

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

UTILISATION DES HABITATS PAR LE CARIBOU FORESTIER

(RANGIFER TARANDUS CARIBOU) À L'ÉCHELLE DES

DOMAINES SAISONNIERS DANS LE NORD DU QUÉBEC

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

NICOLAS BERGERON

DÉCEMBRE 2012

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Malgré mes nombreux emplois et ma disponibilité parfois fantomatique, à l'image du caribou forestier, je voudrais remercier mon directeur de recherche M. Pierre Drapeau (UQAM) pour m'avoir offert cette opportunité académique. Un gros merci à M. Tyler D. Rudolph pour son aide dans la gestion des bases de données et ses judicieux conseils de même qu'aux professionnels du Centre d'Étude sur la Forêt (CEF), M. Alain Leduc et Madame Mélanie Desrochers. Un remerciement particulier à M. Marc Mazerolle (UQAT) pour m'avoir aidé dans mes analyses statistiques et pour m'avoir prodigué de judicieux conseils afin de tendre vers une homogénéité de la variance satisfaisante dans le cadre d'un projet de maîtrise. Je ne pourrais passer sous silence la contribution du personnel du MRNF du bureau de Chibougamau dans ce projet. Merci à Vincent Brodeur pour ces encouragements de même qu'aux deux techniciens suivants : Stéphane Rivard et Lyna Lambert.

Un remerciement sincère au CLUMEQ et aux administrateurs des systèmes informatiques Krylov et Colosse de m'avoir aidé dans l'utilisation d'un système de calcul scientifique de haute performance (CHP). Sans ces clusters et cette ressource informatique, il aurait été impossible de poursuivre mes analyses. Un gros merci au département de mathématique de l'UQAM pour le modèle de rédaction de la maîtrise dans le format \LaTeX . De plus, je voudrais remercier la communauté Open Source et aussi des développeurs du système Linux et aux mainteneurs du système GRASS GIS.

J'ai eu aussi le privilège de poursuivre mes études académiques lorsque je travaillais pour mon ancien employeur le Groupe DESFOR. Je voudrais aussi remercier mon employeur actuel, Horizon Multiressource inc., qui m'a donné l'opportunité, via le concept d'entreprise de *la recherche du bonheur en milieu de travail*, de terminer mon mémoire de maîtrise. Je ne pourrais passer sous silence la patience et la compréhension de ma conjointe France Boileau et surtout de mes deux enfants Jérémy et

Éléane. En plus de m'encourager, ils m'ont offert l'occasion de leur faire découvrir les sciences. À un copain aussi, qui m'a donné le courage de terminer mon mémoire afin d'entreprendre d'autres projets fauniques ... merci André Dumont.

AVANT-PROPOS

Cette étude m'a permis de développer des connaissances informatiques très importantes dans la gestion et l'exploration des bases de données volumineuses avec R et GRASS. Le choix du caribou forestier comme sujet d'étude était idéal dans la poursuite de mes études graduées. L'envergure du travail était très élevée en raison des bases de données éparses et peu complètes, notamment quant aux données d'habitats. Il a fallu amasser plusieurs sources de données, de provenance diverses, afin que celles-ci soient exploitables et viables scientifiquement. Espérons que d'autres utilisateurs puissent profiter de ces sources de données afin d'extirper d'autres informations, susceptibles d'aider dans la conservation du caribou forestier. Ce dernier est fragile ... tout comme l'espèce humaine l'est.

L'homme n'est qu'un roseau, le plus faible de la nature ; mais c'est un roseau pensant. Il ne faut pas que l'univers entier s'arme pour l'écraser : une vapeur, une goutte d'eau, suffit pour le tuer. Mais, quand l'univers l'écraserait, l'homme serait encore plus noble que ce qui le tue, puisqu'il sait qu'il meurt, et l'avantage que l'univers a sur lui, l'univers n'en sait rien. Toute notre dignité consiste donc en la pensée. C'est de là qu'il faut nous relever et non de l'espace et de la durée, que nous ne saurions remplir. Travaillons donc à bien penser : voilà le principe de la morale. Ce n'est point de l'espace que je dois chercher ma dignité, mais c'est du règlement de ma pensée. Je n'aurai pas davantage en possédant des terres : par l'espace, l'univers me comprend et m'engloutit comme un point ; par la pensée, je le comprends. —Blaise PASCAL

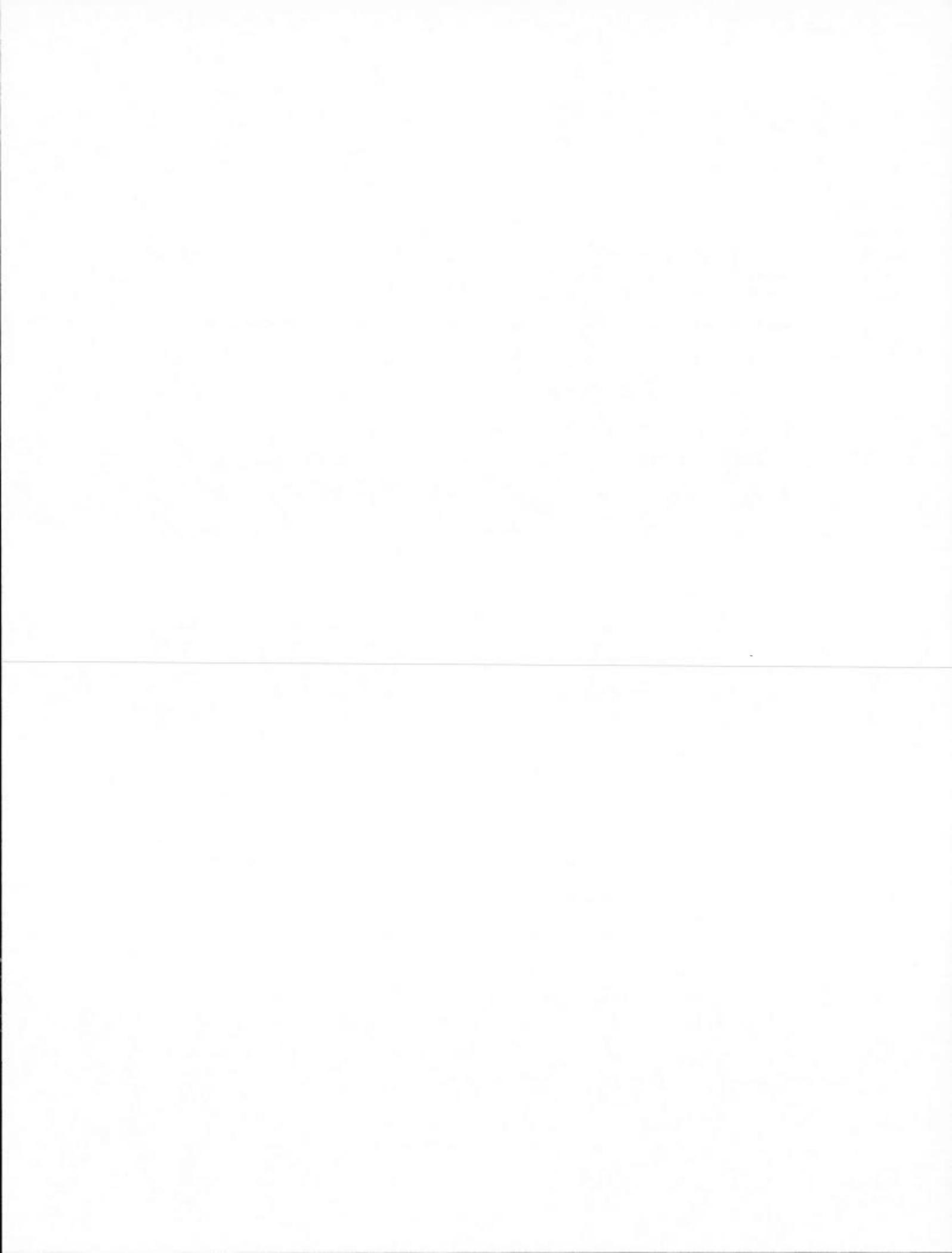
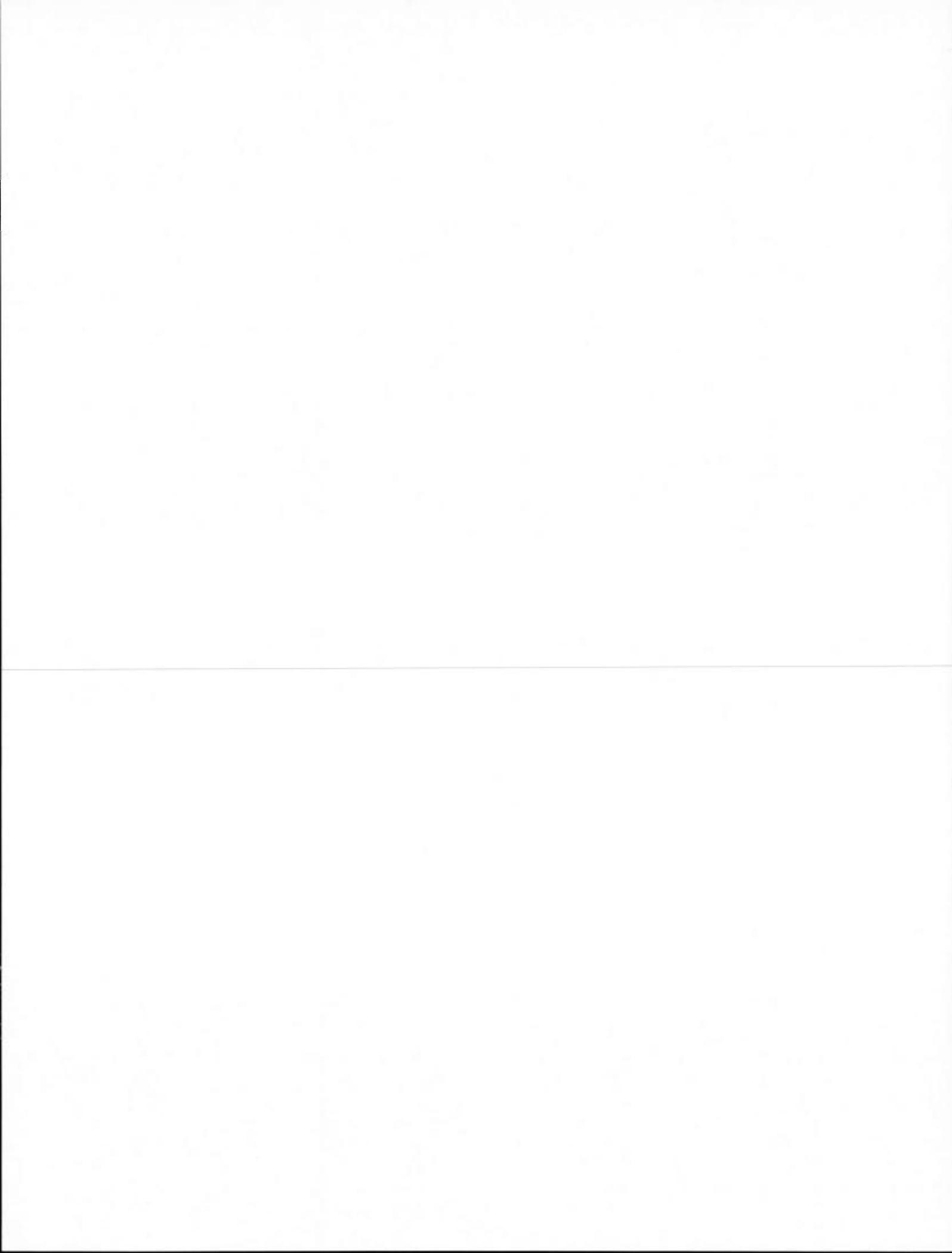


TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	ix
LISTE DES TABLEAUX	xi
RÉSUMÉ	xiii
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I	
L'ÉTAT DES CONNAISSANCES	5
1.1 Biologie	5
1.1.1 Les lichens	6
1.1.2 Les perturbations anthropiques et naturelles	7
1.1.3 Prédation	7
1.2 Secteurs d'interventions forestières	11
1.3 Les données télémétriques satellitaires	11
1.3.1 Périodes critiques	14
1.4 L'estimation quantitative d'un domaine vital	16
1.4.1 Centre d'activité (CA)	18
1.4.2 Estimateurs de densité	19
1.4.3 Choix du paramètre de lissage h	21
1.4.4 Noyau fixe et noyau adapté	23
1.4.5 Les programmes	23
1.5 Autocorrélation	24
1.6 Analyses statistiques	25
CHAPITRE II	
SÉLECTION D'HABITAT AU SEIN DES CENTRES D'ACTIVITÉ SAISON- NIÈRE	29

2.1	Introduction	29
2.2	Méthodes	33
2.2.1	Aire d'étude	33
2.2.2	Suivi des caribous	33
2.2.3	Filtre HDOP	35
2.2.4	Mesure de la densité des routes	35
2.2.5	Caractérisation des habitats	36
2.2.6	Calcul des centres d'activité saisonnière	38
2.2.7	Démarche d'analyse statistique	40
2.3	Résultats	45
2.3.1	Estimation des superficies des centres d'activité saisonnière (UD_{k99})	45
2.3.2	Sélection d'habitat dans les centres d'activité hivernale	48
2.3.3	Sélection d'habitat dans les centres d'activité pour la mise bas	52
2.4	Discussion	56
2.4.1	Les centres d'activité hivernale (RUF_{k99r05})	56
2.4.2	Les centres d'activité pour la mise bas (RUF_{k50r05})	62
2.5	Conclusion	64
CHAPITRE III		
LA FIDÉLITÉ DES FEMELLES AUX DOMAINES SAISONNIERS D'HIVER		
ET DE MISE BAS		
3.1	Introduction	67
3.2	Méthodes	69
3.2.1	Aire d'étude	69
3.2.2	Suivi des caribous	71
3.2.3	Filtre HDOP	71
3.2.4	Fidélité des domaines saisonniers	72

3.2.5	Démarche d'analyse statistique	72
3.3	Résultats	74
3.3.1	Fidélité entre les domaines vitaux saisonniers (K_{95})	74
3.3.2	Modèle mixte de l'indice VI_{K95}	76
3.4	Discussion	79
3.5	Conclusion	83
	CONCLUSION	87
	BIBLIOGRAPHIE	95



