

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	II
RÉSUMÉ	IV
TABLE DES MATIÈRES	VI
LISTE DES TABLEAUX.....	VII
LISTE DES FIGURES.....	VIII
LISTE DES ANNEXES	IX

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
Références.....	7

CHAPITRE II

SÉLECTION DE L'HABITAT PAR LE CARIBOU FORESTIER EN FORÊT BORÉALE EXPLOITÉE DE L'EST DU CANADA	13
Résumé.....	14
Introduction.....	15
Méthodologie	17
Site d'étude	17
Suivi télémétrique.....	19
Catégories d'habitat	19
Sélection de l'habitat	22
Résultats.....	24
Caractérisation du milieu	24
Sélection de l'habitat	25
Discussion.....	26
Sélection de l'habitat	26
Implications pour la gestion.....	33
Références.....	35

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE	49
Références.....	55

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Description des catégories d'habitat utilisées pour l'évaluation de la sélection de l'habitat par le caribou forestier en forêt boréale exploitée, Saguenay, Québec.....	44
Tableau 2 : Disponibilité et utilisation moyenne ($\pm$ SE %) des catégories d'habitat par le caribou forestier (n = 15) à l'échelle de l'aire d'étude, en forêt boréale exploitée, Saguenay, Québec, entre avril 2004 et mars 2006.....	45
Tableau 3 : Disponibilité et utilisation moyennes ($\pm$ SE %) des catégories d'habitat par le caribou forestier (n = 15) à l'échelle du domaine vital, en forêt boréale exploitée, Saguenay, Québec, entre avril 2004 et mars 2006.....	46

LISTE DES FIGURES

Figure 1. a) Localisation de l'aire d'étude et des domaines vitaux (n = 15) des caribous suivis entre avril 2004 et mars 2006 au Saguenay, Québec. b) Répartition des deux types de forêt non perturbée (Forêt 50-70 ans et Forêt 90-120 ans) à l'intérieur de l'aire d'étude.....	47
--	----

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Description de l'analyse de paysage visant à vérifier l'association spatiale entre la Forêt 90-120 ans et les Coupes 6-20 ans en comparant la distance minimale moyenne entre les parterres de Coupe 6-20 ans et la Forêt 90-120 ans et entre les parterres de Coupe 6-20 ans et une série de points aléatoires.....	48
---	----

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La forêt boréale représente le plus vaste biome terrestre à l'échelle mondiale, constituant près de 32 % du couvert forestier (Burton *et al.* 2003). Environ 40 % de la forêt boréale mondiale se situe en territoire canadien (CCEA 2002). Cet écosystème forestier constitue plus de la moitié de la masse continentale du Canada, formant ainsi une large ceinture de forêt d'un bout à l'autre du pays, depuis Terre-Neuve jusqu'au Yukon. Au Québec, l'écosystème boréal couvre 71 % du territoire et est principalement dominé par les forêts d'épinette noire (*Picea mariana*) (Pothier 2001).

La matrice forestière boréale est depuis toujours façonnée par un régime de perturbations naturelles dominé par les feux forestiers (Weber et Flannigan 1997; Gauthier *et al.* 2001). Les épidémies d'insectes ont aussi une influence majeure sur la succession et la dynamique naturelles des forêts en zone boréale, tandis que les chablis se font sentir à plus petite échelle en causant des changements notables à la structure et à la composition des peuplements (Spies et Turner 1999). Or, depuis maintenant plusieurs années, on assiste à un accroissement des activités anthropiques à l'échelle du paysage boréal, modifiant le régime de perturbations naturelles et occasionnant, par conséquent, des changements majeurs dans la structure, la composition et le fonctionnement des écosystèmes forestiers (Spies et Turner 1999; Haeussler et Kneeshaw 2003).

L'exploitation forestière est, à ce jour, la principale perturbation anthropique observée en forêt boréale (Spies et Turner 1999; Payette et Delwaide 2003) et constitue l'un des secteurs les plus importants de l'économie canadienne : en effet, plus d'un million d'hectares de forêt sont récoltés chaque année sur l'ensemble du territoire canadien (Ressources Naturelles Canada 2003). Au Québec, le dernier *Rapport sur l'état des forêts québécoises* indique une récolte de bois totalisant 207,8 millions de mètre cube (Mm^3) entre 1995 et 1999, dont 133,8 Mm^3 était d'essences résineuses seulement (MRN 2002).

D'importants enjeux écologiques reliés au système actuel d'exploitation et d'aménagement de la forêt commerciale québécoise font, depuis peu, l'objet de pressions sociales et environnementales. En effet, la raréfaction des forêts mûres et surannées, la modification de la composition végétale des forêts, la simplification de la structure interne des peuplements et la modification de l'organisation spatiale des écosystèmes forment un ensemble de changements majeurs influençant la dynamique naturelle des écosystèmes boréaux (Bergeron *et al.* 2001). La perte et les modifications de l'habitat naturel suivant le passage de l'exploitation forestière ont d'ailleurs été identifiées comme autant de moteurs responsables des diminutions d'abondance des populations fauniques (McGarigal et McComb 1995; Drapeau *et al.* 2000; Lindenmayer *et al.* 2002).

Plusieurs études ont déjà démontré l'effet négatif de la perte et de la fragmentation du couvert forestier mature sur le maintien de certaines espèces végétales et animales à l'échelle du paysage (Imbeau *et al.* 2001; Rheault *et al.* 2003; Wiegand *et al.* 2005; Betts *et al.* 2006). Le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) est l'une de ces espèces qui apparaît fortement affecté par les changements induits à son habitat. Au cours des 150

dernières années, d'importants changements dans la répartition et l'abondance du caribou des bois ont été observés dans l'ensemble de l'Amérique du Nord (Courtois *et al.* 2003). Au Québec, la limite méridionale de l'aire de répartition de l'écotype forestier du caribou des bois s'est graduellement déplacée vers le nord qui, hormis quatre petites hardes isolées, se situe maintenant à la hauteur du 49^e parallèle. Son statut précaire lui vaut depuis 2002 le titre *d'espèce menacée* au Canada (COSEPAC 2006) et, depuis mars 2005, *d'espèce vulnérable* au Québec (MRNF 2007).

Bien que plusieurs auteurs aient identifié la prédation comme étant le facteur limitant d'origine naturelle immédiat des populations de caribou des bois (Stuart-Smith *et al.* 1997; Rettie et Messier 1998; Scheafer *et al.* 1999), nombreuses sont les études qui réfèrent à la modification anthropique de l'habitat naturel du caribou comme étant la cause ultime des diminutions d'abondance de même que de l'extinction de plusieurs hardes (Smith *et al.* 2000; Vors *et al.* 2007; Wittmer *et al.* 2007). La perte de couvert forestier et l'enfeuilletement des parterres de coupes résultant des pratiques sylvicoles favoriseraient entre autres la croissance des populations d'originaux et, par conséquent, l'augmentation de l'abondance du loup, prédateur principal du caribou (Bergerud 1974; Seip 1992; Stuart-Smith *et al.* 1997; Rettie et Messier 1998). D'autre part, le rajeunissement des forêts contribuerait à rendre davantage disponibles les ressources alimentaires recherchées par l'ours noir (Brodeur 2007), constituant par conséquent une menace directe pour les faons des caribous en forêt boréale (Lambert *et al.* 2006). L'accroissement du réseau routier servant au transport du bois aurait par ailleurs facilité l'accès aux chasseurs et braconniers, entraînant ainsi une augmentation du prélèvement anthropique. En ce sens, la

surexploitation des populations de caribou aurait contribué à leur déclin (Bergerud 1974; Courtois *et al.* 2003). De plus, une étude menée en Ontario révèle la proximité entre la limite méridionale de l'aire de répartition de l'écotype forestier du caribou des bois et la limite septentrionale de la récolte forestière (Schaefer 2003). Plusieurs observations suggèrent une situation similaire au Québec, bien qu'une telle démonstration reste à faire, soutenant par conséquent l'importance des perturbations anthropiques sur le déclin des populations de caribou forestier.

Le caribou forestier est aujourd'hui un enjeu prioritaire en conservation, tant à l'échelle canadienne que québécoise. Étant considérée comme une espèce parapluie de la forêt boréale en raison de ses exigences strictes en habitat, il semble que les efforts consacrés à sa conservation pourraient du même coup profiter à une multitude d'autres espèces présentes dans cet écosystème. Pour faire suite aux objectifs visés par la *Loi sur les espèces menacées et vulnérables du Québec*, un plan de rétablissement pour l'écotype forestier du caribou des bois a été instauré en 2005 et propose précisément 30 actions visant à redresser la situation de l'espèce (Comité de rétablissement du caribou forestier au Québec, *en prép.*). Parmi ces actions, il est suggéré de mettre en place des plans particuliers d'aménagement de l'habitat du caribou forestier dans les forêts sous aménagement identifiées comme secteurs d'intérêt. Les forêts résineuses matures étant une composante majeure de l'habitat du caribou forestier (Courtois 2003), il semble que l'instauration à grande échelle d'un réseau de massifs de forêt de protection et de remplacement pourrait favoriser le maintien du caribou forestier dans le paysage boréal. Les massifs de protection permettraient de conserver un habitat favorable à court terme, les massifs de remplacement

favoriseraient la reconstitution d'habitats propices à moyen terme suivant les coupes forestières alors que le maintien de corridors de déplacement faciliterait les mouvements saisonniers et la dispersion du caribou (Courtois 2003).

Toutefois, comme l'exploitation forestière progresse rapidement vers le nord dans le domaine de la pessière à mousses, les grands massifs de forêts mûres et surannées se raréfient dans les secteurs sous aménagement. Le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF) a donc estimé essentiel de faire de la protection de l'habitat du caribou un objectif prioritaire des prochains plans généraux d'aménagement forestier (PGAF) de 2008-2013. Plusieurs efforts sont à ce jour investis, tant par les aménagistes forestiers que par les biologistes, dans la mise en œuvre des plans particuliers d'aménagement de l'habitat du caribou forestier. La région du Saguenay-Lac-St-Jean est l'une des premières régions du Québec où un tel système d'aménagement a été appliqué. En effet, 19 massifs de forêt mature, dont la taille varie entre 100 à 250 km², sont actuellement conservés sur le territoire forestier sous aménagement, totalisant plus de 4 400 km². Dans une optique de gestion adaptative, cette nouvelle stratégie d'aménagement tendra à s'améliorer suivant l'acquisition de connaissances qui viendront approfondir notre compréhension des besoins en habitat du caribou forestier en forêt exploitée.

Bon nombre d'études ont déjà amélioré notre compréhension de l'écologie du caribou et plus spécifiquement, son utilisation de l'habitat dans plusieurs régions canadiennes (*e.g.* Rettie et Messier 2000; Terry *et al.* 2000; Apps *et al.* 2001; Mosnier *et al.* 2003; Vors *et al.* 2007). La sélection de l'habitat par le caribou forestier demeure toutefois peu étudiée dans l'est du pays, particulièrement pour les populations établies au nord du 49^e

parallèle. Actuellement, seuls les travaux de Courtois (2003) servent de référence au Québec. Bien que constituant une base intéressante sur laquelle appuyer de nouvelles hypothèses de recherche, ces travaux, menés en télémétrie VHF, soulignent l'importance d'approfondir les connaissances afin de bonifier le processus de planification des aménagements forestiers, particulièrement face à des pratiques forestières en pleine évolution.

