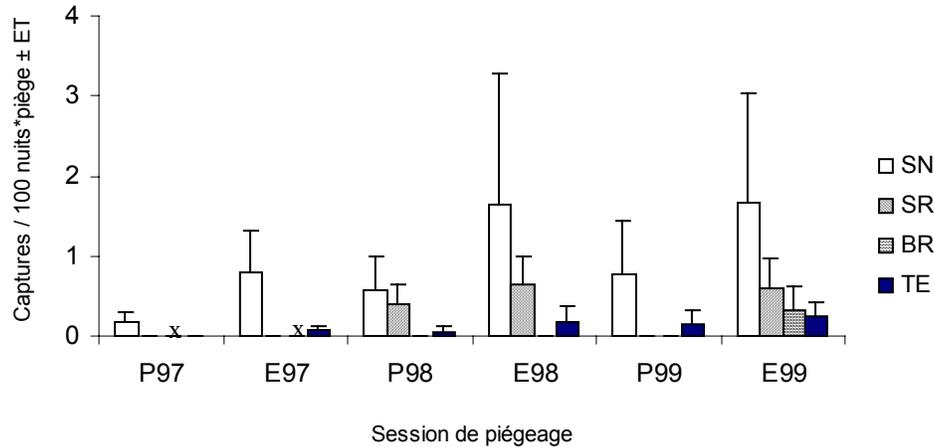


Figure 8 Abondance relative (moyenne, erreur type) du tamia rayé dans quatre types de structure de forêt résiduelle lors des différentes périodes de piégeage (SN : séparateur non riverain, SR : séparateur riverain, BR : bloc résiduel, TE : secteur témoin, X : aucune mesure réalisée à cette période ; P97 : session printemps 1997, E97 : session été 1997) (Source : Côté *et al.*, 2001)

Les fluctuations de densité observées ont été relativement importantes chez l'écureuil roux adulte (Figure 9). Aucune différence n'a cependant été observée entre les types de structure ($P > 0,49$). Ici également, les périodes de piégeage et les différents sites d'un même type influençaient de façon significative l'abondance ($P < 0,001$ et $P < 0,002$). La densité des écureuils roux juvéniles variait beaucoup entre les périodes de piégeage ($P < 0,002$), les juvéniles étant quasi absents des relevés printaniers. Sur le plan des types de structure, les SN avaient une densité de juvéniles plus grande que les TE ($P = 0,03$) pour l'ensemble des relevés.

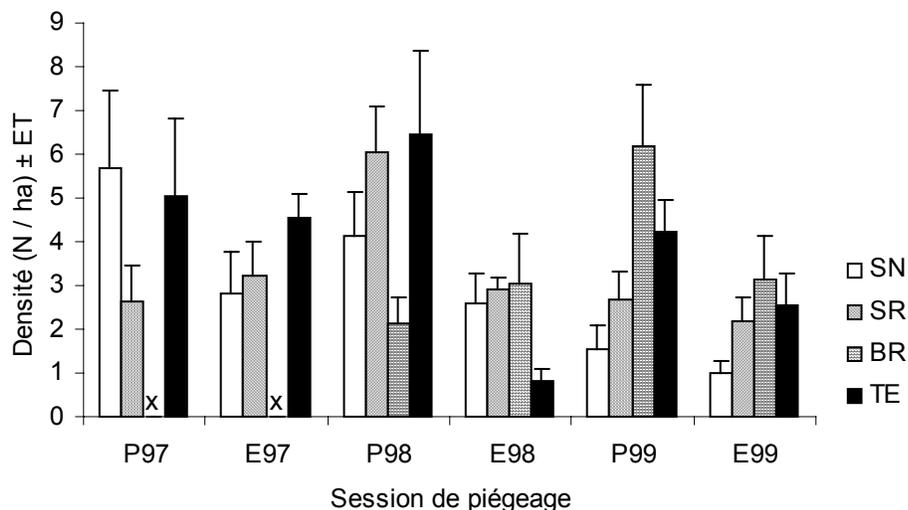


Figure 9 Densité (moyenne, erreur type) des écureuils roux adultes dans quatre types de structure de forêt résiduelle lors des différentes périodes de piégeage (SN : séparateur non riverain, SR : séparateur riverain, BR : bloc résiduel, TE : secteur témoin, X : aucune mesure réalisée à cette période, P97 : session printemps 1997, E97 : session été 1997) (Source : Côté *et al.*, 2001)

Le taux de retour se définit comme étant le taux de recapture entre deux périodes de piégeage consécutives. Il est utilisé comme indicateur de survie de l'écureuil roux. Aucune différence significative n'a été relevée pour ce paramètre entre les types de structure et entre les différents sites d'un même type. Cependant, ce taux tendrait à être plus faible entre l'été et le printemps dans les SN et les SR, comparativement aux BR. Par ailleurs, les taux observés entre les périodes de piégeage ont été significativement différents ($P = 0,001$).

La fidélité au site est un indice qui vise à déterminer la proportion d'écureuils roux ayant résidé dans un même site entre deux périodes de piégeage consécutives. Cet indice évalue la stabilité des individus. Encore une fois, la période de piégeage a été le seul facteur à affecter la fidélité au site ($P = 0,015$).

L'analyse des données relatives aux débris d'alimentation révèle que les débris simples (un seul cône décortiqué) étaient significativement plus abondants dans les BR qu'ils l'étaient dans les SN et les SR ($P = 0,016$). Une tendance comparable a aussi été observée en faveur des TE, par rapport aux SN et SR, mais elle n'était significative que pour les SN. Quant aux débris d'alimentation accumulés (plusieurs cônes décortiqués), les BR et les TE tendent à présenter des valeurs supérieures aux SN et SR, bien que la différence ne soit pas significative ($P = 0,57$).

Les pistes d'écureuil roux représentaient, et de loin, l'indice le plus souvent rencontré lors des relevés de pistes (Figure 10). Cet indice variait d'un secteur à l'autre ($P < 0,01$), étant plus abondant dans les secteurs 5, G et M. L'écureuil roux était présent partout lors de tous les relevés, excepté le dernier (Tableau 6). Il fréquentait indistinctement tous les types de structure au lac Montréal (SN, SR, BR ; $P = 0,17$) et ailleurs (SN, SR ; $P = 0,17$), de même que les TE ($P = 0,28$).

Globalement, l'ensemble des résultats montre que l'écureuil roux est l'espèce de sciuridé de loin la plus abondante sur le territoire. On le retrouve en densités comparables dans tous les types de structure de forêt résiduelle, été comme hiver. Le grand polatouche et le tamia rayé sont peu abondants, mais sont également présents de façon sporadique dans tous les types de structure. Pour l'écureuil roux, le seul indice influencé par le type de structure est l'accumulation de débris d'alimentation simples. Les différences statistiquement significatives pour les divers indices analysés sont toujours rattachées soit à la période de piégeage, soit au site de relevé.

Nous concluons que les populations d'écureuils roux semblent bien se maintenir à court terme après coupe dans les différents types de structure de forêt résiduelle. Pour leur part, le grand polatouche et le tamia semblent tolérer, à court terme, la présence des coupes forestières et utilisent autant la forêt résiduelle que les TE en forêt continue. À plus long terme, les SN et les BR pourront être récoltés au moment où la régénération dans les parterres de coupe aura atteint au moins 3 m de hauteur. Il est probable que le tamia, une espèce associée plus généralement aux forêts décidues et mélangées, puisse alors tirer bénéfice des jeunes peuplements en place, dans l'éventualité où l'importance des espèces feuillues augmenterait. L'écureuil roux, ubiquiste, pourra peut-être s'adapter lui aussi à la situation. Nous nous interrogeons par contre à savoir si le grand polatouche se maintiendra dans de telles conditions, puisque les forêts matures de conifères, qui constituent son habitat de prédilection, seront devenues très rares sur le territoire.

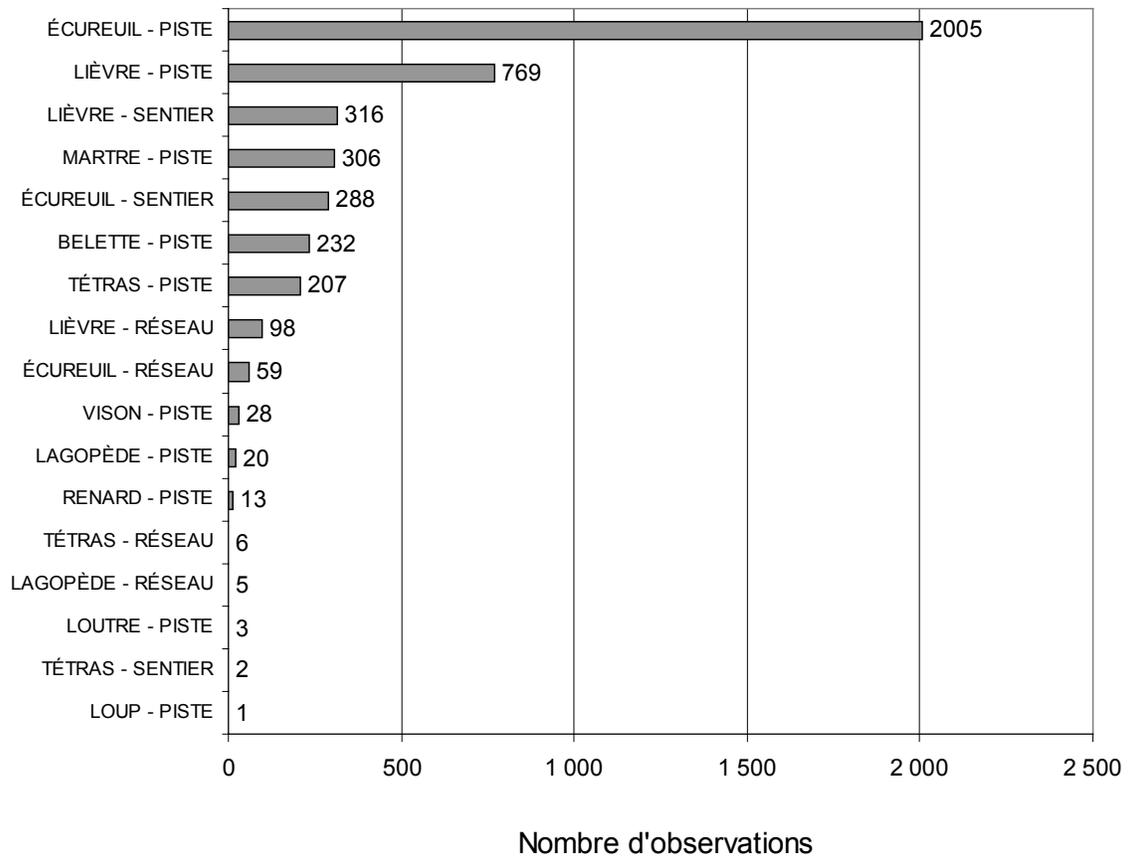


Figure 10 Nombre d'observations par type d'indice faunique pour l'ensemble des relevés de pistes des six secteurs d'étude (Source : Potvin *et al.*, 2001a)

4.3 Lièvre d'Amérique³

Aucune différence n'a été remarquée entre les types de structure pour ce qui est de l'abondance des crottins de lièvre au cours des trois années de l'étude ($P = 0,12$) (Figure 11). On note une tendance à la hausse dans les BR et les TE, alors que les SN et les SR montrent des variations plus aléatoires. La fréquence de crottins dans les parcelles (proportion des parcelles présentant au moins un crottin) indique également une tendance à l'augmentation de 1997 à 1999. Les BR et les TE présentent des valeurs supérieures, mais elles ne sont pas significativement différentes de celles des séparateurs ($P = 0,11$). Les parcelles situées en milieu forestier ont davantage de crottins que celles situées dans les coupes adjacentes. La fréquence des parcelles avec crottins est également supérieure en forêt quand elle est comparée à celle des coupes.

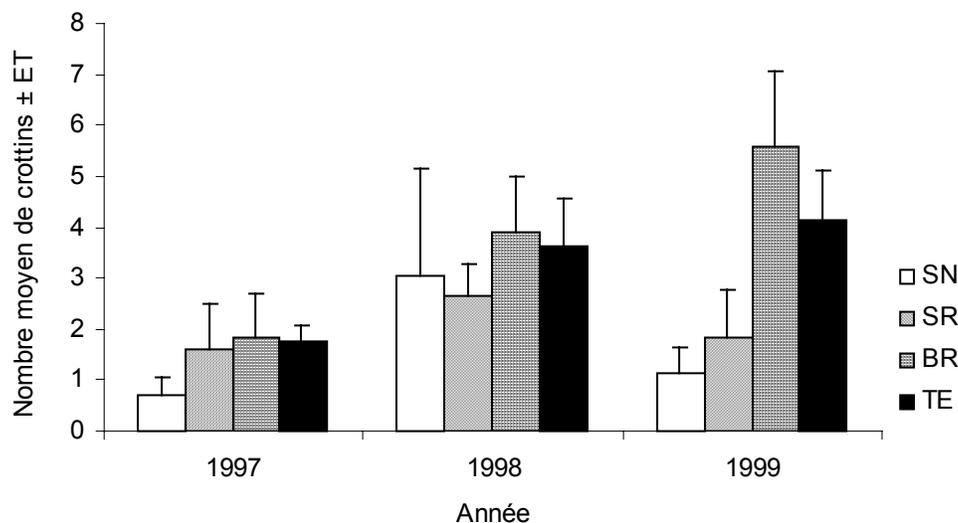


Figure 11 Nombre de crottins de lièvre par parcelle en forêt (moyenne, erreur type) dans quatre types de structure de forêt résiduelle pour chaque année (Adapté de Cusson *et al.*, 2001)

Bien que le nombre de ramilles broutées semble plus constant dans les BR et les TE que dans les séparateurs, la différence n'est significative ($P = 0,03$) que pour la deuxième année de mesure (SN < BR, SN < TE, SR < TE) (Figure 12). La fréquence du broutement (proportion des parcelles avec au moins une ramille broutée) montre une tendance similaire, avec des différences significatives ($P < 0,001$)

³ Adapté de Cusson *et al.* (2001) et Potvin *et al.* (2001a)

uniquement pour la deuxième année ($SN < TE$, $SR < TE$). La comparaison entre les parcelles forestières et celles situées dans les coupes montre que les premières étaient utilisées davantage en 1997 et en 1998. On observe une croissance du broutement dans les coupes au cours des trois années de l'étude, probablement en raison de l'augmentation de la population de lièvres. La fréquence du broutement permet également de constater que l'utilisation des coupes augmente avec le nombre d'années écoulées depuis l'intervention.

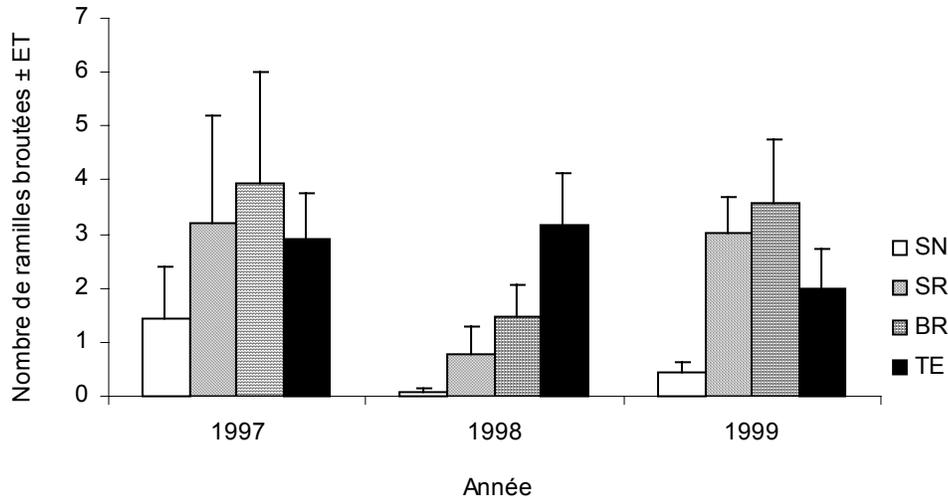


Figure 12 Nombre de ramilles broutées par le lièvre par parcelle en forêt (moyenne, erreur type) dans quatre types de structure de forêt résiduelle pour chaque année (Adapté de Cusson *et al.*, 2001)

D'après le suivi télémétrique, les lièvres capturés dans un séparateur (SN ou SR) ne sont pas restés confinés dans leur site de capture ; ils ont utilisé un domaine vital sensiblement plus grand que cette structure (Figure 14 a). Alors que la superficie de ces séparateurs est de 2 à 5 ha environ, les domaines vitaux observés variaient de 7 à plus de 200 ha (méthode du polygone convexe avec 95 % des localisations). Même si la fidélité au site de capture n'est pas statistiquement différente ($P = 0,08$) entre les lièvres associés aux séparateurs et ceux associés aux BR, on observe cependant une tendance voulant que cette fidélité soit plus grande dans les BR (1 lièvre sur 6 fidèle dans les séparateurs ; 4 lièvres sur 6, dans les BR). La superficie moyenne des domaines vitaux, tous les lièvres confondus, était de 61 ha. Aucune différence de superficie du domaine vital n'a été décelée entre les mâles et les femelles. La moyenne était de 126 ha pour les lièvres associés aux séparateurs et de 29 ha pour ceux associés aux BR. Bien qu'ils ne soient pas différents sur le plan statistique ($P = 0,07$), les domaines vitaux des lièvres dans les séparateurs étaient nettement supérieurs à ceux des BR pour les trois estimateurs utilisés (polygone convexe 95 %, kernel et cluster). Par ailleurs, les observations télémétriques ont permis de constater que les lièvres pouvaient utiliser les séparateurs autant comme corridors de déplacement que comme habitats véritables. Quelques séparateurs constituaient, en effet, une portion importante du domaine vital de

certaines lièvres. Pour leur part, les BR correspondaient généralement à l'habitat de base des lièvres suivis, ceux-ci restant généralement confinés à l'intérieur de la structure (Figure 14 b).

Le déplacement quotidien moyen par individu a varié de 158 à 733 m. Aucune différence n'a été observée entre les lièvres des séparateurs (559 m) et ceux des BR (342 m) ($P = 0,26$), ni entre les sexes ($P = 0,61$). Par contre, les individus différaient significativement entre eux ($P < 0,01$). Comparativement aux lièvres présents dans les blocs, les lièvres des séparateurs avaient tendance à effectuer une plus forte proportion de déplacements quotidiens de grande amplitude (> 330 m) (42 % contre 30 %).

Les estimations de taux de survie (de mai à août), obtenues à partir des données de télémétrie, n'ont pas révélé de différence significative entre les lièvres des séparateurs et ceux des BR (52 % et 69 %, respectivement). Les mâles avaient un taux comparable à celui des femelles (70 % et 51 %, respectivement). Le taux de survie global a été de 61 % au cours de la période du suivi télémétrique.

Lors des relevés de pistes, les pistes simples et les sentiers de lièvre étaient les indices les plus fréquents après les pistes d'écureuil (Figure 10). Le nombre d'indices de lièvre variait grandement d'un secteur à l'autre ($P < 0,05$). Le lièvre était particulièrement abondant dans le secteur G, alors que le secteur M se comparait aux autres secteurs. L'espèce était présente dans environ un séparateur sur trois, sauf lors du relevé 3 où elle a fréquenté toutes les structures du secteur du lac Montréal (Tableau 6). Dans l'ensemble des secteurs, le lièvre tendait à fréquenter davantage les TE que les séparateurs (quatre secteurs sur six), l'indice global étant en moyenne supérieur dans les TE. Par ailleurs, le nombre de pistes observées était de trois à quatre fois plus élevé dans les SN que dans les SR. Au lac Montréal, les BR tendaient à être fréquentés plus assidûment que les SN et les SR pouvaient l'être. L'indice global d'abondance du lièvre est relié positivement à la largeur moyenne du séparateur et au couvert vertical arbustif (Figure 13). Par ailleurs, à l'intérieur des SN et des SR, l'indice de pistes et l'indice global étaient trois fois plus élevés à plus de 20 m de la bordure qu'aux abords immédiats de la coupe (Figure 15). Cette zone de bordure adjacente à la coupe constitue donc un milieu moins utilisé en hiver et probablement aussi moins favorable à l'espèce.