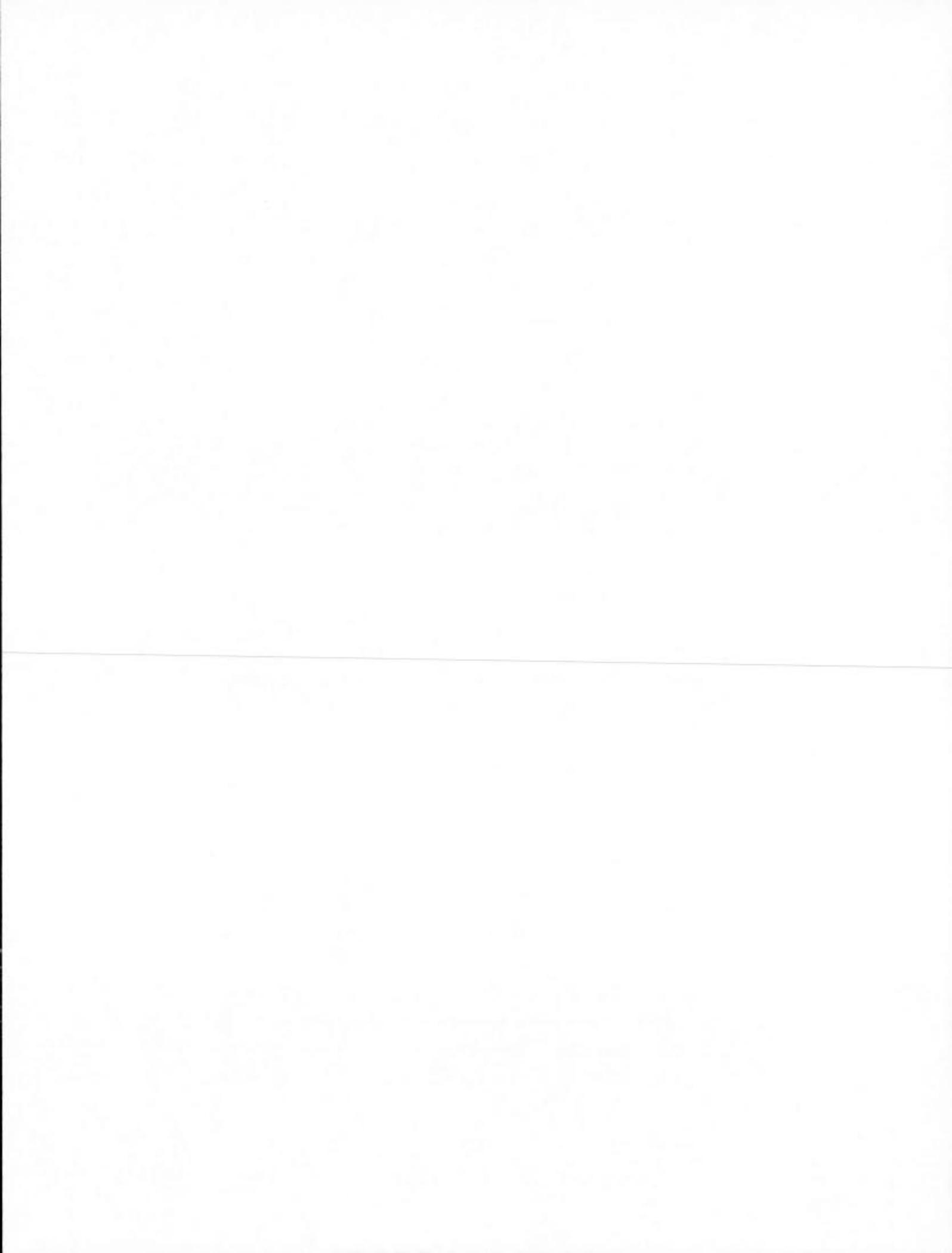
LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1	Carte de localisation des secteurs d'intervention pour les futurs plans d'aménagement forestier 12
1.2	Taux de déplacement moyen (m/hr) du caribou forestier des individus suivis dans le nord du Québec de 2004-2007 15
1.3	Comparaison de l'effet du paramètre de lissage sur la distribution des localisations télémétriques (figure adaptée de Fieberg (2007)). 20
1.4	Effet de compromis du paramètre de lissage (h) entre le biais (cercle) et la variance (triangle) (figure adaptée de Fieberg (2007)). 20
2.1	Carte de localisation de l'aire d'étude et des hardes du nord du Québec . 34
2.2	Histogramme des habitats disponibles selon les centres d'activité hivernale pour la période 2005-2007 43
2.3	Histogramme des habitats disponibles selon les centres d'activité de la mise bas pour la période 2004-2006 44
2.4	Superficie des centres d'activité hivernale (2005-2007) 46
2.5	Superficie des centres d'activité de mise bas (2004-2006) 47
2.6	Évaluation de la superficie entre les périodes de mise bas et hivernale . . 48
2.7	Normalité des résidus incluant les blocs années/individus (id/year) pour la période de mise bas (2004-2006) 56
2.8	Normalité des effets aléatoires pour la période de mise bas (2004-2006) 57
3.1	Carte de localisation de l'aire d'étude et des hardes du nord du Québec . 70
3.2	Fidélité des femelles caribou forestier selon les deux périodes critiques avec l'index VI (K_{95}) 75

3.3	Normalité des résidus dans l'estimation de la fidélité pour les deux périodes d'intérêt (K_{95})	78
3.4	Fidélité ajustée des femelles caribou forestier selon les deux périodes critiques avec l'index VI (K_{95})	80
3.5	Boîtes à moustache des résidus pour la fidélité des femelles caribou selon les deux périodes d'intérêt (2004-2007)	81

LISTE DES TABLEAUX

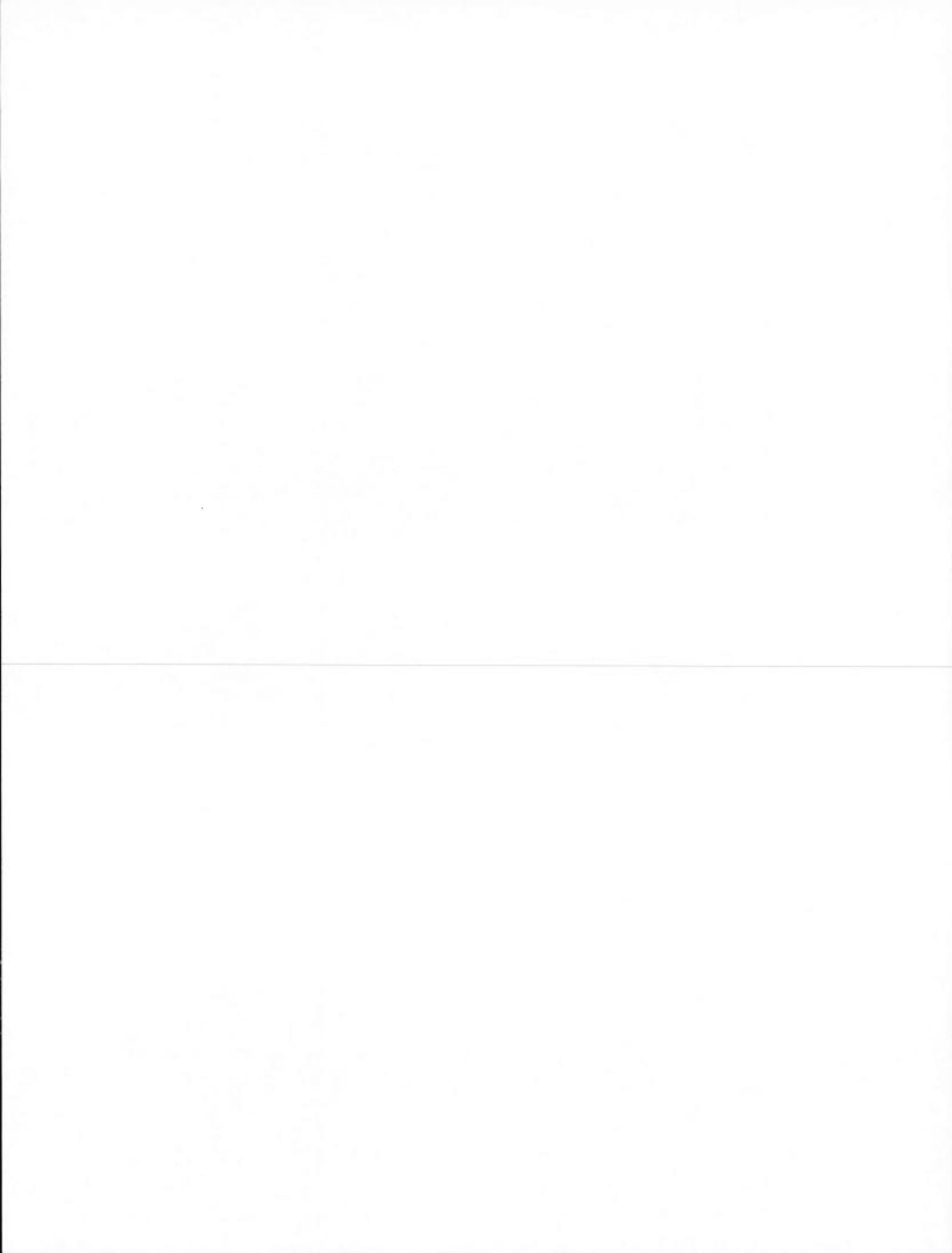
Tableau	Page
1.1	Nombre de localisations 17
2.1	Description des habitats disponibles dans l'analyse des centres d'activité saisonnière hivernale et lors de la mise bas dans l'aire d'étude de la Baie-James, Québec, 2004-2007 37
2.2	Influence spatiale du réseau routier dans la sélection de modèles pour les centres d'activité hivernale des 25 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période 2005-2007. 49
2.3	Fonctions d'utilisation des ressources (RU_{k99r05}) pour 25 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période hivernale 2005-2007. 50
2.4	Influence spatiale du réseau routier dans la sélection de modèles pour les centres d'activité de mise bas des 23 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période 2004-2006. 52
2.5	Fonctions d'utilisation des ressources (RU_{k50r05}) pour 23 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période de mise bas (2004-2006). 53
2.6	Intervalles de confiance (95%) des effets fixes et des effets aléatoires (RU_{k50r05}) pour les 23 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période de mise bas (2004-2006) 55
3.1	Modèle mixte de l'indice (VI_{k95}) pour les 23 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période (2004-2007) 77
3.2	Intervalles de confiance (95%) des effets fixes et des effets aléatoires (VI_{k95}) pour les 23 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période (2004-2007) 79



RÉSUMÉ

Au Canada, le caribou forestier est une espèce peu tolérante aux effets cumulatifs des perturbations anthropiques et naturelles en forêt boréale. Le rajeunissement des mosaïques forestières entraîne une perte nette de forêts matures, un habitat critique pour le caribou forestier en saison hivernale. L'augmentation de la proportion de jeunes forêts et d'habitats en régénération ainsi que le développement de réseaux routiers pervent bouleverser les relations proies-prédateurs en favorisant la présence des prédateurs (ours, loups) et des proies alternatives (castors, orignaux) et ainsi exacerber la pression de prédation sur le caribou forestier. L'étude des domaines saisonniers (DS), calculés à l'aide des noyaux ou "kernel", de 25 femelles caribous (2004-2007) munies de colliers émetteurs (ARGOS-GPS), a permis de mieux comprendre l'utilisation du couvert forestier naturel et aménagé dans le Nord du Québec. Des modèles mixtes ont permis de déceler des préférences dans la sélection des habitats à l'échelle des DS. Lors de la période hivernale, les caribous tendent à fréquenter les secteurs de feux récents (0-5 ans) et les peuplements forestiers avec couverture de lichens. Pour la période de mise bas, les femelles préfèrent les habitats forestiers de conifères denses. La fidélité des femelles est plus grande en saison de mise bas que lors de la période hivernale ($P < 0,0001$). Le caribou forestier est affecté négativement par les perturbations anthropiques, telles que les coupes et la densité des chemins dans une zone tampon de 5 kilomètres pour les deux périodes critiques. Enfin, l'extension des activités forestières favorisant les coupes à faible rétention, diminuent la connectivité entre les habitats résiduels. Une meilleure connaissance de l'organisation spatiale des exigences écologiques du caribou forestier à la fois en hiver et en saison de mise bas permettra de proposer des stratégies d'aménagement qui, couplées à des principes d'aménagement écosystémiques, pourraient favoriser le maintien du caribou forestier dans les territoires aménagés du nord du Québec.

Mots clés : Caribou forestier, domaines saisonniers, noyaux, sélection et utilisation des ressources, modèles mixtes.



INTRODUCTION

Sur le territoire québécois, certaines actions sont actuellement évaluées par les aménagistes pour atténuer le déclin du caribou forestier *Rangifer tarandus caribou*. La connaissance des déplacements des individus des populations occupant le territoire de la Baie-James a jusqu'à maintenant été peu étudiée et celles des domaines vitaux des individus de ces populations demeure méconnue.

Dans cette région du Québec, le caribou forestier peut avoir un domaine vital annuel d'envergure qui peut atteindre 4386 km^2 (St-Pierre et al., 2006). Un système d'information géographique, couplant la technologie informatique et celle de la géographie physique, permet aux aménagistes d'enrichir leurs connaissances sur les déplacements fins des caribous. Il est urgent de comprendre l'impact de certaines perturbations anthropiques, comme l'exploitation forestière, sur les déplacements spatiaux-temporels d'une espèce ayant un aussi grand domaine vital. Depuis la fin des années 1990, un système satellitaire complexe est au service des gestionnaires de la faune pour accroître les connaissances sur les déplacements fins des caribous.

Selon la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise, 2004), les aménagistes forestiers sont en droit de se doter d'outils technologiques efficaces pour planifier adéquatement les plans d'aménagement forestier intégré (PAFI). Le système ARGOS - GPS permettra d'améliorer les connaissances scientifiques sur l'utilisation du territoire par les hardes de caribous. Ce nouvel outil de gestion, basé sur la technologie de l'information, est nécessaire pour évaluer la survie de cette espèce considérée en péril au Canada.

Le dernier examen concernant la situation du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) par le (COSEPAC, 2002), indique que les populations du Canada ont connu un déclin dans presque toute l'aire de répartition, dans l'est comme dans l'ouest du pays (Environnement Canada, 2011). Depuis 2000, cet écotype particulier est désigné menacé par cet organisme gouvernemental. Le gouvernement provincial a par ailleurs désigné vulnérable cet écotype forestier en mars 2005 avec un décret abrogeant la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (L.R.Q., c. E-12.01).

Présent de façon discontinue et ayant un comportement sédentaire, la répartition de l'écotype forestier en forêt boréale couvre actuellement une superficie d'environ 235 000 km² dans la province de Québec. Malgré la difficulté d'estimer l'effectif, les gestionnaires estiment la métapopulation québécoise actuelle à seulement 3000 individus (Courtois et al., 2003c) au Québec. Le caribou des bois est présentement retranché dans les derniers blocs forestiers de la forêt boréale au nord de la province (fig. 1.1, page 12). Certains de ces massifs forestiers n'ont pas encore été exploités par l'industrie forestière, d'autres sont en voie d'exploitation selon la modalité de la coupe en mosaïque avec protection de la régénération et des sols (CMO), tel qu'assujettie par la Loi sur les forêts (L.R.Q., chapitre F-4.1 et modifiée par L.Q., 2001, c.6).