En réponse à ce besoin, la présente étude vise à acquérir et préciser, grâce à la télémétrie GPS (*Global Positionning System*), les connaissances relatives à la sélection de l'habitat par le caribou forestier dans un paysage exploité. Mené en partenariat avec la compagnie forestière Produits Forestiers Saguenay et le secteur Faune du MRNF, ce projet permettra de concilier les besoins de l'exploitation forestière à la conservation du caribou forestier.

RÉFÉRENCES

- Apps, C. D., B. N. McLellan, T. A. Kinley, et J. P. Flaa. 2001. Scale-dependent habitat selection by mountain caribou, Columbia Mountains, British Columbia. *Journal of Wildlife Management* 65:65-77.
- Bergerud, A. T. 1974. Decline of caribou in North America following settlement. *Journal of Wildlife Management* 38:757-770.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort, et D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31:384-391.
- Betts, M. G., G. J. Forbes, A. W. Diamond, et P. D. Taylor. 2006. Independent effects of fragmentation on forest songbirds: an organism-based approach. *Ecological Applications* 16:1076-1089.
- Brodeur, V. 2007. Influence de la coupe forestière sur la sélection de l'habitat par l'ours noir (*Ursus americanus*) en forêt boréale. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Rimouski, 51 p.
- Burton, P. J., C. Messier, G. F. Weetman, E. E. Prepas, W. L. Adamowicz, et R. Tittler. 2003. The current state of boreal forestry and the drive for change. P. 1-40 *dans* Towards sustainable management of the boreal forest. P. J. Burton, C. Messier, D. W. Smith, et W. L. Adamowicz (eds.). NRC Research Press, Ottawa, 1039 p.
- Canadian Council on Ecological Areas (CCEA). 2002. Some quantitative environmental and socioeconomic characteristics of Canada's terrestrial ecozones. URL : <http://www.ccea.org/ecozones/quant.html>.

Comité de rétablissement du caribou forestier au Québec. En préparation. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) au Québec – 2005-2012. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, secteur Faune Québec, Direction du développement de la faune, 72 p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2006. Recherche d'espèces. URL: http://www.cosepac.gc.ca/fra/sct1/searchdetail_f.cfm?id=636etStartRow=1etboxStatus=AlletboxTaxonomic=Alletlocation=Alletchange=Alletboard=AlletcommonName=caribou%20des%20boisetscienceName=etreturnFlag=0etPage=1. Site consulté le 11 juillet 2007.

Courtois, R., J.-P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton, et J. Maltais. 2003. Historical changes and current distribution of caribou, *Rangifer tarandus*, in Quebec. *The Canadian Field-Naturalist* 117:399-414.

Courtois, R. 2003. La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte et de fragmentation du milieu. Thèse de doctorat. Université du Québec à Rimouski. Rimouski, 349 p.

Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. L. Savard, Y. Bergeron, et W. L. Vickery. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs* 70:423-444.

Gauthier, S., A. Leduc, B. Harvey, Y. Bergeron, et P. Drapeau. 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Le Naturaliste Canadien* 125:10-17.

- Haeussler, S., et D. Kneeshaw. 2003. Comparing forest management to natural processes. P. 234-261 *dans* Maintaining biodiversity in forest ecosystems. M. L. Hunter Jr (ed.). Cambridge University Press, Cambridge, 698 p.
- Imbeau, L., M. Mönkkönen, et A. Desrochers. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparaison with Fennoscandia. *Conservation Biology* 15:1151-1162.
- Lambert, C., R. Courtois, L. Breton. R. Lemieux, V. Brodeur, J.-P. Ouellet, D. Fortin, et M. Poulin. 2006. Étude de la prédation du caribou forestier dans un écosystème exploité : résultats préliminaires. *Le Naturaliste Canadien* 130:44-50.
- Lindenmayer, D. B., R. B. Cunningham, C. F. Donnelly, H. Nix, et B. D. Lindenmayer. 2002. Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. *Ecological Monographs* 72:1-18.
- McGarigal, K., et W. C. McComb. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecological Monographs* 65:235-260.
- Mosnier, A., J.-P. Ouellet, L. Sirois, et N. Fournier. 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou : a hierarchical analysis. *Canadian Journal of Zoology* 81:1174-1184.
- Ministère des Ressources Naturelles (MRN). 2002. Rapport synthèse sur l'état des forêts québécoises 1995-1999. Direction de la planification et des communications. Québec, 7 p.

- Ministère des ressources naturelles et de la faune (MRNF). 2007. Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec. URL : <http://www3.mrnf.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=53>. Site consulté le 11 juillet 2007.
- Payette, S., et A. Delwaide. 2003. Shift of conifer boreal forest to lichen-heath parkland caused by successive stand disturbances. *Ecosystems* 6:540-550.
- Pothier, D. 2001. Portrait de la forêt boréale québécoise. *Le Naturaliste Canadien* 125:5-9.
- Ressources Naturelles Canada (RNC). 2003. L'état des forêts au Canada. URL : http://cfs.nrcan.gc.ca/sof/sof02/overview_f.html. Site consulté le 7 mars 2007.
- Rheault, H., P. Drapeau, Y. Bergeron, et P.-A. Essen. 2003. Edge effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research* 33:23-32.
- Rettie, W. J., et F. Messier. 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of range in Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* 76:251-259.
- Rettie, W. J., et F. Messier. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* 23:466-478.
- Schaefer, J. A., A. M. Veitch, F. H. Harrington, W. K. Brown, J. B. Theberge, et S. N. Luttich. 1999. Demography of decline of Red Wine Mountains caribou herd. *Journal of Wildlife Management* 63:580-587.
- Schaefer, J. A. 2003. Long-term range recession and persistence of caribou in the taiga. *Conservation Biology* 17:1435-1439.

- Seip, D. 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 70:1494-1503.
- Smith, K. G., E. J. Ficht, T. C. Sorensen, et D. Hervieux. 2000. Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 78:1433-1440.
- Spies, T. A., et M. G. Turner. 1999. Dynamic forest mosaics. P. 95-160 *dans* Maintaining biodiversity in forest ecosystems. M. L. Hunter Jr (ed.). Cambridge University Press, Cambridge, 698 p.
- Stuart-Smith, A. K., C. J. A. Bradshaw, S. Boutin, D. M. Hebert, et A. B. Rippin. 1997. Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management* 61:622-633.
- Terry, E. L., B. N. McLellan, et G. S. Watts. 2000. Winter habitat ecology of mountain caribou in relation to forest management. *Journal of Applied Ecology* 37:589-602.
- Vors, L. S., J. A. Schaefer, B. A. Pond, A. R. Rodgers, et B. R. Patterson. 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management* 71:1249-1256.
- Weber, M. G., et M. D. Flannigan. 1997. Canadian boreal forest ecosystem structure and function in a changing climate: impact on fire regimes. *Environmental Reviews* 5:145-166.

- Wiegand, T., E. Revilla, et K. A. Malonay. 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology* 19:108-121.
- Wittmer, H. U., B. N. McLellan, R. Serrouya, et C. D. Apps. 2007. Changes in landscape composition influence the decline of threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology* 76:568-579.

CHAPITRE II

SÉLECTION DE L'HABITAT PAR LE CARIBOU FORESTIER EN FORÊT BORÉALE EXPLOITÉE DE L'EST DU CANADA¹

Caroline Hins², Jean-Pierre Ouellet², Claude Dussault³ et Martin-Hugues St-Laurent²

² Département de biologie, chimie et géographie, Centre d'études nordiques, Université du Québec à Rimouski, 300 Allée des Ursulines, Rimouski, Québec, G5L 3A1, Canada.

³ Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay - Lac-Saint-Jean, 3950 boul. Harvey, 4^e étage, Jonquière, Québec, G7X 8L6, Canada.

¹ Ce manuscrit sera traduit et soumis dans une revue scientifique

RÉSUMÉ

La modification de l'habitat du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) issue de l'exploitation forestière semble contribuer au déclin des populations de caribous habitant l'écosystème boréal. Afin de servir d'assise à l'établissement de mesures de conservation de l'espèce, nous avons étudié la sélection hiérarchique de l'habitat du caribou forestier dans un paysage boréal du Québec fortement perturbé par la coupe forestière. Quinze femelles ont été suivies par télémétrie GPS entre avril 2004 et mars 2006. Les domaines vitaux des caribous à l'étude montraient une proportion élevée de forêt ≥ 90 ans, une faible proportion de parterres en régénération (30 ans) et une tendance à englober une proportion supérieure de parterres de coupe 6-20 ans relativement à leur disponibilité à l'échelle de l'aire d'étude. À l'échelle du domaine vital, les patrons de sélection différaient entre les saisons, pouvant refléter des besoins spécifiques liés au cycle vital des caribous. Les caribous sélectionnaient les dénudés secs (*i.e.* forêt mature ouverte) tout au long de l'année tandis que la forêt mature fermée (≥ 50 ans) était sélectionnée uniquement l'été. Les parterres de coupe 6-20 ans étaient évités lors de la mise bas, à l'été et lors du rut tandis qu'ils étaient sélectionnés au printemps. La forêt mature tant ouverte que fermée constitue un habitat fort recherché par les caribous à l'étude aux deux échelles spatiales investiguées. Bien que les parterres de coupe étaient généralement évités à l'échelle du domaine vital, un tel évitement à l'échelle de l'aire d'étude n'était pas observé, la quête de leur habitat préférentiel (forêt 90-120 ans) étant entravée par la distribution uniforme des coupes. Une analyse du paysage réalisée *a posteriori* a souligné l'association spatiale entre les coupes 6-20 ans et la forêt 90-120 ans qui s'explique par la stratégie de dispersion des coupes forestières et de la forêt résiduelle actuellement en vigueur au Québec. Nos résultats soulignent l'importance de poursuivre la réflexion quant à l'impact d'un tel régime d'exploitation sur le maintien à long terme du caribou forestier dans le paysage boréal.

INTRODUCTION

L'exploitation forestière est désormais la principale perturbation observée en forêt boréale (Spies et Turner 1999; Payette et Delwaide 2003). La perte et les modifications de l'habitat naturel résultant de la coupe forestière ont souvent été identifiées comme étant responsables des diminutions d'abondance de plusieurs espèces fauniques à l'échelle du paysage boréal (Potvin *et al.* 1999, 2005; Drapeau *et al.* 2000; Lindenmayer *et al.* 2002). Le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), espèce emblématique de la forêt boréale, est l'une de ces espèces dont la situation est devenue fortement inquiétante. Au cours des 19^e et 20^e siècles, d'importants changements dans la répartition et l'abondance du caribou des bois ont été observés à l'échelle canadienne (Courtois *et al.* 2003). La situation précaire du caribou des bois lui vaut actuellement le titre *d'espèce menacée* au Canada (COSEPAC 2006). Le caribou forestier, écotype sédentaire du caribou des bois, porte quant à lui le titre *d'espèce vulnérable* au Québec depuis 2005 (MRNF 2007).