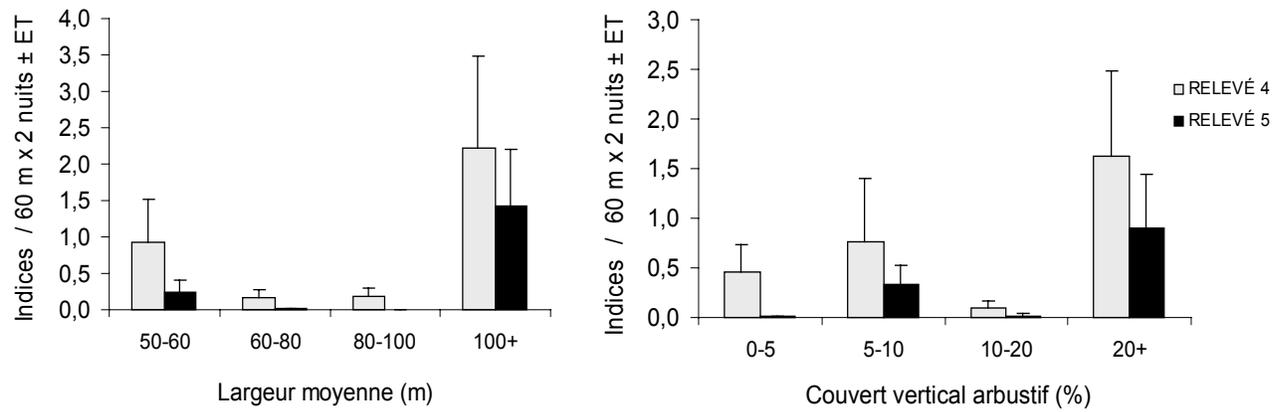


Figure 13 Indice global d'abondance du lièvre (moyenne, erreur type) mesuré par relevé de pistes dans des séparateurs non riverains et riverains ($n = 40$) en fonction de la largeur moyenne du séparateur et du couvert vertical arbustif

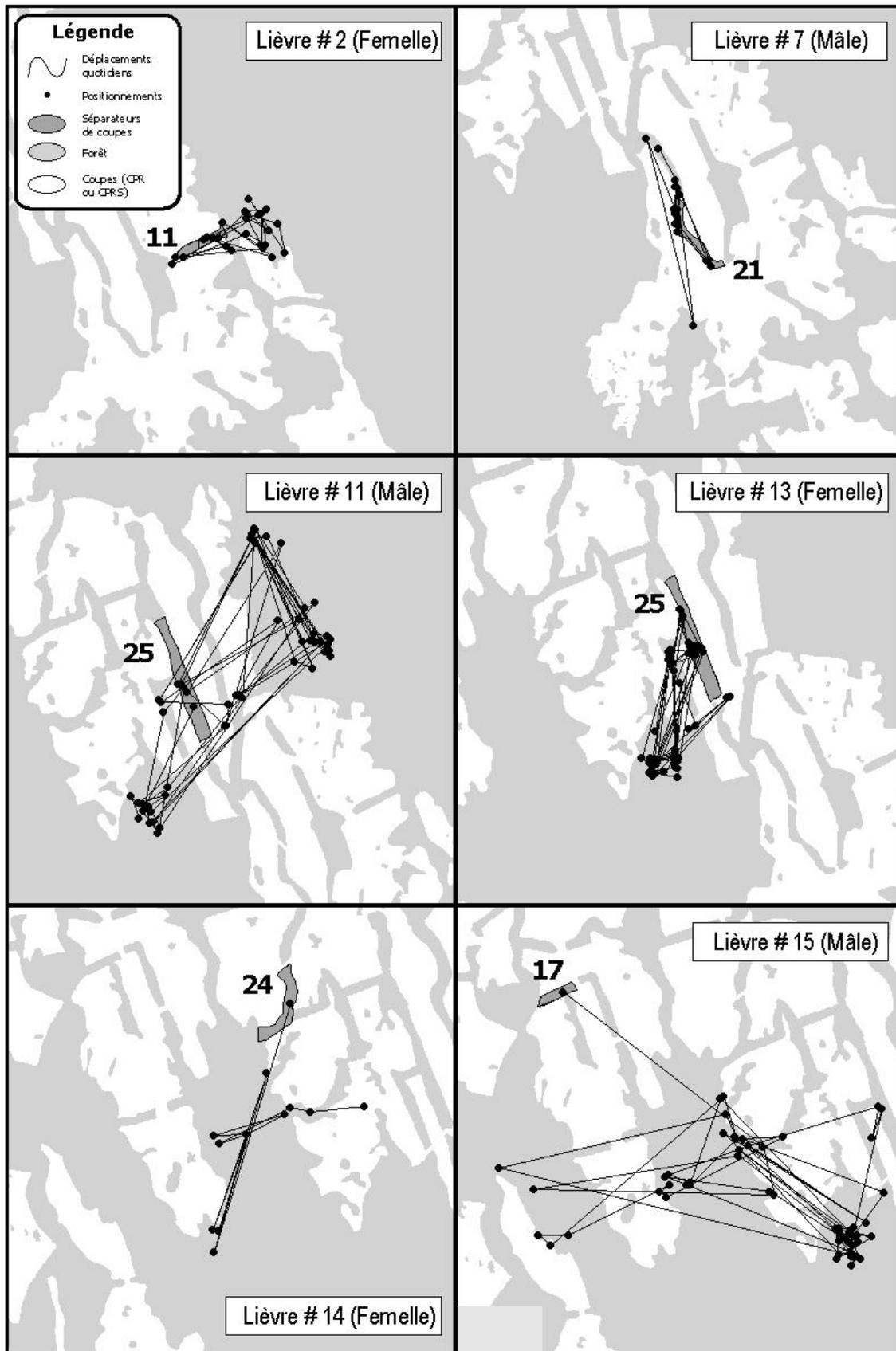


Figure 14 a Localisations télémétriques des lièvres associés aux séparateurs non riverains et riverains
(Source : Cusson *et al.*, 2001)

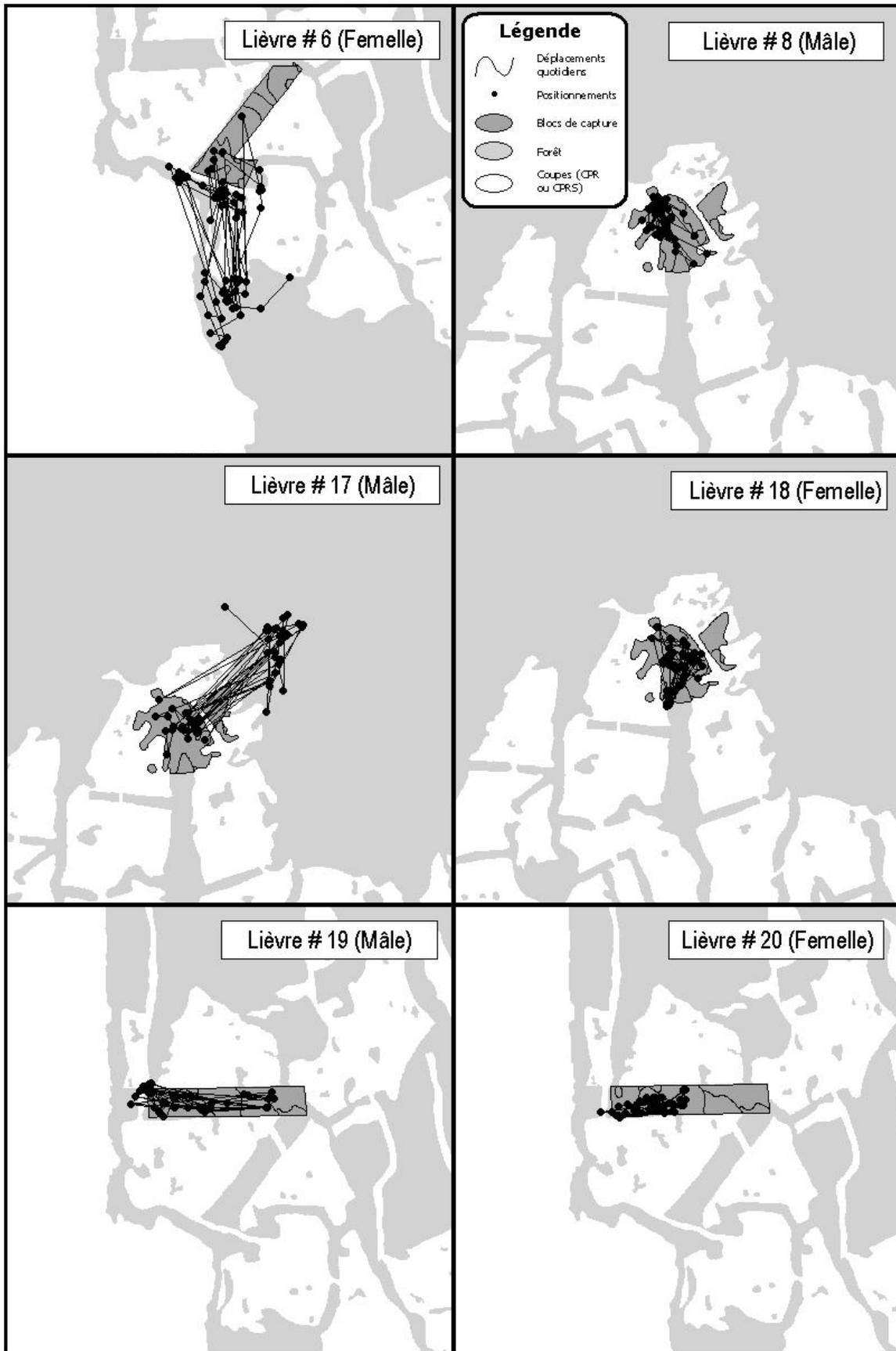


Figure 14 b Localisations télémétriques des lièvres associés aux blocs résiduels (Source : Cusson *et al.*, 2001)

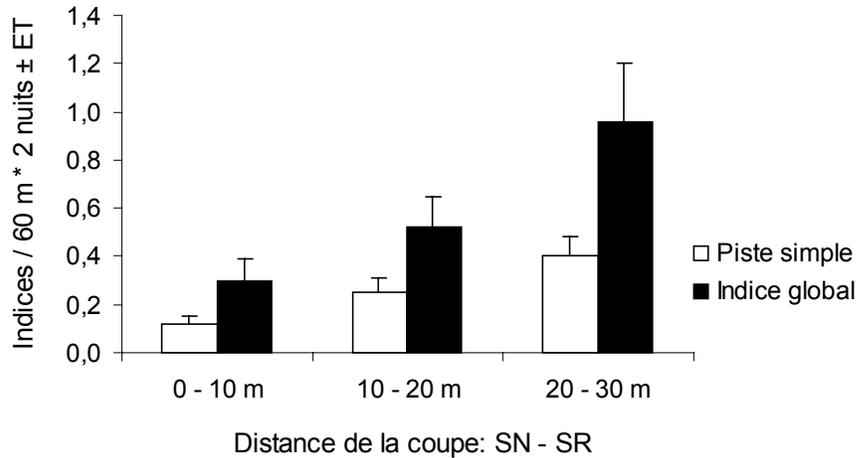


Figure 15 Indice de pistes et indice global d'abondance du lièvre (moyenne, erreur type) mesurés par relevé de pistes pour les sections de forêt allant de la coupe vers l'intérieur pour l'ensemble des séparateurs non riverains et riverains ($n = 100$) (Source : Potvin *et al.*, 2001a)

Dans l'ensemble, les tendances observées indiquent que le lièvre semble utiliser davantage les BR et les TE que les SN et les SR. Les taux de survie, la taille des domaines vitaux et l'ampleur des déplacements quotidiens amènent à penser que les BR constitueraient des milieux moins risqués et plus propices que les séparateurs. Cependant, en raison de la faible puissance statistique associée aux différents tests réalisés sur les indices mesurés, nous ne pouvons tirer aucune conclusion ferme sur cet aspect à partir des seuls résultats du lac Montréal. Cette faible puissance peut s'expliquer par le petit nombre de répétitions par traitement ($n = 5$), la faible densité du lièvre sur le territoire et une certaine hétérogénéité entre les sites d'un même type de structure. En effet, pour plusieurs indices, des différences significatives sont apparues entre les sites d'un même type de structure, alors qu'aucune différence ne ressortait entre les types. Les résultats des relevés de pistes réalisés durant l'hiver dans six secteurs différents confirment les tendances observées au lac Montréal. La largeur des séparateurs apparaît alors comme une variable très importante. Dans l'ensemble des secteurs, la plus grande abondance de pistes associées aux SN, par rapport aux SR, s'explique en partie par le fait que le premier groupe est plus large en moyenne que le second, plusieurs dépassant 100 m de largeur. À moyen terme, la récolte partielle de la forêt dans les SR et la récolte finale ultérieure des SN soulèvent des inquiétudes. La récolte dans les SR pourrait entraîner une réduction importante de la qualité de l'habitat pour le lièvre en réduisant le couvert et en augmentant les risques de prédation. La récolte des SN pourrait affecter sérieusement la situation des lièvres qui y vivent si la jeune forêt issue des coupes ne procure pas un abri satisfaisant, compte tenu de l'épaisseur de neige.

4.4 Passereaux⁴

Le nombre moyen d'espèces d'oiseaux observés par point d'écoute n'a pas varié entre les années ($P = 0,09$). Il différait cependant entre les types de structure ($P = 0,004$), essentiellement en raison des nombres plus élevés dans les TE en comparaison avec les SR, les SN et les BR (Figure 16). Pour sa part, le nombre moyen de couples par point d'écoute a montré une variation entre les années ($P = 0,02$), avec 3,4 couples par point en 1997, 3,0 en 1998 et 3,7 en 1999. Il variait aussi selon le type de structure ($P = 0,004$) : le nombre de couples était plus faible dans les SN et les BR comparativement à ce qu'il était dans les TE.

Les analyses par statut migratoire révèlent des différences importantes dans la composition des communautés d'oiseaux selon le type de structure. Les migrants de courte distance, qui constituaient le groupe dominant dans tous les types, avaient des densités d'espèces ($P < 0,01$) et de couples ($P < 0,01$) plus élevées dans les SR lorsqu'elles sont comparées à ce qu'elles étaient dans les SN, les BR et les TE ($P < 0,05$). Cette différence découle essentiellement d'une plus grande abondance du bruant à gorge blanche (*Zonotrichia albicollis*) et de la grive solitaire (*Catharus guttatus*) dans les SR (Tableau 7). En revanche, le roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*) était moins abondant dans les séparateurs qu'il ne l'était dans les TE. En ce qui concerne les migrants néotropicaux, les densités d'espèces ($P < 0,01$) et de couples ($P < 0,01$) étaient plus élevées dans les TE qu'elles l'étaient dans les BR, les SR et les SN ($P < 0,05$). Dans les séparateurs, leur densité dans les SR était deux fois plus grande qu'elle l'était dans les SN. Les trois espèces les plus communes d'oiseaux néotropicaux, soit la paruline à joues grises (*Vermivora ruficapilla*), la paruline à poitrine baie (*Dendroica castanea*) et la paruline à tête cendrée (*Dendroica magnolia*), étaient toutes moins abondantes dans les séparateurs et les BR, en comparaison avec les TE. Pour ce qui est des oiseaux résidents, les densités de couples ($P = 0,04$) et, dans une moindre mesure, les densités d'espèces ($P = 0,07$) étaient plus élevées dans les TE comparativement à ce qu'elles étaient dans les SN et les SR. Ce modèle reflétait surtout la situation de la mésange à tête brune (*Parus hudsonicus*), qui était significativement moins abondante dans les SN, comparativement à ce qu'elle était dans les TE. À l'inverse cependant, le pic à dos noir (*Picoides articus*) était plus abondant dans les SR qu'il l'était dans les TE.

4 Adapté de Darveau *et al.* (2001a)

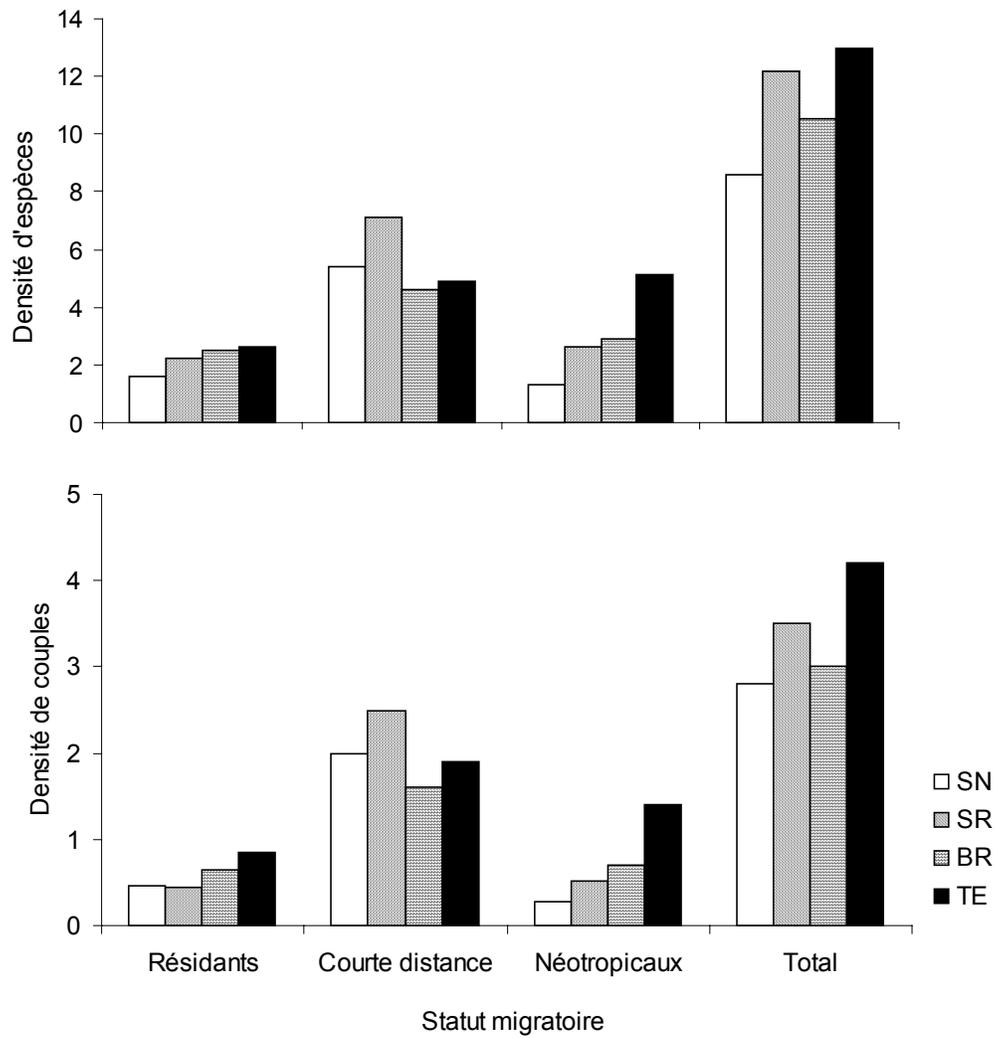


Figure 16 Densités d'espèces et de couples d'oiseaux nicheurs par statut migratoire (résidants, migrants de courte distance et migrants néotropicaux) pour quatre types de structure de forêt résiduelle (SN : séparateur non riverain, SR : séparateur riverain, BR : bloc résiduel, TE : secteur témoin) (Source : Darveau *et al.*, 2001a)

Tableau 7 Probabilité de présence de 13 espèces d'oiseaux dans trois types de structure de forêt résiduelle (moyenne des trois premières années suivant la coupe ; SN : séparateur non riverain, SR : séparateur riverain, BR : bloc résiduel) et comparaison statistique par rapport à des sites témoins (TE) en forêt non perturbée, dans le secteur du lac Montréal (adapté de Darveau *et al.*, 2001a)

Statut migratoire et espèce	Probabilité de présence (%)				Comparaison statistique (<i>P</i>)		
	SN	SR	BR	TE	SN	SR	BR
<i>Migrateurs de courte distance</i>							
Bruant à gorge blanche (<i>Zonotrichia albicollis</i>)	95	93	41	49	< 0,01	< 0,01	0,66
Grive solitaire (<i>Catharus guttatus</i>)	33	45	37	5	0,03	0,02	0,02
Junco ardoisé (<i>Junco hyemalis</i>)	85	84	52	57	0,05	0,10	0,81
Paruline à croupion jaune (<i>Dendroica coronata</i>)	86	94	78	94	0,46	0,91	0,18
Roitelet à couronne dorée (<i>Regulus satrapa</i>)	84	100	100	100	< 0,01	0,02	0,04
Roitelet à couronne rubis (<i>Regulus calendula</i>)	63	94	79	93	0,05	0,88	0,22
<i>Résidents</i>							
Mésange à tête brune (<i>Parus hudsonicus</i>)	36	56	93	81	0,02	0,13	0,30
Mésangeai du Canada (<i>Perisoreus canadensis</i>)	34	24	32	38	0,75	0,36	0,71
Pic à dos noir (<i>Picoides articus</i>)	31	56	16	20	0,40	< 0,01	0,76
<i>Migrateurs néotropicaux</i>							
Paruline à joues grises (<i>Vermivora ruficapilla</i>)	30	53	76	76	< 0,01	< 0,01	0,99
Paruline à poitrine baie (<i>Dendroica castanea</i>)	5	19	39	95	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Paruline à tête cendrée (<i>Dendroica magnolia</i>)	28	60	40	82	< 0,01	0,14	0,09
Troglodyte mignon (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	54	93	40	84	0,09	0,43	0,02

Après 21 jours d'exposition, 67 % des nids artificiels en 1997 et 72 % en 1998 avaient été attaqués. Le taux de prédation ne différait entre les types de structure ni en 1997 ($P = 0,40$) ni en 1998 ($P = 0,60$) (Figure 17). La prédation ne variait pas en fonction de la hauteur des nids en 1997 ($P = 0,70$). Par contre, en 1998, la prédation a été plus importante à hauteur de 5 m ($P = 0,05$). Les prédateurs ont attaqué 127 œufs de plasticine en 1997 et 150 en 1998. Des marques de mésangeai du Canada (*Perisoreus canadensis*) ont été identifiées sur 47 œufs en 1997 et sur 72 en 1998 (Boulet, 1999). Le deuxième groupe de prédateurs comprenait diverses espèces de sciuridés, qui ont totalisé 31 identifications en 1997 et 42 en 1998. Étant donné l'abondance de l'écureuil roux, l'essentiel de ces cas de prédation était probablement occasionné par cette espèce. Les petits mammifères, la marmotte commune (*Marmota monax*) et le lièvre d'Amérique constituaient les autres prédateurs. Les écureuils ont attaqué plus de nids au sol que de nids à 5 m, tandis que les mésangeais ont fait l'inverse. Cette dernière espèce paraît être un prédateur plus spécialisé que l'écureuil roux et, de ce fait, plus important à prendre en considération dans l'élaboration de pratiques d'aménagement. Dans d'autres études nord-américaines (Reitsma *et al.*, 1990 ; Vander Hagen et DeGraaf, 1996 ; Bayne et Hobson, 1997 ; Darveau *et al.*, 1997 ; King *et al.*, 1997 ; Boulet et Darveau, 2000 ; Boulet *et al.*, 2000), ces deux espèces ont déjà été identifiées comme d'importants prédateurs de nids artificiels.