L'exploitation industrielle de la forêt boréale est l'un des facteurs associé au déclin de la population, le caribou étant peu tolérant aux perturbations anthropiques (Berge-rud, 1974; Rettie et Messier, 1998; Courtois, 2003; Vors, 2006). En effet, les pessières matures à mousses et à lichens sont les peuplements préférentiels du caribou en saison hivernale. Ils sont aussi les peuplements les plus convoités par l'industrie forestière en raison de leur fort volume marchand (O'Brien et al., 2006), bien qu'à l'échelle mondiale ces derniers sont parmi les plus bas.

Il est essentiel d'approfondir les connaissances de la population du Nord du Québec

pour réaliser un aménagement sous un nouveau paradigme, soit celui de l'aménagement forestier écosystémique (AFE). Cette nouvelle forme de gestion forestière s'intègre bien avec une espèce d'ongulé comme le caribou forestier qui couvre un vaste espace pour subvenir à ses besoins primaires, essentiels pour la persistance de cette espèce.

La présente recherche vise à documenter l'utilisation de l'espace par le caribou forestier dans le Nord du Québec et à déterminer la sélection de l'habitat dans les aires de concentrations des saisons d'hiver et de mise bas. Si la détermination des aires de concentration aux moments critiques du cycle de vie de ces organismes est l'enjeu principal de cette recherche, la connectivité des habitats au sein des territoires aménagés n'en est pas moins importante pour assurer le déplacement des individus vers ces aires de concentration (Rettie et Messier, 2000; Smith et al., 2000; Urban et Keitt, 2001; Saher et Schmiegelow, 2005; O'Brien et al., 2006) et pour l'échange génétique entre les hardes de la population du territoire de la Baie-James (Courtois et al., 2003c). Nous suggérons que la conservation de massifs forestiers et le maintien d'une connectivité fonctionnelle (corridors forestiers) au sein des territoires aménagés représentent deux stratégies complémentaires qui peuvent favoriser la survie de cette espèce peu tolérante aux perturbations anthropiques. La présente étude met l'accent toutefois sur la reconnaissance et la conservation d'habitats qui recoupent les aires de concentration fréquentées par les caribous à l'hiver et en période de mise bas.

Nous considérons que les populations de caribou forestier sont plus sensibles aux perturbations humaines qu'aux perturbations naturelles et qu'un effet synergique négatif, lié à l'ouverture de la forêt assortie d'un réseau routier, favorisant le déplacement des prédateurs est à la base même du déclin de cette espèce (Environment Canada, 2011). Dans les faits, les pratiques sylvicoles rajeunissent passablement la mosaïque forestière en augmentant la proportion de jeunes forêts feuillues, diminuant considérablement l'importance régionale des vieilles forêts (Drapeau et al., 2003; Grondin et al., 2003). Des pratiques sylvicoles permettant de minimiser l'écart entre l'aménagement et la dy-

namique naturelle et qui maintiennent un couvert forestier mature et surranné (Bergeron et al., 2007) pourraient être envisagées pour favoriser le maintien du caribou forestier dans le paysage de la forêt boréale au Québec. Une exploitation forestière, à l'intérieur d'une plage de variabilité naturelle (PVN) (Gauthier et al., 2008b) permettrait-elle le maintien des habitats forestiers pour les hardes de caribou forestier du territoire du Nord du Québec? Nous tenterons de répondre, en partie, à cette question dans la présente étude afin d'apporter de nouvelles connaissances pour un futur programme de suivi environnemental (PSE) (Gauthier et al., 2008b).

Dans cette étude, nous visons à identifier les centres d'activité saisonnière pour la période de mise-bas et d'hiver, des hardes du caribou forestier du territoire de la Baie-James qui intègrent les besoins d'habitats du caribou forestier aux moments critiques de son cycle de vie.

À la fin de cette étude, nous visons rencontrer les principaux objectifs suivants :

- Synthétiser l'état des connaissances (Chapitre I) ;
- Mesurer la sélection des habitats des centres d'activité saisonnière pour la période hivernale et lors de la mise bas (Chapitre II) ;
- Comparer dans le temps la fidélité d'utilisation des centres d'activité saisonnière entre la période hivernale et celle de mise bas (Chapitre III).

En résumé, cette étude vise à accroître les connaissances sur les domaines vitaux des caribous et vise à combler le manque de connaissance sur l'écologie de cette espèce dans le nord du Québec. L'intégration de ces nouvelles connaissances scientifiques pourront être incorporé aux documents de planification du Conseil Cris-Québec sur la foresterie (CCQF) et aussi pour les futurs Plans généraux d'aménagement forestier (PGAF) (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2004).

CHAPITRE I

L'ÉTAT DES CONNAISSANCES

1.1 Biologie

Au Québec, il existe trois écotypes de caribou (*Rangifer tarandus caribou*). Ces sous-espèces sont génétiquement différentes (Courtois et al., 2003a). Ailleurs au pays, des écotypes particuliers ont aussi été identifiés (McLoughlin et al., 2004). Le dernier examen concernant la situation du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou* (Gmelin) Banfield) par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC, 2002), indique que les populations du Canada ont connu un déclin dans presque toute l'aire de répartition. Dans l'ouest du pays, le phénomène est sans équivoque (Rettie et Messier, 1998; McLoughlin et al., 2003; Wittmer et al., 2007). Présent de façon discontinue et ayant un comportement sédentaire, l'écotype forestier couvre actuellement une superficie approximative de 235 000 km² au Québec (Courtois et al., 2003c). Cette population régionale est subdivisée en petites hardes qui forment de très faibles densités de populations (Courtois et al., 2003b). Cet ongulé a un domaine vital d'envergure pouvant atteindre jusqu'à 4386 km² chez certains individus (St-Pierre et al., 2006).

1.1.1 Les lichens

Durant la saison hivernale, les lichens représentent une ressource importante pour la survie de cet ongulé (Shepherd, 2006). Les lichens constituent une nourriture pauvre en protéines, mais riche en hydrates de carbone ; combustible essentiel pour la survie lors de la saison hivernale. Un caribou adulte en consomme environ 3 kg (poids sec) par jour (Bellefeuille, 2001, e. g. Desmeules et Heyland, 1969b ; Crête et al, 1990b). Nous distinguons deux types de lichens, soit les lichens épiphytiques et les lichens terrestres. Les lichens terrestres des genres *Cladina*, *Cladonia*, *Cetraria*, *Parmelia* sont les plus consommés dans notre aire d'étude. Parmi les lichens arboricoles fruticoles les plus recherchés mentionnons les genres *Alectoria*, *Bryoria*, *Usnea* et *Evernia* (Bellefeuille, 2001, e.g. Edwards et Ritcey, 1960 ; Desmeules et Heyland, 1969a ; Stevenson, 1990 ; Schaefer et Pruitt, 1991 ; Rheault et al. 2003 ; Boudreault et al. 2002 ; sous presse). Dans le nord du Québec, une étude a montré qu'il existe une association positive avec les sols à texture grossière pour l'alimentation d'hiver et une relation négative avec les sols à texture fine pour l'alimentation d'été (Lantin, 2003). Plusieurs recherches ont montré que les lichens terrestres du genre *Cladina* sont particulièrement abondants (Shepherd, 2006) dans les milieux xériques (Lantin, 2003, e.g. Lechowicz et Adams 1974, Carroll et Bliss 1982, Sulyma et Coxson 2001). Là où le sol est bien drainé, les lichens terrestres dominent la végétation tandis qu'en condition hygroscopique élevée, les mousses et sphaignes croissent plus facilement et occupent une plus grande superficie du sous-couvert forestier (Payette et al., 1989). Par ailleurs, les lichens semblent croître plus facilement lorsque l'humidité atmosphérique est plus élevée (Crête, Morneau et Nault, 1990).

1.1.2 Les perturbations anthropiques et naturelles

Le caribou forestier est très sensible aux perturbations de l'habitat forestier, qu'elles soient de nature anthropique ou naturelle (Vors, 2006; Courtois et al., 2007; Polfus, Hebblewhite et Heinemeyer, 2011). Certaines recherches ont montré que la densité du caribou forestier en Amérique du Nord est corrélée négativement à la proportion de jeunes stades végétatifs (Rettie et Messier, 1998; Courtois, 2003; Wittmer et al., 2005; Vors, 2006; Wittmer et al., 2007). Lorsque la coupe forestière s'intensifie dans un secteur d'opération hivernale, les caribous diminuent leurs taux de déplacements quotidiens et ils réduisent les dimensions de leurs domaines hivernaux (Smith et al., 2000).

Dans des conditions d'hiver rigoureux l'épaisseur de neige peut affecter négativement les déplacements (Wilson, 2000). Des études montrent qu'une diminution de la température moyenne en hiver peut occasionner des taux de survie à la baisse des juvéniles par la diminution de la masse corporelle des femelles gestantes en fin d'hiver (Weladji et Holand, 2003).

De plus, la coupe forestière favorise l'accès au territoire et en corollaire l'activité de la chasse sportive (St-Pierre et al., 2006; Vors, 2006) mais également les déplacements des prédateurs, notamment le loup (Houle et al., 2007).

1.1.3 Prédation

Il est généralement accepté que la prédation influence la densité des populations de caribou en Amérique du Nord (Bergerud, 1974; Rettie et Messier, 2000). Jusqu'à tout récemment dans le nord du Québec, nous ignorerions la dynamique de la relation loup-orignal-caribou (Henault et Jolicoeur, 2003), mais des chercheurs ont montré tout récemment comment les interactions trophiques lors de certaines périodes, peuvent

bénéficier aux loups dans la quête de ses proies principales (orignal) et alternatives (caribou) (Briand et al., 2009; Basille et al., 2012).

La construction des chemins forestiers favorise le phénomène de la prédation par le loup en facilitant les déplacements de ce prédateur (Latham et al., 2011; Wasser et al., 2011; Whittington et al., 2011; Houle et al., 2007). Généralement, l'utilisation des routes et des coupes par le loup, diffère entre les saisons en favorisant une stratégie de chasse qui augmente les opportunités de rencontre avec les orignaux et peut être préjudiciable au caribou forestier (Vors, 2006; Houle et al., 2007; Courbin et al., 2009; Basille et al., 2012).

Le loup

Plus spécifiquement au Québec, les gestionnaires de la faune estiment la population de loup à 7000 individus au Québec. L'écotype boréal est associé à la forêt mixte et coniférienne. Il est de constitution robuste et son alimentation repose principalement sur l'orignal et le caribou forestier (Henault et Jolicoeur, 2003; Pinard et al., 2012). Dans le nord du Québec et plus particulièrement dans la région de la Baie-James, on ignore totalement la dynamique de la relation loup-orignal-caribou (Henault et Jolicoeur, 2003). Ces derniers auteurs émettent l'hypothèse que les petites hardes de caribous des bois sont probablement celles qui sont les plus affectées par la prédation des loups.

Par ailleurs, l'utilisation de peuplements forestiers matures de faible densité (C-D) permettrait une meilleure visibilité pour le caribou facilitant la détection du loup (Wilson, 2000). Un couvert latéral élevé tendrait à accroître le risque de prédation en diminuant la possibilité de fuite. Par ailleurs, en Alberta, il a été démontré que les *uplands* affichent les plus hauts taux de prédation. Le caribou maximise l'utilisation des *peatland* pour éviter les prédateurs (McLoughlin, Dunford et Boutin, 2005) car selon ces

derniers auteurs le caribou détecte plus facilement ce carnassier dans ce type d'habitat terrestre. Selon ces auteurs, la biomasse de lichen est supérieure dans les uplands et le caribou n'a d'autres choix que d'utiliser les uplands même si le risque de prédation est plus élevé en saison hivernale. Cet effet peut être amplifié en hiver lorsque l'utilisation des lichens épiphytes est essentielle pour la survie des individus lors d'hivers rigoureux (Rettie et Messier, 2000).

Des études ont montrés une corrélation entre le loup et l'orignal. L'accroissement de la densité de loups dans un territoire suggère un accroissement de la prédation (Courtois et al., 2003c). Dans les réserves fauniques au Québec, il existerait une relation de type exponentielle entre les densités de loups et celles d'originaux. Par exemple, lorsque les densités de loups sont faibles ($< 0,01$ loup/ km^2), les densités d'originaux se maintiennent en dessous de $0,3$ individus/ km^2 . Les densités de loups augmentant rapidement et proportionnellement à l'abondance de l'orignal (Larivière, Jolicoeur et Crête, 1998). Lessard (2005) a estimé que la densité des caribous décline lorsque la densité de loup excède $0,008$ loup/ km^2 . Il semble qu'une densité de loups supérieure à $0,0065$ loup/ km^2 devient limitante pour les caribous vivant en petits groupes (Bergerud, 1996). Pour fin de comparaison, dans l'aire d'étude, les densités des populations de loup et d'orignal sont estimés respectivement entre $0,003$ et $0,005$ loup/ km^2 et moins de $0,005$ orignal/ km^2 (St-Pierre et al., 2006). Une étude plus exhaustive permettrait de déterminer si la prédation par le loup est une contrainte majeure pour la survie du caribou forestier. Tout porte à croire que pour le moment, la densité de loup est inférieure à la valeur limitante de $0,0065$ loup/ km^2 (Bergerud, 1996).

Tout comme le caribou (sect. 2.2.4, p. 35), le loup est affecté négativement par la densité des routes en milieu forestier (Houle et al., 2007). Une couverture forestière moyenne de 82% combinée à une densité de route de $0,3$ km/ km^2 permettrait le maintien d'une population permanente de loups (Henault et Jolicoeur, 2003). La présence du loup sur le territoire est affecté négativement lorsque le couvert forestier est réduit à 25%

et que le réseau routier atteint une densité de $0,9 \text{ km/km}^2$. En hiver, la présence de routes achalandées étaient sélectionnées par le loup. La faible épaisseur de neige sur ces infrastructures pourrait expliquer cette sélection par le loup en hiver en facilitant les déplacements du canidé sur le territoire (Kunkel et Pletscher, 2001; Houle et al., 2007).

Certaines recherches ont montré que le risque de prédation tend à augmenter lorsque les caribous sont à proximité des structures anthropiques linéaires (James et Stuart-Smith, 2000; Latham et al., 2011; Wasser et al., 2011). Le pourcentage de mortalité par les humains et les loups à proximité de ces structures équivaut à 19 % et 56 % respectivement. En Colombie-Britannique, le loup gris représenterait la principale cause de mortalité des faons de caribous durant l'été, soit entre 5 et 7 semaines après la mise-bas. Cette période coïnciderait avec le détachement des loups adultes de la tanière et d'un possible changement d'espèce de proie (Gustine et al., 2006).