Nombreuses sont les études qui réfèrent à la modification anthropique de l'habitat afin d'expliquer les diminutions d'abondance de même que l'extinction de plusieurs hardes de caribou à l'échelle canadienne (*e.g.* Smith *et al.* 2000; Vors *et al.* 2007; Wittmer *et al.* 2007). En effet, en plus d'engendrer une perte importante de l'habitat naturel du caribou, l'exploitation forestière influence indirectement les niveaux de populations par l'augmentation de la prédation, principal facteur limitant d'origine naturelle des populations de caribous des bois (Rettie et Messier 1998; James *et al.* 2004; McLoughlin *et al.* 2005). La coupe forestière engendre une surreprésentation des forêts de début de succession, fournissant ainsi un habitat de plus grande qualité à l'orignal (*Alces alces*)

(Schartz et Franzmann 1989; Courtois *et al.* 1998). Un tel changement de composition et de structure forestières peut donc favoriser l'accroissement des populations de proies alternatives et, par conséquent, des densités de loups (*Canis lupus*), principal prédateur du caribou forestier (Cumming 1992; Rettie et Messier 1998; James *et al.* 2004). L'exploitation forestière peut être tout aussi favorable à l'ours noir (*Ursus americanus*) puisque les parterres de coupe constituent des milieux favorables à la croissance de petits fruits, une ressource prédominante dans la diète de l'ours noir en forêt boréale (Brodeur 2007; Mosnier *et al.*, *soumis*). Il a d'ailleurs été montré que la prédation par l'ours noir constituait vraisemblablement la principale cause de mortalité chez les faons de la population de Charlevoix au Québec (Lambert *et al.* 2006).

La sélection de l'habitat étant un processus hiérarchique (Johnson 1980; Orians et Wittenberger 1991), les patrons de sélection seraient modulés par des facteurs susceptibles de réduire le fitness des individus dont l'importance varie en fonction de l'échelle spatiale considérée (Rettie et Messier 2000; McLoughlin *et al.* 2002). Ainsi, un facteur présentant un fort potentiel à limiter le fitness des individus pourrait dicter les patrons de sélection à grande échelle; une fois son impact atténué, le comportement de sélection à plus fine échelle visera à minimiser l'effet de facteurs limitants de moindre importance à grande échelle. Ce faisant, l'échelle de sélection reflèterait une hiérarchie des divers facteurs limitants d'une population, soutenant par conséquent la nécessité de réaliser des études de sélection à plusieurs échelles spatiales (Rettie et Messier 2000; McLoughlin *et al.* 2002; Dussault *et al.* 2005).

Plusieurs études, principalement réalisées dans l'ouest canadien, portant sur la sélection de l'habitat ont permis de mettre en évidence les types de couvert de végétation recherchés par le caribou en forêt boréale exploitée (*e.g.* Mahoney et Virgl 2003; Ferguson et Elkie 2004; Wittmer *et al.* 2007). Considérant que les modes d'exploitation, le régime et l'intensité des prélèvements diffèrent entre l'ouest et l'est du Canada (McRae *et al.* 2001; Bourgeois *et al.* 2007), l'objectif de cette étude était donc d'acquérir de nouvelles connaissances relatives à la sélection hiérarchique de l'habitat par le caribou forestier dans un paysage boréal perturbé par la coupe forestière de l'est du Canada. Plusieurs études ont démontré l'importance des forêts de conifères matures dans de la sélection de l'habitat par le caribou (*e.g.* Terry *et al.* 2000; Ferguson et Elkie 2004; Wittmer *et al.* 2007). Parallèlement, certains travaux (Schaefer 2003; Courtois *et al.* 2007; Schaefer et Mahoney 2007) suggèrent l'impact négatif des milieux perturbés sur la dynamique des populations de caribou des bois. Suivant les conclusions de ces études, nous avons émis l'hypothèse que les forêts matures seraient recherchées par le caribou forestier tandis que les parterres de coupe seraient davantage sous-utilisés par rapport à leur disponibilité et ce, tant à l'échelle de l'aire d'étude qu'à l'échelle du domaine vital.

MÉTHODOLOGIE

Site d'étude

La présente étude a été réalisée dans la région du Saguenay-Lac-St-Jean, Québec, Canada, au sud du réservoir Pimpuacan, entre 48°23' et 49°46' de latitude nord et entre 70°01' et 70°57' de longitude ouest (figure 1a). L'aire d'étude totalise 7 535 km² et

chevauche deux domaines bioclimatiques, soit la sapinière à bouleau blanc au sud et la pessière noire à mousse au nord. Les principales espèces arborescentes retrouvées étaient l'épinette noire (*Picea mariana*), le sapin baumier (*Abies balsamea*), le bouleau blanc (*Betula papyrifera*) et, en moindre importance, l'épinette blanche (*P. glauca*), le pin gris (*Pinus banksiana*) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*). Le sous-étage des peuplements matures était principalement composé de mousses et d'éricacées. La moyenne annuelle des précipitations variait de 900 à 1 300 mm et la température annuelle moyenne est de 0,0 °C (Robitaille et Saucier 1998). Entre 2003 et 2006, l'épaisseur maximale moyenne de neige enregistrée dans la région à l'étude était de 1,45 m (Université du Québec à Chicoutimi, *données non publiées*). L'aire d'étude se situe sur des territoires alloués à des compagnies forestières dont la principale est Produits forestiers Saguenay Inc. (unités de gestion 23-20 et 23-21). Ce secteur est majoritairement situé en forêt publique et est soumis à la législation provinciale en vigueur [Règlements sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'état (RNI); Gouvernement du Québec 2003]. En 2004, près de 25 % du territoire avait été récolté aux cours des 20 dernières années, principalement sous forme de coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS). Environ 40 % du territoire forestier de l'aire d'étude était couvert de peuplements à dominance résineuse non perturbés par la coupe tandis que ceux à dominance feuillue comptaient pour moins de 5 % du territoire. Enfin, la population de caribou forestier à l'étude réside dans la zone de transition entre la limite méridionale de l'aire de répartition continue québécoise du caribou forestier et la limite septentrionale des coupes forestières.

Suivi télémétrique

Entre avril 2004 et mars 2006, 25 femelles adultes ont été capturées au lance-filet à partir d'un hélicoptère (Potvin et Breton 1988) et munies de colliers émetteurs GPS (*Global Positioning System*) (Lotek[®] modèles 2200L et 3300L). Quatre de ces femelles sont mortes au cours de la première année, deux n'ont pu être repérées et quatre autres portaient des colliers défectueux, ce qui porte à 15 femelles adultes le nombre de caribous suivis sur une base annuelle. En effet, seuls les individus présentant des localisations durant au moins une année complète ont été considérés lors des analyses. Huit de ces caribous ont été suivis sur l'ensemble des deux années tandis que les sept autres ont été suivis sur une seule année (*i.e.* cinq caribous entre avril 2004 et mars 2005 et deux caribous entre mars 2005 et mars 2006). Les colliers de modèle 2200L et 3300L permettaient respectivement l'enregistrement de 12 et 24 localisations par jour. Nous avons conservé toutes les localisations 2D et 3D dont la valeur de dilution de précision (PDOP) était inférieure à 10 afin d'obtenir une précision de repérage supérieure à 20 m (Dussault *et al.* 2001). Le nombre moyen de repérage par individu était de $4\,594 [\pm 2\,083 \text{ (SD)}]$ localisations.

Catégories d'habitat

L'évaluation de la sélection de l'habitat du caribou forestier a été réalisée à l'aide de cartes écoforestières numérisées du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (secteur Forêt Québec). Les polygones forestiers ont été regroupés en 10 catégories d'habitat (dont sept exclusivement forestières) représentatives du territoire forestier à l'étude et en tenant compte de la précision des cartes écoforestières (tableau 1). Les sept

catégories d'habitat forestier ont été établies en fonction de l'âge des peuplements et en considérant les besoins connus du caribou. Deux catégories de coupes forestières ont d'abord été ciblées, soit les coupes récentes (Coupes 0-5 ans) et les coupes plus anciennes (Coupes 6-20 ans) afin de mieux percevoir l'effet à court et moyen terme de la perte de couvert forestier mature. La catégorie Forêt en régénération regroupait tous les peuplements identifiés 30 ans d'âge sur les cartes écoforestières (*i.e* 20 à 40 ans d'âge réel), issus ou non d'une perturbation naturelle ou anthropique. La forêt mature a été divisée en deux catégories : la Forêt 50-70 ans (*i.e* 40 à 80 ans d'âge réel) et la Forêt 90-120 (*i.e* > 80 ans d'âge réel). Cette subdivision de la forêt fermée avait pour but de considérer l'âge de maturité commerciale de la pessière fixé à 90 ans. Malgré une disponibilité peu importante à l'échelle de l'aire d'étude, les Dénudés secs (*i.e* peuplement d'épinettes noires de densité inférieure à 25 % présentant un couvert de lichens au sol de plus de 40 %) et les Dénudés humides (*i.e* tourbières) formaient chacun une catégorie d'habitat puisqu'ils ont déjà été identifiés comme étant des habitats préférentiels des caribous (McLoughlin *et al.* 2005). L'Eau et les Routes étant bien représentées dans le territoire à l'étude, elles formaient deux catégories distinctes d'habitats non forestiers. Enfin, l'ensemble des autres peuplements forestiers (*e.g.* aulnaies, jeunes brûlis) ou non forestiers (*e.g.* gravière, ligne de transport d'énergie) faiblement représentés dans l'aire d'étude ont été regroupés dans la catégorie Autres.

Les sept catégories d'habitat forestier ont fait l'objet d'inventaires à l'été 2005 afin de valider la classification de l'ensemble des peuplements forestiers dans les catégories d'habitat préalablement identifiées et de compléter l'information fournie par la

cartographie forestière relativement à la composition et à la structure végétale du sous-étage des peuplements. Nous avons procédé à un inventaire systématique de l'ensemble des tiges ligneuses dans une parcelle circulaire à rayon variable afin de calculer la densité moyenne de tiges ainsi que la surface terrière. Le décompte des arbres dont le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) était supérieur à 9 cm s'est effectué dans une parcelle de 11,28 m de rayon (400 m^2), le décompte des arbustes (de DHP entre 1 et 9 cm) a été réalisé dans une parcelle de 5,28 m de rayon (100 m^2) tandis que les tiges ligneuses inférieures à 1 cm de diamètre à la souche (DHS) ont été inventoriées dans une parcelle de 2,82 m de rayon (25 m^2). La hauteur moyenne des strates arborescente et arbustive a été évaluée au clinomètre à partir de 10 tiges représentatives de chacune des strates. L'âge des peuplements tel qu'identifié sur la carte écoforestière a été utilisé. L'abondance relative des strates herbacée et muscinale de même que des lichens terrestres a été estimée en proportion de recouvrement au sol (en classes de 10 %) dans un quadrat de 1 m^2 disposé au centre de la parcelle circulaire ainsi qu'à une distance de 15 m dans l'axe de chacun des points cardinaux. La densité du couvert vertical a été évaluée en estimant la proportion de couverture (en classes de 10 %) de la canopée dans un cadre de $0,25 \text{ m}^2$ (50 x 50 cm) tenu parallèlement à 2 m du sol à 10 points équidistants de 3 m (adaptation de Vales et Bunnell 1988). La densité du couvert latéral a été estimée selon la méthode de Nudds (1977) qui consiste à évaluer le recouvrement par la végétation (en classes de 10 %) d'une planche à profil de 2 m de hauteur. Cette mesure a été réalisée à chacun des points cardinaux, à une distance de 15 m du centre de la parcelle.

Pour chacune des variables jugées les plus pertinentes pour décrire les catégories d'habitat retenues, une ANOVA réalisée selon l'approche de Conover suivi d'un test de comparaisons multiples de Tukey ont été réalisés *a posteriori* de manière à mieux cibler les différences entre les catégories d'habitat. L'ensemble de ces analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel SYSTAT 11.0 (SYSTAT Software Inc. 2004).