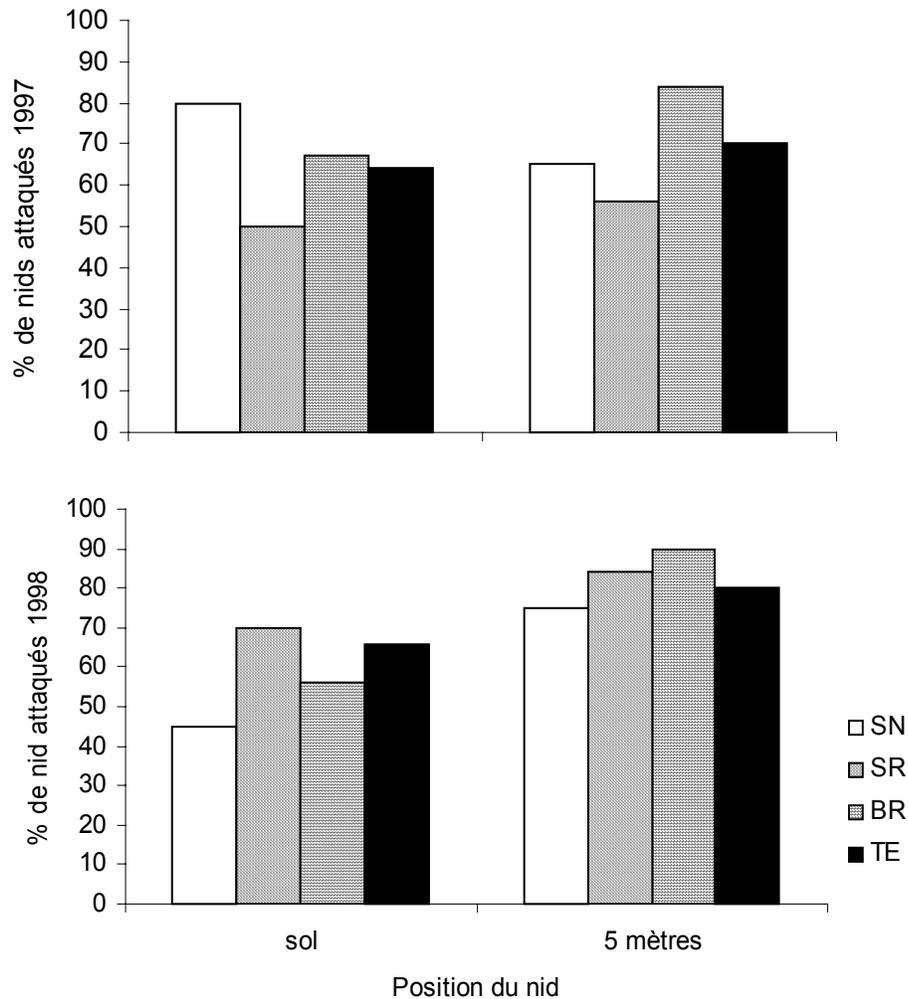


Figure 17 Proportions de nids au sol et à 5 mètres de hauteur attaqués par des prédateurs dans quatre types de structure de forêt résiduelle dans le secteur du lac Montréal (SN : séparateur non riverain, SR : séparateur riverain, BR : bloc résiduel, TE : secteur témoin) (Source : Darveau *et al.*, 2001a)

En 1997 et en 1998, les observations comportementales ont permis de confirmer la nidification de 79 couples appartenant à 16 espèces différentes. L'espèce pour laquelle nous avons le plus grand nombre de confirmations est le mésangeai du Canada, avec 28 confirmations pour les deux années, réparties assez uniformément entre les types de structure. Le roitelet à couronne rubis (*Regulus calendula*) et le roitelet à couronne dorée ont respectivement totalisé 8 et 10 confirmations de nidification pendant les deux années. En ce qui concerne les espèces ubiquistes, la proportion de nicheurs probables ne différait ni entre les types de structure, ni entre les années ($P = 0,40$ en 1997, $P = 0,40$ en 1998). Toutefois, pour ce qui est des espèces de forêt mature, la proportion de nicheurs probables était inférieure dans les SR et les BR en 1997 ($P = 0,02$), ainsi que dans les SN en 1998 ($P = 0,05$).

Les données recueillies en 1997 ne permettent pas d'évaluer la qualité des BR comme habitat pour les oiseaux forestiers, puisque quatre des cinq unités d'échantillonnage n'avaient pas encore été isolées, par la coupe forestière, des massifs forestiers avoisinants. Par contre, ces données nous ont permis de vérifier qu'avant traitement, la composition des communautés d'oiseaux et le risque de prédation des nids des futurs blocs ne différaient pas de ceux des témoins (Darveau *et al.*, 1998). Les données de 1998 et de 1999 ont montré une baisse significative du nombre d'espèces d'oiseaux migrants néotropicaux dans les BR. La paruline à poitrine baie et, dans une moindre mesure, la paruline à tête cendrée, sont deux espèces de migrants néotropicaux qui ont diminué dans les BR durant les trois années d'étude. Cette diminution de la probabilité d'observation, aussi rapportée pour les SN et les SR, pourrait s'expliquer par un refoulement temporaire, dans les fragments de forêt résiduelle, des individus dont les territoires ont été détruits par la coupe forestière (Darveau *et al.*, 1995). En comparaison, la probabilité de présence à un point d'écoute des migrants néotropicaux est demeurée stable à 0,95 dans les TE, soit le double de la moyenne des BR (probabilité moyenne de 0,46). Les BR étaient tout de même plus utilisés par ce groupe d'espèces que les SR (probabilité moyenne de 0,19) et les SN (0,05).

En conclusion, les données des trois années confirment la dominance des oiseaux migrants de courte distance dans les communautés d'oiseaux du secteur du lac Montréal : dans les TE, 66 % des couples observés appartenaient à ce groupe, contre respectivement 16 % pour les espèces résidentes, 16 % pour les migrants néotropicaux et 1 % pour les espèces irruptives. Cette situation est comparable à celle que rapporte Darveau *et al.*(1995), pour la sapinière boréale humide de seconde venue de la Forêt Montmorency, et Imbeau (1996), pour la pessière à mousse vierge du secteur Myrica (100 km au nord du lac Montréal). Par contre, elle diffère nettement de ce qui est généralement observé dans d'autres forêts boréales d'Amérique du Nord et d'Europe, lesquelles sont dominées par les espèces résidentes ou néotropicales (Vikkala, 1989 ; Haila et Jarniven, 1990 ; Schmiegelow *et al.*, 1997). Les relevés dans le dispositif expérimental démontrent que les oiseaux résidents et les migrants néotropicaux sont affectés négativement par les coupes forestières, alors que les migrants de courte distance en profitent. Ces résultats confirment que, dans la pessière à mousses mature, la configuration spatiale de la forêt résiduelle a une influence déterminante sur les communautés d'oiseaux.

4.5 Tétrras du Canada⁵

Dans le secteur du lac Montréal, la densité du tétras a baissé entre la première et la deuxième année, passant de 6,9 à 4,2 tétras/km². Toutefois, elle a doublé la troisième année, à 8,8 tétras/km² (Figure 18). Pour les mâles, les valeurs annuelles sont de 3,6, 2,4 et 4,3 mâles/km² en 1997, 1998 et 1999, respectivement. Aucune différence de densité n'a été notée entre les types de structure et entre les années ($P = 0,12$). Dans l'ensemble des séparateurs inventoriés en 1999 dans six secteurs de l'aire commune 25-03, la densité de mâles variait grandement d'un secteur à l'autre (Figure 19) ($P = 0,009$). Trois secteurs avaient des densités de l'ordre de 5 mâles/km² (secteurs 2, 5 et Montréal), alors que les autres comportaient en moyenne plus de 15 mâles/km². Les densités totales affichaient aussi des écarts importants (de 5 à 24 tétras/km²), mais ne différaient pas, entre les secteurs, sur le plan statistique ($P = 0,29$). Les deux types de séparateurs (SN, SR) avaient des densités comparables, tant pour les mâles ($P = 0,23$) que pour les mâles et femelles réunis ($P = 0,34$).

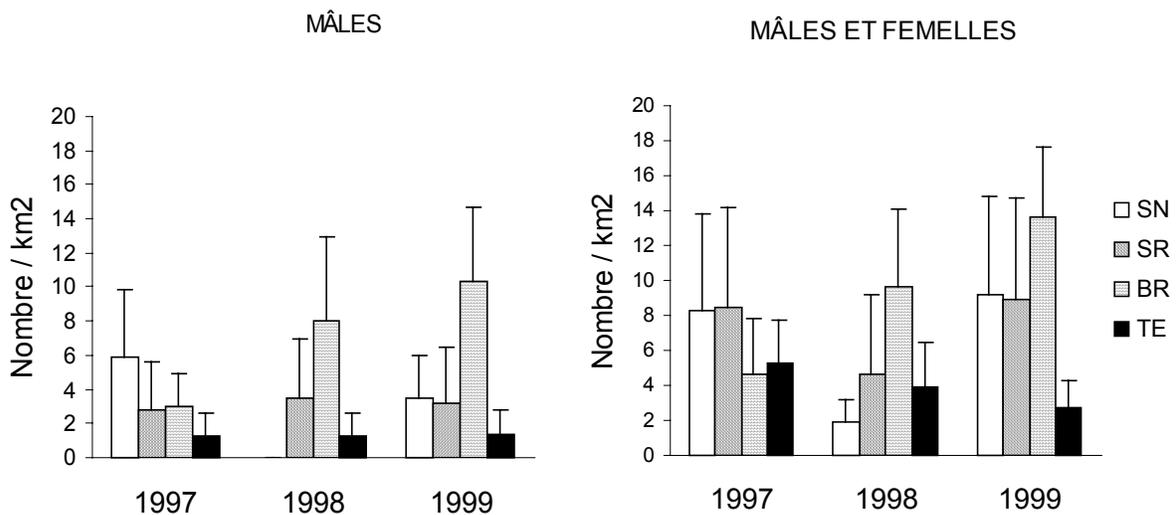


Figure 18 Densités de tétras (moyenne, erreur type) par type de structure de forêt résiduelle (SN : séparateur non riverain, SR : séparateur riverain, BR : bloc résiduel, TE : témoins) dans le secteur du lac Montréal de 1997 à 1999 (Source : Potvin *et al.*, 2001c)

5 Adapté de Potvin *et al.* (2001c)

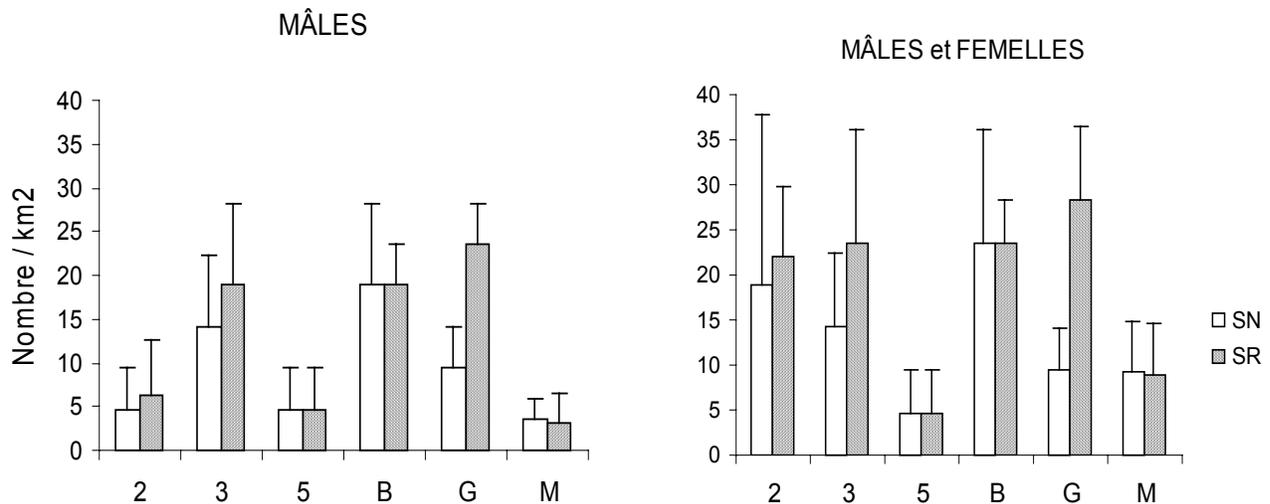


Figure 19 Densités de tétras dans les séparateurs non riviains (SN) et riviains (SR) situés dans six aires d'intervention de l'aire commune 25-03 en 1999 (Source : Potvin *et al.*, 2001c)

Dans les séparateurs des six secteurs inventoriés en 1999, la densité était surtout reliée à la largeur moyenne du séparateur et à la distance d'un grand massif de plus de 25 ou 100 ha. Les deux variables avaient un effet positif, ce qui indique que le tétras était plus abondant dans les séparateurs les plus larges ou dans ceux qui étaient davantage éloignés d'un grand massif de forêt résiduelle. Sur le plan de la végétation, le couvert arborescent et la surface terrière des arbres avaient une influence négative sur l'abondance du tétras et la quantité de brouet un effet positif. En 1999, les modèles de régression pour prédire la densité des mâles incluent le couvert arborescent et une seconde variable liée à la taille de la structure, soit la superficie totale (lac Montréal, R^2 global = 0,35) ou la largeur du séparateur (six secteurs, $R^2 = 0,48$). Dans ces modèles, le couvert arborescent a un effet négatif sur la densité de mâles et la taille de la structure a un effet positif. En moyenne, les séparateurs (SN, SR) où le tétras était présent en 1999 se distinguaient de ceux où il était absent par une plus grande largeur ($\bar{x} = 84$ contre 71 m), un éloignement plus prononcé d'un massif de 25 ha ou plus (719 contre 417 m), un couvert arborescent plus ouvert (41 contre 51 %) et une plus grande abondance de brouet (11 200 contre 5 300 tiges/ha).

D'après le suivi télémétrique, les tétras capturés dans des séparateurs (SN et SR confondus) et des BR ne se sont pas confinés à une seule structure de forêt résiduelle. Ils ont plutôt fréquenté souvent la forêt non perturbée présente à la périphérie de l'aire d'intervention. Ainsi, pour les 20 individus dont le domaine vital a été calculé, 21 % des localisations estivales du groupe associé aux séparateurs ($n = 7$) étaient situées en forêt ; pour ceux associés aux BR ($n = 8$), cette proportion atteignait 45 %. Par contre, les tétras se tenaient rarement dans des coupes récentes, en été comme en hiver. Les individus fréquentant les BR

avaient tendance à avoir de plus grands domaines vitaux que ceux associés aux séparateurs ou vivant uniquement en forêt, mais les différences entre les trois groupes se révèlent non significatives ($P \geq 0,24$). Les valeurs moyennes pour les tétras associés aux séparateurs étaient, quant à elles, très semblables à celles des individus vivant en forêt. En automne et en hiver, la majorité des tétras sont restés sensiblement au même endroit qu'en été, mais les tétras associés aux BR ont été davantage fidèles que ceux associés aux séparateurs ou à la forêt (Figure 20).



Figure 20 Domaine vital estival (intérieur des polygones convexes 95 %) et localisations hivernales (points) de trois tétras munis d'un émetteur dans le secteur du lac Montréal, fréquentant des milieux différents : séparateurs de coupes (n° 17), bloc résiduel (n° 5) et forêt (n° 26) (Source : Potvin *et al.*, 2001c)

Cinq nids ont été localisés en mai 1998, dont un dans un séparateur, un dans un BR et trois en forêt. Le nid dans le BR a été victime de prédation et un des nids en forêt a été abandonné. Avec l'ajout de six autres femelles marquées, neuf femelles avec couvée, au total, ont pu être suivies durant l'été. Deux de ces couvées ont fréquenté les séparateurs, quatre les BR et trois la forêt.

Au total, huit tétras sont morts de prédation (trois en été, deux en automne, trois en hiver) et deux autres, en raison de problèmes liés au harnais. Le calcul des taux de survie ne tient compte que des mortalités naturelles. De mai 1998 à mai 1999, le taux de survie a été de 73 % pour les individus associés aux BR, de 55 % pour ceux fréquentant les séparateurs et de 68 % pour ceux vivant uniquement en forêt. Ces taux ne diffèrent pas entre les trois groupes, tant à l'intérieur de chacune des périodes que pour l'ensemble de l'année.

À l'occasion, des signes de présence du tétras ont été notés lors des relevés de pistes (Figure 10, Tableau 6). Dans l'ensemble des six secteurs, l'indice pondéré des pistes de tétras a varié entre le relevé de 1999 et celui de 2000 ($P = 0,009$), mais non entre les secteurs ($P = 0,25$) ou les types de séparateur (SN contre SR, $P = 0,87$). Lors du dernier relevé où des TE ont aussi été parcourus, ces derniers étaient moins fréquentés que les séparateurs ($P = 0,019$). Au lac Montréal, pour l'ensemble des cinq relevés, le tétras fréquentait à la fois les SN, les SR ou les BR, mais sa présence était plus assidue dans ce dernier type de structure ($P = 0,003$).

Globalement, contrairement à nos attentes, les tétras étaient présents durant la période dans tous les types de structure et en densité comparable. En 1999, nous avons rencontré des tétras dans la moitié des 48 séparateurs inventoriés dans six aires d'intervention. Sur le plan régional, les séparateurs (SN, SR) du lac Montréal supportaient des densités comparables à celles des secteurs 2 et 5 en 1999 (environ 5 mâles/km²), mais on a dénombré plus de 15 mâles/km² dans les trois autres secteurs. Nous appréhendions que le secteur du lac Montréal n'ait pu offrir une mosaïque plus propice au tétras, en raison de sa superficie réduite et de la proximité de la forêt non perturbée. En réalité, nous avons mesuré des densités nettement supérieures dans certaines très grandes aires d'intervention (3, B). Ces densités dépassent celles qui ont été rapportées ailleurs pour le tétras du Canada, en Alaska (de 3,3 à 5,0 mâles/km², Ellison [1974]), au Nouveau-Brunswick (de 5 à 12 mâles/km², Keppie [1987]) et à New York (5,6 tétras/km², Fritz [1979]). Elles suggèrent que le tétras se concentre, après qu'il y ait eu coupe, dans les habitats résiduels sur le territoire.

Nous n'avons décelé aucune différence de densité entre les types de structure de forêt résiduelle. Durant les trois années de suivi au lac Montréal, les TE en forêt non perturbée ont procuré des densités fort variables et, dans deux des cinq sites, nous n'avons localisé aucun tétras. De même, un des cinq BR était constamment fréquenté alors que la présence du tétras fluctuait grandement ailleurs. Nous avons mesuré des densités similaires dans les SN et les SR, autant au lac Montréal durant trois années ($n =$ de 13 à 19 structures) que dans les six secteurs en 1999 ($n = 48$).

À prime abord, l'hypothèse de la résilience pourrait expliquer la présence étonnante du tétras dans les structures de forêt résiduelle, particulièrement les SN et les SR. Selon cette hypothèse, les tétras dénombrés seraient simplement des survivants, qui étaient présents lors de la coupe et qui seraient demeurés fidèles à leur fragment de forêt. Dans notre étude, plus de la moitié des SN et des SR inventoriés en 1999 étaient adjacents à des coupes datant de 1991 à 1994, donc créés depuis au moins cinq ans. En nature, très peu de tétras dépassent l'âge de cinq ans (Robinson, 1980). Par ailleurs, le taux de survie annuel du tétras est généralement inférieur à 50 % (Ellison, 1974 ; Keppie, 1987). Même en utilisant un taux de 65 % (celui mesuré au lac Montréal), moins de 12 % des tétras seront encore vivants après cinq ans. Enfin, la relation que nous avons observée entre la densité des mâles en 1999 et le nombre d'années après coupe est positive ($r = 0,34$, $P = 0,009$), indiquant que les séparateurs adjacents à de vieilles coupes supportaient davantage de mâles, ce qui contredit l'hypothèse de la résilience. Toutes ces raisons nous amènent donc à rejeter cette hypothèse pour expliquer la forte abondance du tétras dans les séparateurs de coupes.

La présence de tas de crottin et les relevés de pistes indiquent que le tétras utilise les structures résiduelles durant l'hiver. Le suivi télémétrique au lac Montréal durant un an a montré que les tétras associés aux séparateurs se comportaient comme ceux fréquentant des BR ou la forêt non perturbée, en ce qui a trait à l'utilisation de l'espace et à la survie. En automne et en hiver, les tétras sont demeurés sensiblement au même endroit qu'en été. Avec en moyenne 59 ha pour les mâles et 41 ha pour les femelles, les domaines vitaux d'été étaient très grands au lac Montréal. En comparaison, Turcotte *et al.* (2000) ont mesuré des domaines vitaux de 17 à 33 ha avant coupe, en Abitibi-Témiscamingue, et de 27 à 41 ha, après coupe. Dans notre étude, la taille des domaines vitaux estivaux n'était pas en relation avec le type de milieu ; elle semblait varier davantage selon l'oiseau, de grands ou de petits domaines vitaux ayant été observés dans les trois groupes de tétras, y compris ceux fréquentant uniquement la forêt. Il faut noter qu'aucun tétras du

groupe associé aux séparateurs n'est resté inféodé à une seule structure, les oiseaux utilisant les autres séparateurs voisins de même que la forêt non perturbée située en périphérie de l'aire de coupe (21 % des localisations en été, 24 % en hiver). Les tétras associés aux BR ont fait de même en été (45 %) mais, en automne et en hiver, ils ont moins utilisé la forêt périphérique (10 %).

Le tétras était davantage présent et abondant dans les séparateurs possédant un couvert arborescent moins dense et une strate arbustive plus développée (tiges de 1 à 9 cm au DHP, brout disponible). Plusieurs auteurs ont souligné l'importance d'une strate arbustive dense pour le tétras (Robinson, 1969 ; Boag et Schroeder, 1992 ; Lemay *et al.*, 1998). En Abitibi-Témiscamingue, Turcotte *et al.* (1994) ont conclu que le tétras ne peut être classifié strictement comme une espèce climacique (de forêt mûre) et qu'il se rencontre souvent dans les portions plus jeunes de la pessière (moins de 50 ans). Sur le plan de la configuration spatiale, deux variables se sont révélées propices au tétras. Les séparateurs les plus larges et ceux davantage éloignés de blocs forestiers (≥ 25 ha) avaient les plus fortes probabilités de présence et les plus grandes densités.