L'ours noir

L'ours noir est un prédateur potentiel du caribou et des études émettent l'hypothèse que la prédation de l'ours noir réduirait fortement la survie des jeunes caribous (Rettie et Messier, 1998; Mahoney et Virgl, 2003; Latham, Latham et Boyce, 2011; Bastille-Rousseau et al., 2011; Pinard et al., 2012). Par contre, peu d'études ont montrés la prédation de l'ours noir sur le caribou forestier adulte (Mahoney et Virgl, 2003). Dans notre étude, la densité de l'ours noir pourrait être un facteur prépondérant dans une cascade trophique de type "Top Down" (Rettie et Messier, 2000; Bastille-Rousseau et al., 2011). Lors de nos inventaires sur le terrain, nous avons vu des signes de présence de ce plantigrade (traces et crottins). À titre comparatif, dans le secteur de Charlevoix, l'ours noir est présent à des densités de $0,22 \text{ ours/km}^2$ (Lefort et al., 2006).

1.2 Secteurs d'interventions forestières

Dans le territoire de la Baie-James le caribou forestier concentre principalement ses activités dans le domaine de la pessière à mousses (Saucier et al., 2003). Ce domaine couvre une bande d'environ 300 kilomètres de largeur et s'étend entre les latitudes du 52^e et du 55^e parallèles nord. L'épinette noire (*Picea mariana*) et le pin gris (*Pinus banksiana*) dominant le paysage. Ces deux essences forestières regroupées sous le vocable du groupement forestier sapin-épinette-pin-mélèze (SEPM) représentent plus de 90 % de la proportion des tiges marchandes du secteur d'étude (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2004). Notre secteur d'étude couvre à la fois la forêt commerciale et une zone qui s'étend au-delà de l'actuelle limite nordique d'exploitation de la forêt.

L'aire d'étude (fig. 1.1) fait partie de la région administrative 10 (Nord-du-Québec). Cette zone est gérée conjointement avec les Cris du Québec (Entente Cris-Québec, 2002). Cette zone englobe les unités d'aménagement forestier (UAF) : [026-61 - 026-66], ainsi que les unités 084-62, 085-62, [086-63 - 086-66] et les unités 087-62 à 087-64 (BFC, 2006).

1.3 Les données télémétriques satellitaires

À la fin des années 1990, un réseau complexe de satellites (NOA-H) couplant la technologie informatique et celle de la géographie physique, permet aux écologistes d'enrichir leurs connaissances sur les déplacements fins des grands mammifères. Un collier, doté d'un transmetteur ARGOS (Advanced Research and Global Observation Satellite) couplé avec un système GPS (Global Positioning System), permet d'améliorer les connaissances scientifiques sur les déplacements d'organismes tels que les caribous forestiers en forêt boréale.

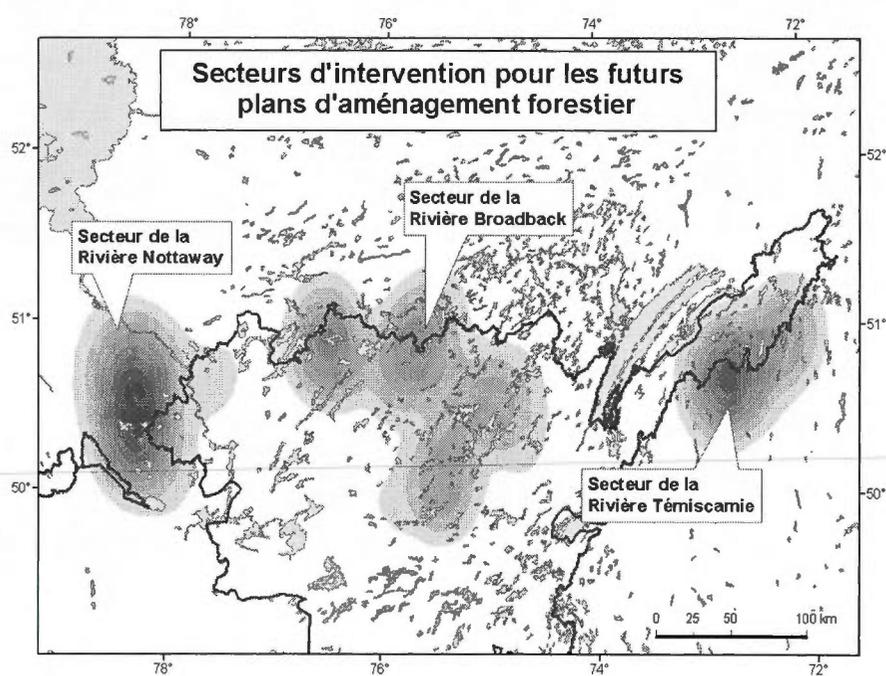


Figure 1.1 Carte de localisation des secteurs d'intervention pour les futurs plans d'aménagement forestier

Depuis la commission Coulombe en 2004 (Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise, 2004), les aménagistes forestiers sont invités à utiliser tous les outils technologiques disponibles pour planifier adéquatement un Plan d'aménagement forestier intégré (PAFI) par unité d'exploitation forestière. La connaissance acquise par les suivis de caribous au moyen de la technologie de colliers GPS peut être d'une grande utilité dans la gestion de cette espèce menacée ainsi que dans la planification forestière. Malgré les coûts élevés des colliers émetteurs, le nombre de localisations par individu est supérieur à la méthode conventionnelle (VHF), ce qui ultimement permet un meilleur rapport qualité - coûts, tout en augmentant la précision du calcul des domaines vitaux (Girard et al., 2002; USGS, 2007). Cette méthode est idéale pour une espèce ayant un domaine vital de plusieurs centaines de kilomètres carrés où l'accessibilité est souvent très limitée.

Dans les bases de données des localisations GPS, un compromis doit être fait entre la précision et le nombre de localisations disponibles pour le traitement des domaines vitaux. Le HDOP (Horizontal Dilution Of Precision) peut être utilisé pour augmenter la précision des localisations, par contre ce dernier n'estime que l'erreur horizontale (Dussault et al., 2001). Pour sa part, la valeur du PDOP (Positional Dilution Of Precision) est une mesure de la géométrie des satellites (Lewis et al., 2007) et semble préférable car elle permet d'estimer l'erreur horizontale et verticale (Dussault, comm. perso.). Une faible valeur du PDOP et du HDOP indique une précision accrue des localisations télémétriques.

Dans les prochaines sections, nous discuterons des différents estimateurs et des méthodes de calcul permettant d'évaluer avec exactitude et robustesse, les domaines vitaux et les centres d'activités des animaux.

1.3.1 Périodes critiques

À prime abord, les périodes d'intérêts pour le caribou forestier de la Baie-James ont été déterminées en se basant sur le comportement de déplacement des individus de caribou forestier suivis au moyen des colliers GPS (Lefort et al., 2006). Les périodes retenues pour les périodes de mise bas et lors de la saison hivernale ont été calculées à l'aide du taux de mouvement (m/hr) (Smith et al., 2000), correspondant à la distance euclidienne parcourue entre deux localisations successives. Malgré que la période printanière est critique pour la survie des faons, cette étude porte exclusivement sur la saison printanière et lors de la période hivernale. Afin de souligner les tendances à long terme du taux de déplacement moyen, nous avons procédé à une analyse des séries temporelles, en calculant une moyenne mobile du taux de mouvement (m/hr) pour l'ensemble des individus, soit 82 106 localisations télémétriques. Les calculs de la moyenne mobile des taux de déplacement ont été réalisés avec un sous-ensemble de 100 localisations télémétriques (fig. 1.2) préalablement triés selon la date. Toutes les dates des localisations ont été transformées pour atteindre la norme POSIX.

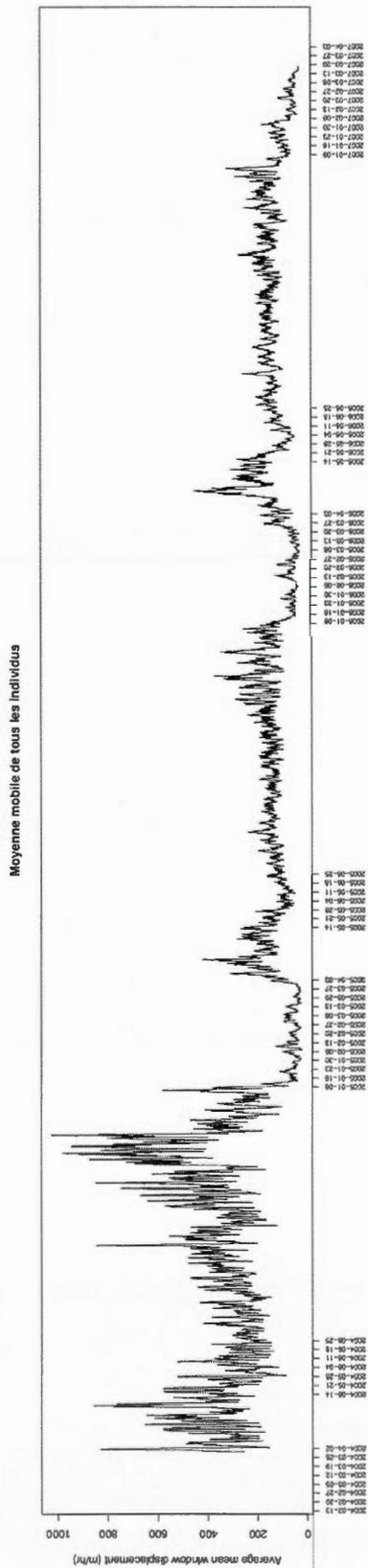


Figure 1.2 Taux de déplacement moyen (m/hr) du caribou forestier des individus suivis dans le nord du Québec de 2004-2007

En nous basant sur cette analyse, nous considérons que la période de mise bas équivaut inclusivement à la période du 15 mai (année-05-15) au 30 juin (année-06-30) et la période hivernale correspond à la période comprise entre le 10 janvier (année-01-10) et le 8 avril (année-04-08) inclusivement. Le tableau 1.1 résume le nombre de localisations annuelles par individus, pour chacune de ces périodes étudiées.

1.4 L'estimation quantitative d'un domaine vital

Le domaine vital (DV) d'un animal est défini comme la superficie utilisée par ce dernier dans un intervalle de temps donné (Burt, 1943) et peut être caractérisé par sa grandeur, sa forme et sa structure (Kenward et al., 2001). Le choix approprié d'une méthode statistique pour estimer le domaine vital et décrire l'espace utilisé est complexe (Horne et Garton, 2006b). En fait, ce sont les ressources du milieu qui structurent la forme des domaines vitaux (Powell, 2000). Depuis quelques décennies, plusieurs techniques ont été proposées pour accroître la précision de la taille des domaines vitaux des mammifères (Worton, 1989). Plusieurs méthodes statistiques ont été employées pour évaluer la dispersion, la limite des bordures et la mesure des centres d'activités (Calhoun et Casby, 1958; Harvey et Barbour, 1965; Dunn et Gipson, 1977; Dixon et Chapman, 1980; Don et Rennolls, 1983; Samuel, Pierce et Garton, 1985; Hartigan, 1987; Haan et Resnick, 1994; Bingham et Noon, 1997; Katajisto et Moilanen, 2006).

L'estimateur du noyau ou "kernel" est adéquat lorsque l'objectif de l'étude consiste à caractériser les centres d'activités car cet estimateur réduit le domaine vital en excluant des secteurs non utilisés par les individus (Girard et al., 2002). Une valeur de 95 % est couramment utilisée pour éliminer les grands déplacements (i.e. les localisations les plus éloignées) qui tendent à surestimer l'aire des domaines vitaux (Blundell, Maier et Debevec, 2001; Girard et al., 2002). Par ailleurs, l'analyse des domaines vitaux

Tableau 1.1 Nombre de localisations individuelles par périodes

ID	hiver				mise bas		
	2004	2005	2006	2007	2004	2005	2006
2002007	21	297	298	64	150	142	136
2002008	0	289	285	235	0	141	140
2003008	29	289	290	228	148	143	135
2003009	17	288	284	207	138	148	122
2003010	0	292	281	201	0	135	138
2003011	17	37	288	201	147	150	149
2003012	17	49	300	204	149	146	138
2003013	23	39	288	206	146	145	145
2003014	26	288	289	0	138	146	0
2003015	29	0	0	23	3	0	0
2003017	33	286	289	218	150	145	146
2003018	32	290	293	189	151	152	148
2003020	27	38	255	0	147	149	0
2003021	31	295	276	201	150	139	145
2004017	37	287	274	47	144	136	89
2004018	24	289	0	0	134	149	0
2004019	39	261	115	0	153	151	0
2004020	23	294	281	236	151	149	147
2004021	23	295	0	0	153	145	0
2004022	20	0	0	23	134	0	0
2004023	19	281	286	289	145	143	136
2004024	17	44	292	0	135	134	140
2005025	0	290	295	237	0	143	136
2005027	0	286	278	189	0	148	133
2005028	0	29	294	212	0	147	153
2005029	0	31	294	216	0	143	149
2005030	0	25	278	198	0	146	139

ne tient pas compte de l'hétérogénéité temporelle des déplacements sur l'arrangement spatial des localisations télémétriques. L'analyse de la fidélité des sites explore cette dynamique temporelle qui englobe trois types de mouvement : (1) la migration, (2) la dispersion et (3) les mouvements saisonniers (Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001). Ce dernier type de mouvement sera tout particulièrement étudié afin de détecter les tendances de fidélité aux sites reliées aux périodes de mise bas et lors de la saison hivernale (voir chapitre III, section 3).

1.4.1 Centre d'activité (CA)

Les mammifères utilisent de façon intense certains secteurs à l'intérieur même de leur domaine vital (Samuel, Pierce et Garton, 1985). Les centres d'activités (CA) sont particulièrement importants pour étudier les interactions inter-spécifiques et les liens avec les conditions d'habitat. Le CA (Kaufman, 1962), à l'intérieur du domaine vital, peut permettre l'étude plus fine de l'utilisation des ressources alimentaires et de refuges (Burt, 1943; Wauters et al., 2007). Les CA ont une superficie de moins grande dimension que le DV. Les CA et les DV sont dépendants de la saison, du sexe et des composantes de l'habitat (Samuel, Pierce et Garton, 1985, e.g. Clutton-Brock, Guinness et Albon (1982)). Une proportion de 50 % des isoplèthes est couramment utilisé dans les études des domaines vitaux pour estimer les CA (Blundell, Maier et Debevec, 2001; Girard et al., 2002). Par contre, cette proportion varie d'une étude à l'autre selon la méthode d'analyse employée pour estimer les centres d'activités (Samuel, Pierce et Garton, 1985).