Sélection de l'habitat

L'aire d'étude a été définie en utilisant la méthode du polygone convexe minimum (MCP 100 %; Mohr 1947) calculé pour l'ensemble des repérages provenant des 15 individus à l'étude. Cette même méthode a été utilisée pour déterminer la taille des domaines vitaux. Le MCP a été préféré à la méthode du kernel en raison de l'important biais que cette dernière méthode génère lors de l'estimation d'un domaine vital issu d'un nombre élevé de localisations, tel qu'obtenu par la télémétrie GPS (Hemson *et al.* 2005). Ces auteurs ont montré que ce biais est d'autant plus important lorsque l'animal présente une fidélité à certaines parties de son domaine vital. Par ailleurs, le calcul d'un MCP 100 % a été préconisé plutôt qu'un MCP 95 % en raison de la grande précision des repérages issue de la télémétrie GPS, d'autant plus que les localisations présentant un PDOP supérieur à 10 ont préalablement été supprimées. Pour les huit individus suivis sur deux années complètes, nous avons préconisé le calcul d'un domaine vital mutliannuel considérant un chevauchement non négligeable entre les domaines vitaux annuels d'un même individu (*i.e.* > 50 % de chevauchement) ainsi que l'absence d'un effet significatif de l'année sur la sélection de l'habitat. En effet, une analyse de variance multivariée (MANOVA)

préliminaire effectuée sur les huit individus suivis sur une période continue de deux ans n'a révélé aucun effet de l'année aux deux échelles spatiales étudiées, *i.e.* à l'échelle de l'aire d'étude ($F = 3,25$; $P = 0,082$) et à l'échelle du domaine vital ($F = 0,84$; $P = 0,592$). Puisque l'individu constitue l'unité d'échantillonnage, cette méthode nous permet de contrôler la pseudoréplication temporelle dans les analyses de sélection. Les MCPs ont été calculés à l'aide de l'extension Hawth's Analysis Tools du logiciel ArcGIS 9.0 (ESRI Inc. 2004).

La sélection de l'habitat du caribou forestier a été étudiée à deux échelles spatiales. À l'échelle de l'aire d'étude [*i.e.* 2^e ordre de sélection selon Johnson (1980)], la proportion de chacune des catégories d'habitat à l'intérieur du domaine vital a été comparée à la proportion de ces catégories à l'intérieur des limites de l'aire d'étude. À la seconde échelle, qui vise à détecter une sélection à l'intérieur du domaine vital [*i.e.* 3^e ordre de sélection selon Johnson (1980)], la proportion de localisations par catégorie d'habitat a été comparée à la proportion de ces habitats à l'intérieur du domaine vital. L'évaluation de la sélection de l'habitat à l'échelle du domaine vital a été effectuée selon cinq périodes préalablement définies : mise bas (15 mai – 14 juin), été (15 juin – 14 septembre), rut (15 septembre – 14 novembre), hiver (15 novembre – 14 avril) et printemps (15 avril – 14 mai). Pour déterminer la période de mise bas, nous avons utilisé la moyenne des dates de mise bas d'une population voisine (Charlevoix, Québec, ~ 150 km au sud-ouest de la population à l'étude) enregistrées entre 2004 et 2006 (MRNF, *données non publiées*). Les périodes hivernale et printanière sont basées sur les conditions de neige et les températures moyennes journalières issues de relevés météorologiques de la région entre 2004 et 2006 (Université du Québec à Chicoutimi, *données non publiées*).

Les analyses de sélection d'habitat ont été réalisées en utilisant la méthode du T^2 de Hotelling, *i.e.* une MANOVA effectuée à chacune des échelles spatiales à l'étude. Lorsque la MANOVA soulignait une utilisation non-aléatoire de l'habitat, des tests de t ont été réalisés *a posteriori* afin de tester l'hypothèse nulle soutenant l'absence de différence significative entre la proportion utilisée et celle disponible par catégorie d'habitat. L'individu a été utilisé comme unité d'échantillonnage et la période a été utilisée comme facteur fixe lors de l'analyse de sélection à l'échelle du domaine vital. Les MANOVAs ont été réalisées à l'aide du logiciel SAS 9.1 (SAS Institute Inc. 2002) avec un seuil de significativité de 0,05.

RÉSULTATS

Caractérisation du milieu

La surface terrière en tiges arborescentes et arbustives, la fermeture de la canopée et la proportion de recouvrement au sol des lichens terrestres permettaient de différencier les sept catégories d'habitat forestier inventoriées (tableau 1). Les Coupes 0-5 ans formaient un milieu très ouvert dû à la faible densité de tiges ligneuses récemment récoltées. Les Coupes 6-20 ans demeuraient un habitat relativement ouvert malgré un nombre un peu plus élevé de tiges en régénération. La Forêt en régénération, principalement dominée par le sapin baumier, se caractérisait par une surface terrière élevée en tiges arbustives soutenant une régénération bien établie. La Forêt 50-70 ans et la Forêt 90-120 ans constituaient des habitats fermés dont la surface terrière de la strate arborescente, dominées par l'épinette noire, était significativement plus élevée que celle inventoriée dans les autres catégories

d'habitat. Le sous-étage était beaucoup moins dense que celui observé dans la Forêt en régénération bien qu'à 2 m du sol, la fermeture moyenne de la canopée demeurait relativement la même. Bien que semblable aux coupes en terme de surface terrière et de fermeture de la canopée, les Dénudés humides constituent un habitat naturel ouvert n'ayant subi aucune perturbation anthropique et dont la végétation au sol était caractéristique des milieux humides. Enfin les Dénudés secs constituaient un habitat forestier mature ouvert dominé par l'épinette noire et caractérisé par la plus forte proportion de lichens au sol lorsque comparé aux autres catégories (tableau 1).

Sélection de l'habitat

Échelle de l'aire d'étude

L'utilisation des différentes catégories d'habitat par les caribous était non aléatoire ($F = 11,69$; $P = 0,004$). En tenant compte de leur disponibilité à l'échelle de l'aire d'étude, la Forêt 90-120 ans était surreprésentée à l'intérieur des domaines vitaux, contrairement à la Forêt 50-70 ans qui était sous-représentée (tableau 2). Une tendance ($t = 1,92$; $P = 0,076$) à une surreprésentation des Coupes 6-20 ans à l'intérieur des domaines vitaux s'observait.

Échelle du domaine vital

L'utilisation des différentes catégories d'habitat différait selon les périodes étudiées ($F = 5,89$; $P < 0,001$). L'utilisation de l'habitat par les caribous était comparable entre les périodes de mise bas, estivale et de rut, soit entre le 15 mai et le 15 novembre (tableau 3). Lors de ces trois périodes, les milieux ouverts d'origine naturelle (*i.e.* les Dénudés secs et

les Dénudés humides) étaient sur-utilisés. À l'inverse, les Coupes 6-20 ans étaient toujours sous-utilisées par rapport à leur disponibilité. La Forêt 50-70 ans et la Forêt 90-120 ans étaient toutes deux sur-utilisées à l'été tandis que la Forêt 90-120 présentait une tendance à être sur-utilisée lors de la période de rut ($t = 1,91$; $P = 0,077$). Enfin, les Routes étaient sous-utilisées lors de cette période. L'utilisation de l'habitat était différente en période hivernale comparativement aux trois périodes précédentes. Les Dénudés secs étaient sur-utilisés ($t = 4,63$; $P < 0,001$) tandis que les Coupes 0-5 ans, la Forêt en régénération de même que les Routes étaient sous-utilisées lors de cette période. Au printemps, il n'apparaissait qu'une tendance à une sur-utilisation des Dénudés secs ($t = 2,05$; $P = 0,059$) et des Coupes 6-20 ans ($t = 2,07$; $P = 0,057$) tandis qu'une tendance ($t = -2,13$; $P = 0,051$) à une sous-utilisation de la Forêt 90-120 ans s'observait. La Forêt en régénération demeurait sous-utilisée lors de cette période.

DISCUSSION

Sélection de l'habitat

Échelle de l'aire d'étude

Conformément à notre hypothèse générale, la Forêt 90-120 ans constituait le type d'habitat recherché par les caribous à l'échelle de l'aire d'étude. Plusieurs études ont déjà mis en évidence cette sélection pour les forêts matures (*e.g.* Rettie et Messier 2001; Mahoney et Virgl 2003; Ferguson et Elkie 2004; Wittmer *et al.* 2005). Ces auteurs expliquent ce choix par l'adoption d'une stratégie anti-prédatrice. En effet, en absence d'un comportement migratoire, les caribous sédentaires atténueraient les risques de prédation en

utilisant des habitats leur permettant de s'isoler spatialement des proies alternatives et, par conséquent, des prédateurs (Rettie et Messier 2000). Wittmer *et al.* (2007) ont d'ailleurs démontré que le taux de mortalité relié à la prédation était moindre chez les femelles dont le domaine vital présentait une forte proportion de forêt mature. Sur la base de ces études, la sélection de la Forêt 90-120 ans par les individus à l'étude pouvait viser à limiter le chevauchement spatial avec des proies alternatives, soit l'orignal dans ce cas-ci, afin de diminuer les risques de prédation.

Bien que représentant l'habitat forestier fermé le moins fragmenté actuellement dans l'aire d'étude (voir Figure 1b), la Forêt 50-70 ans ne constituait pas un habitat recherché par le caribou. La distribution fortement hétérogène de la Forêt 50-70 pourrait en partie expliquer ce résultat. Cette catégorie de forêt n'est habituellement pas considérée dans les études de sélection d'habitat du caribou. Cependant, en la dissociant des forêts matures plus âgées, nous avons été à même d'en exclure l'effet confondant et l'absence de sélection.

La sous-représentation de la Forêt en régénération (30 ans) à l'intérieur des domaines vitaux soutient également l'hypothèse d'une stratégie anti-prédatrice. Dans le domaine de la pessière noire à mousse, les parterres en régénération, issus d'une coupe forestière ou d'une perturbation naturelle (feux, épidémie, chablis), se trouvent souvent colonisés par des espèces décidues compagnes à l'épinette noire tels que le bouleau à papier et le peuplier faux-tremble (Gagnon et Morin 2001). De par leur composition en essences végétales, les parterres en régénération peuvent constituer une source de nourriture favorable à l'orignal (Courtois *et al.* 1998.). Les caribous semblaient donc favoriser

l'établissement de leur domaine vital dans des secteurs où la proportion de Forêt en régénération (30 ans) était inférieure à leur disponibilité, limitant ainsi les rencontres potentielles avec les prédateurs.

Certaines études réalisées dans des paysages perturbés ont montré que les caribous évitent d'établir leur domaine vital dans les secteurs où la coupe étaient omniprésente (*e.g.* Chubbs *et al.* 1993; Smith *et al.* 2000; Courtois *et al.* 2003). En effet, les parterres de coupe seraient généralement évités par les caribous en raison de la présence d'essences végétales de début de succession favorables aux proies alternatives et à l'ours noir. En contradiction à ces études et à notre hypothèse générale, nos résultats montrent une tendance à la surreprésentation des Coupes 6-20 ans lors la sélection du domaine vital à l'échelle de l'aire d'étude. Suivant l'observation de résultats similaires en Saskatchewan, Rettie et Messier (2000) ont proposé que la sélection d'habitat puisse davantage s'expliquer par la répartition des individus avant perturbation plutôt que par une préférence pour les habitats disponibles après la perturbation. Bien que l'existence d'un comportement philopatrique chez le caribou forestier n'ait pas encore été démontré en forêt boréale québécoise, la sélection des parterres de coupe à court et moyen termes pourraient refléter une fidélité des caribous à leur domaines vitaux annuel et saisonniers établies avant perturbation, tel qu'observé dans plusieurs autres provinces canadiennes (Schaefer *et al.* 2000; Rettie et Messier 2001; Wittmer *et al.* 2006).