Notre étude couvre le court et le moyen terme, c'est-à-dire de un à cinq ans après coupe environ. Comme il faudra environ 30 ans pour que les secteurs coupés redeviennent des habitats propices, les modifications qui surviendront dans les séparateurs durant cet intervalle risquent d'affecter le tétras. En vertu du RNI, les SN pourront être récoltés quand la régénération des coupes adjacentes aura atteint 3 m, soit bien avant qu'elle ne procure un habitat propice au tétras. Les SR aussi peuvent faire l'objet d'une récupération partielle. Enfin le chablis, fréquent en forêt boréale, pourrait, lui aussi, modifier les structures de forêt résiduelle (Ruel, 1995).

4.6 Orignal⁶

Dans les 21 blocs survolés pour étudier l'orignal, nous avons localisé 25 ravages contenant 49 animaux (16 mâles, 18 femelles, 14 jeunes et 1 indéterminé). La densité variait d'un bloc à l'autre (Figure 21). Six blocs avaient plus de 0,5 orignal/10 km², alors qu'à l'inverse, cinq blocs n'en comptaient aucun. Sur l'ensemble de la superficie survolée, la densité était deux fois plus grande dans le domaine de la sapinière que dans celui de la pessière (0,42 contre 0,20 orignal/10 km²). Au total, 12 ravages ont été localisés à

6 Adapté de Potvin *et al.* (2001b)

l'intérieur même des aires d'intervention récentes, dont 11 dans la pessière et un seul dans la sapinière. Sur 14 aires d'intervention survolées dans le domaine de la pessière, huit comptaient au moins un ravage à l'intérieur de leur périmètre. Globalement, la densité était de 0,20 orignal/10 km² dans les aires d'intervention en pessière et de 0,07 dans celles en sapinière.

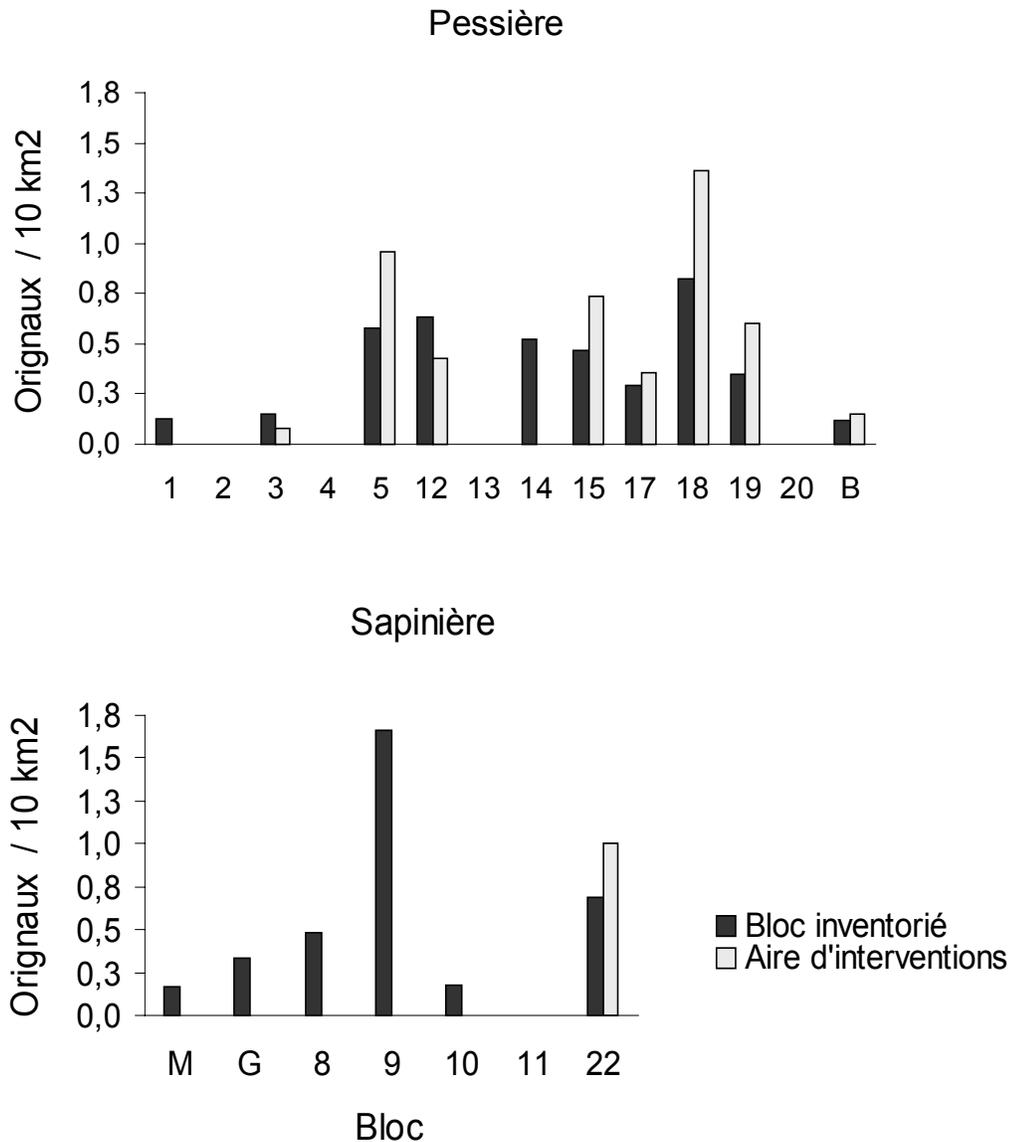


Figure 21 Densité d'orignaux par bloc survolé dans l'aire commune 25-03, selon le domaine bioclimatique (pessière noire à mousses, sapinière à bouleau blanc) (Source : Potvin *et al.*, 2001b)

L'influence de la superficie de l'aire d'intervention et de la proportion de forêt résiduelle sur la densité de l'original a été examinée uniquement dans les blocs du domaine de la pessière, puisque la sapinière ne contenait qu'un seul ravage à l'intérieur des coupes. Dans la pessière, la relation entre la densité de l'original et la taille de l'aire d'intervention est négative ($r = -0,31$), mais non significative ($P = 0,14$). La relation entre la densité et la proportion de forêt résiduelle est, quant à elle, positive ($r = 0,32$) mais également non significative ($P = 0,14$). Par ailleurs, la distance de la bordure extérieure n'influence pas la position des ravages à l'intérieur de l'aire d'intervention.

À l'échelle du ravage, nous avons comparé la proportion occupée par quatre types de milieu (eau, terrains improductifs y compris les milieux humides, coupes de 1991 à 1997 et forêt résiduelle) à l'intérieur de chacun des ravages (cercle de 1 km² centré sur le ravage) à celle présente dans l'ensemble de l'aire d'intervention où ils étaient situés. Dans les 11 ravages de la pessière, aucun type de milieu n'a été préféré ou évité ($P = 0,49$). Il y avait donc autant de coupes récentes et il n'y avait guère plus de forêt résiduelle dans les ravages que dans l'ensemble des aires d'intervention. Cependant, la végétation dans ces ravages était fort différente de celle du reste du territoire. Le couvert arbustif (37 contre 18 % de recouvrement vertical), le nombre de tiges de la strate arbustive (2 600 contre 1 300 tiges/ha de 1 à 9 cm) et le brout disponible (24 400 contre 10 200 tiges/ha) y étaient deux fois plus élevés comparativement à ce qu'ils étaient dans des sites aléatoires appariés, situés dans les mêmes aires d'intervention ($P < 0,05$). Le couvert latéral y était aussi nettement plus élevé (69 contre 53 %). La hauteur de la régénération, quant à elle, était la même (2,2 m). Cependant, la régénération dans les aires d'intervention avec des ravages était plus haute que celle dans l'ensemble des aires (2,2 contre 1,5 m).

Le plan de sondage de l'inventaire aérien de l'original de la zone de chasse 18 ouest, réalisé en 1998, contenait neuf parcelles de 60 km² appartenant au domaine bioclimatique de la pessière et sept à celui de la sapinière, à l'intérieur de l'aire commune 25-03. La proportion occupée par des coupes récentes (1991-1997) s'étalait entre 0 et 56 % pour les parcelles de la pessière et entre 0 et 10 % pour celles de la sapinière. Dans la pessière, il n'y a pas de relation significative entre la proportion de coupes récentes et la densité de l'original par parcelle ($P = 0,29$) (Figure 22). Dans la sapinière, la trop faible proportion de coupes récentes ne permet pas de tester cette relation. Dans les parcelles d'inventaire de l'original, la forêt résiduelle comprend (1) des séparateurs de coupes et autres structures résiduelles à l'intérieur d'aires d'intervention et (2) des massifs de forêt continue à l'extérieur des aires d'intervention. Dans les deux ensembles, les peuplements mélangés et feuillus représentent le type d'habitat le plus propice à l'original.

La densité de l'orignal est directement reliée à la proportion de ces peuplements à l'intérieur des parcelles ($P = 0,02$) (Figure 22).

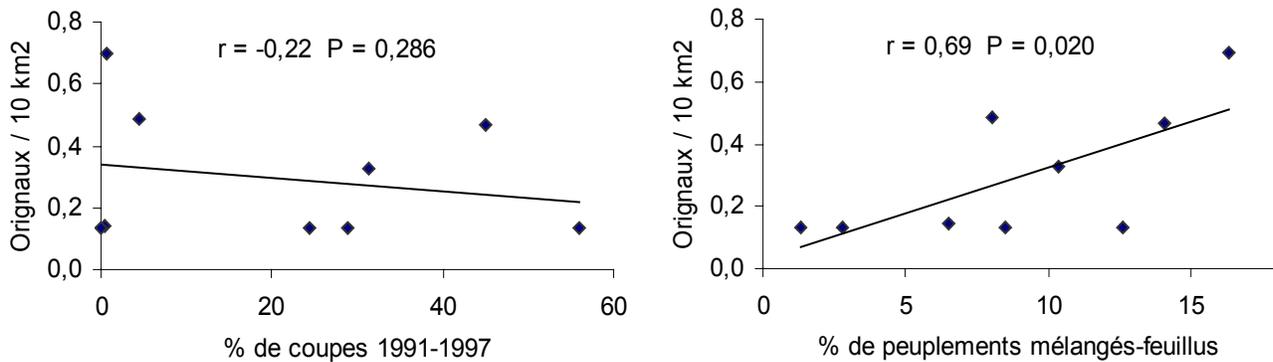


Figure 22 Relation entre la densité de l'orignal dans les parcelles d'inventaire (60 km²) de la zone de chasse 18 ouest en 1998, la proportion de coupes récentes (1991-1997) et la proportion de peuplements mélangés et feuillus. Seules les données du domaine bioclimatique de la pessière noire à mousses sont analysées, car la proportion de coupes dans les parcelles du domaine bioclimatique de la sapinière ne dépassait pas 10 % (Source : Potvin *et al.*, 2001b)

Dans l'unité de gestion 25, la récolte a été plutôt stable de 1981 à 1993, avec près de 300 orignaux par an (Figure 23). La mise en place de la chasse sélective a provoqué une baisse de 35 % de la récolte de 1994 à 1999. Les fluctuations annuelles sont plus prononcées si seulement le prélèvement à l'intérieur des 21 aires d'intervention est examiné. Comme il s'agit de petits chiffres (en moyenne 15 orignaux par an), il suffit de quelques animaux en plus ou en moins pour causer une variation marquée. Globalement, l'état de la situation pour les aires d'intervention est néanmoins comparable au portrait d'ensemble, soit une relative stabilité de 1981 à 1993, suivie d'une baisse importante avec la mise en place de la chasse sélective. Dans les aires d'intervention, la récolte moyenne pour les années s'échelonnant de 1994 à 1999 est de 31 % inférieure à celle observée avant la chasse sélective. À prime abord, la coupe forestière, réalisée de 1991 à 1997 dans les aires d'intervention, ne semble pas avoir influencé la récolte puisque celle-ci a évolué de la même façon que dans l'ensemble du secteur.

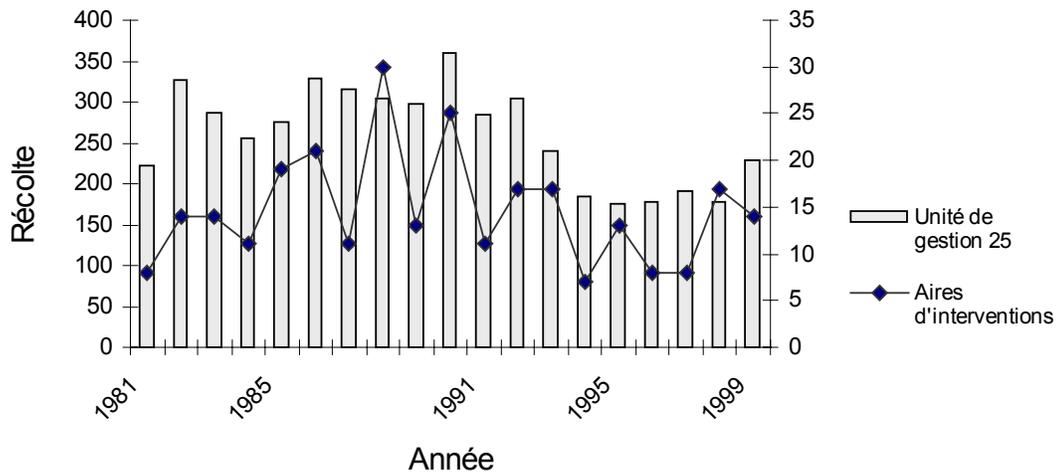


Figure 23 Récolte d'originaux dans l'ensemble de l'unité de gestion 25 et dans les 21 aires d'intervention récentes (1991-1997) de ce secteur, de 1981 à 1999 (Source : Potvin *et al.*, 2001b)

Pour mieux cerner l'effet de la chasse en relation avec l'exploitation forestière, nous avons compilé la récolte annuelle en fonction de l'année du début de la coupe dans les aires d'intervention. En prenant pour base l'évolution de la récolte dans l'ensemble de l'unité de gestion à l'extérieur des aires d'intervention, nous avons aussi calculé une récolte attendue pour chaque année après coupe. Par rapport à la récolte attendue, qui reflète la tendance générale observée en dehors des secteurs affectés par la coupe, on ne décèle aucune hausse ou baisse de récolte dans les aires d'intervention à partir du début des coupes et pour les cinq années suivantes (Figure 24). La récolte la plus basse est survenue trois ans après le début des coupes ; toutefois, on note un rétablissement l'année suivante. À l'année 5, la récolte réelle dépasse, de façon marquée même, la récolte attendue.

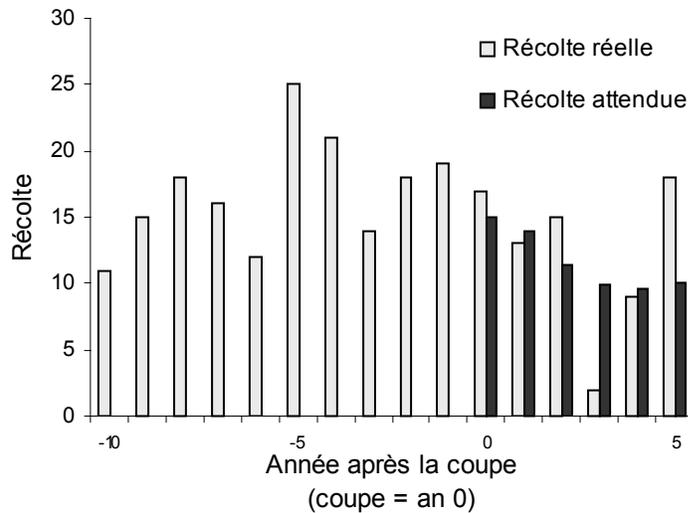


Figure 24 Récolte réelle et récolte attendue d'orignaux dans 18 aires d'intervention de l'unité de gestion 25 où la coupe a débuté entre 1991 et 1994, selon l'année du début de la coupe (Source : Potvin *et al.*, 2001b)

En conclusion, l'orignal a réussi à persister dans les aires d'intervention récentes du domaine de la pessière, mais il est pratiquement absent dans celles de la sapinière. Sa densité est beaucoup plus basse dans les aires d'intervention qu'elle peut l'être dans le reste du territoire (0,20 contre 0,37 orignal/10 km² dans le domaine de la pessière, 0,07 contre 1,26 dans celui de la sapinière). Ce résultat indique que l'orignal évite les coupes récentes, un phénomène bien connu (Courtois *et al.*, 1998a ; Courtois et Beaumont, 1999). Dans le domaine de la pessière, la taille de l'aire d'intervention et la proportion de forêt résiduelle à l'intérieur de celle-ci n'influençaient pas la densité de l'orignal. Par contre, dans celui de la sapinière, les ravages étaient presque tous situés en forêt périphérique, à l'extérieur des aires d'intervention. La plus grande disponibilité d'habitat propice à l'orignal dans la sapinière pourrait avoir conduit à une stratégie différente, amenant la majorité des animaux à se déplacer ailleurs après coupe. À l'inverse, dans la pessière, un milieu pauvre où les aires d'intervention sont beaucoup plus grandes que le domaine vital de l'animal, une partie des orignaux auraient pour stratégie de se satisfaire des meilleures conditions locales présentes à travers le milieu perturbé. En effet, dans les aires de coupe récentes du domaine de la pessière, les ravages étaient situés là où la strate arbustive était abondante et constituée, en grande partie, de sapin ; le couvert vertical arbustif et le couvert latéral étaient aussi très denses et le broit disponible, plus abondant.

Même si la coupe a un effet local certain sur l'orignal, son influence se dissipe dès que le cadre d'analyse est élargi. Ainsi, à l'échelle de la parcelle d'inventaire (60 km²), la proportion de coupe n'a pas influencé la densité de l'orignal dans le domaine de la pessière, quand cette proportion variait entre 0 et 56 %. En

Abitibi-Témiscamingue, Courtois *et al.* (2001a, b) ont mesuré la densité de l'orignal dans sept grands blocs (35 à 100 km²) où la proportion de coupe allait de 4 à 69 %. La densité de l'orignal n'était pas reliée à la proportion de coupe, tout comme dans notre étude.

Contrairement à l'idée généralement admise, notamment en Ontario (Eason *et al.*, 1981 ; Eason, 1989), il n'y a pas eu de hausse notable de la récolte d'orignaux par la chasse au moment où a débuté la coupe dans les aires d'intervention récentes. Durant les cinq années qui ont suivi, l'évolution de la récolte a été comparable à celle de l'ensemble de l'unité de gestion. En Abitibi-Témiscamingue, Courtois et Beaumont (1999) ont noté une faible augmentation du taux d'exploitation de l'orignal dans deux blocs suivis avant et après coupe (19,6 % avant, 23,5 % après). Par rapport à ceux de l'Ontario, les chasseurs québécois semblent moins dépendants des routes pour accéder à leur territoire (Bugnet *et al.*, 1998).

Nous suggérons deux stratégies pour conserver une plus grande population d'orignaux après la coupe :

- 1) repérer les peuplements propices à l'orignal au moment de la planification des coupes et y appliquer une sylviculture plus intensive (ex. coupe avec protection de la haute régénération ou coupe avec protection des petites tiges marchandes), ou
- 2) laisser une plus grande proportion de forêt résiduelle (de 50 à 66 %) en distribuant les coupes de façon dispersée. La première approche a déjà été proposée par Courtois *et al.* (1996, 1998b) et la seconde par Potvin et Courtois (1998).

4.7 Autres espèces⁷

Lors des relevés hivernaux de pistes, des pistes de martre (*Martes americana*) et de belette (hermine) (*Mustela erminea*) ont été notées à l'occasion (Figure 10). Par contre, les indices d'espèces comme le vison (*Mustela vison*), le lagopède (*Lagopus sp.*), le renard roux (*Vulpes vulpes*) et la loutre (*Lontra canadensis*) étaient plutôt exceptionnels. Les indices associés au vison ont tous été relevés dans des SR. Pour le lagopède, les observations proviennent uniquement du relevé de février 2000, à la faveur d'une migration occasionnelle vers le sud. Une seule piste de loup (*Canis lupus*) a été observée, alors qu'aucune piste de lynx du Canada (*Lynx canadensis*) n'a été relevée au cours des trois années.

⁷ Adapté de Potvin *et al.* (2001a)

L'indice pondéré pour la belette et la martre n'a pas varié significativement entre secteurs ($P \geq 0,16$). Les deux espèces ont été rencontrées dans tous les relevés (Tableau 6). Dans l'ensemble des six secteurs, la belette était présente davantage dans les SN et les SR que dans les TE, alors que la martre fréquentait indistinctement tous les types de structure. Au lac Montréal, aucune tendance ne se dessine pour les cinq relevés. On retrouvait la belette en général dans presque tous les types de structure inventoriés et à chacun des relevés. Dans le cas de la martre, les résultats sont plus disparates : à chaque relevé, l'espèce n'était souvent présente que dans un ou deux types de structure, mais tous les types ont été fréquentés à un moment ou à un autre.

Globalement, les relevés de pistes indiquent que la forêt résiduelle dans les grandes aires d'intervention est fréquentée régulièrement par certaines espèces, alors que d'autres sont rares ou totalement absentes. La belette est un prédateur généraliste des petits mammifères dont les besoins en habitat sont peu connus (Thompson, 1988). En milieu boréal, elle serait souvent abondante dans les forêts résineuses et les écotones (Ray, 2000). D'après nos relevés, la belette fréquenterait davantage les SN et les SR que les TE. La présence de la martre dans des séparateurs situés dans de grandes aires d'intervention est étonnante. Ce type de mosaïque, où il reste beaucoup moins que 50 % de forêt résiduelle, ne convient pas à la martre (Potvin *et al.*, 2000). De façon typique, les pistes observées montraient un déplacement linéaire dans l'axe longitudinal du séparateur. Il s'agissait souvent d'une seule piste que recoupaient plusieurs virées d'observation. Il faudrait une étude plus intensive (par télémétrie) pour vérifier si les séparateurs constituent uniquement des extensions du domaine vital d'animaux vivant dans la forêt périphérique, à l'extérieur de l'aire d'intervention, ou si ce sont au contraire des zones d'utilisation intensive.