Deux grandes familles d'estimateurs sont utilisées pour évaluer les domaines vitaux. La première est fondée sur la proximité des localisations et repose sur la représentation de surfaces utilisées par l'animal sous forme de polygones estimant la relation des différences entre les distances des localisations géographiques (Kenward et al., 2001). Dans

cette famille nous regroupons principalement la méthode du polygone convexe minimum (MCP), celle du polygone concave et la méthode du cluster. La méthode du "local convex hull" (LoCoH) est une méthode très prometteuse pouvant être intéressante à utiliser pour l'analyse fine des CA et des DV, car cette méthode permet de détecter des barrières physiques (lacs, rivières, ravins) et tend à converger lorsque le nombre de localisations augmentent (Getz et al., 2007). La méthode du MCP est souvent utilisée pour des analyses comparatives entre les différentes études (Harris et al., 1990; Börger et al., 2006) et tend à accroître linéairement la superficie du domaine vital de l'animal avec le nombre de localisations par individu (Börger et al., 2006). Cette méthode est couramment utilisée dans l'étude des habitats à grande échelle (Girard et al., 2002).

La deuxième famille de méthodes repose sur l'estimation de densités des localisations pour produire des isoplèthes de densité. Mentionnons ici les méthodes les plus couramment utilisées, soit : l'ellipse, la moyennes harmonique et le noyau ou communément appelé "kernel". Nous nous attarderons plus spécifiquement à cette dernière méthode car l'estimateur de densité, le noyau, est utilisé dans la sélection des habitats pour les analyses de fonctions d'utilisation des ressources (Resource Utilization Function (RUF)) (Marzluff et al., 2004) ou communément nommé le Resource Selection Probability Function (RSPF) (Manly, McDonald et Thomas, 2002).

1.4.2 Estimateurs de densité

LE NOYAU

Pour estimer les noyaux (K) des localisations géographiques, le choix du paramètre de lissage (h) est critique (Worton, 1989; Worton, 1995; Horne et Garton, 2006a). En fait, lorsque h est petit (fig. 1.3 (b)) plusieurs détails deviennent visibles alors que lorsque h devient grand (fig. 1.3 (c)) il y a moins de détails et la nature bimodale de l'estimateur disparaît (Jean, 1997).

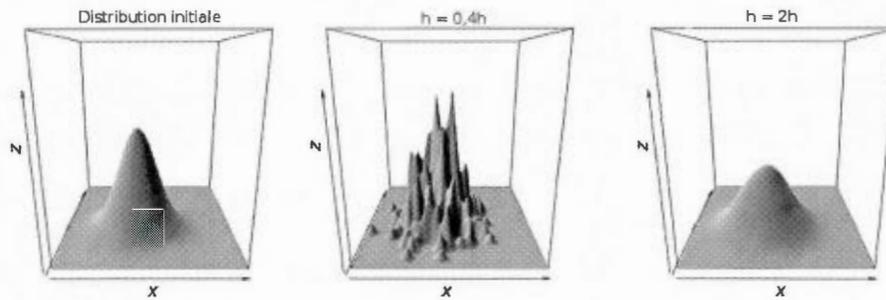


Figure 1.3 Comparaison de l'effet du paramètre de lissage sur la distribution des localisations télémétriques (figure adaptée de Fieberg (2007)).

Indépendamment de la méthode employée pour estimer ce paramètre de lissage h , le noyau est particulièrement sujet au compromis entre le biais et la variance (Fieberg, 2007). Ainsi, lorsque h est petit (fig. 1.3 (b)) la complexité est accrue (Overfit), la variance est amplifiée et le biais tend à diminuer. Inversement, lorsque h devient grand (fig. 1.3 (c)) la complexité du modèle diminue (Underfit), la variance décroît tandis que le biais s'accroît. Nous pouvons résumer ces informations en consultant la figure 1.4.

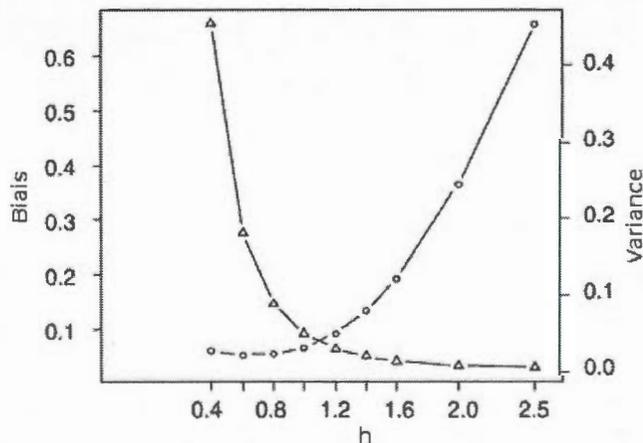


Figure 1.4 Effet de compromis du paramètre de lissage (h) entre le biais (cercle) et la variance (triangle) (figure adaptée de Fieberg (2007)).

Malgré cette ambivalence, le :

Kernel estimates of animal UD's have been preferred to other approaches because they are free of distributional assumptions, seem to perform well in simulations, and, unlike other nonparametric methods, employ a widely used statistical smoothing technique (Amstrup, McDonald et Durner, 2004, e.g. Worton 1989, Seaman et Powell 1996, Seaman et al. 1999, Kernohan et al. 2001).

La méthode du noyau est appropriée lorsque les localisations ne sont pas agrégées dans une matrice en forme de beignet ou dans un coin d'un carré par exemple (Getz et Wilmers, 2004). Ce phénomène d'agrégation des localisations pourrait accroître la biais de cet estimateur (Downs et Horner, 2008). S'il appert que les localisations sont agrégées la méthode de LoCoH (Getz et al., 2007) pourrait être préférable dans ces circonstances.

1.4.3 Choix du paramètre de lissage h

Les méthodes principalement utilisées dans les études pour calculer ce paramètre sont, la méthode de référence ou communément appelée la méthode standard (h_{ref}), la méthode de la validation-croisée lissée (h_{lscv}) et une nouvelle méthode, le "solve-the-equation plug-in" (STE) (Gitzen, Millspaugh et Kernohan, 2006) qui fait appel aux méthodes rapides de transformation de Fourier (FFM) (Kern et al., 2003).

MÉTHODE DE RÉFÉRENCE (h_{ref})

La méthode de référence, selon une distribution bivariée (Calenge, 2006), peut être calculée selon :

$$h_{ref} = \sigma n^{\frac{1}{5}} \quad (1.1)$$

sachant que $\sigma = 0.5(\sigma(x) + \sigma(y))$. Cette forme de distribution est plus représentative des centres d'activités des animaux ayant de multiples modes de hauteur et de largeur variables (Seaman et Powell, 1996).

MÉTHODE DE LA VALIDATION-CROISÉE LISSÉE (h_{lscv})

Une revue de littérature portant sur 101 articles scientifiques parus dans la revue «The Journal of Wildlife Management (JWM) » entre 1980 et 1997, recommande cette méthode pour calculer le facteur de lissage (Seaman et al., 1999). Il appert que cette méthode de la validation-croisée lissée est souvent la plus appropriée. Par contre, plusieurs statisticiens considèrent maintenant cette technique désuète (Gitzen, Millspaugh et Kernohan, 2006) pouvant même être biaisée par un nombre élevé de localisations GPS et par une intensité d'utilisation du territoire ou un comportement de fidélité à un centre d'activité (Hemson et al., 2005). Néanmoins, cette approche permet d'identifier des agglomérations de localisations même si le risque de non-convergence est amplifié lorsque les centres d'activités sont très agglomérés (Seaman, Griffith et Powell, 1998).

SOLVE-THE-EQUATION PLUG-IN (h_{pi})

Cette nouvelle méthode représente une alternative intéressante pour calculer le paramètre de lissage h . Dans le domaine de la statistique, la littérature recommande la méthode du h_{pi} pour calculer et optimiser h (Sheather et Jones, 1991; Duong et Hazelton, 2003). Cette méthode semble appropriée pour calculer ce paramètre et elle est même supérieure à la méthode du LSCV (Jones, M. C., Marron, J. S. et Sheather, S. J., 1996; Gitzen, Millspaugh et Kernohan, 2006). Elle est tout particulièrement indiquée lorsque la méthode de la validation-croisée lissée (h_{lscv}) ne converge pas ou échoue (Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001).

1.4.4 Noyau fixe et noyau adapté

Le choix entre l'utilisation du noyau fixe K_{fx} et le noyau adapté K_{adapt} dépend de l'objectif visé et de la distribution des localisations de l'animal. Ainsi, pour l'étude des centres d'activités, il est suggéré d'utiliser le noyau fixe (K_{fx}) en minimisant la valeur de h pour différencier les centres d'activités des zones peu utilisées (Worton, 1995; Seaman et Powell, 1996; Kernohan, Gitzen et Millsaugh, 2001).

Brièvement, pour calculer K_{fx} , l'algorithme de calcul utilise un facteur de lissage h identique pour l'ensemble de la matrice de densité. La forme adaptative K_{adapt} quant à elle, fait varier le facteur de lissage h . Ainsi, lorsque la densité des observations est faible, le facteur h est bonifié, et inversement lorsque la densité des observations est élevée (Seaman et Powell, 1996).

1.4.5 Les programmes

L'estimation de la distribution des localisations pour un même modèle d'algorithme diffère entre les programmes pour calculer les domaines vitaux (Lawson et Rodgers, 1997; Larkin et Halkin, 1994; Blundell, Maier et Debevec, 2001). Il a été démontré que le programme HOME RANGE v.2.0 est plus consistant dans le calcul des domaines vitaux que KERNELHR et l'extension Animal Movement (Horne et Garton, 2006a). Ce dernier programme tend à surlisser les localisations et est moins recommandé dans l'analyse des domaines vitaux (Horne et Garton, 2006a; Mitchell, 2006). Une autre étude établit une similitude des programmes : Home Range Extension - ArcView 3.x ; Home Ranger v.1.5 et KernelHR v.4.27 (Mitchell, 2006).

La cause principale de la variation entre la superficie calculée des domaines vitaux est l'utilisation d'un algorithme différent entre les programmes pour lisser la distribution des localisations, soit le UD (Utilization Distributions) (Lawson et Rodgers, 1997; Lar-

kin et Halkin, 1994; Horne, 2005). Ainsi, le code source de ces programmes étant fermé, il ne peut être consulté afin de vérifier comment l'algorithme est construit (Calenge, 2006). Ceci pourrait en partie expliquer les différences de UD entre les programmes utilisés.

De plus, certains programmes interfèrent dans l'évaluation du paramètre de lissage en sélectionnant un autre type de paramètre comme par exemple lorsque la convergence pour trouver le paramètre de lissage h_{lscv} est impossible (ex : $h_{lscv} - - > h_{href}$). Ce comportement automatique est peu désirable et est une source probable de biais (Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001).

1.5 Autocorrélation

L'autocorrélation spatiale dans le déplacement des mammifères est un sérieux problème dans l'analyse et l'interprétation des domaines vitaux. Plusieurs méthodes statistiques, pour analyser les domaines vitaux, doivent répondre à la prémisse d'indépendance entre les localisations (Harris et al., 1990). L'étude des domaines vitaux au moyen de la technologie GPS, augmente le nombre de localisations pour un même individu et occasionne un problème d'autocorrélation entre les localisations géographiques (Legendre, 1993; Kenward et al., 2001; Fortin et al., 2005). L'animal ne se déplace pas d'une façon aléatoire dans son environnement et interfère négativement avec les tests d'hypothèses standards et accroît le risque d'erreur de type I (Swihart et Slade, 1985; Legendre, 1993; De Solla, Bonduriansky et Brooks, 1999; Diniz-Filho, Bini et Hawkins, 2003). Par ailleurs, l'analyse des domaines vitaux avec la méthode non paramétrique semble peu affectée par l'autocorrélation (De Solla, Bonduriansky et Brooks, 1999). Tout récemment, avec la méthode du noyau, l'autocorrélation est sujet à plusieurs recherches statistiques afin de mieux comprendre ce biais (Fieberg, 2007). Généralement, les estimateurs à noyaux K sont moins sensibles à

l'autocorrélation que les autres estimateurs (Swihart et Slade, 1985; De Solla, Bonduriansky et Brooks, 1999; Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001).

Au cours des 15 dernières années, peu d'études ont considéré l'effet de l'autocorrélation sur l'estimation des domaines vitaux (Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001, p. 130). Dans notre étude, les taux de déplacement lors des saisons hivernales et de la mise bas sont inférieurs aux autres périodes. Dès lors, l'indépendance entre les localisations est faible, il y a donc peu de localisations qui sont indépendantes les unes des autres. Ce phénomène serait expliqué notamment par des facteurs biotiques, tels que les types de végétaux, qui sont toujours spatialement autocorrélés et dictent la nature structurelle des peuplements forestiers préférés par les grands herbivores (Legendre, 1993; Boyce, 2006). Par exemple, pour le caribou forestier lors de la période hivernale, le comportement alimentaire serait donc influencé par l'hétérogénéité et la dispersion des peuplements forestiers alimentaires et des peuplements de protection. Nous préconiserons l'utilisation de toutes les localisations télémétriques, afin de détecter le signal biologique (Marzluff et al., 2004; De Solla, Bonduriansky et Brooks, 1999) associé aux préférences des ressources lors des saisons hivernales et de mise bas.

1.6 Analyses statistiques

Dans une première étape, nous avons procédé à une analyse exploratoire des localisations télémétriques afin de détecter les aberrations possibles comme des erreurs de coordonnées géographiques qui pouvaient exister dans la base de données.