Toutefois, en observant la cartographie des catégories d'habitat à l'étude, la surreprésentation des Coupes 6-20 ans dans les domaines vitaux pourrait davantage être attribuable à leur importance et leur répartition dans le paysage. En support à cette

hypothèse, une analyse du paysage *a posteriori* a permis de mettre en évidence la forte association spatiale entre les Coupes 6-20 ans et la Forêt 90-120 ans dans le territoire à l'étude (voir les détails à l'annexe 1). Cette association semble attribuable à la stratégie de coupe et de dispersion de la forêt résiduelle en vigueur au Québec depuis les deux dernières décennies (figure 1b). En effet, suivant la réglementation en vigueur, la forêt résiduelle adjacente aux parterres de coupes (de superficie variant entre 50 à 150 ha) était principalement conservée sous forme de bandes de 60 à 100 m de largeur (*i.e.* séparateurs de coupes; art. 75, RNI; Gouvernement du Québec 2003). Combinée à la distribution uniforme des parterres de coupe, l'association spatiale des Coupes 6-20 ans avec la forêt mature résiduelle peut rendre difficile l'évitement de ce type d'habitat par les caribous (figure 1b). Une analyse de distances réalisée *a posteriori* montre d'ailleurs que la localisation des caribous dans les parterres de coupe n'était pas distribuée de manière aléatoire; ceux-ci étaient davantage repérés près des bordures de forêt résiduelle [$141,7 \pm 5,2$ m (SE)] comparativement à des points aléatoires [$220,2 \pm 7,0$ m (SE)] (Mann-Whitney, $P = 0,001$). Ce patron de distribution des caribous suggère que dans des paysages forestiers fortement impactés par la coupe forestière, l'inclusion des parterres de coupes dans le domaine vital des caribous devient inévitable lors de la recherche de leur habitat préférentiel (*i.e.* la Forêt 90-120 ans) et ce, à court et moyen termes. À long terme, les travaux de Vors *et al.* (2007) réalisés en forêt boréale exploitée évoquent un intervalle de ~20 ans entre la réalisation d'une coupe forestière et le délaissement permanent du paysage résultant par le caribou. À cet effet, mentionnons que les coupes forestières présentes à l'intérieur des limites de l'aire d'étude ont été réalisées depuis 1985 (donc < 20 ans au

début de l'étude), suggérant que l'effet négatif des perturbations anthropiques sur la distribution des caribous à l'échelle de l'aire d'étude et du paysage puisse s'accroître avec le temps.

Échelle du domaine vital

La sélection de l'habitat à l'échelle du domaine vital variait entre les saisons, reflétant vraisemblablement les différents besoins de l'espèce selon les périodes du cycle vital du caribou (Courtois 2003). Lors de la mise bas, les caribous sélectionnaient les Dénudés secs et humides et évitaient les Coupes 6-20 ans. Ces résultats concordent avec d'autres études qui suggèrent que l'évitement des prédateurs serait le principal moteur de sélection de l'habitat des femelles lors de la période de vulnérabilité des faons (*e.g.* Bergerud et Page 1987; Barten *et al.* 2001; Lantin 2003). En effet, l'utilisation des milieux naturellement ouverts, tels que les Dénudés secs et humides, a déjà été associée à une stratégie limitant les possibilités de rencontre avec les prédateurs et les proies alternatives (Stuart-Smith *et al.* 1997; McLoughlin *et al.* 2005). À l'opposé, les milieux perturbés peuvent augmenter les risques de prédation puisque la perte du couvert forestier mature au profit d'essences de début de succession est favorable aux proies alternatives (Seip et Cichowski 1996; Rettie et Messier 1998). Par ailleurs, Courtois *et al.* (2007) ont démontré l'augmentation marquée des déplacements et de la taille des domaines vitaux saisonniers dans un paysage perturbé, principalement en période de mise bas. Ce comportement de dispersion reflète le besoin des caribous de s'isoler des prédateurs afin d'assurer la survie des faons (Barten *et al.* 2001; Ferguson et Elkie 2004). À la lumière de ces travaux, nos

résultats pourraient concorder avec l'hypothèse voulant que l'évitement des prédateurs constitue le principal facteur dictant la sélection de l'habitat lors de la mise bas.

Les patrons de sélection de l'habitat étaient semblables lors de la mise bas et à l'été, soit une sélection pour les Dénudés secs et humides et un évitement des Coupes 6-20 ans, permettant possiblement de limiter la pression de prédation sur les faons. Par contre, les caribous sélectionnaient davantage les forêts fermées (Forêts 50-70 ans et 90-120 ans) à l'été. Les forêts de conifères matures sont d'ailleurs reconnues pour être une composante majeure de l'habitat estival du caribou (Servheen et Lyon 1989; Chubbs *et al.* 1993). D'une part, les forêts de conifères constituent des habitats non favorables aux proies alternatives et par conséquent, permettent de limiter la pression de prédation sur les faons des caribous (*e.g.* Rettie et Messier 1998; James *et al.* 2004). Seip (1992) a d'ailleurs démontré que la pression de prédation du loup sur le caribou montagnard de la Colombie-Britannique devenait très importante en été. D'autre part, ces milieux présentent une abondance de ressources alimentaires qui s'identifient bien à la diversité de la diète estivale des caribous (Rettie et Messier 2000; Lantin 2003), principalement composée de graminées, de plantes à feuillage décidu, d'éricacées et de lichens terrestres (Gauthier *et al.* 1989, Russell *et al.* 1993). Les travaux de Lantin (2003), réalisés à la frontière Québec-Ontario, soutiennent d'ailleurs que les caractéristiques végétales associées à l'alimentation joueraient un rôle non-négligeable dans la survie des faons. Suivant ces études, l'utilisation estivale par les caribous forestiers des forêts de conifères matures et des milieux naturellement ouverts pourrait refléter un compromis entre l'évitement des prédateurs et la quête de ressources alimentaires.

Lors du rut, les Dénudés secs et humides étaient les types d'habitat principalement fréquentés par les caribous puisqu'ils forment de vastes étendues généralement dégagées qui faciliteraient la recherche de partenaires (Courtois 2003). Cependant, en hiver, la concentration des femelles dans les Dénudés secs s'expliquerait davantage par la quête alimentaire, ces milieux xériques soutenant une biomasse importante de lichens terrestres et arboricoles (Sulyma et Coxson 2001; tableau 1). Johnson *et al.* (2001) ainsi que Lantin (2003) ont également montré que les sites riches en lichens terrestres seraient favorisés par le caribou en hiver. Dans une population voisine de celle étudiée (Charlevoix, Québec), la fréquentation hivernale de milieux ouverts et riches en lichens terrestres perdurait d'ailleurs jusqu'à ce que les conditions de neige ne permettent plus le creusage de cratères d'alimentation (Vandal 1985). La fréquentation des Coupes 6-20 ans au printemps suggérerait quant à elle un changement de régime alimentaire. En effet, les Coupes 6-20 ans fournissent de nouvelles pousses végétales (*e.g.* graminées et plantes à feuillage décadu) en abondance, des éléments recherchés par les caribous à la suite d'une longue diète dominée par les lichens (Servheen et Lyon 1989).

En somme, en accord avec notre hypothèse générale, nos résultats suggèrent que la forêt résineuse mature constitue un élément essentiel dans le processus de sélection d'habitat par le caribou forestier et ce, tant à l'échelle de l'aire d'étude qu'à l'échelle de son domaine vital. La forêt mature fermée (Forêt 90-120 ans) étant un habitat fortement recherché à grande échelle, une telle sélection était moins marquée à plus petite échelle au profit d'une forêt mature plus ouverte, les Dénudés secs. Considérant qu'au Québec, la dénomination *dénudé sec* est attribué aux pessières matures présentant une densité d'arbres

< 25 % et un couvert de lichens au sol > 40 %, il apparaît que ces milieux sont intégrés à la mosaïque de forêt mature, soulignant donc l'importance de conserver des massifs de forêt de > 90 ans dans les aires fréquentées par le caribou. En contre partie, la surreprésentation des parterres de coupe dans les domaines vitaux des caribous ne concordait pas avec notre hypothèse, ce type d'habitat étant difficile à éviter à l'échelle de l'aire d'étude. Enfin, les choix d'habitat faits par les caribous variaient dans le temps, sur une base intra-annuelle, reflétant possiblement des besoins spécifiques reliés à leur cycle vital (Courtois 2003).

Implications pour la gestion

Pour diverses espèces, plusieurs auteurs ont montré que le maintien de populations viables dans un paysage perturbé ne dépendait pas uniquement de la conservation d'une quantité minimale d'habitats préférentiels, mais que l'organisation spatiale de ces habitats à l'intérieur de la mosaïque d'intervention serait fort déterminante quant à la distribution des populations (Rempel *et al.* 1997; Trzcinski *et al.* 1999; Lindenmayer et Franklin 2002; O'Brien *et al.* 2006). Nos résultats suggèrent un tel effet de la configuration spatiale de la forêt mature et des coupes sur l'utilisation du milieu par le caribou. De ce fait, le régime d'exploitation forestière actuel force les caribous à fréquenter les parterres de coupe afin d'accéder à leur habitat préférentiel qui n'est actuellement disponible que sous forme de bandes résiduelles de forêt mature de moins de 60 m de largeur. En contraignant les caribous à utiliser des habitats de moindre qualité où le risque de prédation est plus important, le régime forestier actuel pourrait correspondre à un piège écologique (Battin 2004) qui pourrait accélérer le recul vers le nord des caribous.

Bien que les impacts de l'association spatiale entre les parterres de coupe et la Forêt 90-120 ans sur le maintien de la population de caribous à l'étude soient difficiles à établir, nos résultats soulignent la pertinence de développer une nouvelle stratégie de dispersion des coupes visant le regroupement des parterres de coupe à l'échelle du paysage afin de permettre la conservation de grands massifs forestiers non fragmentés (*i.e.* bloc de 250 km² d'un seul tenant). Une telle stratégie est actuellement à l'étude au Québec et pourrait permettre de limiter le recul vers le nord déjà amorcé du caribou forestier.

RÉFÉRENCES

- Barten, N. L., R. T. Bowyer, et K. J. Jenkins. 2001. Habitat use by female caribou: tradeoffs associated with parturition. *Journal of Wildlife Management* 65:77-92.
- Battin, J. 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18:1482-1491.
- Bergerud, A. T., et R. E. Page. 1987. Displacement and dispersion of parturient caribou at calving as an antipredator tactic. *Canadian Journal of Zoology* 65:1597-1606.
- Bourgeois, L., D. Kneeshaw, L. Imbeau, N. Bélanger, S. Yamasaki, et S. Brais. 2007. How do Alberta's, Ontario's and Quebec's forest operation laws respect ecological sustainable forest management criteria in the boreal forest? *Forestry Chronicle* 83: 61-71.
- Brodeur, V. 2007. Influence de la coupe forestière sur la sélection de l'habitat par l'ours noir (*Ursus americanus*) en forêt boréale. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Rimouski, 51 p.
- Chubbs, T. E., L. B. Keith, S. P. Mahoney, et M. J. McGrath. 1993. Responses of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) to clear-cutting in east-central Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology* 71:487-493.
- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2006. Recherche d'espèces. URL: http://www.cosepac.gc.ca/fra/sct1/searchdetail_f.cfm?id=636etStartRow=1etboxStatus=AlletboxTaxonomic=Alletlocation=Alletchange=Alletboard=AlletcommonName=caribou%20des%20boisetscienceName=etreturnFlag=0etPage=1. Site consulté le 11 juillet 2007.