Peu de pistes de vison (28 pistes) ont été aperçues ; elles étaient toutes associées à des SR, de même que trois pistes de loutre. Pour ces deux espèces semi-aquatiques, la technique des relevés de pistes est peu appropriée. Nos données confirment simplement leur présence occasionnelle. La rareté de la loutre pourrait peut-être s'expliquer par l'éloignement relatif de plans d'eau et de cours d'eau suffisamment importants et pouvant offrir une ouverture à l'eau libre en hiver. Sauf exception, les ruisseaux des SR étaient de petite dimension et complètement recouverts par la neige lors des relevés de pistes. Dans le cas du loup, la très grande superficie des territoires de meutes et le fait que les aires d'intervention forestière récentes constituent, pour ses principales proies, des habitats généralement pauvres en hiver pourraient expliquer sa rareté. Dans le secteur du lac Montréal, des observations faites au cours de l'hiver et de l'été (pistes et observation directe), lors de divers travaux, indiquent que l'espèce occupait, à l'occasion, ce territoire. Le renard, pour sa part, fréquente normalement les milieux perturbés, comme les coupes

(Thompson, 1988). Seulement 13 pistes de renard ont été notées lors des relevés. La rareté de ce prédateur généraliste dans les séparateurs de coupes peut sembler un résultat positif, car elle signifie moins de risque de prédation pour le lièvre et le tétras. Nous croyons au contraire qu'il faut s'en inquiéter, car cette situation pourrait indiquer que des proies comme le lièvre et les petits mammifères n'étaient pas en nombre suffisant pour soutenir les populations de prédateurs.

L'absence complète de pistes de lynx du Canada, dans une région où l'espèce est reconnue comme étant présente, soulève des questions. Le lynx est un prédateur spécialiste du lièvre dont l'habitat est lié en bonne partie à celui de sa proie (Thompson, 1988). Tout comme ce dernier, il préfère les forêts âgées de 20 ans environ (Thompson *et al.*, 1989), il pourrait toutefois avoir besoin à la fois d'un mélange de jeune forêt et de forêt mûre (Thompson, 1988). Lorsque le lièvre est en bas de cycle, le lynx tend à se concentrer dans des pochettes où sa proie reste localement abondante (Ray, 2000) ; en effet, il chasse à l'affût et non en se déplaçant constamment comme la martre. Dans de grandes aires d'intervention, nous avons trouvé très peu d'endroits où la densité du lièvre pouvait être considérée comme abondante, même si nous étions en période de haut de cycle (FAPAQ, données non publiées). C'est vraisemblablement ce qui expliquerait l'absence du lynx des structures de forêt résiduelle dans des aires d'intervention récentes.

5. Discussion et implications pour l'aménagement

5.1 Caractéristiques du dispositif expérimental

En 1997, nous avons mis en place un dispositif expérimental élaboré pour mesurer la fréquentation de la forêt résiduelle par la faune. Le dispositif de base, établi dans le secteur du lac Montréal, comportait cinq répliques de séparateurs non riverains (SN), de séparateurs riverains (SR), de blocs résiduels (BR) de même que de sites témoins (TE) en forêt non touchée par la coupe. Les structures résiduelles étaient adjacentes à des coupes de un à trois ans (1994-1996), sauf pour quatre BR dont l'isolement par la coupe a été achevé au cours de l'hiver 1997-1998. Les SN et les SR avaient une largeur uniforme (environ 70 m), alors que les BR étaient de dimension beaucoup plus grande (largeur ≥ 200 m, superficie de 18 à 50 ha). L'épinette noire dominait la strate arborescente de toutes les unités, occupant 70 % ou plus de la surface terrière. Nous avons complété le dispositif en ajoutant cinq secteurs d'intervention comportant des coupes récentes, réalisées de 1991 à 1997, et répartis dans l'ensemble de l'aire commune 25-03. Quatre secteurs correspondaient aux aires d'intervention les plus grandes (de 127 à 256 km²). Cela nous a permis de vérifier la représentativité régionale du secteur du lac Montréal, qui aurait pu différer en raison de sa taille relativement modeste (23 km²) et de sa plus grande accessibilité pour les activités de chasse et de piégeage. Pour l'étude de l'orignal, espèce dont la densité est faible dans le domaine de la pessière, nous avons survolé l'ensemble des aires d'intervention récentes de plus de 10 km² à l'intérieur de l'aire commune 25-03 (1 360 km² de superficie survolée au total), obtenant ainsi la vue d'ensemble complète, après coupe, d'un vaste territoire.

Plusieurs techniques complémentaires ont été utilisées afin de mesurer non seulement la densité ou l'abondance relative des espèces, mais aussi la mortalité et l'utilisation de l'espace. C'est notamment le cas du lièvre et du tétras (télémétrie), ainsi que des passereaux (nids artificiels, succès de nidification). Dans le secteur du lac Montréal, les mesures de densité ou d'abondance ont été répétées durant trois années consécutives. Une cartographie forestière et des relevés de végétation détaillés ont permis de compléter l'information sur la faune.

À l'analyse des résultats, une faiblesse du dispositif s'est révélée être le manque de puissance lors des tests statistiques, particulièrement pour les écureuils et le lièvre (Côté *et al.*, 2001 ; Cusson *et al.*, 2001). Pour obtenir des différences significatives entre les types de structure, il aurait fallu un nombre beaucoup plus grand de répliques. Une partie de la variabilité des données fauniques entre les structures provient vraisemblablement des différences dans la végétation arborescente ou arbustive et de la présence d'aulnaies ou de chablis. Cependant, même dans des structures identiques, la réponse des animaux n'aurait pas nécessairement été uniforme. Les pertes et les gains des saisons antérieures (prédation, chasse, piégeage), la présence locale de prédateurs au moment de l'étude et le comportement particulier de certains individus sont autant de facteurs pouvant amener une réaction variable. Par ailleurs, la pessière noire à maturité, soit le type de peuplement qui dominait dans notre dispositif, constitue un bon habitat pour l'écureuil roux, plusieurs passereaux et le tétras, mais s'avère un milieu pauvre pour d'autres espèces comme le lièvre et l'orignal. Il est difficile de mettre statistiquement en évidence des différences quand les densités de population sont faibles. Par ailleurs, certains auteurs font une mise en garde en ce qui concerne les cas où une faible puissance pourrait amener à négliger les tendances observées à l'occasion d'analyses statistiques faites sur des données fauniques et environnementales, pour lesquelles il est très difficile d'obtenir de nombreuses répliques. Des niveaux de probabilité non significatifs ne devraient pas faire perdre de vue les enjeux rattachés aux hypothèses biologiques sous-jacentes aux tests statistiques. Dans beaucoup de cas, l'analyse devrait plutôt être faite en regard de l'acceptabilité ou non de l'intervalle de confiance associé aux résultats (Johnson, 1999 ; Gerard *et al.*, 1998). Dans notre étude, malgré le manque de puissance, certains résultats sont clairs. Ainsi, la présence régulière de plusieurs espèces animales dans les séparateurs tend à contredire une hypothèse de départ, à savoir que ces structures sont des habitats pauvres. La fréquentation par ces espèces des SN, des SR et des BR ne fait aucun doute. Par ailleurs, la complémentarité entre diverses méthodes d'étude permet de poser un verdict plus sûr, malgré l'absence de différences statistiques. C'est le cas du lièvre, espèce pour laquelle les BR apparaissent comme un milieu plus propice, d'après les résultats des relevés de crottin et de brout ainsi que du suivi télémétrique.

Notre dispositif ne contenait pas de véritables blocs équivalents, au sens du RNI, car la superficie de ces derniers doit être égale ou supérieure aux coupes adjacentes, qui peuvent atteindre 100 ou même 150 ha. Deux des BR du secteur du lac Montréal occupaient environ 20 ha et aucun ne dépassait 50 ha. Par ailleurs, quatre des cinq BR étaient en place depuis moins de deux ans lors des relevés, contrairement aux SN et aux SR généralement créés de deux à trois ans plus tôt. En raison du phénomène de la fidélité au site (Darveau *et al.*, 1995), il est possible que la fréquentation des BR ait été moindre si leur âge avait été

le même que celui des séparateurs. Même s'ils nous ont permis d'évaluer l'utilisation par la faune de superficies de forêt résiduelle plus grandes que de simples séparateurs linéaires, des interrogations demeurent en ce qui concerne l'efficacité réelle des blocs équivalents.

Parmi les limites de l'étude, soulignons aussi son caractère à court terme. Au cours des prochaines années, la mosaïque forestière des aires d'intervention va se modifier en raison du chablis (Ruel, 1995) et des travaux ultérieurs de récolte forestière. Cet aspect sera repris plus en détails dans la section 5.2.4. Par ailleurs, les espèces étudiées ne constituent qu'une partie de la biodiversité faunique. Les espèces liées aux forêts anciennes (Despouts *et al.*, 1999) et celles dites de forêt intérieure pourraient être affectées davantage. Il ne faut pas non plus nécessairement conclure qu'un milieu fréquenté par une espèce animale lui convient parfaitement. Van Horne (1983) a bien montré que la densité pouvait être un mauvais indicateur, certains fragments d'habitat marginaux abritant parfois un grand nombre d'individus juvéniles, dont la contribution au recrutement de la population est faible ou nulle. Une mesure idéale serait celle du *fitness*, c'est-à-dire le bien-être de l'individu, une notion qui intègre à la fois les probabilités de survie, le potentiel reproducteur et la condition physique. Dans le cas des écureuils, du lièvre, des passereaux et du tétras, nous avons documenté certains de ces aspects.

Sur le plan de la représentativité, la situation décrite par notre étude est celle du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'ouest. Par contre, le sous-domaine de l'est offre probablement des conditions différentes, notamment en raison du relief, de la plus grande abondance du sapin et de la structure plus irrégulière des peuplements. Dans ce contexte, la situation du lièvre et du tétras pourrait être différente. Par ailleurs, la plupart des résultats de notre étude ne sont pas directement applicables au domaine de la sapinière, un milieu généralement plus riche en ce qui a trait à la végétation et à la faune. Dans le cas de l'original cependant, une partie de nos travaux a spécifiquement rapport à ce domaine bioclimatique. Comme il s'agit de données fragmentaires pour cette espèce, il serait nécessaire de procéder à d'autres relevés avant d'en généraliser l'interprétation.

5.2 Comparaison entre les types de structure de forêt résiduelle

5.2.1 Synthèse des résultats

Le tableau 8 présente une synthèse globale des résultats observés dans le cadre de l'étude. On y présente l'abondance relative des principales espèces étudiées dans les différents types de structure de forêt résiduelle et les caractéristiques de l'utilisation des structures par les espèces. On donne aussi des informations sur la survie et la reproduction de quelques espèces dans les types de structure.

5.2.2 Discussion sur les hypothèses de départ

Dans la présente section, nous reprenons les hypothèses formulées au départ afin de tirer les constatations qui découlent de nos résultats.

Hypothèse 1 *Les séparateurs de coupes sous forme de lisières boisées, tant en milieu riverain que non riverain, sont des habitats peu propices à la faune, en raison de leur faible superficie et de leur important rapport longueur de périmètre/superficie totale, sauf peut-être pour les espèces généralement associées aux bordures. Ils ne constituent vraisemblablement pas des habitats permanents convenables pour plusieurs espèces ; tout au plus servent-ils de corridors de déplacement, permettant à la faune d'aller d'un massif à un autre, dans la relative sécurité qu'offre le couvert demeuré en place.*

Tableau 8 Synthèse des résultats par espèce

		ESPÈCES (a)	Écureuils			Lièvre	Passereaux (b)									Tétras	Belette	Martre	
VARIABLE	LÉGENDE		Type de structure	Écureuil roux	Grand polatouche		Tamia rayé	Résidents			Migrateurs de courte distance			Migrateurs néotropicaux					
		Mésange à tête brune				Mésangeai du Canada		Pic à dos noir	Bruant à gorge blanche	Grive solitaire	Roitelet couronne dorée	Roitelet couronne rubis	Paruline à joues grises	Paruline poitrine baie	Paruline tête cendrée				
Abondance relative	++ Élevée	SN	++	+	++	+	+	+	.	x	.	+	+	.	
	+ Moyenne	SR	++	.	.	.	+	.	+	++	+	++	++	.	x	+	+	.	
	. Faible	BR	++	.	.	+	++	.	.	+	+	++	+	+	x	.	+	+	.
	x Absence	TE	++	.	.	+	++	.	.	+	.	++	++	+	+	++	+	.	.
Type d'utilisation de la structure	HA Habitat annuel	SN	HA	HE HH?	HE HH?	HE HH-	HE HH?	HE HH?	HE HH?	HE	HE	HE	HE	HE	HE	HE	HA	HE? HH	CD
	HE Habitat estival	SR	HA	HE HH?	HE HH?	HE HH-	HE HH?	HE HH?	HE HH?	HE	HE	HE	HE	HE	HE	HE	HA	HE? HH	CD
	HH Habitat hivernal	BR	HA	HE HH?	HE HH?	HA	HE HH?	HE HH?	HE HH?	HE	HE	HE	HE	HE	HE	HE	HA	HE? HH	HA?
	HH- Habitat hivernal de moindre qualité	TE	HA	HE HH?	HE HH?	HA	HE HH?	HE HH?	HE HH?	HE	HE	HE	HE	HE	HE	HE	HA	HE? HH	HA
	? Utilisation non documentée																		
CD Corridor de déplacement																			
Survie estivale (c)	= Valeur comparable	SN / SR	=			<											<		
	< Valeur tend à être inférieure (non significative)	BR	=			=											=		
		TE	=														=		
Survie hivernale (c)	= Valeur comparable	SN / SR	<														<		
	< Valeur tend à être inférieure (non significative)	BR	=														=		
		TE	=														=		
Reproduction	Oui Reproduction confirmée dans le type de structure	SN	Oui		Oui			Oui			Oui						Oui		
		SR	Oui				Oui	Oui									Oui		
	Blanc Information non disponible	BR	Oui	Oui				Oui			Oui	Oui					Oui		
		TE	Oui	Oui			Oui	Oui		Oui		Oui			Oui		Oui		

SN = séparateur non riverain

SR = séparateur riverain

BR = bloc résiduel

TE = secteur témoin

(a) Lors des relevés de pistes hivernaux, aucune piste de lynx n'a été rapportée, une seule de loup, 13 pistes de renard et 28 pistes de vison, toutes associées au SR ;

L'original n'est pas considéré dans ce tableau étant donné la grande taille de son domaine vital

(b) Liste partielle des espèces par groupe

(c) Évaluée par l'intermédiaire du taux de retour entre les périodes de piégeage (écureuil roux) ou des données de télémétrie pour la période correspondante (lièvre ; tétras)

Contrairement à cette hypothèse, nos résultats démontrent que les séparateurs sont utilisés par presque toutes les espèces fauniques étudiées et constituent, du moins à court terme, des habitats relativement acceptables pour la plupart. Durant l'été, les écureuils ont été abondants ou présents dans les séparateurs. En hiver, les relevés de pistes montrent que l'écureuil roux utilise régulièrement à la fois les SN et les SR. Des espèces généralement reconnues comme étant associées aux massifs de forêt mature, comme le tétras et la martre, ont été notées régulièrement, autant dans les SN que dans les SR. Pour la martre, ces structures ne sont peut-être que des zones de déplacement. Par contre, pour le tétras, les séparateurs constituent vraisemblablement un habitat permanent acceptable, en été comme en hiver. En effet, la période de temps écoulée depuis la coupe forestière dans certains secteurs (plus de cinq ans) montre que ces structures ne sont pas uniquement un refuge pour les individus contemporains à la coupe, mais qu'elles abritent aussi leurs descendants, ce qui permet de croire que les SN et les SR peuvent constituer des habitats acceptables pour cette espèce. La belette est aussi présente régulièrement dans ces milieux. Pour le lièvre, les SN et les SR sont utilisés, mais ils constituent généralement des habitats de pauvre qualité. Le risque élevé de prédation dans un tel environnement est susceptible d'influencer négativement la survie de l'espèce. Dans le cas des passereaux, certaines espèces de milieux ouverts, tels le bruant à gorge blanche et le junco ardoisé, semblent tirer profit des séparateurs, alors que quelques-unes, typiquement associées aux grands massifs forestiers, y sont rares. Lors de la troisième année de relevés, la paruline à poitrine baie était absente des séparateurs dans le secteur du lac Montréal. Dans le cas de l'orignal, des SN et des SR faisaient partie, à l'occasion, de son aire de confinement hivernal. Toutefois, ces milieux n'étaient pas recherchés en raison de leur superficie restreinte. Pour cette espèce, l'abondance de nourriture semble le facteur prédominant dans la sélection de l'habitat durant cette période de l'année.

Hypothèse 2 Les séparateurs riverains constituent de meilleurs habitats fauniques que les séparateurs non riverains, en raison de la présence d'un cours d'eau et de la végétation plus riche généralement associée à l'écotone riverain. Certaines espèces pourraient être associées plus étroitement à ces milieux. Des dépôts de surface souvent plus profonds et un relief moins prononcé pourraient aussi contribuer à réduire l'incidence du chablis dans ce type de structure.

Les résultats globaux montrent que la situation des SR sur les plans de la richesse et de l'abondance faunique n'est pas très différente de celle des SN. Pour certaines espèces, notamment pour les écureuils et le tétras, les résultats des SN et des SR sont comparables. Dans le cas du lièvre, les relevés télémétriques ont montré que les SR sont des milieux intéressants en été. Par contre, la couche de neige qui recouvre la

végétation au sol semble rendre ces structures beaucoup moins attrayantes en hiver, alors que, comparativement aux SN, de trois à quatre fois moins de pistes de lièvre y ont été relevées. L'attrait plus grand des SN en hiver par rapport aux SR s'explique, en partie, par leurs plus grandes largeurs (environ 100 m en moyenne pour les SN, comparativement à 60 m pour les SR). En effet, tant pour le lièvre que pour le tétras, la largeur du séparateur (SN et SR) a une influence sur le niveau d'utilisation, les plus larges étant fréquentés davantage. L'abondance de certaines espèces d'oiseaux, notamment le pic à dos noir et le troglodyte mignon, était plus élevée dans les SR comparativement aux SN. En général, les SR présentent une fermeture latérale plus grande que celle des SN et le brout disponible tend à y être plus abondant. Quant à l'importance du chablis dans les SR, elle a effectivement été moindre que dans les SN ; toutefois, le phénomène pouvait y être localement important.

Hypothèse 3 En raison de leurs superficies plus grandes et aussi de leurs formes moins fragmentées, les blocs de forêt résiduelle constituent de meilleurs habitats que les séparateurs ; ils sont plus favorables à la faune en général, particulièrement aux espèces dites de forêt d'intérieur, associées à des massifs forestiers continus. À caractéristiques d'habitat équivalentes, ce type de structure offre à la faune des conditions intermédiaires, entre des séparateurs de coupes sous forme de lisières et des sites témoins, situés en forêt continue à l'extérieur des aires d'intervention.

La situation relevée dans les BR du secteur du lac Montréal a varié selon les espèces. Pour certaines, les résultats observés dans les BR étaient très comparables à ceux des SN et des SR. C'est le cas pour l'écureuil roux, dont l'abondance dans ce type de structure était semblable à celle des séparateurs. Pour le lièvre et le tétras, les BR semblent offrir un meilleur taux de survie et, bien que la différence ne soit pas significative sur le plan statistique, le lièvre tend à les utiliser plus assidûment. Pour cette espèce, les blocs présentent probablement un habitat de qualité intermédiaire entre les séparateurs et la forêt continue. La situation de certaines espèces de passereaux dans les BR est aussi comparable à celle des séparateurs. Par contre, pour les espèces typiquement associées aux grands massifs forestiers, comme la paruline à joues grises et la paruline à poitrine baie, les BR constituent des habitats marginaux comparativement aux secteurs témoins. Lors de la troisième année de mesure, cette dernière espèce était absente des relevés dans les BR, ce qui laisse supposer qu'un tel type de structure, dont la taille variait de 18 à 50 ha, ne permettrait pas de conserver l'espèce à l'intérieur de l'aire d'intervention, sur un horizon de quelques années après la coupe.

5.2.3 Écologie des paysages, fragmentation de l'habitat et mosaïque forestière après coupe

L'écologie des « paysages », au sens de mosaïques forestières, est une discipline récente ; elle s'est développée surtout au cours des 15 dernières années (Forman et Godron, 1986). L'avènement de la géomatique a contribué à cet essor. L'écologie des paysages est fondée sur le paradigme parcelle-corridor-matrice (Forman, 1991). Dans une mosaïque, la parcelle (*patch*) désigne un élément de grande superficie, comme un peuplement forestier. Le corridor est un élément étroit, de forme linéaire. Enfin, la matrice est l'arrière plan, c'est-à-dire le milieu qui domine une mosaïque donnée.

Selon cette nomenclature, les aires d'intervention étudiées sont surtout formées de parcelles de coupe, milieu qui en constitue également la matrice. Les séparateurs pour leur part peuvent être assimilés à des corridors ou à des parcelles d'habitat, selon leur fonction. Au sens strict, un véritable corridor est un élément linéaire qui réunit deux parcelles d'habitat (Soulé et Gilpin, 1991 ; Beier et Noss, 1998). Dans nos aires d'intervention, les séparateurs constituent un réseau linéaire, ils sont rarement connectés à de grandes parcelles d'habitat, sauf ceux qui sont situés au pourtour et qui sont rattachés à la forêt périphérique. Si les lisières contiennent des animaux résidants, ce sont plutôt alors des parcelles d'habitat (Bennett *et al.*, 1994 ; Beier et Noss, 1998). D'après nos résultats, les écureuils, plusieurs passereaux et le tétras utilisent les séparateurs comme de véritables habitats. Pour le lièvre, les relevés de pistes ont montré un déplacement souvent linéaire, au milieu du séparateur. Seuls les séparateurs plus larges (> 100 m) ou ayant une strate arbustive plus dense semblaient offrir un habitat valable. Nos données ne nous permettent pas de statuer sur le rôle exact des séparateurs en ce qui concerne la martre ; nous savons cependant qu'ils servent au moins de corridors de déplacement sur une base régulière en hiver.