Certains modules du logiciel R (R Development Core Team, 2011) ont été utilisés pour construire initialement les noyaux (adehabitat (Calenge, 2006); ks (Duong, Tarn, 2011)) et pour analyser la sélection des modèles avec des modèles mixtes (nlme (Pinheiro et al., 2011); AICcmodavg (Mazerolle, 2011)) et dans l'étude de la fidélité

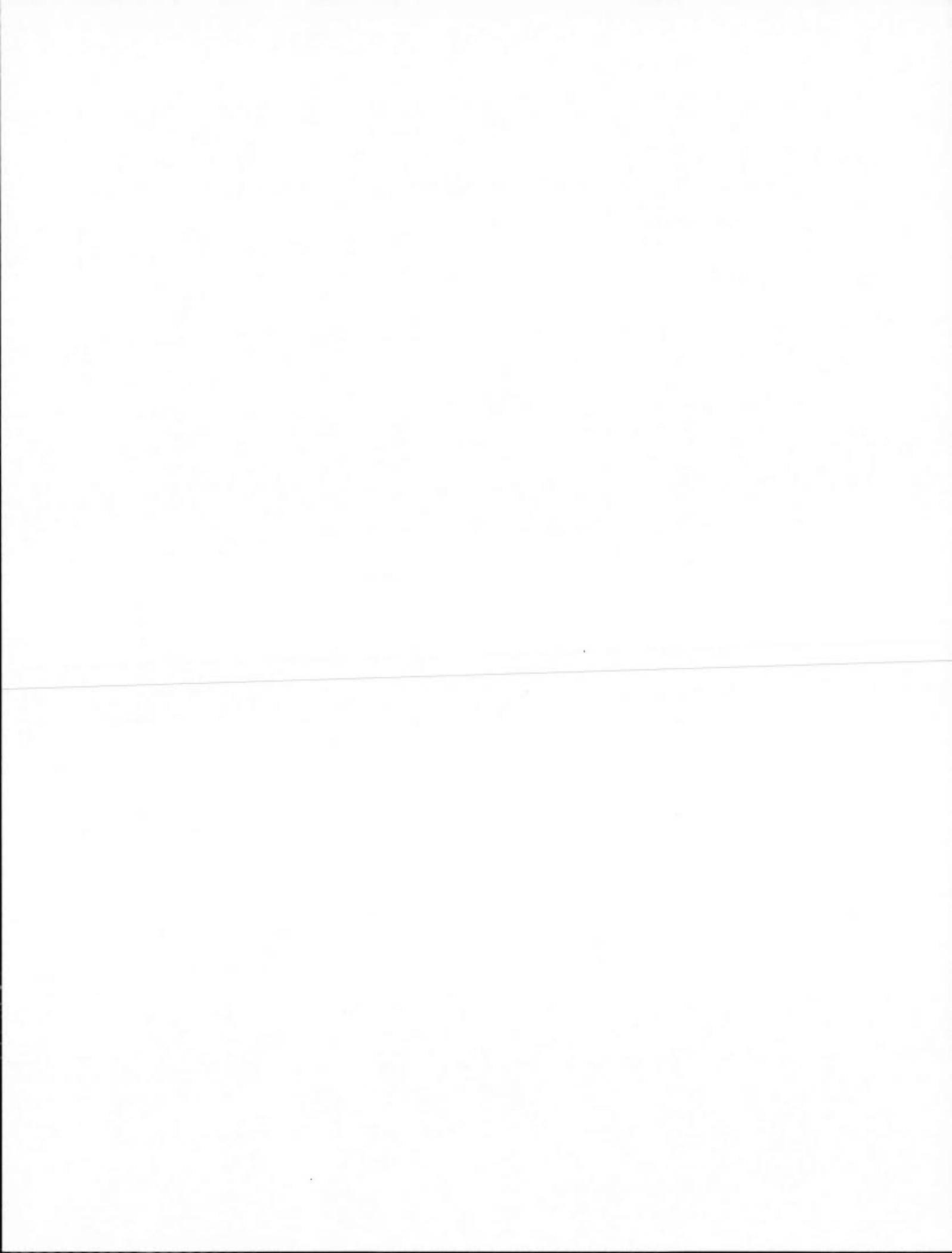
lors de la période hivernale et lors de la saison de mise bas.

L'extraction des *ressources*, pour chacun des pixels associé à la valeur de la variable réponse (UD), a été effectuée au moyen de Grass 6.4 (GRASS Development Team, 2011). Les données ont été traitées avec *R* (R Development Core Team, 2011) sur plateforme Linux avec le "cluster" Colosse du CLUMEQ, soit le consortium de recherche pour le calcul scientifique de haute performance (CHP).

Dans le chapitre II, pour évaluer la sélection des habitats ou l'analyse de préférence, nous utiliserons la méthode RUF (Ressource Utilization Function) (Millspaugh et al., 2006; Rittenhouse et al., 2008) ou communément nommé RSPF (Ressource Selection Probability Function) (Manly, McDonald et Thomas, 2002). Avec cette méthode, la variable réponse, soit l'intensité d'utilisation à l'échelle du pixel, est modélisée à l'aide d'une analyse MM (Modèle Mixte) (Pinheiro et al., 2011) pour détecter l'influence des variables prédictives catégoriques ou continues, soit les *ressources*, sur la variation de la distribution de probabilité, soit la variable réponse. Les meilleurs modèles, pour répondre aux hypothèses et aux prédictions seront obtenus grâce à la plus petite valeur AIC (Akaike Information Criterion) qui permettra d'identifier le meilleur modèle selon l'approche de sélection de modèles "Model Selection" (Johnson et Omland, 2004; Mazerolle, 2006; Mazerolle, 2011).

Dans le chapitre III, pour évaluer la fidélité, nous utiliserons le VI (Volume Intersection Index) (Seidel, 1992) pour quantifier la fidélité (Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001; Fieberg et Kochanny, 2005; Gitzen et Millspaugh, 2003). Nous avons quantifié l'espace partagé, soit la juxtaposition des pairs de distribution de probabilité avec cet estimateur. Cet estimateur sera calculé avec le module `kerneloverlap` de la librairie `adehabitat` (Calenge, 2006). Cet indice indique une parfaite intersection lorsqu'il est égal à un et qu'il n'y a aucune intersection lorsque l'indice prend la valeur de zéro. Selon Worton (1995), l'estimateur à noyau est bien adapté parce qu'il n'as-

sume aucune forme de distribution particulière et parce qu'il offre en plus une vraie probabilité de distribution.



CHAPITRE II

SÉLECTION D'HABITAT AU SEIN DES CENTRES D'ACTIVITÉ SAISONNIÈRE

2.1 Introduction

Comprendre les conséquences dans les changements de taille et de forme des domaines vitaux des grands mammifères, et leurs impacts sur la sélection des ressources et des habitats est une discipline qui suscite beaucoup d'intérêt pour les aménagistes et pour les écologistes (Akçakaya, 2000; Thomas et Taylor, 2006; Wittmer et al., 2007; Vors et al., 2007; Hins et al., 2009; Faille et al., 2010). Depuis quelques décennies, les recherches sur le caribou permettent d'élaborer de nouvelles stratégies pour maintenir cette espèce mais également la biodiversité qui dépend d'habitats similaires, dans les territoires perturbés par l'homme (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008). Nous pouvons affirmer que le champ de recherche de la sélection d'habitat, reliée à la biologie de la conservation, suscite un grand défi pour les aménagistes forestiers qui tentent de conserver une espèce comme le caribou forestier, entre autres ses populations locales telles que les hardes de la Baie-James (Québec, Canada).

Selon la littérature, les habitats les plus limitatifs pour le caribou forestier sont susceptibles de changer avec les saisons (Rettie et Messier, 2000). De même, l'échelle à laquelle les animaux peuvent percevoir leur environnement varie aussi dans l'espace

et dans le temps (Legendre et Fortin, 1989; Johnson, Parker et Heard, 2001; Boyce et al., 2003; Leblond et al., 2011). Ainsi donc, l'ampleur des domaines vitaux et des centres d'activité, de même que la sélection des habitats est le reflet direct des traits biologiques des animaux. Par exemple, la survie, la prédation et la reproduction chez le caribou forestier dépendent directement des composantes de la composition et de la structure de la végétation. Ces composantes influencent directement leurs besoins de même que leurs déplacements dans la matrice forestière boréale. Les domaines saisonniers, calculés au moyen des localisations télémétriques, sont fonction principalement de deux paramètres. Le premier est l'échelle spatiale. Le domaine saisonnier varie donc en terme de grandeur et de forme. Le deuxième renvoie à l'échelle temporelle. Ce paramètre permet notamment de vérifier si les animaux utilisent les mêmes secteurs année après année. Nous en discuterons au Chapitre III concernant la fidélité des femelles à leur domaine saisonnier d'une année à une autre. En estimant ces paramètres pour certaines périodes critiques, nous pouvons évaluer à l'échelle du peuplement ou à l'échelle du paysage les stratégies alimentaires de même que les préférences reliées aux couverts de protection de l'espèce (Rettie et Messier, 2000; Schaefer, Bergman et Luttich, 2000; Johnson, Seip et Boyce, 2004; Mayor et al., 2009). Plusieurs travaux ont montré que la notion de sélection des habitats peut être considérée comme se faisant de manière hiérarchique et selon un niveau de dépendance entre les échelles spatiales (Rettie et Messier, 2000; Brown, 2005; Gustine et al., 2006).

Actuellement au Canada, il est accepté, dans toute la communauté scientifique, ou presque, que les activités humaines influencent directement les indicateurs spatiaux-temporels des domaines vitaux et des centres d'activité saisonnière du caribou forestier (Dyer et al., 2002; Nellemann et al., 2003; Joly et al., 2003; Shepherd, 2006; Vors, 2006; Vors et al., 2007; Courtois et al., 2007; Faille et al., 2010; Harju et al., 2011; Leblond et al., 2011; Polfus, Hebblewhite et Heinemeyer, 2011) et indirectement la vulnérabilité du caribou forestier à la prédation du loup (Seip, 1992; Cour-

bin et al., 2009; Houle et al., 2007; Whittington et al., 2011) ou de l'ours noir (Bastille-Rousseau et al., 2011; Latham, Latham et Boyce, 2011).

Ces nouvelles recherches sur l'utilisation des habitats et des stratégies des déplacements des herbivores et des carnivores, soulèvent cependant des interrogations nouvelles et des débats. Les scientifiques ne sont pas unanimes quant aux actions à entreprendre pour restaurer les habitats ou pour intervenir sur la dynamique des prédateurs carnassiers (Schneider et al., 2010; Serrouya et Wittmer, 2010; Theberge et Walker, 2011). Le contrôle des prédateurs ne peut être efficace que s'il est entrepris de manière structurée et harmonisée avec les valeurs que l'on reconnaît tant aux prédateurs qu'aux proies et qui puisse intégrer les méthodes d'aménagement modernes (Banville, 1981).

En bref, les études radiotéléométriques des animaux peuvent aider à connaître les préférences dans l'utilisation des habitats lors de certaines saisons jugées critiques par les biologistes. Les résultats obtenus pourraient servir aux aménagistes forestiers afin de planifier certaines mesures de protection ou de restauration des habitats (Erickson et al., 2001; Bennett, 2003; Schneider et al., 2010). Dans ce chapitre, nous visons à identifier et quantifier les centres d'activité saisonnière pour la mise bas et d'hiver, des hardes du caribou forestier du territoire de la Baie-James. L'acquisition de ces nouvelles connaissances, permettra de faire progresser notre compréhension sur l'écologie de cette espèce, influençant ainsi les stratégies d'aménagement forestier visant le maintien de ces populations. Ces nouvelles études, de la sélection des habitats, permettront plus spécifiquement d'évaluer la préférence des habitats pour les hardes du nord-ouest du Québec.

Dans la présente étude, nous déterminons les centres d'activité saisonnière et la sélection d'habitat des femelles de caribou forestier suivies de 2004 à 2007 dans le nord du Québec. Les deux saisons jugées critiques quant à la sélection des habitats, pour la survie du caribou et tel que discuté précédemment au chapitre I (voir section 1.3.1),

sont la période hivernale, soit du *10 janvier au 8 avril* et lors de la période de mise bas, soit du *15 mai au 30 juin* inclusivement. Le plan de rétablissement du caribou forestier (Équipe de rétablissement du caribou forestier, 2008) propose des mesures de protection de l'habitat d'hiver des hardes de caribou forestier en raison du regroupement des individus à cette période critique de la survie des caribous. Le plan de rétablissement du ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec demeure toutefois moins explicite pour les habitats de mise bas et d'élevage des faons, et ce bien que la littérature récente indique que la mortalité des faons par la prédation soit un facteur important dans le faible taux de recrutement des populations de cette espèce (McLoughlin, Dunford et Boutin, 2005; Basille et al., 2012; Pinard et al., 2012).

Une prémisse de base à cette étude de sélection des habitats est que l'utilisation des habitats et de l'espace par les individus munis de colliers émetteurs est représentative par rapport à l'ensemble de la population de la Baie-James au nord-ouest du Québec. De plus, nous n'avons pas tenu compte de l'effet des hardes dans la sélection de modèles. Nous prévoyons qu'en période hivernale, les caribous forestiers évitent, sans exception, toutes les perturbations anthropiques et naturelles (P1); que leur distribution est influencée négativement par le réseau routier (P2) et qu'en présence d'un réseau routier, la distribution spatiale des centres d'activité saisonnière est influencée différemment selon les types d'habitats (P3).

Pour la période de mise bas nous prévoyons que les femelles caribous évitent les perturbations anthropiques et naturelles (P4); qu'elles préfèrent des sites ayant un couvert de protection élevé pour diminuer la prédation (P5) et que le réseau routier influence négativement la sélection de l'habitat de mise bas (P6).

2.2 Méthodes

2.2.1 Aire d'étude

Dans le territoire de la Baie-James le caribou forestier concentre principalement ses activités dans le domaine de la pessière à mousses (Saucier et al., 2003). Ce domaine couvre une bande d'environ 300 kilomètres de largeur et s'étend entre les latitudes du 52^e et du 55^e parallèles nord, soit à la limite d'attribution commerciale des forêts. L'épinette noire (*Picea mariana*) et le pin gris (*Pinus banksiana*) dominent le paysage. Ces deux essences forestières regroupées sous le vocable du groupement forestier sapin-épinette-pin-mélèze (SEPM) représentent plus de 90% de la proportion des tiges marchandes du secteur d'étude (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2004).

L'aire d'étude (fig. 2.1) fait partie de la région administrative 10 (Nord-du-Québec). Cette zone est gérée conjointement avec les Cris du Québec (Entente Cris-Québec, 2002).

D'ouest en est, cette zone englobe les trois hardes reconnues suivantes : Nottaway, Assinica et Témiscamie. Pour la harde Assinica, celle-ci incorpore aussi les hardes des secteurs Broadback et la Trêve.