- Courtois, R., J.-P. Ouellet, et B. Gagné. 1998. Characteristics of cutovers used by moose (*Alces alces*) in early winter. *Alces* 34:201-211.
- Courtois, R. 2003. La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte et de fragmentation du milieu. Thèse de doctorat. Université du Québec à Rimouski. Rimouski 349 p.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton, et J. Maltais. 2003. Historical changes and current distribution of caribou, *Rangifer tarandus*, in Quebec. *The Canadian Field-Naturalist* 117:399-414.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras, et C. Dussault. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use and mortality of woodland caribou. *Ecoscience*, 14:491-498.
- Cumming, H. G. 1992. Woodland caribou: facts for forest managers. *Forestry Chronicle* 68:481-491.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. L. Savard, Y. Bergeron, et W. L. Vickery. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs* 70:423-444.
- Dussault, C., R. Courtois, J.-P. Ouellet, et J. Huot. 2001. Influence of satellite geometry and differential correction on GPS location accuracy. *Wildlife Society Bulletin* 29:171-179.
- Dussault, C., J.-P. Ouellet, R. Courtois, J. Huot, L. Breton, et H. Jolicoeur. 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography* 28:619-628.

- ESRI Inc. 2004. ArcGIS version 9.0. Environmental System Research Institute Inc. Redlands, California, USA.
- Ferguson, S. H., et P. C. Elkie. 2004. Habitat requirements of boreal forest caribou during the travel seasons. *Basic and Applied Ecology* 5:465-474.
- Gagnon, R., et H. Morin. 2001. Les forêts d'épinette noire du Québec: dynamique, perturbations et biodiversité. *Le Naturaliste Canadien* 125 :26-35.
- Gauthier, L., R. Nault, et M. Crête. 1989. Variations saisonnières du régime alimentaire des caribous du troupeau de la rivière George, Québec nordique. *Le Naturaliste Canadien* 116 :101-112.
- Gouvernement du Québec. 2003. Règlement sur les normes d'interventions dans les forêts de l'État [F-4.1, r.1.001.1]. Éditeur officiel du Québec, Québec, 38 p.
- Hemson, G., P. Johnson, A. South, R. Kenward, R. Ripley, et D. MacDonald. 2005. Are kernels the mustard? Data from global positioning system (GPS) collars suggests problems for kernel home-range analyses with least-squares cross-validation. *Journal of Animal Ecology* 74:455-463.
- James, A. R. C., S. Boutin, D. M. Hebert, et A. B. Rippin. 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *Journal of Wildlife Management* 68:799-809.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65-71.

- Johnson, C. J., K. L. Parker, et D. C. Heard. 2001. Foraging across a variable landscape: behavioral decisions made by woodland caribou at multiple spatial scales. *Oecologia* 127:590-602.
- Lambert, C., R. Courtois, L. Breton, R. Lemieux, V. Brodeur, J.-P. Ouellet, D. Fortin, et M. Poulin. 2006. Étude de la prédation du caribou forestier dans un écosystème exploité : résultats préliminaires. *Le Naturaliste Canadien* 130:44-50.
- Lantin, E. 2003. Évaluation de la qualité des habitats d'alimentation pour le caribou forestier en forêt boréale du nord-ouest du Québec. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal, Montréal, 122 p.
- Lindenmayer, D. B., et J. F. Franklin. 2002. Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Island Press, Washington, 351 p.
- Lindenmayer, D. B., R. B. Cunningham, C. F. Donnelly, H. Nix, et B. D. Lindenmayer. 2002. Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. *Ecological Monographs* 72:1-18.
- Mahoney, S. P., et J. A. Virgl. 2003. Habitat selection and demography of a nonmigratory woodland caribou population in Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology* 81:321-334.
- McLoughlin, P. D., R. L. Case, R. J. Gau, H. D. Cluff, R. Mulders, et F. Messier. 2002. Hierarchical habitat selection by barren-ground grizzly bears in the central Canadian Arctic. *Oecologia* 132:102-108.

- McLoughlin, P. D., J. S. Dunford, et S. Boutin. 2005. Relating predation mortality to broad-scale habitat selection. *Journal of Animal Ecology* 74:701-707.
- McRae, D. J., L. C. Duchesne, B. Freedman, T. J. Lynham, et S. Woodley. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews* 9: 223-260.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). 2007. Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec. URL : <http://www3.mrnf.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=53>. Site consulté le 11 juillet 2007.
- Mohr, C. O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* 37:223-249.
- Mosnier, A., J.-P. Ouellet, et R. Courtois. Black bear adaptations to the low productive boreal forest environment. *Écoscience*, *soumis*.
- Nudds, T. D. 1977. Quantifying the vegetation structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin* 5:113-117.
- O'Brien, D., M. Manseau, A. Fall, et M.-J. Fortin. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biological Conservation* 130:70-83.
- Orians, G. H., et J. F. Wittenberger. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *The American Naturalist* 137:S29-S49.

- Payette, S., et A. Delwaide. 2003. Shift of conifer boreal forest to lichen-heath parkland caused by successive stand disturbances. *Ecosystems* 6:540-550.
- Potvin, F., et L. Breton. 1988. Use of net gun for capturing white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, on Anticosti Island, Québec. *Canadian Field-Naturalist* 102:697-700.
- Potvin, F., R. Courtois, et L. Bélanger. 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research* 29:1120-1227.
- Potvin, F., L. Breton, et R. Courtois. 2005. Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research* 35:151-160.
- Rempel, R. S., P. C. Elkie, A. R. Rodgers, et M. J. Gluck. 1997. Timber-management and naturel-disturbance effects on moose habitat: landscape evaluation. *Journal of Wildlife Management* 61:517-524.
- Rettie, W. J., et F. Messier. 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of range in Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* 76:251-259.
- Rettie, W. J., et F. Messier. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* 23:466-478.
- Rettie, W. J., et F. Messier. 2001. Range use and movements rates of woodland caribou in Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* 79: 1933-1940.
- Robitaille, A., et J.-P. Saucier. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les publications du Québec, Sainte-Foy, 213 p.

- Russell, D. E., A. M. Martell, et W. A. C. Nixon. 1993. Range ecology of Porcupine caribou herd in Canada. *Rangifer* Special Issue no 8.
- SAS Institute Inc. 2002. SAS Statistical software version 9.1. SAS Institute Inc. Cary, NC. USA.
- Schaefer, J. A., C. M. Bergman, et S. N. Luttich. 2000. Site fidelity of female caribou at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 15:731-739.
- Schaefer, J. A. 2003. Long-term range recession and persistence of caribou in the taiga. *Conservation Biology* 17:1435-1439.
- Schaefer, J. A., et S. P. Mahoney. 2007. Effects of progressive clear-cut logging on Newfoundland caribou. *Journal of Wildlife Management* 71:1753-1757.
- Schartz, C. C., et A. W. Franzmann. 1989. Bears, wolves, moose, and forest succession: some management considerations on Kenai Peninsula, Alaska. *Alces* 25:1-10.
- Seip, D. R. 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 70:1494-1503.
- Seip, D. R., et D. B. Cichowski. 1996. Population ecology of caribou in British Columbia. *Rangifer* 9:73-80.
- Servheen, G., et L. J. Lyon. 1989. Habitat use by woodland caribou in the Selkirk mountains. *Journal of Wildlife Management* 53:230-237.

- Smith, K. G., E. J. Ficht, T. C. Sorensen, et D. Hervieux. 2000. Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 78:1433-1440.
- Spies, T. A., et M. G. Turner. 1999. Dynamic forest mosaics. P. 95-160 *dans* M. J. Hunter (ed.). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Stuart-Smith, A. K., C. J. A. Bradshaw, S. Boutin, D. M. Hebert, et A. B. Rippin. 1997. Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management* 61:622-633.
- Sulyma, R., et D. S. Coxson. 2001. Microsite displacement of terrestrial lichens by feather moss mats in late seral Pine-Lichen woodlands of north-central British Columbia. *The Bryologist* 104:505-516.
- SYSTAT Software Inc. 2004. SYSTAT 11.0 Statistical Software. Point Richmond, California, USA.
- Terry, E. L., B. N. McLellan, et G. S. Watts. 2000. Winter habitat ecology of mountain caribou in relation to forest management. *Journal of Applied Ecology* 37:589-602.
- Trzcinski, M. K., L. Fahrig, et G. Merriam. 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* 9:586-593.
- Vales, D. J., et F. L. Bunnell. 1988. Comparison of methods for estimating forest overstory cover. 1. Observer effects. *Canadian Journal of Forest Research* 18:606-609.

Vandal, D. 1985. Écologie comportementale du caribou du Parc de la Grand-Jardins. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Ste-Foy, 128 p.

Vors, L. S, J. A. Schaefer, B. A. Pond, A. R. Rodgers, et B. R. Patterson. 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management* 71:1249-1256.

Wittmer, H. U., A. R. E. Sinclair, et B. N. McLellan. 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. *Oecologia* 144:257-267.

Wittmer, H. U., B. N. McLellan, et F. W. Hovey. 2006. Factors influencing variation in site fidelity of southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 84:537-545.

Wittmer, H. U., B. N. McLellan, R. Serrouya, et C. D. Apps. 2007. Changes in landscape composition influence the decline of threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology* 76:568-579.

Tableau 1. Description des catégories d’habitat utilisées pour l’évaluation de la sélection de l’habitat par le caribou forestier en forêt boréale exploitée, Saguenay, Québec. Pour chacune des variables, les moyennes affichant des lettres différentes présentent des différences significatives suivant un test de comparaisons multiples de Tukey.

Catégorie d’habitat	Description (selon carte écoforestière)	Surface terrière tiges arborescentes (DHP $\geq$ 9 cm) (m ² /ha $\pm$ SD)	Surface terrière tiges arbustives (DHP < 9 cm) (m ² /ha $\pm$ SD)	Fermeture canopée (% $\pm$ SD)	Couvert Lichens terrestres (% $\pm$ SD)
Coupe 0-5 ans	CPRS dont la date de coupe $\geq$ 2001	0,2 $\pm$ 0,3 ^a	4,1 $\pm$ 5,9 ^a	3 $\pm$ 4 ^a	0 $\pm$ 1 ^{abc}
Coupe 6-20 ans	Coupe totale ou CPRS dont la date de coupe se situe entre 1986 et 2001	1,1 $\pm$ 1,8 ^a	9,1 $\pm$ 7,4 ^{ac}	12 $\pm$ 16 ^a	4 $\pm$ 15 ^{abc}
Régénération (30 ans)	Peuplement forestier dont la classe d’âge de la strate dominante est de 30 ans	11,4 $\pm$ 9,3 ^b	24,3 $\pm$ 11,9 ^b	51 $\pm$ 19 ^b	4 $\pm$ 11 ^{ab}
Forêt 50-70 ans	Peuplement forestier dont la classe d’âge de la strate dominante est de 50 ou 70 ans	20,7 $\pm$ 9,0 ^c	13,4 $\pm$ 9,3 ^c	52 $\pm$ 16 ^b	6 $\pm$ 13 ^b
Forêt 90-120 ans	Peuplement forestier dont la classe d’âge de la strate dominante est de 90 ans ou 120 ans	19,8 $\pm$ 7,4 ^c	11,1 $\pm$ 5,1 ^{cd}	52 $\pm$ 16 ^b	2 $\pm$ 11 ^c
Dénudé humide	Terrain forestier improductif humide	1,7 $\pm$ 2,9 ^a	5,6 $\pm$ 5,9 ^a	5 $\pm$ 5 ^a	0 $\pm$ 1 ^{abc}
Dénudé sec	Terrain forestier improductif sec	6,6 $\pm$ 3,5 ^b	7,1 $\pm$ 4,2 ^{ad}	20 $\pm$ 11 ^a	43 $\pm$ 27 ^d
Eau	Lac ou cours d’eau permanent	-	-	-	-
Route	Chemin forestier	-	-	-	-
Autre	Tout autre polygone forestier ou non forestier faiblement représenté dans l’aire d’étude	-	-	-	-

Tableau 2. Disponibilité et utilisation moyenne ($\pm$ SE, %) des catégories d'habitat par le caribou forestier ($n = 15$) à l'échelle de l'aire d'étude, en forêt boréale exploitée, Saguenay, Québec, entre avril 2004 et mars 2006.