Même s'ils constituent des habitats fauniques, les séparateurs peuvent être, pour certaines espèces, des milieux marginaux car ils sont très fragmentés. En écologie des paysages, la fragmentation est un processus qui résulte du morcellement d'un grand habitat en parcelles de petite taille et isolées, alors qu'un nouvel habitat devient la matrice (Wilcove, 1988 ; Andrén, 1994 ; Fahrig, 1997). Ce processus est plus évident en milieu agricole, où ne subsistent souvent que quelques îlots de forêt dans une vaste étendue en cultures. La fragmentation accentue l'impact de la perte d'habitat en raison de la taille réduite des parcelles résiduelles, de leur isolement et des effets de bordure. Pour les oiseaux particulièrement, il est reconnu

que des parcelles qui sont petites ont des densités plus faibles et que les pertes au moment de la nidification y sont plus importantes (Andrén, 1994 ; Paton, 1994 ; Bayne et Hobson, 1997). Beaucoup d'études sur le sujet ont été faites dans des îlots résiduels situés en paysage agricole, où une portion parfois importante du territoire a acquis une vocation non forestière permanente. On considère généralement que les effets de la fragmentation sont moins prononcés en milieu forestier pour les raisons suivantes : 1) la transformation du milieu par la coupe est temporaire, puisqu'une forêt se réinstallera à moyen terme ; 2) la bordure de contact entre les deux milieux (parcelle d'habitat et matrice) est moins abrupte en milieu forestier qu'en milieu agricole en ce qui a trait à la composition et à la hauteur du couvert végétal ; 3) la communauté de prédateurs reste la même en milieu forestier, alors que des prédateurs généralistes s'installent en milieu agricole (Bayne et Hobson, 1997 ; Drolet *et al.*, 1999 ; Boulet et Darveau, 2000).

Les aires d'intervention issues de coupes récentes réalisées selon le RNI présentent une mosaïque particulière du point de vue de la fragmentation. Formée majoritairement de séparateurs de 60 à 100 m, la forêt résiduelle a beaucoup de bordure de contact avec les coupes. Par contre, tout ce réseau est fortement interconnecté. Les espèces à petits domaines vitaux, comme l'écureuil roux, y trouvent leur compte. Le tétras fait de même, particulièrement dans les séparateurs de 80 m et plus de largeur. Pour le lièvre, les séparateurs semblent un milieu à risque, surtout à proximité des coupes. Parmi les prédateurs du lièvre, le renard roux était rare, la martre, régulièrement présente et le lynx, absent. L'abondance des rapaces n'a pas été évaluée ; ces derniers sont probablement des prédateurs actifs dans les coupes et en bordure des séparateurs. Le risque de prédation est vraisemblablement ce qui explique le comportement du lièvre, qui préfère utiliser le centre des séparateurs. Pour les passereaux, le suivi de nids artificiels indique que le taux de prédation était comparable dans les SN, les SR, les BR et les sites témoins en forêt. Dans ce cas, les principaux prédateurs étaient l'écureuil roux et le mésangeai du Canada, deux espèces présentes régulièrement en forêt et que la coupe ne favorise pas. Au Maine cependant, Vander Haegan et DeGraaf (1996) ont relevé des taux de prédation plus élevés dans des bandes riveraines étroites (de 20 à 40 m, 31 %), par opposition à des bandes plus larges (de 60 à 80 m, 23 %) ou à des sites témoins en forêt continue (15 %).

Dans une revue de littérature sur les effets de la fragmentation sur les oiseaux et les petits mammifères, Andrén (1994) a estimé que l'impact sur les espèces, causé par la perte d'habitat, était proportionnel à la portion de superficie perdue, jusqu'à un seuil de 30 % d'habitat résiduel. En deçà de ce seuil, la fragmentation amplifiait les effets de la perte d'habitat. À partir de simulations, Fahrig (1997) a estimé le

même seuil à environ 20 %. En milieu agricole, Villard *et al.* (1999) ont montré que la fragmentation pouvait être importante pour plusieurs espèces d'oiseaux même au-dessus d'un seuil de 20 à 30 % d'habitat résiduel. À l'intérieur des 21 aires d'intervention que nous avons décrites, environ 30 % du territoire forestier productif n'était pas touché par la coupe. Ce niveau correspond approximativement au seuil de linéarité de l'impact de la perte d'habitat sur les populations fauniques, selon Andrén (1994). Dans nos séparateurs, la composition de la végétation avait généralement plus d'importance que la configuration spatiale pour expliquer la présence ou l'abondance des espèces. Cela tend à confirmer qu'en haut du seuil de 30 % d'habitat résiduel après intervention, la fragmentation de l'habitat a une influence limitée.

La composition et la configuration de la mosaïque forestière peuvent influencer les communautés fauniques non seulement sur le plan local, c'est-à-dire au niveau du séparateur ou de la parcelle de forêt, mais aussi à une échelle plus large. Dans la sapinière, Drolet *et al.* (1999) ont montré que la mosaïque environnante (dans des cercles de 100 ha) avait une grande influence sur la présence d'oiseaux à des sites ponctuels de relevés, même si tous ces sites étaient situés dans une parcelle de forêt mûre. De même, Drapeau *et al.* (2000) ont mis en évidence l'effet du paysage régional sur les communautés d'oiseaux en Abitibi-Témiscamingue.

Sous certains aspects, la mosaïque globale des aires d'intervention se compare à celle issue du feu. Leduc *et al.* (2000) ont déterminé que plus de la moitié des superficies brûlées dans la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, au cours des 60 dernières années, provenait de feux dont la taille variait entre 3 et 150 km². Dans la pessière à mousses de l'ouest, ces tailles étaient de 9 à 200 km². Parmi nos aires d'intervention, celles situées dans la sapinière ($n = 7$) allaient de 20 à 127 km², alors que pour la pessière ($n = 14$) la taille variait de 10 à 256 km². Ces valeurs, particulièrement pour la pessière, se comparent à la taille des feux. À l'intérieur des zones de feux, Leduc *et al.* (2000) ont évalué qu'environ 5 % de la superficie échappait à l'élément destructeur. En Alberta, cette proportion est la même pour les grands feux (de 20 à 200 km²), selon Eberhart et Woodward (1987). Par ailleurs, la superficie médiane des îlots résiduels calculée par ces auteurs était de 9 ha.. Les feux renferment généralement une proportion variable de superficie faiblement brûlée, où subsiste une bonne quantité d'arbres survivants (Leduc *et al.*, 2000). Par contre, ces secteurs, qui occupent globalement 30 % de la superficie totale, seraient fortement touchés par la mortalité à court terme. Dans nos aires d'intervention, la proportion moyenne de forêt résiduelle était de 31 %.

Malgré plusieurs points communs quant à la taille et à la configuration spatiale, il existe tout de même des différences appréciables entre les feux et les coupes forestières, en tant qu'agent de perturbation. Les feux laissent debout davantage de chicots et d'arbres plus ou moins moribonds, de même qu'une grande quantité de débris ligneux au sol. Il existe aussi des différences importantes en ce qui concerne l'humus et les éléments nutritifs. En effet, le feu favorise le recyclage des nutriments contenus dans l'humus et dans la matière organique de surface. Enfin, à moyen terme, les feux contiennent davantage de lichens et d'espèces végétales pionnières (Nguyen-Xuan *et al.*, 2000).

Pour conclure la présente section, nous allons examiner les mécanismes d'ajustement de la faune face à une perturbation majeure comme la coupe. Bender *et al.* (1998) distinguent trois groupes d'espèces quant à leur réaction à la fragmentation. Les espèces généralistes devraient subir une baisse de population directement proportionnelle à la perte d'habitat. Pour leur part, les espèces de bordure seraient moins affectées, alors que les espèces de forêt d'intérieur devraient l'être davantage. Nos résultats à court terme correspondent plus ou moins à ce regroupement. Pour l'écureuil roux et certains passereaux, qui peuvent être vus comme des espèces généralistes (Fisher et Merriam, 2000 ; Gauthier et Aubry, 1995), les niveaux de populations actuels pourraient correspondre à la proportion d'habitat résiduel. Par contre, le tétras, une espèce qu'on croyait associée à la grande forêt, s'est retrouvé en forte densité dans les habitats résiduels. Quant aux espèces de bordure comme le lièvre, la régénération dans les coupes récentes ne leur sera pas propice avant plusieurs années encore, si bien qu'elles n'ont pas été favorisées jusqu'à maintenant, même si, durant notre étude, on a pu observer une légère hausse d'utilisation des aires déboisées par le lièvre.

Un autre regroupement pour décrire la réaction des espèces est celui proposé par Ims *et al.* (1993). Face à la fragmentation, ces auteurs décrivent trois mécanismes d'ajustement, dont la terminologie semble, au départ, un peu ésotérique : la *fusion*, la *fission* et l'*expansion*. La *fusion* résulte de la concentration des individus dans les parcelles d'habitat résiduel, accompagnée d'un chevauchement des domaines vitaux. La *fission* est un processus de même nature, sauf que les domaines vitaux demeurent exclusifs et diminuent en taille. Les espèces qui choisissent l'*expansion* utilisent au contraire plusieurs parcelles résiduelles dans leur domaine vital, lequel augmente alors en superficie. Parmi les espèces étudiées, le tétras a adopté une réaction de type *fusion*. En effet, dans un même séparateur, plusieurs tétras mâles ou femelles ont souvent été aperçus, ce qui s'est traduit par des densités exceptionnelles pour l'espèce. La *fission* est probablement davantage un processus propre aux espèces fortement territoriales. Darveau *et al.* (1995) ont noté une augmentation de la densité des passereaux, au cours des premières années, dans des bandes riveraines étroites ; elle était associée à un phénomène de concentration des territoires dans les habitats résiduels. Le

mécanisme d'*expansion* a déjà été décrit dans le cas de la martre (Potvin *et al.*, 2000). Parmi nos espèces à l'étude, le lièvre a adopté cette stratégie, augmentant la taille de son domaine vital en milieu très fragmenté et utilisant plusieurs séparateurs ainsi que la forêt périphérique, tout en délaissant les coupes récentes. Nous proposons un quatrième type de réaction, la « *relocalisation* », soit l'abandon par l'espèce du milieu perturbé, y compris les fragments de forêt résiduelle, et son déplacement à la périphérie dans un habitat non touché. Certains passereaux (par exemple la paruline à poitrine baie), l'orignal (dans le domaine de la sapinière) et, peut-être le lynx, semblent avoir adopté ce comportement.

5.2.4 Effets à moyen terme

Notre étude s'est déroulée dans des SR intacts, même si le RNI autorise la récolte d'une portion des tiges dans ces séparateurs. En outre, quand la régénération dans les parterres de coupe aura atteint 3 m de hauteur, l'ensemble des séparateurs et des BR pourra être entièrement récolté, à l'exception d'une lisière boisée de 20 m devant être maintenue en permanence en bordure des lacs et des cours d'eau. À moyen terme, ces transformations risquent d'avoir des effets importants sur la faune.

Dans l'hypothèse d'une récolte partielle des tiges dans les SR, l'impact sur l'écureuil roux sera probablement proportionnel à la perte d'arbres porteurs de cônes ; nous croyons toutefois que l'espèce devrait pouvoir se maintenir. Dans le cas du lièvre, il est à craindre que la récolte partielle des SR ne provoque sa disparition de ces structures. En effet, l'importante diminution du couvert vertical et latéral risque de le rendre très vulnérable à la prédation dans un milieu déjà marginal. Tout comme l'écureuil roux, le tétras devrait aussi pouvoir subsister dans les SR car il préfère les séparateurs avec un faible couvert arborescent. Les conséquences sur les passereaux n'apparaissent pas claires ; elles pourraient varier selon les espèces.

Jusqu'à présent, le chablis a été généralement peu abondant dans les séparateurs étudiés. Son importance pourrait augmenter avec le temps (Ruel, 1995). Pour les espèces arborescentes (écureuils, oiseaux de cime et tétras), les effets du chablis pourraient être assimilables à ceux d'une récolte partielle. Par contre, une espèce comme le lièvre pourrait être avantagée, car les troncs renversés fournissent un bon couvert de protection, en plus de stimuler le développement de la strate arbustive.

À moyen terme, les appréhensions les plus grandes ont rapport à la récolte finale des séparateurs et des BR, quelque 10 à 20 ans après la coupe initiale. Après récupération, la mosaïque forestière se composera alors d'une majorité de parterres de coupe au stade gaulis (3 m ou plus de hauteur), d'étroites lisières de forêt résiduelle qui occuperont en moyenne 7 % de la superficie du territoire (bandes de protection riveraines) et qui seront affectées, à divers degrés, par le chablis et finalement de coupes récentes. Pour l'écureuil roux, la faible superficie de forêt mûre limitera beaucoup la disponibilité de nourriture. Pour le grand polatouche, la forêt résiduelle pourrait constituer un strict minimum pour assurer son maintien. À l'inverse, le tamia devrait s'acclimater aux jeunes forêts issues de coupes, particulièrement si la fraction feuillue augmente. De même, la forêt de 3 m devrait constituer un habitat adéquat pour le lièvre, du moins en été. En hiver, si l'épaisseur de neige excède 1 m et qu'il y a peu de régénération haute, la situation risque d'être plus problématique. Pour les passereaux de cime et le tétras, la récolte finale ne laissera en principe, comme forêt mûre, que des lisières de 20 m de part et d'autre des cours d'eau et autour des lacs. Cette faible superficie d'habitat convenable pourrait faire en sorte que ces espèces ne puissent se maintenir dans les aires d'intervention. Quant à l'original, nous prévoyons peu d'impact lié à la récupération car les séparateurs comme tels n'ont pas d'attrait et une forêt de 3 m dans les anciens parterres de coupe commence à offrir un habitat valable.

5.3 Implications pour l'aménagement

5.3.1 Maintien des espèces fauniques sur le territoire

La disparition temporaire de certaines espèces de portions de territoire plus ou moins grandes est un phénomène qui peut survenir de façon naturelle, par exemple à l'occasion de grands feux particulièrement intenses qui modifient profondément le milieu pour plusieurs années. Ainsi, il peut s'écouler de 10 à 25 ans avant que l'écureuil roux ne réapparaisse après feu (Cimon et Maisonneuve, 1990). Si nous n'avons aucune maîtrise sur ce phénomène dans le cas de perturbations naturelles importantes, il est possible, par contre, d'ajuster la planification forestière pour satisfaire des exigences minimales permettant de conserver les espèces dans les territoires sous aménagement.

Dans un contexte de préservation de la biodiversité, l'objectif de maintenir les espèces fauniques dans les territoires aménagés est de première importance. Nos résultats révèlent qu'à l'exception d'une espèce de passereau absente la troisième année, dans les structures de forêt résiduelle du secteur du lac Montréal, la

réglementation actuelle en matière de taille et de répartition des coupes n'a entraîné, à court terme, la disparition d'aucune des espèces étudiées dans les aires d'intervention⁸ récentes qui ont fait l'objet de relevés. Cependant, nous ne pouvons nous prononcer sur la biodiversité en général, étant donné le faible nombre d'espèces à l'étude.

5.3.2 Gestion intégrée forêt-faune

L'harmonisation entre la récolte de la matière ligneuse et l'utilisation de la faune passe notamment par la fixation d'objectifs pour chacune de ces ressources et par l'évaluation des conséquences qui résultent des scénarios d'aménagement. Dans le cas de la matière ligneuse, les attentes découlent de la stratégie d'aménagement retenue par les planificateurs et du calcul de la possibilité annuelle de coupe à rendement soutenu de l'unité d'aménagement⁹. Ce calcul permet d'évaluer le volume de matière ligneuse récoltable annuellement sur le territoire, par essence ou groupe d'essences, sur une base permanente.

Pour la faune, les attentes se concrétisent le plus souvent par la probabilité de voir ou de récolter un gibier, par le maintien ou l'augmentation de l'abondance et du niveau de récolte de certaines espèces vedettes et également par la qualité de l'expérience vécue en forêt, qui dépend en bonne partie de l'aspect esthétique et de l'intégrité du milieu naturel. Au Québec, les espèces subissant une forte pression de récolte, comme les cervidés, font l'objet de plans de gestion révisés régulièrement. Pour la majorité des espèces terrestres, il est difficile de fixer des objectifs de niveau de population à atteindre par l'intermédiaire de l'aménagement des habitats. En effet, plusieurs facteurs incontrôlables (prédation, surexploitation, territorialité, maladies, cycles naturels de fluctuation des populations) peuvent faire en sorte qu'en dépit d'un habitat de qualité, les populations animales ne répondent, pas à court terme, comme on pourrait s'y attendre. Malgré cela, une production faunique optimale et soutenue requiert, à la base, la disponibilité d'habitats de qualité.

Si l'on aborde la problématique de la gestion intégrée des ressources forêt et faune des points de vue de la conservation et de l'harmonisation des utilisations, il est possible de fixer des objectifs à trois niveaux : le premier est le niveau de base, applicable à l'ensemble du territoire, et constitue un seuil minimal sur le

8 L'aire d'intervention, en tant qu'entité territoriale, est définie à la section 4.1

9 L'unité d'aménagement est la portion de territoire servant de base à la planification forestière à long terme

plan de la conservation ; le second niveau touche les territoires fauniques structurés, et finalement le troisième concerne les territoires fauniques prioritaires.

Ensemble du territoire

Pour l'ensemble du territoire, l'objectif de base consiste à maintenir les espèces dans les aires d'intervention ou à proximité de celles-ci lorsqu'elles sont de faible superficie, afin que les espèces puissent coloniser de nouveau rapidement les secteurs coupés, à mesure qu'ils redeviennent propices, à la faveur de l'évolution de la forêt. Les résultats de nos recherches à ce jour révèlent que la presque totalité des espèces étudiées sont demeurées présentes à l'intérieur même des aires d'intervention récentes qui ont fait l'objet de relevés. Dans ce contexte, la réglementation actuelle semble donc généralement acceptable, du moins à court terme après la coupe, et ce, dans la mesure où la forêt résiduelle joue le rôle de refuge pour les espèces fauniques. Cependant, si la proportion moyenne de territoire forestier productif non touché par la coupe à l'intérieur des aires d'intervention paraît satisfaisante, par contre, sa configuration pourrait être plus efficace. Ainsi, une partie de la forêt résiduelle pourrait prendre la forme de blocs de plus grande taille plutôt que de séparateurs de coupes sous forme de lisières boisées.

Territoires fauniques structurés

Les territoires fauniques structurés sont des zones où des activités économiques sont directement reliées à la faune (réserves fauniques, pourvoiries, ZEC) ou qui soutiennent directement le mode de vie de communautés autochtones (portions de terrains de piégeage ayant un intérêt faunique particulier). Dans ces zones, la faune joue un rôle économique et social important et la gestion intégrée forêt-faune permettra une mise en valeur de chacune de ces ressources. L'objectif d'aménagement pourrait consister à maintenir relativement constante dans le temps la qualité de l'habitat des espèces convoitées, à l'intérieur de l'unité ou de portions de l'unité d'aménagement forestier. Pour ce faire, le zonage utilisé pour la planification forestière devrait être harmonisé avec celui qui est employé pour la gestion de la faune, de façon à faire en sorte que le patron des interventions forestières respecte les besoins en habitats des espèces et également maintienne des conditions acceptables pour les utilisateurs de la faune. Cette approche nécessite d'évaluer la qualité de l'habitat des espèces considérées et de suivre son évolution

dans le temps, en fonction des changements que subit le couvert forestier et des modifications qui seront induites par les interventions forestières planifiées à long terme.

À l'heure actuelle, nous connaissons relativement bien les exigences générales d'habitat des principales espèces fauniques vedettes. À l'aide des informations contenues dans la cartographie écoforestière et d'outils tels les indices de qualité de l'habitat (IQH) proposés pour plusieurs espèces, il est possible de réaliser une estimation acceptable de la qualité du territoire en tant qu'habitat faunique. Par contre, les outils de modélisation de l'évolution des habitats dans le temps restent à développer et les connaissances fines des exigences d'habitat des espèces (validation des IQH pour nos conditions spécifiques) sont à parfaire.

Compte tenu des caractéristiques et de la proportion moyenne de la forêt productive qui n'est pas touchée par la coupe (de l'ordre de 30 % selon nos observations), les niveaux des populations fauniques résiduelles sur le territoire après la récolte ne permettent vraisemblablement pas de supporter convenablement et de façon soutenue des activités d'exploitation structurées ou de subsistance, dans les aires d'intervention récentes, du moins sur un horizon d'un certain nombre d'années après la coupe. La qualité des activités d'observation et de prélèvement est également altérée par les modifications du paysage provoquées par la coupe.

Territoires fauniques prioritaires

Les territoires fauniques prioritaires sont des territoires où la faune a préséance sur les autres ressources. Ce sont des habitats essentiels à la survie ou à la conservation d'une ou de plusieurs espèces. Les interventions forestières y sont prohibées ou rigoureusement encadrées, avec pour objectif spécifique d'améliorer l'habitat. En général, ces zones sont de faible superficie et elles sont définies dans la réglementation. Les aménagements de ravages de cerfs de Virginie et la préservation d'aires de nidification de certaines espèces d'oiseaux en sont des exemples. Cette situation déborde le contexte du présent rapport.