2.2.2 Suivi des caribous

Pour connaître la dynamique de la population du caribou forestier (taux de survie des veaux, succès de reproduction), une séance de capture de vingt-sept caribous femelles (Rettie et Messier, 1998; Courtois, 2003) a été réalisée sur le territoire de la Baie-James (fig. 2.1). L'utilisation d'un lance-filet à bord d'un hélicoptère (Astar) (Potvin et Breton, 1988) a permis la pose des colliers émetteurs sur ces femelles entre les années 2004 et 2007 respectivement. La collecte des localisations télémétriques GPS-ARGOS a fourni une importante base de données des localisations télémétriques journalières de

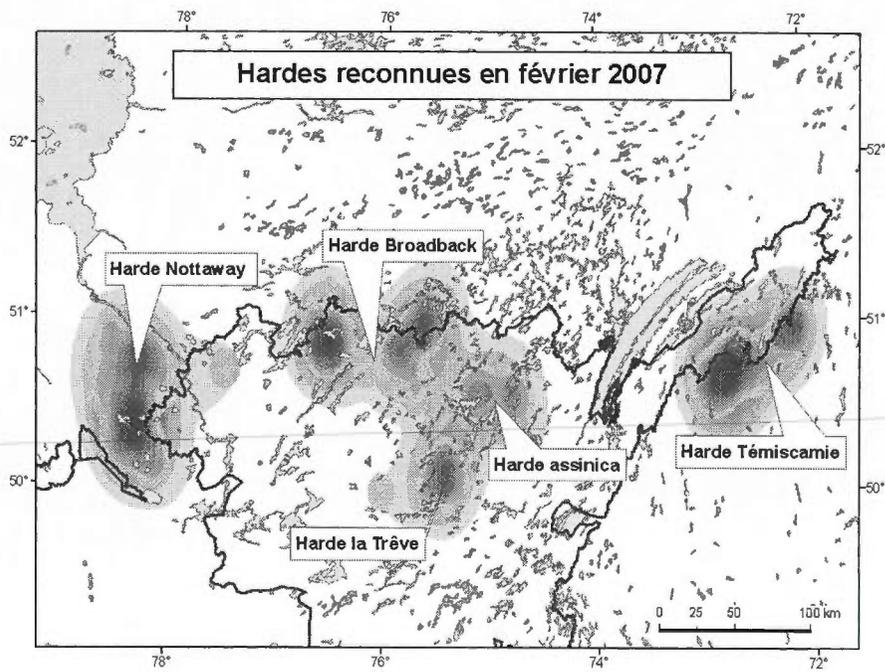


Figure 2.1 Carte de localisation de l'aire d'étude et des hardes du nord du Québec

plus de 82 106 localisations télémétriques. Les colliers GPS ont été programmés pour donner des localisations aux trois heures durant la dispersion printanière et la mise bas (2 avril - 15 juin) et aux sept heures par la suite. Pour de plus amples informations concernant le nombre de localisations pour chacun des individus, nous invitons le lecteur à consulter le Chapitre I (tableau 1.1).

Lors de la capture, un échantillon de sang a permis d'évaluer la condition physique des individus, l'état reproductif et la présence de pathogènes (Harris et al., 1990). De plus, afin d'éviter les effets potentiels de la capture sur le comportement des animaux (Harris et al., 1990), nous éliminerons systématiquement des analyses les localisations des 3 premiers jours après la capture. Lors d'une mortalité, les colliers étaient récupérés, dans la mesure du possible, afin de déterminer la cause de la mortalité (Schaefer et al., 2001).

2.2.3 Filtre HDOP

Dans cette étude et pour fins de comparaison, les enregistrements en 3D (≥ 4 satellites) avec des HDOP ≥ 25 et ceux en 2D (= 3 satellites) avec des HDOP ≥ 8 seront éliminés de la base de données parce que potentiellement imprécis (Dussault et al., 2001; Girard et al., 2002; Lefort et al., 2006). Il est à noter aussi que les colliers n'ont pas été programmés avec la correction différentielle. L'utilisation du filtre HDOP a permis de soustraire 10 899 localisations douteuses, soit une perte nette de 13,3 %.

2.2.4 Mesure de la densité des routes

Dans la littérature, les routes affectent la géométrie des domaines vitaux saisonniers. Une zone d'évitement peut être perceptible jusqu'à 10 kilomètres d'une route (Vors, 2006). Pour évaluer l'effet des routes sur la sélection des habitats, plusieurs sources d'information ont été consultées et validées. Nous avons calculé la densité de routes (km/km^2)

dans une fenêtre mobile de 2,5, 5, 10, 15, 20 et 25 kilomètres de rayon pour la zone d'étude à une résolution de 50 mètres. Nous avons utilisé la densité de routes, selon ces six différents niveaux, afin de détecter à quelle échelle spatiale cette variable est la plus associée à la sélection de l'habitat des caribous forestiers avec une approche de sélection de modèle (AIC) (Johnson et Omland, 2004; Faraway, 2006; Mazerolle, 2006; Mazerolle, 2011).

2.2.5 Caractérisation des habitats

Toutes les sources de données géographiques ont été reprojetées selon la projection EPSG 32198 (NAD83 Québec Lambert)¹ pour fin de comparaison avec l'imagerie satellitaire Landsat TM 2000 (Natural Ressources Canada - Centre for Topographic Information). La classification (Beaubien et al., 1999) a permis d'établir 17 habitats à une résolution de 50 mètres. Pour les classes de feux (Fire05, Fire620), les coupes forestières (Cut05, Cut620) pour chacune des années 2005, 2006 et 2007 et les chemins forestiers, nous avons superposé ces perturbations naturelles et anthropiques à la classification originale des images (Landsat TM 2000, Natural Ressources Canada - Centre for Topographic Information) afin de mettre à jour l'image classifiée aux perturbations qui on eu lieu au moment où le suivi des caribous était réalisé.

Le tableau 2.1 fait une brève description de cette classification des habitats (tableau 2.1).

1. <http://spatialreference.org/ref/epsg/32198/>

Habitats	Description
EAU	lacs, réservoirs, rivières, ruisseaux, ou eau de mer
DENU	Sédiments de rivière, sols, les marges de réservoir, les plages, les débarquements, surfaces routières, sédiments littoraux, berges érodées, moraines, gravières, résidus, les surfaces de chemin de fer, de bâtiments et de stationnement, ou d'autres surfaces non végétalisées
INVAS	Plantes vasculaires incluant les bryophytes (mousses, hépatiques, et anthocérotes) et lichens (foliacés ou fruticuleux ; non les crustacés) ; minimum de couverture de sol de 20 % ou d'un tiers de la végétation totale est constitué de bryophytes et de lichens
ARBUHAUT	Couverture du sol d'au moins 20%, hauteur moyenne des arbuste supérieure ou égale à 2 m
ARBUBAS	Couverture du sol d'au moins 20%, hauteur moyenne des arbuste de moins de 2 m
FORTOUR	Terrain avec une nappe phréatique élevée favorisant les zones humides ou les processus aquatiques. La majorité de la végétation est de la forêt conifériennes, de feuillus ou mixtes
HUMIARBU	Terrain avec une nappe phréatique élevée favorisant les zones humides ou les processus aquatiques. La majorité de la végétation est haute, basse, ou un mélange de grands et petits arbustes
HUMIHERB	Terrain avec une nappe phréatique élevée favorisant les zones humides ou les processus aquatiques. La majorité de la végétation est herbacée
CONDENSE	Forêt coniférienne avec plus de 60 % de recouvrement et les conifères ont une surface terrière de 75 % et plus
CONOUV	Forêt coniférienne avec 26-60 % de recouvrement. Les conifères on une surface terrière de 75 % et plus
CONEPAR	La fermeture du couvert est entre 10 et 25%. La surface terrière totale coniférienne est de 75% ou plus
DECIDENSE	La fermeture feuillue du couvert est de plus de 60%. La surface terrière totale feuillue est de 75% ou plus
DECIMIXOUV	La fermeture du couvert est estimée entre 26 et 60%. Les feuillus représentent 75% ou plus de la surface terrière
MIXDENSE	La fermeture du couvert est estimée à plus de 60%. Les feuillus ou les résineux représentent plus de 75% de la surface terrière
COUPE05	Coupes récentes de moins de 5 années
COUPE620	Coupes anciennes de 6 à 20 années
FEUX05	Feux récents de moins de 5 années
FEUX620	Feux anciens de 6 à 20 années

Tableau 2.1 Description des habitats disponibles dans l'analyse des centres d'activité saisonnière hivernale et lors de la mise bas dans l'aire d'étude de la Baie-James, Québec, 2004-2007

2.2.6 Calcul des centres d'activité saisonnière

Pour estimer les centres d'activité saisonnière, nous avons utilisé la méthode du noyau (Buskirk et Millspaugh, 2006; Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001; Gitzen, Millspaugh et Kernohan, 2006). Comparativement à la méthode du polygone convexe (MCP), la méthode du noyau est préférable car elle ne tend pas à fortement surestimer la superficie des centres d'activité saisonnière. De plus, la méthode du MCP ignore les variations d'intensité d'usage à l'intérieur de ses limites (Cumming et Cornélis, 2012). Les faiblesses des approches du MCP sont évidents (Seaman et al., 1999; Burgman et Fox, 2003; Laver et Kelly, 2008). Une variété de méthodes plus rigoureuses pour estimer les domaines vitaux a été développé récemment (Borger, Dalziel et Fryxell, 2008).

Pour la méthode du noyau, le choix du paramètre de lissage (h) est critique (Worton, 1989; Worton, 1995; Horne et Garton, 2006a). Nous avons utilisé une nouvelle méthode pour calculer le paramètre de lissage h . Cette méthode est la méthode du Plug-in (PI). Dans le domaine de la statistique, la littérature recommande cette méthode pour calculer et optimiser h (Sheather et Jones, 1991; Duong et Hazelton, 2003). Cette méthode semble appropriée pour calculer ce paramètre et elle est même supérieure à la méthode du LSCV (Jones, M. C., Marron, J. S. et Sheather, S. J., 1996; Gitzen, Millspaugh et Kernohan, 2006). Elle est tout particulièrement indiquée lorsque la méthode de la validation-croisée lissée (h_{lscv}) ne converge pas ou échoue (Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001). Des tests préliminaires ont confirmé le bienfondé de l'utilisation de cette méthode dans notre étude. Nous avons opté et utilisé le Plug-in (PI) diagonal (Duong, 2007) pour tenir compte de l'anisotropie spatiale des localisations télémétriques qui influencent la forme tridimensionnelle des noyaux (Fortin, Dale et Ver Hoef, 2002; Fortin et Dale, 2005; Duong et Hazelton, 2003; Duong, 2007). Après examens statistiques préliminaires de base, les valeurs de densité d'utilisation (UD) ont été transformées avec une transformation logarithmique en base naturel 10

pour normaliser les valeurs.

Une contrainte spécifique pour la période critique de mise bas a été utilisée. Nous avons exclu les enregistrements associés à l'habitat représentant l'eau (EAU), car nous savons que les femelles n'utilisent pas ces habitats lors du vêlage. Pour la période hivernale nous avons incorporé cette classification.

Plus spécifiquement, nous avons estimé le noyau avec 99% des isoplèthes, lorsque le nombre d'enregistrements était supérieur ou égal à 30 localisations (Seaman et al., 1999) pour la période hivernale et celle de mise bas.

Pour la période de mise bas, nous avons opté pour mesurer les centres d'activité de mise bas, en utilisant la méthode du noyau à 50% plutôt qu'à 99% car cette dernière est trop grande et englobe les déplacements des femelles avant le vêlage et lors du début d'élevage des jeunes. Nous considérons que ces taux de déplacement élevés surestiment la superficie des centres d'activité saisonnière. L'utilisation des centres d'activité avec des isoplèthes à 50% (Blundell, Maier et Debevec, 2001; Girard et al., 2002), dans la sélection des habitats, était plus représentative pour les raisons suivantes. Lors de cette période très courte (fig. 1.2), les domaines vitaux saisonniers estimés selon la méthode du noyau 99% sont plus vastes (section 2.3.3) et englobent les déplacements des femelles avant le vêlage et lors du début d'élevage des jeunes (Ferguson et Elkie, 2004). En extrayant seulement les noyaux à 50% (Blundell, Maier et Debevec, 2001), nous excluons ces déplacements erratiques entre les saisons (Rudolph, 2011), et la réponse biologique associée à la préférence des habitats, pour la période de mise bas, est mieux définie. À cette période particulière, les femelles sont presque immobiles jusqu'à ce qu'elles se déplacent dans des habitats leur offrant une nourriture de qualité (Danell et al., 1994) pour la production d'un lait de qualité et nutritif, favorisant la croissance et la survie des veaux. Ainsi, il est plus approprié de sélectionner le noyau à 50% pour la mise bas, sur une plus longue période, que de diminuer la durée de cette période et de

conserver les noyaux à 99%. Nous évitons ainsi la variation comportementale entre les individus (Rudolph, 2011; Rudolph et Drapeau, 2012) lors de cette très courte période printanière. En procédant ainsi, nous augmentons la probabilité que les sites de vêlage se retrouvent dans les noyaux à 50% tout en permettant aussi de réduire la variabilité entre les femelles (Rudolph, 2011; Basille et al., 2012; Rudolph et Drapeau, 2012). La méthode ici proposée est certainement moins biaisée pour la sélection des habitats et permet d'étudier plus efficacement les centres d'activité intense, tels que les sites de vêlage.

2.2.7 Démarche d'analyse statistique

Plusieurs méthodes statistiques ont été développées pour évaluer la dispersion, la limite des bordures et la mesure des centres d'activités et des domaines vitaux (Calhoun et Casby, 1958; Harvey et Barbour, 1965; Dunn et Gipson, 1977; Dixon et Chapman, 1980; Don et Rennolls, 1983; Samuel, Pierce et Garton, 1985; Hartigan, 1987; White et Garrott, 1990; Haan et Resnick, 1994; Bingham et Noon, 1997; Powell, 2000; Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001; Katajisto et Moilanen, 2006; Millspaugh et al., 2006). Les études portant spécifiquement sur la sélection des ressources ou des habitats sont en constante évolution et sont sujettes à révision (Garsheilis, 2000; Keating et Cherry, 2004; Cumming et Cornélis, 2012). La quantification des domaines vitaux et l'utilisation des ressources disponibles par une espèce comme le caribou forestier, permet d'élaborer et d'implanter, dans les zones exploitées par l'homme, de nouvelles stratégies d'aménagement axées sur sa biologie de conservation (Bennett, 2003).

Une revue de littérature portant sur 87 articles scientifiques publiée dans la revue «The Journal of Wildlife Management (JWM) », entre 2000 et 2004, discute des plans d'échantillonnage et des méthodes d'analyse dans l'étude des ressources disponibles et ceux

utilisées par les animaux (Thomas et Taylor, 2006). Selon ces auteurs, il y a trois types de plans d'échantillonnage que les chercheurs peuvent utiliser dans l'étude des préférences d'habitats. Les protocoles de type *Design I*, où les données sont récoltées et évaluées à l'échelle de la population. Ils ne nécessitent pas que les individus y soient identifiés. Les *Design II-III*, requièrent que les individus soient identifiés. Pour le *Design II*, les ressources utilisées sont mesurées au niveau individuel et les ressources disponibles, sont mesurées au niveau de la population. Pour le *Design III*, les ressources utilisées et disponibles sont mesurées essentiellement au niveau individuel.