Catégorie d'habitat	Disponibilité	Utilisation	<i>P</i>
Coupe 0-5 ans	4,1	4,5 $\pm$ 0,8	0,640
Coupe 6-20 ans	18,9	23,9 $\pm$ 2,6	0,076
Régénération (30 ans)	5,8	1,8 $\pm$ 0,4	<0,001
Forêt 50-70 ans	20,4	16,0 $\pm$ 1,6	0,016
Forêt 90-120 ans	21,7	26,1 $\pm$ 1,2	0,002
Dénudé humide	1,5	1,3 $\pm$ 0,1	0,070
Dénudé sec	1,2	1,4 $\pm$ 0,3	0,391
Eau	16,1	15,4 $\pm$ 2,0	0,735
Route	5,6	5,8 $\pm$ 0,4	0,568
Autre	4,9	3,9 $\pm$ 0,9	0,290

Tableau 3. Disponibilité et utilisation moyennes ($\pm$ SE, %) des catégories d'habitat par le caribou forestier ($n = 15$) à l'échelle du domaine vital, en forêt boréale exploitée, Saguenay, Québec, entre avril 2004 et mars 2006.

Catégorie d'habitat	Disponibilité	Mise bas		Été		Rut		Hiver		Printemps	
		Utilisation	<i>P</i>	Utilisation	<i>P</i>	Utilisation	<i>P</i>	Utilisation	<i>P</i>	Utilisation	<i>P</i>
Coupe 0-5 ans	4,5 $\pm$ 0,8	4,7 $\pm$ 2,3	0,915	4,1 $\pm$ 2,0	0,852	5,5 $\pm$ 2,2	0,576	0,9 $\pm$ 0,4	0,002	4,1 $\pm$ 2,6	0,894
Coupe 6-20 ans	23,9 $\pm$ 2,6	16,1 $\pm$ 4,9	0,049	9,4 $\pm$ 4,0	<0,001	14,7 $\pm$ 3,7	0,007	25,3 $\pm$ 3,4	0,582	39,7 $\pm$ 8,1	0,057
Régénération (30 ans)	1,8 $\pm$ 0,4	2,5 $\pm$ 1,8	0,732	1,3 $\pm$ 1,8	0,443	1,0 $\pm$ 0,6	0,206	0,4 $\pm$ 0,2	0,007	0,4 $\pm$ 0,4	0,037
Forêt 50-70 ans	16,0 $\pm$ 1,6	26,6 $\pm$ 6,5	0,074	27,8 $\pm$ 4,1	0,004	17,6 $\pm$ 3,6	0,588	12,9 $\pm$ 3,9	0,368	17,0 $\pm$ 6,8	0,866
Forêt 90-120 ans	26,1 $\pm$ 1,2	31,2 $\pm$ 4,2	0,187	36,0 $\pm$ 4,5	0,028	34,6 $\pm$ 4,7	0,077	25,0 $\pm$ 2,6	0,603	19,1 $\pm$ 3,9	0,051
Dénudé humide	1,3 $\pm$ 0,1	3,3 $\pm$ 0,9	0,030	3,2 $\pm$ 0,7	0,010	3,6 $\pm$ 0,7	0,002	1,7 $\pm$ 0,5	0,350	2,0 $\pm$ 0,9	0,396
Dénudé sec	1,4 $\pm$ 0,3	4,7 $\pm$ 1,6	0,043	5,4 $\pm$ 1,8	0,032	14,0 $\pm$ 3,9	0,005	21,1 $\pm$ 4,5	<0,001	4,0 $\pm$ 1,3	0,059
Eau	15,4 $\pm$ 2,0	2,4 $\pm$ 0,8	<0,001	4,3 $\pm$ 1,5	<0,001	2,6 $\pm$ 0,6	<0,001	7,3 $\pm$ 1,8	0,003	2,1 $\pm$ 0,9	<0,001
Route	5,8 $\pm$ 0,4	5,1 $\pm$ 1,2	0,550	7,3 $\pm$ 2,7	0,574	3,7 $\pm$ 0,7	0,004	4,1 $\pm$ 0,5	0,004	6,0 $\pm$ 1,2	0,873
Autre	3,9 $\pm$ 0,9	3,0 $\pm$ 1,5	0,597	0,8 $\pm$ 0,2	0,005	2,5 $\pm$ 1,3	0,354	0,9 $\pm$ 0,4	<0,001	5,3 $\pm$ 3,8	0,647

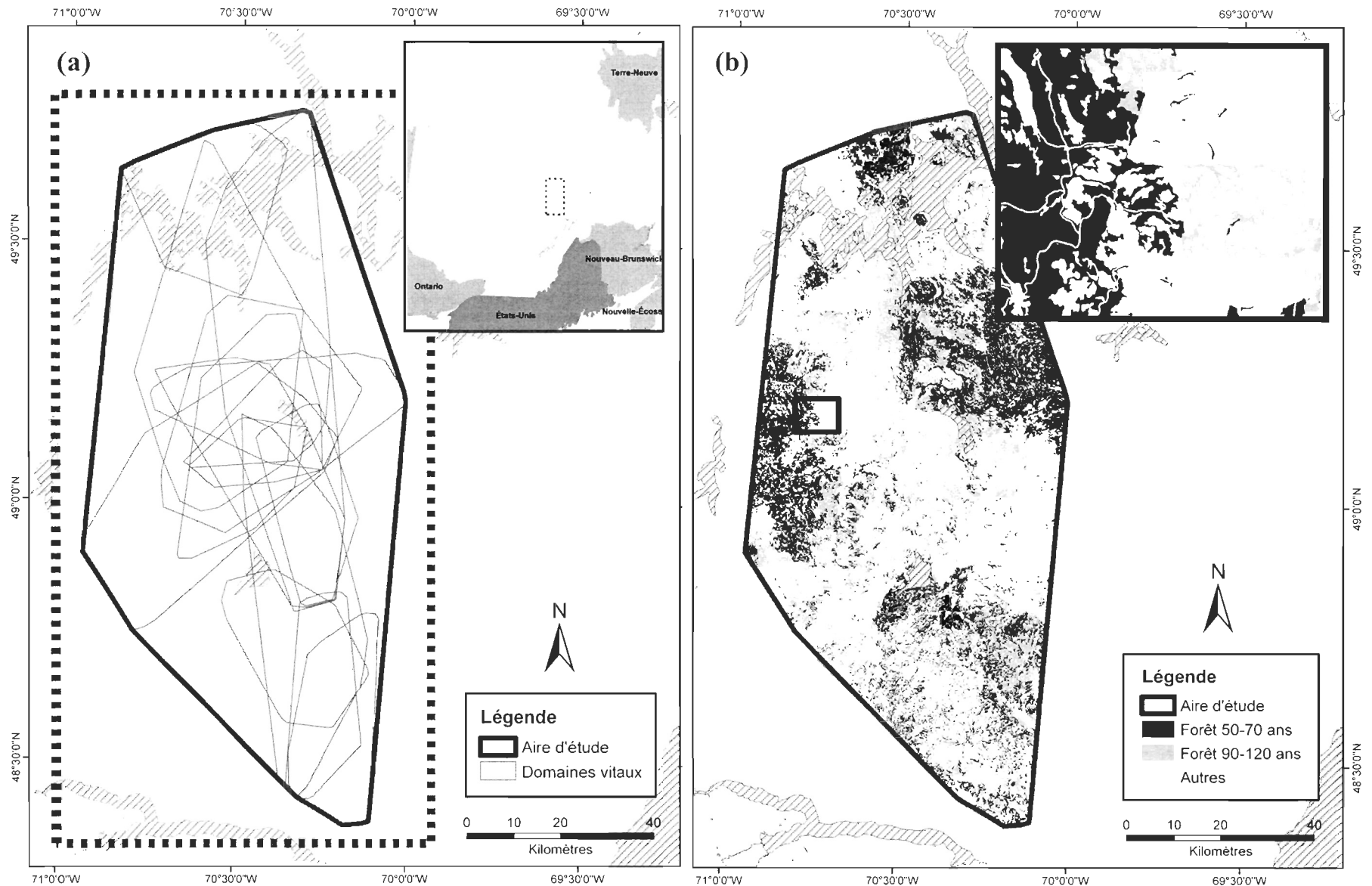
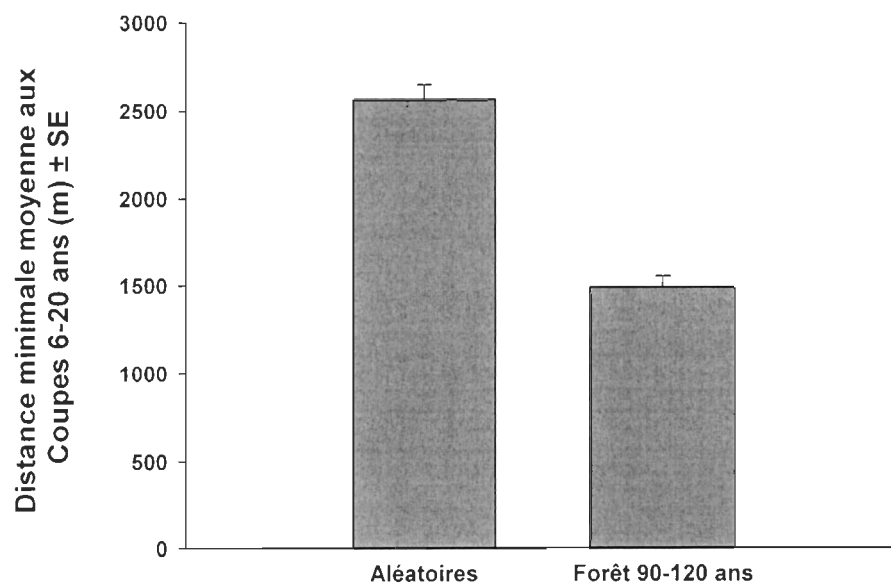


Figure 1. a) Localisation de l'aire d'étude et des domaines vitaux ($n = 15$) des caribous suivis entre avril 2004 et mars 2006 au Saguenay, Québec. **b)** Répartition des deux types de forêt mature (Forêt 50-70 ans et Forêt 90-120 ans) à l'intérieur de l'aire d'étude. L'encadré permet de visualiser la configuration de la forêt mature, soit sous forme de grands blocs pour la Forêt 50-70 ans et de bandes résiduelles pour la Forêt 90-120.