5.3.3 Principes de planification forestière visant à encadrer les caractéristiques que devrait avoir la forêt résiduelle à l'intérieur des aires d'intervention de la pessière à mousses de l'ouest

Dans le contexte du développement durable, on peut considérer globalement qu'il existe deux approches différentes de planification forestière : la gestion intégrée des ressources et le modèle des perturbations naturelles (Hénault *et al.*, 1999). La gestion intégrée vise la complémentarité entre diverses ressources et l'harmonisation de leurs usages. Les propositions de Potvin et Courtois (1998), qui privilégient un système de récolte à deux ou à trois interventions, appartiennent à ce type d'approche. Il en est de même des coupes dispersées (*dispersed patch cutting*) pratiquées dans les forêts publiques de l'ouest des États-Unis de 1950 à 1980 (Cissel *et al.*, 1999). Appliquée systématiquement sur de vastes territoires, cette stratégie peut engendrer l'uniformité, causer la fragmentation de l'habitat et créer une mosaïque qui s'éloigne de la dynamique naturelle des forêts. La seconde approche s'appuie sur le modèle des perturbations naturelles, dont les limites de variabilité servent de référence (Cissel *et al.*, 1999 ; Baskent *et al.*, 2000 ; Leduc *et al.*, 2000). Dans le domaine de la pessière à mousses, le feu est la principale perturbation dont on peut s'inspirer (Leduc *et al.*, 2000). Ces approches ne sont pas nécessairement contradictoires et il est possible qu'à des échelles différentes, elles puissent s'harmoniser. Par exemple, la répartition des aires d'intervention sur le territoire pourrait s'inspirer des feux, alors que la répartition des coupes à l'intérieur des aires pourrait viser principalement des objectifs fauniques. Par ailleurs, peu importe l'approche adoptée, il faut considérer que des compromis peuvent s'avérer nécessaires, lorsqu'on la confronte à des impératifs d'acceptabilité socio-économique.

Récemment, le concept de la triade a suscité beaucoup d'intérêt. Selon ce concept, le territoire est partagé en trois zones vouées à : 1) la conservation, c.-à-d. absence d'exploitation forestière ; 2) la production forestière intensive ; et 3) la gestion intégrée ou encore la gestion écosystémique. Selon la vocation des territoires, la troisième zone, la plus importante en superficie, pourrait s'appuyer autant sur des objectifs de gestion intégrée que des objectifs de mosaïque forestière d'inspiration naturelle. Ainsi, dans les territoires fauniques structurés, la gestion intégrée s'avère une approche intéressante afin de tenir compte adéquatement des objectifs de production faunique associés à ces territoires. À la suite de Seymour et Hunter (1992, *in* Baskent *et al.*, 2000), le concept de la triade a été proposé pour le Canada par Messier et Kneeshaw (1999) et par le sous-comité du Sénat sur la forêt boréale (SSBF, 1999). Même si Baskent *et al.* (2000) considèrent la triade comme une troisième approche, avec la gestion intégrée et le modèle des perturbations naturelles, nous sommes d'avis qu'il s'agit plutôt d'une stratégie de zonage du territoire.

Quel que soit le scénario, plusieurs auteurs s'entendent sur la nécessité de diversifier les approches d'aménagement (Kimmins, 1999 ; Darveau *et al.*, 1999, 2001b ; Bélanger, 2001). Une approche rigide risque d'engendrer une forêt uniforme où la biodiversité s'appauvrit à long terme à la suite d'effets cumulatifs, un problème que reflète bien la situation récente du modèle de la foresterie scandinave (Imbeau, 2001)

Propositions de lignes directrices pour la forêt résiduelle

Les caractéristiques de la forêt résiduelle après la coupe revêtent une très grande importance pour les espèces fauniques qui en dépendent. À la lumière de nos résultats fauniques et de l'état de situation de la forêt résiduelle que nous avons observé sur le terrain, il est possible de dégager quelques grandes lignes directrices en vue d'améliorer la situation dans l'ensemble du territoire et dans les territoires fauniques structurés. Dans l'ensemble du domaine forestier, on doit en premier lieu viser à maintenir, à l'intérieur des territoires où sont juxtaposées des coupes forestières sur un horizon de quelques années (aire d'intervention), un minimum de forêt possédant des caractéristiques comparables aux forêts qui dominaient le paysage avant la coupe. La forêt résiduelle après la récolte devient l'habitat refuge des espèces typiquement associées au milieu forestier. La proportion de forêt résiduelle laissée en place après la coupe devrait être suffisante pour lui permettre de jouer adéquatement son rôle de refuge. Cette proportion devrait également être maintenue en tout temps dans l'horizon de planification des interventions forestières. Le maintien de cette proportion de forêt vient en quelque sorte déterminer le rythme des interventions sur le territoire. Il ne s'agit pas ici de soustraire en permanence des secteurs à l'exploitation, mais plutôt de s'assurer d'avoir en tout temps le minimum de forêt permettant aux espèces de subsister. L'utilisation de l'aire d'intervention comme entité de référence aurait l'avantage de garantir le maintien d'un minimum de forêt sur le territoire effectivement touché par l'aménagement, indépendamment de tout découpage territorial.

La forêt laissée en place devrait également obéir à certaines règles. Notre étude a montré que, même si les bandes sont utilisées par la faune, elles constituent souvent un habitat marginal, de sorte qu'une fraction de la forêt résiduelle devrait prendre une forme de blocs plus étendus. Dans certaines situations par exemple, l'élargissement des bandes de protection riveraine pourrait être une façon d'atteindre cet objectif. Nous avons aussi observé que des blocs de forêt de 18 à 50 ha ne permettaient pas de maintenir

la paruline à poitrine baie dans l'aire d'intervention et que certaines autres espèces se raréfiaient dans de tels milieux. Il conviendrait donc qu'au moins une partie de la forêt résiduelle laissée sous forme de blocs ait une taille supérieure à 50 ha et une configuration qui minimise l'effet de bordure et la fragmentation.

Par ailleurs, les relevés de végétation que nous avons réalisés dans les structures de forêt résiduelle nous ont révélé que les chicots et les débris ligneux au sol étaient omniprésents et parfois abondants sur le territoire. Dans le contexte actuel où les périodes de révolution forestière planifiées sont souvent plus courtes que l'âge des forêts récoltées, il serait opportun d'allonger la révolution sur une fraction du territoire sous aménagement, si l'on désire maintenir ces attributs à long terme, à la suite des récoltes subséquentes. Les parcelles de forêt sous ce régime d'aménagement devraient être réparties équitablement sur le territoire.

Les lignes directrices proposées pour l'ensemble du territoire s'appliquent également pour les territoires fauniques structurés. Cependant, elles devraient être ajustées pour répondre en priorité aux besoins des espèces fauniques recherchées et de leurs utilisateurs. Dans ce cas, la stratégie devrait généralement comporter une récolte en trois interventions, à l'aide de coupes de tailles variées réparties dans le paysage, comme le suggèrent Potvin et Courtois (1998). Les caractéristiques de la mosaïque forestière engendrée par les coupes sont ajustées en fonction des besoins des espèces fauniques recherchées, en vue de maintenir des niveaux de population acceptables, afin également d'assurer des conditions de récolte ou d'observation propices pour les utilisateurs de la faune. Pour ces territoires, la portion de forêt résiduelle après la première intervention et celle à maintenir en tout temps devra être plus grande que dans les autres territoires. Un allongement de la période de révolution sur une fraction du territoire demeure également pertinent. À plus ou moins long terme, une telle approche crée un assemblage de forêts de divers âges qui améliore l'habitat de plusieurs espèces recherchées, tout en maintenant des conditions acceptables, à la fois pour la récolte forestière, l'observation, la chasse et le piégeage. Étant donné que ces lignes directrices ont des implications importantes dans la planification forestière à long terme sur un territoire, elles devraient être adéquatement intégrées dans ce cadre (plan général d'aménagement forestier), au même titre que la préservation de la biodiversité forestière.

Bien qu'on ne puisse prétendre qu'elles engendrent des mosaïques forestières parfaitement naturelles, les lignes directrices énoncées précédemment devraient contribuer à maintenir les principaux éléments de paysage importants pour assurer les processus écologiques de base (blocs de forêts matures, milieux

riverains, corridors de connectivité). Nos travaux étaient circonscrits à l'intérieur d'aires d'intervention forestière récentes de dimensions relativement restreintes, si on les compare aux territoires où est réalisée la planification forestière à long terme (unités d'aménagement forestier). Une étude à une telle échelle ne permet pas d'aborder la problématique d'espèces qui doit être traitée à une échelle beaucoup plus grande, comme par exemple le caribou forestier. Dans ce cas, on doit généralement considérer des superficies de l'ordre de plusieurs milliers de kilomètres carrés, plutôt que quelques dizaines ou centaines de kilomètres, comme ç'était le cas pour les aires d'intervention forestière utilisées dans le cadre de notre étude. Cette espèce, qui est présente surtout dans la pessière à mousses de l'est, fait présentement l'objet de beaucoup d'attention.

5.3.4 Techniques de coupe alternatives

Les grandes lignes décrites ci-dessus font appel à une récolte au moyen de la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), qui vise à laisser sur les parterres de coupe une bonne partie de la régénération basse en place, mais qui prélève tous les arbres de taille commerciale. Récemment, d'autres techniques de coupe ont été mises de l'avant. Dans les forêts à structure irrégulière, la coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) a pris de l'ampleur, particulièrement sur la Côte-Nord (Bégin et Riopel, 2000). Par ailleurs, diverses coupes avec rétention d'attributs pour la faune (chicots, arbres vivants, gros débris ligneux, bosquets) sont en voie d'expérimentation, particulièrement dans l'ouest (Rolstad *et al.*, 2000 ; Titteler et Hannon, 2000 ; Wilson et Carey, 2000). Ces techniques de coupe sont de nature à favoriser la faune en maintenant une structure d'habitat acceptable pour certaines espèces et en permettant un retour plus rapide de l'habitat original. Dans le sous-domaine de la pessière à mousses de l'est, où une bonne proportion des forêts acquiert une structure irrégulière en raison des cycles de feu plus longs, les scénarios décrits précédemment, qui sont basés essentiellement sur la CPRS, sont plus ou moins adéquats parce qu'ils vont amener une uniformisation de la structure des forêts. Dans ce sous-domaine, sur les sites qui se prêtent à ce type de coupe, la CPPTM constitue une alternative intéressante à la CPRS. Cependant, il importe dès à présent de signaler que la CPPTM ne saurait être vue comme une panacée, propre à remplacer la CPRS et à préserver automatiquement la biodiversité. Comme tout autre traitement sylvicole, cette méthode doit être évaluée à l'échelle de l'ensemble de la mosaïque forestière et sur un horizon temporel suffisamment long. Des recherches spécifiques devraient donc être entreprises dans ce sous-domaine, en ce qui a trait à son impact sur la faune. Dans la pessière à mousses de l'ouest, la proportion de peuplements de structure irrégulière est plus faible et le recours à la CPPTM et à d'autres techniques de coupe avec rétention d'attributs devrait être encouragé sur tous les sites propices.

5.4 Travaux de recherche complémentaires

À la suite de notre étude, un certain nombre de travaux de recherche complémentaires pourraient être entrepris.

Conservation des espèces :

- déterminer la taille minimale requise pour que des blocs forestiers résiduels puissent assurer le maintien, à l'intérieur des aires d'intervention forestière, des espèces d'oiseaux rares ou absentes des petites structures de forêt résiduelle après coupe ;
- documenter davantage la raréfaction de certaines espèces d'oiseaux associées aux forêts d'intérieur dans de petites superficies de forêt résiduelle localisées dans de grandes aires d'intervention forestière réalisées depuis plusieurs années, et vérifier la situation de certaines autres espèces (rapaces) qui n'ont pas été étudiées dans le présent projet et qui sont potentiellement en difficulté dans de telles conditions ;
- déterminer quelle est la valeur, en tant qu'habitat faunique (présence, densité des espèces), des divers types de milieux non touchés par la récolte dans les aires d'intervention, autres que les séparateurs de coupes (secteurs avec une pente de plus de 40 %, terrains classés comme improductifs et dénudés, forêts immatures sur le plan sylvicole, peuplements enclavés, etc.) ;
- évaluer la situation d'autres groupes taxonomiques (végétaux inférieurs, arthropodes, amphibiens et reptiles) dans de grandes aires d'intervention, afin d'élargir les connaissances sur la biodiversité en général.

Gestion intégrée forêt-faune :

- mettre au point un modèle d'évaluation des habitats fauniques qui permettra d'estimer l'évolution de la qualité du milieu pour la faune (principalement les espèces vedettes : orignal, petit gibier, animaux à fourrure), à long terme, dans des zones sous aménagement forestier, en fonction des hypothèses

d'évolution des forêts et des interventions forestières planifiées dans la stratégie d'aménagement, soit à partir des IQH actuels ou encore d'une autre approche ;

- parfaire les connaissances sur l'utilisation, par les espèces fauniques vedettes, des forêts résiduelles après coupe, dans le domaine de la sapinière, où la demande pour la faune est plus grande que dans la pessière et où une gestion intégrée forêt-faune efficace peut constituer localement un enjeu important ;
- faire une analyse croisée des banques d'informations forestières (SIEF¹⁰ du 3^e programme décennal d'inventaire forestier, et du système SIFORT¹¹ des 1^{er} et 2^e programmes décennaux) et du Système d'information sur la grande faune (SIGF), afin de préciser, pour l'ensemble du territoire, les relations entre l'état des forêts, l'exploitation forestière et la récolte de l'original.

Effets de la récolte à moyen terme :

- évaluer la valeur à moyen terme de la forêt résiduelle pour la faune (espèces vedettes), soit sur un horizon de quelque 10 à 20 ans après la coupe initiale, ainsi que les effets de la récolte finale des séparateurs, au moment où la régénération dans les coupes atteint le seuil de 3 mètres.

Pessière à mousses de l'est et techniques de coupes alternatives :

- étudier la valeur, pour la faune, des forêts résiduelles après coupe dans le sous-domaine de la pessière à mousses de l'est, qui constitue un milieu différent par son régime de perturbation et la structure de ses forêts ;
- évaluer les effets sur la faune de la CPPTM et des diverses coupes avec rétention d'attributs fauniques actuellement en développement.

10 Système d'information éco-forestière

11 Système d'information forestière par tesselles

Conclusion

La présente étude a été entreprise en 1996, dans le contexte de la mise à jour du Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI), entré en vigueur en 1988. À ce moment, plusieurs questions demeuraient sans réponse en ce qui a trait à l'efficacité des prescriptions relatives à la taille et à la répartition spatiale des coupes. Ces questions portaient notamment sur l'efficacité des séparateurs de coupes et des bandes de protection riveraines à jouer, entre autres, les rôles de couvert de fuite et de corridor de déplacement pour la faune. Au moment où l'étude a débuté, il n'existait à peu près pas d'information sur l'utilisation, par la faune, de la forêt résiduelle après la coupe, en forêt boréale au Québec.

Les résultats démontrent que la forêt résiduelle, autant sous forme de lisières boisées que sous forme de blocs, est utilisée à court terme après la coupe par la presque totalité des quarante-six espèces fauniques touchées par l'étude. Cette constatation tend à démontrer que les règles de planification forestière actuelles, en ce qui a trait à la taille et à la répartition des coupes, permettent généralement de maintenir sur place, à l'intérieur même des aires d'intervention forestière récentes, les espèces fauniques suivies dans le cadre de notre étude. Par ailleurs, les caractéristiques spatiales de la forêt résiduelle après coupe, de même que la composition et la structure de la végétation en place, ont une influence sur le degré d'utilisation par la faune qui varie selon les espèces. En ce qui concerne l'utilisation des différents types de structure de forêt résiduelle, les résultats montrent que les séparateurs non riverains (SN) et les séparateurs riverains (SR) semblent constituer des habitats relativement acceptables pour plusieurs espèces. Les résultats révèlent également que dans certains cas, les SN et les SR étaient préférés aux autres types de milieu. Certaines espèces ont une préférence pour l'un ou l'autre de ces types de forêt résiduelle, mais aucune tendance générale ne peut être mise en évidence. Dans le cas des blocs résiduels (BR), selon les espèces, ils peuvent s'apparenter autant aux SN et aux SR qu'aux secteurs témoins (TE). De l'ensemble des résultats, il ressort globalement que des espèces associées aux massifs forestiers de grande taille peuvent se raréfier, à court terme après la coupe, dans les SN, les SR et les BR. Une espèce de passereau était absente de ces structures, au cours de la troisième année de relevés.

Les résultats observés apparaissent en général positifs en ce qui a trait à l'utilisation de la forêt résiduelle par les espèces étudiées, à court terme après la première intervention sur le territoire. Il faut cependant considérer que les interventions ultérieures modifieront encore le milieu et que ces changements risquent alors d'avoir un impact significatif, dans le contexte où il ne resterait que très peu de forêt mature sur le

territoire. Dans une telle situation, les caractéristiques de composition et de structure ainsi que la superficie et la forme de la forêt résiduelle prennent beaucoup d'importance et ces facteurs devraient faire l'objet d'une attention particulière au moment de la planification forestière.

Les lignes directrices d'aménagement formulées dans le présent rapport le sont dans une optique de conservation des espèces et de gestion intégrée forêt-faune. Elles sont basées essentiellement sur deux facteurs. Premièrement, sur les caractéristiques de la forêt résiduelle que nous avons observées après coupe, dans l'ensemble de nos sites d'étude, et qui découlaient des aménagements réalisés de 1991, date du début des coupes dans les aires d'étude, jusqu'à la fin des relevés de terrain, en 1999. Deuxièmement, elles reposent sur la compréhension que nous avons, à l'heure actuelle, des exigences minimales d'habitat des espèces étudiées, en regard des objectifs d'aménagement visés. Même si ces propositions contribueront à maintenir des composantes de la biodiversité dans les zones aménagées, notre étude n'a pas tenu compte de la biodiversité dans son ensemble, étant donné le faible nombre d'espèces à l'étude. Ces lignes directrices doivent donc être perçues comme un point de départ, à partir duquel il est possible d'innover et d'améliorer. Étant donné que les connaissances concernant les besoins de la faune et le maintien de la biodiversité restent dans une large mesure à parfaire, l'orientation la plus prudente est de conserver un minimum de forêt intacte et de varier les approches d'aménagement.

Annexe A – Documents produits dans le cadre du projet

- BERTRAND, N. et F. POTVIN, 2003. *Méthodologie de caractérisation des habitats fauniques utilisée lors d'une étude de la fréquentation par la faune de la forêt résiduelle après la coupe en forêt boréale*, Québec, ministère des Ressources naturelles et Société de la faune et des parcs du Québec (en préparation).
- BOULET, M., 1999. *Le succès de nidification des oiseaux forestiers dans une pessière noire sous aménagement*, Mémoire de maîtrise, Université Laval, 76 p.
- BOULET, M., M. DARVEAU et L. BÉLANGER, 2000. « A Landscape Perspective of Bird Nest Predation in Managed Boreal Black Spruce Forest », *Écoscience*, vol. 7, p. 281–289.
- 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*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 96 p.
- CÔTÉ, M., J. FERRON, M.-H. ST-LAURENT et A. CARON, 2001. *Utilisation de différents types de forêt résiduelle après coupe en forêt boréale par trois espèces de sciuridés*, Université du Québec à Rimouski, pour le ministère des Ressources naturelles et la Société de la faune et des parcs, Code de diffusion 2001-3079, 62 p.
- CÔTÉ, M. et J. FERRON, 2001. « Short-term use of different residual forest structures by three sciurids species in a clear-cut boreal landscape », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, p. 1805-1815.
- CUSSON, M., 1999. *Utilisation des forêts résiduelles après coupes forestières commerciales par le lièvre d'Amérique (Lepus americanus) dans la forêt boréale du Québec*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 57 p.
- CUSSON, M., M.-H. ST-LAURENT, J. FERRON et A. CARON, 2001. *Utilisation à court terme de trois types de forêts résiduelles par le lièvre d'Amérique (Lepus americanus) en forêt boréale*, Université du Québec à Rimouski, pour le ministère des Ressources naturelles et la Société de la faune et des parcs, Code de diffusion 2001-3080, 76 p.

- DARVEAU, M., M. BOULET, C. VALLIÈRES, L. BÉLANGER et J.-C. RUEL, 2001a. *Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire. Rapport synthèse 1997-1999*, Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière et Département des sciences du bois et de la forêt, pour le ministère des Ressources naturelles, Code de diffusion 2001-3081, 42 p.
- GINGRAS, J. F., 1997. *La coupe rase avec blocs résiduels ou avec séparateurs de coupe : une analyse économique comparative*, FERIC, Fiche technique FT-263, 8 p.
- GIRARD, C., 1999. *Comparaison de l'utilisation de différents types de structures de forêt résiduelle par le tétras du Canada (Falci pennis canadensis)*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, 76 p.
- MAISONNEUVE, C., R. McNICOLL, A. DESROSIERS et G. LUPIEN, 1998. *Évaluation de l'efficacité de méthodes expérimentées pour la capture de canards noirs et de garrots à œil d'or*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Rapport 4040-98-12, 38 p.
- POTVIN, F., N. BERTRAND et J. FERRON, 2001a. *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, Direction de la recherche sur la faune, Rapport, 43 p.
- POTVIN, F., R. COURTOIS et C. DUSSAULT, 2001b. *Fréquentation hivernale de grandes aires de coupe récentes par l'original en forêt boréale*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Rapport, 35 p.
- POTVIN, F., R. COURTOIS, C. GIRARD et J.-B. STROBEL, 2001c. *Fréquentation par le tétras du Canada de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Rapport, 48 p.
- STROBEL, J.-B., 1999. *Le tétras du Canada (Dendragapus canadensis) : utilisation de l'espace et de l'habitat en hiver, dans un secteur de coupes forestières au Québec*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi et Institut de géographie alpine de Grenoble, 46 p. et annexes.

VALLIÈRES, C., 2001. *L'obstruction visuelle latérale de bandes boisées de différents types en forêt dominée par l'épinette noire*, Mémoire de maîtrise, Université Laval, 43 p.