Annexe 1. Description de l'analyse de paysage visant à vérifier l'association spatiale entre la Forêt 90-120 ans et les Coupes 6-20 ans en comparant la distance minimale moyenne entre les parterres de Coupe 6-20 ans et la Forêt 90-120 ans et entre les parterres de Coupe 6-20 ans et une série de points aléatoires. À l'aide du logiciel ArcGIS 9.0 (ESRI Inc. 2004), la distance minimale existant entre le centroïde de chaque polygone de Forêt 90-120 ans et la bordure des polygones de Coupe 6-20 ans a été déterminée pour ensuite permettre le calcul d'une distance minimale moyenne. Cette même étape a été réalisée entre 1000 points aléatoires et la bordure des polygones de Coupe 6-20 ans. Les deux distances minimales moyennes ainsi générées ont été comparées à l'aide d'un test non-paramétrique de Mann-Whitney (Zar 1999). Il apparaît que la distance minimale moyenne séparant la Forêt 90-120 ans des parterres de Coupe 6-20 ans était significativement plus petite que celle calculée entre les points aléatoires et les parterres de coupe ($U = 655477$; $P < 0,001$). Nos résultats suggèrent donc une distribution non-aléatoire de la Forêt 90-120 ans par rapport aux parterres de Coupe 6-20 ans.



CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

En Amérique du Nord, la situation du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) est précaire. Plusieurs facteurs ont récemment été identifiés comme responsables du déclin des populations: la surexploitation par la chasse, la prédation et la perte de son habitat préférentiel (*i.e.* les forêts de conifères matures) (Rettie et Messier 1998; Wittmer *et al.* 2007; Courtois *et al.* 2007). Au Québec, la limite méridionale de son aire de répartition s'est graduellement déplacée vers le nord qui, hormis quatre petites hardes isolées, se situe actuellement à la hauteur du 49^e parallèle (Courtois *et al.* 2003). L'écotype forestier du caribou des bois porte depuis mars 2005 le titre d'espèce vulnérable au Québec (MRNF 2007). Cet écotpe se caractérise par sa répartition discontinue entre les 49^e et 54^e parallèles. Étant sédentaire, le caribou forestier dépend entièrement des attributs de la forêt boréale pour subvenir à ses besoins tout au long de son cycle vital. De ce fait, la perte et les modifications de l'habitat naturel du caribou suivant le passage de l'exploitation forestière ont été identifiées comme tant de moteurs responsables du recul vers le nord de son aire de répartition et par conséquent, de la diminution d'abondance des hardes (Rettie et Messier 1998; Schaefer 2003).

Depuis déjà quelques années, d'importants efforts sont consacrés à l'élaboration d'un système d'exploitation et d'aménagement de la forêt boréale canadienne qui serait favorable à la conservation du caribou dans le paysage. C'est dans cette optique que la présente étude visait l'amélioration des connaissances des besoins en habitat du caribou

forestier dans un paysage perturbé par la coupe forestière. Fort du nombre élevé de localisations et de la grande précision des repérages issue de la technologie GPS (*Global Positionning System*), nous avons caractérisé la sélection de l'habitat du caribou en forêt boréale aménagée et ce, à deux échelles spatiale (*i.e.* à l'échelle de l'aire d'étude et à l'échelle du domaine vital).

À l'échelle de l'aire d'étude, nos résultats supportent l'hypothèse que l'évitement des prédateurs conditionnerait principalement la sélection de l'habitat des caribous forestiers. En effet, la surreprésentation des forêts de plus de 90 ans dans les domaines vitaux pourrait permettre aux caribous de s'isoler des prédateurs en utilisation des habitats non favorables aux proies alternatives, telles que l'orignal (*Alces alces*), de même qu'à l'ours noir (*Ursus americanus*). À l'échelle du domaine vital, notre étude confirme les conclusions de plusieurs études voulant que la sélection de l'habitat varie en fonction des périodes du cycle vital du caribou (*e.g.* Apps *et al.* 2001; Courtois 2003). Lors de la mise bas, l'utilisation d'habitats pouvant limiter les contacts avec les prédateurs (*i.e.* les dénudés secs et humides) était favorisée tandis que les parterres de coupe étaient généralement évités. À l'été, une combinaison de facteurs semblait moduler le choix en habitat des caribous. En effet, l'utilisation intensive des dénudés secs et des forêts fermées non perturbées pourrait refléter un évitement des prédateurs combiné à la quête de nourriture. L'utilisation d'habitats riches en lichens terrestres, tels que les dénudés secs, constituait une priorité du caribou à l'hiver afin d'y obtenir une quantité importante de nourriture nécessaire à sa survie. Enfin, au printemps, un délaissement des habitats d'hiver par les caribous s'observait afin de se diriger vers d'anciens parterres de coupe où le couvert de

neige fond rapidement et où les nouvelles pousses végétales (constituant la diète des caribous à cette période) deviennent disponibles.

À la lumière de ces résultats, nous nous questionnons sur l'efficacité du système d'exploitation forestière actuellement en vigueur au Québec² à maintenir à long terme le caribou forestier dans le paysage boréal. En plus d'engendrer une perte directe de l'habitat préférentiel du caribou (*i.e.* forêt de 90 ans et plus), les normes d'intervention prônent une stratégie de dispersion des coupes et de la forêt résiduelle qui augmente l'effet limitant des facteurs responsables du déclin des populations. En effet, la stratégie de dispersion majoritairement représentée dans notre aire d'étude favorise une répartition uniforme des coupes dans le paysage, diminuant par le fait même la proportion de massifs forestiers non fragmentés au profit de bandes résiduelles de 60 à 100 m de largeur adjacentes aux coupes forestières. Bien qu'une nouvelle stratégie de dispersion [*i.e.* coupe en mosaïque (damier dont la structure de forêt résiduelle conservée entre deux aires de coupe présente une superficie de 85 à 100 ha et une largeur minimale de 200 m) (art. 74.3a, RNI, 2003)] fait force de loi depuis 2002 au Québec, elle génère un déroulement tout autant uniforme des coupes vers le nord de même qu'un niveau de fragmentation similaire en plus de pénétrer plus rapidement vers le nord. De telles modifications du milieu contraignent les caribous à utiliser les parterres de coupe (habitats favorables à d'autres espèces proies et à l'ours noir), afin d'accéder aux différentes structures de forêt mature résiduelle nécessaire à leurs besoins.

² Il est à noter qu'en pessière, le régime québécois d'exploitation forestière soutient une période de rotation ≤ à 120 ans et fixe l'âge à maturité commercial des arbres à 90 ans.

Bien que cette étude ne permette pas de statuer sur les causes ultimes modulant la sélection de l'habitat aux différentes échelles spatiales, elle suggère que la structure et la composition forestières des habitats combinées à la répartition spatiale de ceux-ci influencent les patrons de sélection de l'habitat par le caribou forestier. La forêt mature de 90 ans et plus, particulièrement les dénudés secs, sont fortement recherchés par le caribou. À ce jour, près de 25 % du territoire à l'étude a été récolté et ce, depuis les 20 dernières années. Il est à présager que les derniers massifs de forêt mature non perturbée seront bientôt convoités par les industries forestières, soulignant donc l'importance de développer un système d'exploitation basé sur le maintien de grands massifs forestiers non fragmentés et la conservation des dénudés secs. Une nouvelle stratégie d'aménagement forestier basée sur la conservation de massifs de forêt non perturbée est actuellement à l'essai dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, au Québec. En effet, 19 massifs de forêt mature, dont la taille varie entre 100 à 250 km², sont à ce jour conservés sur le territoire sous aménagement, totalisant plus de 4 400 km². Un de ces massifs (d'une superficie de 104 km²) se trouve au centre de l'aire occupée par la population de caribou forestier à l'étude. L'utilisation de ces massifs par le caribou demeure toutefois à être validée. Par ailleurs, les dénudés secs sont fortement fréquentés par les caribous tout au long de leur cycle vital. Ces pessières matures ouvertes (densité de couvert < 25 %) présentent un couvert très riche de lichens au sol (> 40 %). Ces milieux sont actuellement protégés par les articles 1 et 95 du *Règlement sur les normes d'interventions dans les forêts de l'État* qui y interdit toute forme d'intervention forestière (Gouvernement du Québec 2003). La protection des dénudés secs demeure essentielle mais l'agencement spatial de ces habitats et des milieux non perturbés

à l'intérieur de la matrice d'intervention semble d'autant plus importante afin de permettre aux caribous d'accéder facilement aux attributs forestiers nécessaires à leur survie.

En somme, en raison de la grande précision des repérages issue de la télémétrie GPS, il nous est maintenant possible de mieux statuer sur les besoins en habitat du caribou forestier à grande échelle. Ces nouvelles connaissances pourront servir d'outils à la prise de décision lors de l'élaboration des futurs plans d'aménagement de l'habitat du caribou dans les secteurs sous aménagement. Le déclin des populations de caribou forestier à l'échelle de son aire de répartition constitue un fort signal soulignant l'importance de la modification de son habitat. D'ici à ce que les programmes de recherche en cours en forêt boréale canadienne aient mieux documenté l'effet des coupes forestières sur l'utilisation du milieu par le caribou forestier, l'adoption d'une approche conservatrice d'aménagement forestier serait de mise. Une telle approche devrait aspirer à une diminution de la fragmentation du couvert forestier mature en développant des secteurs intensifs d'intervention. De plus, de nouvelles stratégies sylvicoles limitant l'enfeuilletement des parterres de coupes pourraient être développées afin de favoriser la régénération résineuse et par conséquent, limiter l'expansion des proies alternatives et de l'ours noir. Il s'avère maintenant essentiel de mieux documenter la réaction des caribous face à la perte et à la fragmentation de l'habitat forestier mature. En ce sens, un suivi des populations sur plusieurs années pourrait permettre de valider la réponse à plus long terme du caribou forestier à la modification de son habitat naturel suivant l'avancement des coupes forestières et la construction de structures pérennes (e.g. lignes de transport électrique, routes, chalets). La réaction des populations de caribou à la présence de nouveaux prédateurs, l'utilisation à plus long terme

des nouvelles structures de forêt résiduelles et la fidélité qu'ils démontrent à certains secteurs de leur habitat sont autant d'orientations de recherche qui permettront, dans un avenir rapproché, d'enrichir les présentes recommandations afin d'assurer la conciliation des besoins de l'industrie forestière à la conservation du caribou forestier.

RÉFÉRENCES

- Apps, C. D., B. N. McLellan, T. A. Kinley, et J. P. Flaa. 2001. Scale-dependent habitat selection by mountain caribou, Columbia Mountain, British Columbia. *Journal of Wildlife Management* 65:65-77.
- Courtois, R. 2003. La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte et de fragmentation du milieu. Thèse de doctorat. Université du Québec à Rimouski. Rimouski, 349 p.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton, et J. Maltais. 2003. Historical changes and current distribution of caribou, *Rangifer tarandus*, in Quebec. *The Canadian Field-Naturalist* 117:399-414.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras et C. Dussault. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use and mortality of woodland caribou. *Ecoscience*, 14:491-498.
- Gouvernement du Québec. 2003. Règlement sur les normes d'interventions dans les forêts de l'État [F-4.1, r.1.001.1]. Éditeur officiel du Québec, Québec, 38 p.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). 2007. Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec. URL : <http://www3.mrnf.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=53>. Site consulté le 11 juillet 2007.
- Rettie, W. J., et F. Messier. 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of range in Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* 76:251-259.

- Schaefer, J. A. 2003. Long-term range recession and persistence of caribou in the taiga. *Conservation Biology* 17:1435-1439.
- Wittmer, H. U., B. N. McLellan, R. Serrouya, et C. D. Apps. 2007. Changes in landscape composition influence the decline of threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology* 76:568-579.