Bibliographie

- ANDREN, H., 1994. « Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat : A Review », *Oikos*, vol. 71, p. 355-366.
- BASKENT, E. Z., G. A. JORDAN et A. M. M. NURULLAH, 2000. « Designing Forest Landscape Management », *Forestry Chronicle*, vol.76, p. 739-742.
- BAYNE, K. M. et K. A. HOBSON, 1997. « Comparing the Effects of Landscape Fragmentation by Forestry and Agriculture on Predation of Artificial Nests », *Conserv. Biol.*, vol. 11, p. 1418-1429.
- BÉGIN, J. et M. RIOPEL, 2000. *La coupe avec protection des petites tiges marchandes : 4 ans plus tard, où en sommes-nous ?*, Université Laval, Faculté de foresterie et de géomatique, 3 p.
- BEIER, P. et R. F. NOSS, 1998. « Do Habitat Corridors Provide Connectivity ? », *Conservation Biology*, vol. 12, p. 1241-1252.
- BÉLANGER, L., 2001. « La macdonalisation de la forêt québécoise », *L'Aubelle*, vol. 136, p. 22-24.
- BENDER, D. J., T. A. CONTREPAS et L. FAHRIG, 1998. « Habitat Loss and Population Decline : A Meta-Analysis of the Patch Size Effect », *Ecology*, vol. 79, p. 517-533.
- BENNETT, A. F., K. HENEIN et G. MERRIAM, 1994. « Corridor Use and the Elements of Corridor Quality : Chipmunks and Fencerows in a Fragmented Mosaic », *Biological Conservation*, vol. 94, p. 155-165.
- BERTRAND, N., et C. PAQUET, 1997. *Projet Séparateurs de coupes : méthodes de relevé et base de données de végétation*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, 10 p.
- BERTRAND, N. et F. POTVIN, 2003. *Méthodologie de caractérisation des habitats fauniques utilisée lors d'une étude de la fréquentation par la faune de la forêt résiduelle après la coupe en forêt boréale*, ministère des Ressources naturelles et Société de la faune et des parcs du Québec (en préparation).

- BERTRAND, N., F. POTVIN et R. COURTOIS, 1997. *Évaluation de l'utilisation par la faune des sépareurs de coupes après la récolte forestière faite selon deux scénarios*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, 13 p.
- BOAG, D. A., et M. A. SCHROEDER, 1992. « Spruce Grouse », *The Birds of North America*, N° 5, Philadelphia : The Academy of Natural Sciences, Washington, DC : The American Ornithologists' Union, A. Poole, P. Stettenheim et F. Gills ed., 28 p.
- BOUCHARD, R., et C. GAUTHIER, 1980. *Description et bilan du programme fiche du gros gibier*, Québec, gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la recherche faunique, rapport RRF 69, 24 p.
- BOULET, M., 1999. *Le succès de nidification des oiseaux forestiers dans une pessière noire sous aménagement*, Université Laval, mémoire de maîtrise, 76 p.
- BOULET, M. et M. DARVEAU, 2000. « Depredation of Artificial Bird Nests Along Roads, Rivers and Lakes in a Boreal Balsam Fir Forest », *Can. Field-Nat.*, vol. 114, p. 83-88.
- BUGNET, A., R. COURTOIS et J.-P. OUELLET, 1998. *Perception des chasseurs d'orignaux face à l'exploitation forestière en Abitibi-Témiscamingue*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, rapport 3948-98-07, 38 p.
- CIMON, A. et C. MAISONNEUVE, 1990. *Effets du feu sur la faune et ses habitats : synthèse bibliographique et recommandations reliées à la pratique des brûlages dirigées au Québec*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la conservation, Service des études environnementales, 77 p.
- CISSEL, J. H., F. J. SWANSON et P. J. WEISBERG, 1999. « Landscape Management Using Historical Fire Regimes : Blues Rives, Oregon », *Ecological Applications*, vol. 9, p. 1217-1231.
- 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, 96 p.

- CÔTÉ, M., J. FERRON, M.-H. ST-LAURENT et A. CARON, 2001. *Utilisation de différents types de forêt résiduelle après coupe en forêt boréale par trois espèces de sciuridés*, Rimouski, Université du Québec à Rimouski pour le ministère des Ressources naturelles et la Société de la faune et des parcs du Québec, code de diffusion 2001-3079, 62 p.
- COURTOIS, R., et A. BEAUMONT, 1999. « The Influence of Accessibility on Moose Hunting in Northwestern Québec », *Alces*, vol. 35, p. 41-50.
- COURTOIS, R., A. BEAUMONT, L. BRETON et C. DUSSAULT, 1998a. *Réactions de l'orignal et des chasseurs d'originaux aux coupes forestières*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, rapport 3875-98-04, 53 p.
- COURTOIS, R., C. DUSSAULT, A. BEAUMONT, F. POTVIN et L. BRETON, 2001a. « Moose Reactions to Recent Clear-Cuts in the Boreal Forest : A Hierarchical Process ? », *Can. J. For. Res.*, (soumis).
- COURTOIS, R., C. DUSSAULT, F. POTVIN et G. DAIGLE, 2001b. « Hierarchical Habitat Selection by Moose in Fragmented Landscapes », *Canadian Journal of Zoology*, (soumis).
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET et B. GAGNÉ, 1996. *Habitat hivernal de l'orignal dans des coupes forestières d'Abitibi-Témiscamingue*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, rapport 96-3484-12, 33 p.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET et B. GAGNÉ, 1998b. « Characteristics of Cutovers Used by Moose (*Alces alces*) in Early Winter », *Alces*, vol. 34, p. 201-211.
- CUSSON, M., 1999. *Utilisation des forêts résiduelles après coupes forestières commerciales par le lièvre d'Amérique (Lepus americanus) dans la forêt boréale du Québec*, Université du Québec à Rimouski, mémoire de maîtrise, 57 p.
- CUSSON, M., M.-H. ST-LAURENT, J. FERRON et A. CARON, 2001. *Utilisation à court terme de trois types de forêts résiduelles par le lièvre d'Amérique (Lepus americanus) en forêt boréale*, Rimouski, Université du Québec à Rimouski pour le ministère des Ressources naturelles et la Société de la faune et des parcs du Québec, code de diffusion 2001-3080, 76 p.

- DARVEAU, M., P. BEAUCHESNE, L. BÉLANGER, J. HUOT et P. LARUE, 1995. « Riparian Forest Strips as Habitat for Breeding Birds in Boreal Forest », *Journal of Wildlife Management*, vol 59 , p. 67-78.
- DARVEAU, M., L. BÉLANGER, J. HUOT, É. MÉLANÇON et S. DEBELLEFEUILLE, 1997. « Forestry Practices and the Risk of Bird Nest Predation in a Boreal Coniferous Forest, *Ecol. Appl.*, vol. 7, p. 572-580.
- DARVEAU, M., M. BOULET et L. BELANGER, 1998. *Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire : résultats 1997*, Sainte-Foy, Université Laval, 14 p.
- DARVEAU, M., M. BOULET, C. VALLIÈRES, L. BÉLANGER et J.-C. RUEL, 2001a. *Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire : rapport synthèse 1997-1999*, Sainte-Foy, Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière et Département des sciences du bois et de la forêt pour le ministère des Ressources naturelles du Québec, code de diffusion 2001-3081, 42 p.
- DARVEAU, M., P. LABBÉ, P. BEAUCHESNE, L. BÉLANGER et J. HUOT, 2001b. « The Use of Riparian Forest Strips by Small Mammals in a Boreal Balsam Fir Forest », *Forest Ecology and Management*, vol. 143 (1-3 Spec. Iss.), p. 95-104.
- DESPONTS, M., L. BÉLANGER, A. DESROCHERS et J. HUOT, 1999. « Les sapinières vierges : un élément essentiel au maintien de la biodiversité en milieu forestier », *L'Aubelle*, vol. 131, p. 21-24.
- 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 Monograph*, vol.70, p. 423-444.
- DROLET, B., A. DESROSIERS et M.-J. FORTIN, 1999. « Effects of Landscape Structure on Nesting Songbird Distribution in a Harvested Boreal Forest », *Condor*, vol. 101, p. 699-704.

- DUSSAULT, C., 1999. *Inventaire de l'orignal (Alces alces) dans la zone de chasse 18 ouest à l'hiver 1998*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 8 p.
- EASON, G., 1989. « Moose Response to Hunting and 1-km² Block Cutting », *Alces*, vol. 25, p. 63-74.
- EASON, G., E. THOMAS, R. JERRARD et K. OSWALD, 1981. « Moose Hunting Closure in a Recently Logged Area », *Alces*, vol. 17, p. 111-125.
- EBERHART, K. E. et P. M. WOODWARD, 1987. « Distribution of Residual Vegetation Associated with Large Fires in Alberta », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 17, p. 1207-1212.
- ELLEFSON, P. V., 2000. « Integrating Science and Policy Development : Case of the National Research Council and US National Policy Focused on Non-Federal Forests », *Forest Policy and Economics*, vol. 1, p. 81-94.
- ELLISON, L. N., 1974. « Population Characteristics of Alaskan Spruce Grouse », *J. Wildl. Manage.*, vol. 38, p. 383-395.
- ESRI, 1987. *ARC/INFO User's Manual*, Redlands, Calif., Environ. Syst. Res. Inst.
- FAHRIG, L., 1997. « Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population Extinction », *J. Wildl. Manage.*, vol. 61 (3), p. 603-610.
- FISHER, J. T. et G. MERRIAM, 2000. « Resource Patch Array by Two Squirrel Species in an Agricultural Landscape », *Landscape Ecology*, vol. 15, p. 333-338.
- FORMAN, R. T. T., 1991. « Landscape Corridors : From Theoretical Foundations to Public Policy », *Nature Conservation 2 : The Role of Corridors*, Chipping Norton, New South Wales, Australia, Surrey Beatty and Sons, D. A. Saunders et R. J. Hobbs, ed., p. 71-84.
- FORMAN, R. T. T. et M. GODRON, 1986. *Landscape Ecology*, N.Y., John Wiley and Sons, 619 p.

- FRITZ, R. S., 1979. « Consequences of Insular Population Structure : Distribution and Extinction of Spruce Grouse Populations », *Oecologia*, vol. 42, p. 57-65.
- GAUTHIER, J. et Y. AUBRY, 1995. *Les oiseaux nicheurs du Québec: atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*, Montréal, Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, 1295 p.
- GERARD, P. B., D. R. SMITH et G. WEERAKKODY, 1998. « Limits of Retrospective Power Analysis », *J. Wildl. Manage.*, 62 (2), p. 801-807.
- GINGRAS, J.-F., 1997. *La coupe rase avec blocs résiduels ou avec séparateurs de coupe : une analyse économique comparative*, FERIC, fiche Technique FT-263, 8 p.
- GIRARD, C., 1999. *Comparaison de l'utilisation de différents types de structures de forêt résiduelle par le tétras du Canada (Falco pennsylvanicus)*, Université du Québec à Chicoutimi, mémoire de maîtrise, 76 p.
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 1999. « Loi sur les forêts », L. R. Q., c. F-4.1 (1986), *Gazette officielle du Québec*, n° 44 (27 octobre 1999), p. 5107-5108.
- HAILA, Y et O. JARNIVEN, 1990. « Northern Conifer Forests and their Bird Species Assemblages », *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities*, The Hague, SPB Academic Publishing, Keast, A. (Eds.), p. 61-85.
- HÉNAULT, M., L. BÉLANGER, A. R. RODGERS, G. REDMOND, K. MORRIS, F. POTVIN, R. COURTOIS, S. MOREL et M. MONGEON, 1999. « Moose and Forest Ecosystem Management : The Biggest Beast but not the Best », *Alces*, vol. 35, p. 213-225.
- IMBEAU, L., 1996. *Comparaison et suivi des communautés d'oiseaux nicheurs dans des pessières noires boréales issues de coupes et de feux*, Chicoutimi, Université du Québec à Chicoutimi, Mém. M.Sc., 116 p.

- IMBEAU, L., 2001. *Effets à court terme de l'aménagement forestier sur l'avifaune de la forêt boréale et une de ses espèces-clés : le pic tridactyle*, Québec, Université Laval, thèse Ph.D., 111 p.
- IMS, R. A., J. ROLSTAD et P. WEGGE, 1993. « Predicting Space Use Responses to Habitat Fragmentation - Can Voles (*Microtus oeconomus*) Serve as an Experimental Model System (EMS) for Capercaillie Grouse (*Tetrao urogallus*) in Boreal Forest », *Biological Conservation*, vol. 63, p. 261-268.
- JOHNSON, D. H., 1999. « The Insignificance of Statistical Significance Testing », *J. Wildl. Manage.*, vol. 63 (3), p. 763-772.
- KEPPIE, D. M., 1987. « Impact of Demographic Parameters upon a Population of Spruce Grouse in New Brunswick », *J. Wildl. Manage.*, vol. 51, p. 771-777.
- KIMMINS, J. P., 1999. « Biodiversity, Beauty and the "Beast" : Are Beautiful Forests Sustainable, Are Sustainable Forests Beautiful, and Is "Small" Always Ecologically Desirable ? », *Forestry Chronicle*, vol. 75, p. 955-960.
- KING, G. N., K. R. BEVIS, E. E. HANSON et J. R. VITELLO, 1997. « Northern Spotted Owl Management : Mixing Landscape and Site-Based Approaches », *J. For.*, vol. 95 (8), p. 21-25.
- LEDUC, A., Y. BERGERON, P. DRAPEAU, B. HARVEY et S. GAUTHIER, 2000. « Le régime naturel des incendies forestiers : un guide pour l'aménagement durable de la forêt boréale », *L'Aubelle*, (Nov-Déc. 2000), p. 13-16.
- LEMAY, Y., J. FERRON, J.-P. OUELLET et R. COUTURE, 1998. « Habitat de reproduction et succès de nidification d'une population introduite de Tétràs du Canada (*Falci pennis canadensis*) dans l'île d'Anticosti, Québec », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 112, p. 267-275.
- MAISONNEUVE, C., R. MCNICOLL, A. DESROSIERS et G. LUPIEN, 1998. *Évaluation de l'efficacité de méthodes expérimentées pour la capture de canards noirs et de garrots à œil d'or*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, rapport 4040-98-12, 38 p.

- MESSIER, C., et D. D. KNEESHAW, 1999. « Thinking and Acting Differently for Sustainable Management of the Boreal Forest », *Forestry Chronicle*, vol. 75, p. 929-938.
- NGUYEN-XUAN, T., Y. BERGERON, D. SIMARD, J. W. FYLES et D. PARÉ, 2000. « The Importance of Forest Flood Disturbance in the Early Regeneration Patterns of the Boreal Forest of Western and Central Quebec : A Wildfire Versus Logging Comparison », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, p. 1353-1364.
- PATON, P. C., 1994. « The Effect of Edge on Avian Nesting Success : How Strong is the Evidence ? », *Conservation Biology*, vol. 8, p. 17-26.
- PELLETIER, G., Y. DUMONT, M. BÉDARD et J. BERGERON, 1996. « SIFORT, un système hybride des modes vectoriel et matriciel pour une nouvelle approche de l'analyse forestière », *Arpenteur-géomètre*, 23 (3), p. 8-9.
- POTVIN, F., L. BÉLANGER et K. LOWELL, 2000. « Marten Habitat Selection in a Clearcut Landscape », *Conserv. Biol.* vol. 14, p. 844-857.
- POTVIN, F., N. BERTRAND et J. FERRON, 2001a. *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, Direction de la recherche sur la faune, 43 p.
- POTVIN, F. et R. COURTOIS, 1998. *Effets à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre : synthèse d'une étude de cinq ans en Abitibi-Témiscamingue et implications pour l'aménagement forestier*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, rapport 4026-98-11, 91 p.
- 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 », *Can. J. For. Res.*, vol. 29, p. 1120-1127.
- POTVIN, F., R. COURTOIS et C. DUSSAULT, 2001b. *Fréquentation hivernale de grandes aires de coupe récentes par l'orignal en forêt boréale*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 35 p.

- POTVIN, F., R. COURTOIS, C. GIRARD, et J.-B. STROBEL, 2001c. *Fréquentation par le tétras du Canada de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 48 p.
- PREGERNIG, M., 2000. « Putting Science Into Practice : the Diffusion of Scientific Knowledge Exemplified by the Austrian Research Initiative Against Forest Decline », *Forest Policy and Economics*, vol. 1 (2000), p. 165-176.
- RALPH, C. J., G. R. GEUPEL, P. PYLE, T. E. MARTIN et D. F. DESANTE, 1993. *Handbook of Field Methods for Monitoring Landbirds*, Albany, CA, U.S. Dept. of Agriculture, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-144, 41 p.
- RAY, J. C., 2000. *Mesocarnivores of Northeastern North America : Status and Conservation Issues*, Wildl. Conserv. Soc., Working Paper 15, 84 p.
- REITSMA, L. R., R. T. HOLMES et T. W. SHERRY, 1990. « Effects of Removal of Red Squirrels, *Tamiasciurus hudsonicus* and Eastern Chipmunks, *Tamias striatus*, on Nest Predation in a Northern Hardwood Forest : An Artificial Nest Experiment », *Oikos*, vol. 57, p. 375-380.
- ROBINSON, W. L., 1969. « Habitat Selection by Spruce Grouse in Northern Michigan », *J. Wildl. Manage.*, vol. 33, p. 113-120.
- ROBINSON, W. L., 1980. *Fool Hen : The Spruce Grouse on the Yellow Dog Plains*, Madison, Univ. Wisconsin Press, 221 p.
- ROLSTAD, J., E. ROLSTAD et O. SAETEREN, 2000. « Black Woodpecker Nest Sites : Characteristics, Selection and Reproductive Success », *Journal of Wildlife Management*, vol. 64, p. 1053-1066.
- RUEL, J.-C., 1995. « Understanding Windthrow : Silvicultural Implications », *For. Chron.*, vol. 71, p. 434-445.

- SAUCIER, J.-P., J.-P. BERGER, H. D'AVIGNON et P. RACINE, 1994. *Le point d'observation écologique*, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la gestion des stocks forestiers, publication RN94-3078, 116p.
- SCHMIEGELOW, F. K. A., C. S. MACHTANS et S. J. HANNON, 1997. « Are Boreal Birds Resilient to Forest Fragmentation ? An Experimental Study of Short-Term Community Responses », *Ecology*, vol. 78, p. 1914-1932.
- SCHROEDER, M. A. et D. A. BOAG, 1989. « Evaluation of a Density Index for Terrestrial Male Spruce Grouse », *J. Wildl. Manage.*, vol. 53, p. 475-478.
- SENATE SUBCOMMITTEE ON THE BOREAL FOREST (SSBF), 1999. « Competing Realities: the Boreal Forest at Risk », *Parliament of Canada*, [en ligne], adresse WEB : www.parl.gc.ca/36/1/parlbus/commbus/senate/com-e/bore-e/rep-e/rep09jun99-e.htm, 2001-08-03.
- SOULÉ, M. E. et M. E. GILPIN, 1991. « The Theory of Wildlife Corridor Capability », *Nature Conservation 2 : The Role of Corridors*, Chipping Norton, New South Wales, Australia, Surrey Beatty and Sons, D. A. Saunders et R. J. Hobbs ed., p. 3-8.
- STEIN, A., et J. ROY, 1997. *Planifier la gestion intégrée des ressources du milieu forestier : une démarche*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, rapport RN97-3010, 102 p.
- STROBEL, J. B., 1999. *Le tétras du Canada (Dendragapus canadensis) : utilisation de l'espace et de l'habitat en hiver, dans un secteur de coupes forestières au Québec*, Université du Québec à Chicoutimi et Institut de géographie alpine de Grenoble, mémoire de maîtrise, 46 p. et annexes.
- THOMPSON, I. D., 1988. « Habitat Needs of Furbearers in Relation to Logging in Boreal Ontario », *For. Chron.* vol. 64, p. 251-261.
- THOMPSON, I. D., I. J. DAVIDSON, S. O'DONNELL et F. BRAZEAU, 1989. « Use of Track Transects to Measure the Relative Occurrence of Some Boreal Mammals in Uncut Forest and Regeneration Stands », *Can. J. Zool.*, vol. 67, p. 1816-1823.

- TITTELER, R., et S. J. HANNON, 2000. « Nest Predation in and Adjacent with Variable Tree Retention », *Forest Ecology and Management*, vol. 136, p. 147-157.
- TURCOTTE, F., R. COURTOIS, R. COUTURE et J. FERRON, 2000. « Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falci pennis canadensis*) », *Can. J. For. Res.*, vol. 30, p. 202-210.
- TURCOTTE, F., R. COUTURE, R. COURTOIS et J. FERRON, 1994. *Réaction du tétras du Canada (Dendrapagus canadensis) face à l'exploitation forestière*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, rapport 2465, 77 p.
- TURCOTTE, F., R. COUTURE, J. FERRON, et R. COURTOIS, 1993. *Caractérisation des habitats du tétras du Canada (Dendrapagus canadensis) dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, rapport 2373,
- VALLIÈRES, C., 2001. *L'obstruction visuelle latérale de bandes boisées de différents types en forêt dominée par l'épinette noire*, Université Laval, mémoire de maîtrise, 43 p.
- VAN HORNE, B., 1983. « Density as a Misleading Indicator of Habitat Quality », *Journal of Wildlife Management*, vol. 47, p. 893-901.
- VANDER HAGEN, W. M. et R. M. DEGRAAF, 1996. « Predation on Artificial Nests in Forested Riparian Buffer Strips », *J. Wildl. Manage.*, vol. 60, p. 542-550.
- VIKKALA, R., 1989. « Short-Term Fluctuations of Bird Communities and Populations in Virgin and Managed Forests in Northern Finland », *Ann. Zool. Fennici*, vol. 26, p. 277-285.
- VILLARD, M. A., M. KURTIS TRZCINSKI et M. GRAY, 1999. « Fragmentation Effects on Forest Birds : Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy », *Conservation Biology*, 13 (4), p. 774-783.

WILCOVE, D. S., 1988. « Forest Fragmentation as a Wildlife Management Issue in the Eastern United States », *Is Forest Fragmentation a Management Issue in the Northeast ?*, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, R. M. DeGraaf et W. M. Healy, ed., General Technical Report NE-144, p. 1-5

WILSON, S. M., et A. B. CAREY, 2000. « Legacy Retention Versus Thinning : Influences on Small Mammals », *Northwest Scientist*, vol. 74, p. 131-145