Dans notre étude le *Design II* sera utilisé dans l'étude des domaines saisonniers. Ainsi, les ressources utilisées seront mesurées au niveau individuel, mais les ressources disponibles, seront mesurées au niveau du domaine saisonnier de la population. L'étude de la sélection des habitats est communément réalisée avec le calcul des domaines vitaux pour ces dispositifs de mesure. Par exemple, il est courant d'utiliser le *Design III* pour étudier la sélection d'habitat associée aux localisations télémétriques des individus (Thomas et Taylor, 2006). Le dispositif de mesure proposé ici permettra, de tenir compte de la variation de sélection des habitats par les individus tout en examinant le processus de sélection à l'échelle de la population des cinq hardes du nord-ouest du Québec, cela pour les deux périodes discutés précédemment.

Pour évaluer la sélection des habitats ou l'analyse de préférence, nous avons utilisé la méthode RUF (Ressource Utilization Function) (Millspaugh et al., 2006; Rittenhouse et al., 2008) ou communément nommé RSPF (Ressource Selection Probability Function) (Manly, McDonald et Thomas, 2002). Avec cette méthode, la variable réponse, soit l'intensité d'utilisation de l'habitat par le caribou à l'échelle du pixel, est modélisée à l'aide d'une analyse MM (Modèle Mixte) (Pinheiro et al., 2011) pour détecter l'influence des variables prédictives catégoriques ou continues, soit les *ressources*, sur la variation de la distribution de probabilité du caribou, la variable réponse. Les meilleurs modèles, pour répondre aux hypothèses et aux prédictions seront obtenus grâce à la plus

petite valeur AICc (Akaike Information Criterion) qui permettra d'identifier le meilleur modèle selon l'approche de sélection de modèle "Model Selection" (Johnson et Omland, 2004; Mazerolle, 2006; Mazerolle, 2011). Pour sa part, le $\Delta AICc$ permettra d'évaluer si les modèles sont équivalents (Burnham et Anderson, 2002).

La précision des localisations dépend de la qualité du signal. Le type de couvert arborescent, la géométrie des satellites, la topographie du terrain, le temps de l'année et les conditions climatiques peuvent influencer la qualité du signal et occasionner une erreur dans l'estimation des domaines vitaux (Harris et al., 1990; White et Garrott, 1990; Dussault et al., 1999; Boitani et Fuller, 2000; Kenward, 2001; Dussault et al., 2001; Manly, McDonald et Thomas, 2002; Lewis et al., 2007). La méthode RUF à l'avantage d'éliminer ce type d'erreur relié à la précision des localisations, car la fonction de lissage, estime la probabilité d'occurrence pour toutes les localisations (Millsbaugh et al., 2006); sélectionnées préalablement pour définir une période de temps précise par exemple (période hivernale et période de mise bas).

Pour tenir compte du fait que les localisations pour un même individu et pour une année donnée ne sont pas indépendantes les unes des autres, nous avons incorporé aux modèles une variable aléatoire combinant les années nichées pour chacun des individus (*id/year*). En raison de la proportion élevée de faibles valeurs associées à la densité d'utilisation (UD) et pour améliorer l'hétéroscédasticité des résidus, nous avons ajouté une constante pour corriger le paramètre de la variance de la forme suivante : $weights = varConstPower()$ (Pinheiro et al., 2011). Avec la sélection de modèle, cette constante était plus appropriée. Il y a 67 groupes pour la période hivernale et 58 pour la période de mise bas.

Indépendamment de la densité d'utilisation (UD), nous avons procédé à un réarrangement du niveau de facteur pour les habitats en les classant selon l'habitat de référence CONOUV (tableau 2.1). Cet habitat correspond à une forêt coniférienne avec 26-60

% de recouvrement. Les conifères ont une surface terrière de 75 % et plus. En somme, ce type d'habitat est le plus abondant et le moins limitatif dans les centres d'activité hivernale (fig. 2.2) et lors de la période de mise bas (fig. 2.3).

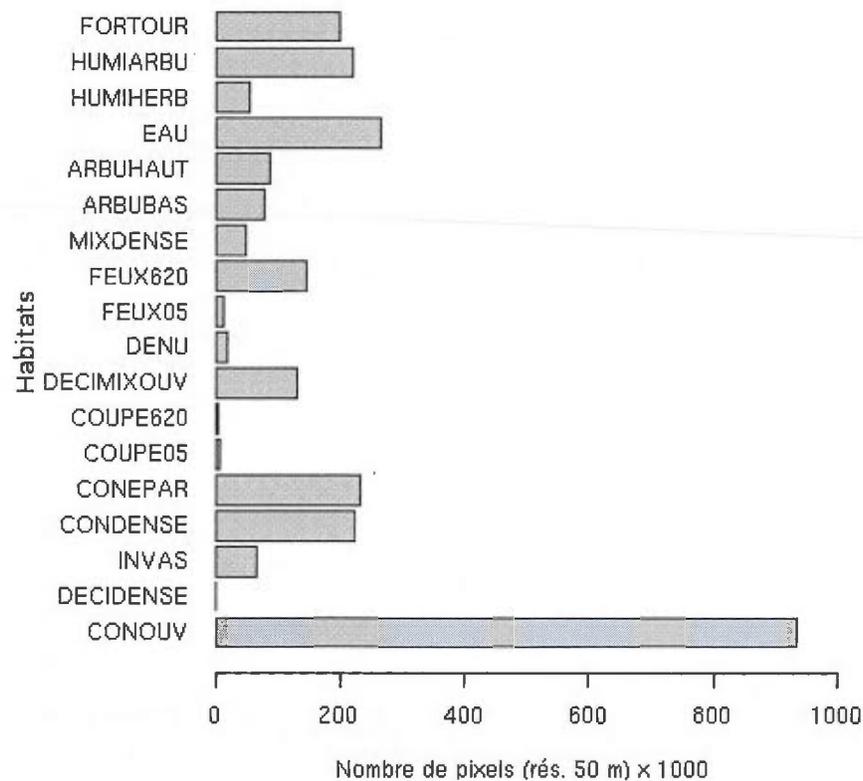


Figure 2.2 Histogramme des habitats disponibles selon les centres d'activité hivernale pour la période 2005-2007

L'effet anisotrope (Fortin, Dale et Ver Hoef, 2002) du sélecteur diagonal Plugin (PI) diagonal peut être favorable dans l'étude des domaines vitaux car certaines études ont démontrées que la topographie (ligne de crête, bord de l'eau, etc.) favorise et facilite le déplacement du caribou dans des directions spécifiques, surtout dans les régions montagneuses de l'Ouest (Saher et Schmiegelow, 2005) ou en Gaspésie par

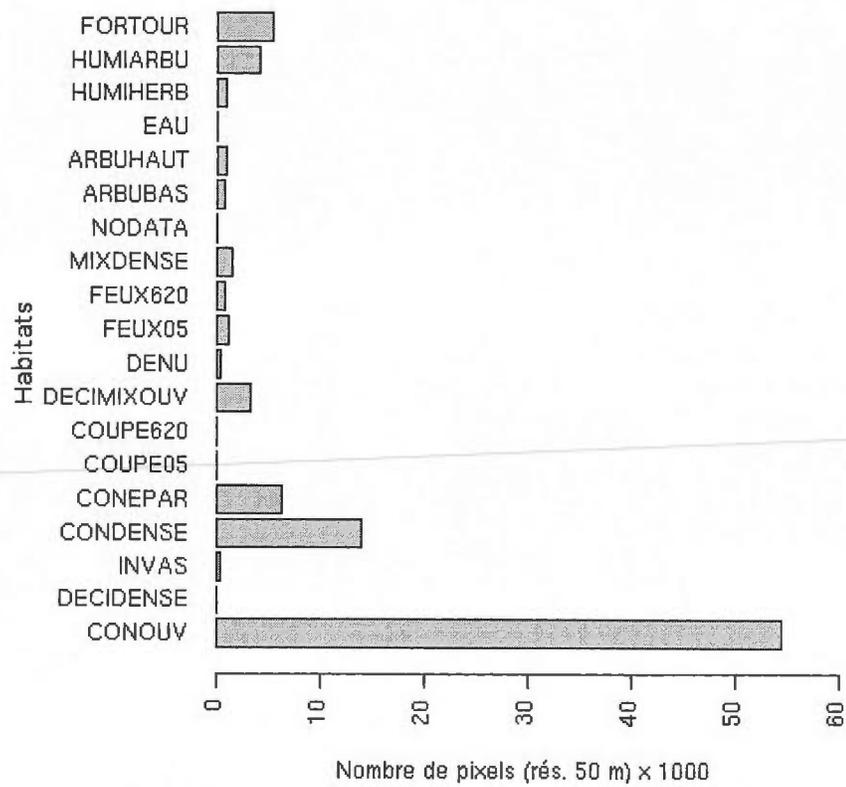


Figure 2.3 Histogramme des habitats disponibles selon les centres d'activité de la mise bas pour la période 2004-2006

exemple (Rudolph, 2011). Bien que la méthode du “kernel” ne tienne pas compte de la topographie et des barrières physiques naturelles (rivière, ravin) (Cumming et Cornélis, 2012) dans le calcul des domaines saisonniers, nous croyons que la topographie n’était pas une variable explicative importante dans la sélection des habitats pour la région à l’étude où le relief est plutôt faible. C’est pour cette raison que nous n’avons pas intégré un modèle numérique d’altitude dans les effets fixes du modèle. De plus, nous voulions éviter la collinéarité entre les variables.

2.3 Résultats

2.3.1 Estimation des superficies des centres d’activité saisonnière (UD_{k99})

Pour la période hivernale et pour atténuer l’influence des superficies extrêmes des centres d’activité saisonnière (fig. 2.4), nous préconisons d’utiliser la médiane comme valeur de position. La superficie médiane moyenne (noyau 99%) pour les années 2005, 2006 et 2007 est estimée à $91,90 \text{ km}^2$ ($\sigma=90,80 \text{ km}^2$) ($n=67$). Le plus petit centre d’activité hivernale est évalué à $3,5 \text{ km}^2$ et le plus grand à $494,0 \text{ km}^2$.

Pour les aires de mise bas la superficie médiane moyenne des domaines vitaux saisonniers (noyau 99%) pour les années 2004, 2005 et 2006 est estimée à $276,0 \text{ km}^2$ ($\sigma=177,0 \text{ km}^2$) ($n=64$). Par ailleurs, le plus petit domaine vital est évalué à $8,4 \text{ km}^2$ et le plus grand à $2990,0 \text{ km}^2$ (fig. 2.5).

Une analyse de variance non paramétrique qui présume une variance différente entre ces deux périodes (*Bartlett*, $P < 2.2e - 16$), a permis de détecter une différence entre les superficies des domaines vitaux saisonniers avec des noyaux estimés à 99% (*Kruskal – Wallis*, $P = 0,008219$). Nous avons utilisé le noyau estimé à 99% pour ces deux périodes pour fins de comparaison seulement. Il y a une différence importante quant à

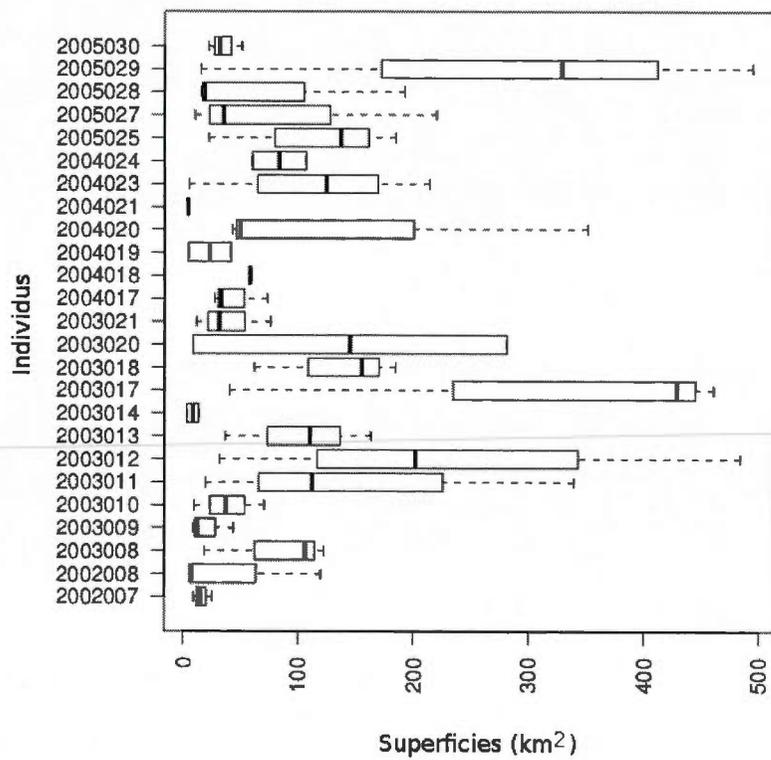


Figure 2.4 Superficie des centres d'activité hivernale (2005-2007)

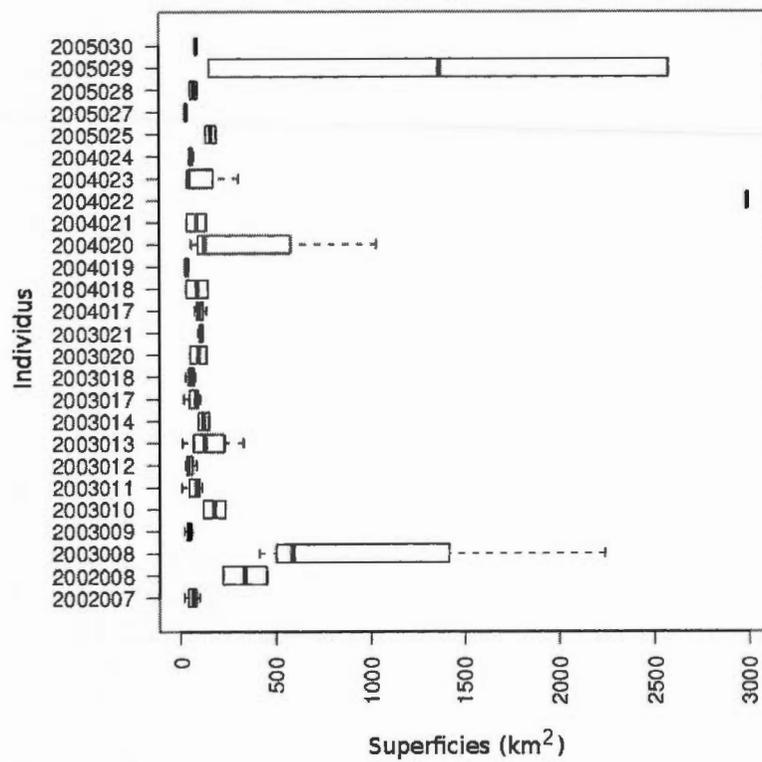


Figure 2.5 Superficie des centres d'activité de mise bas (2004-2006)

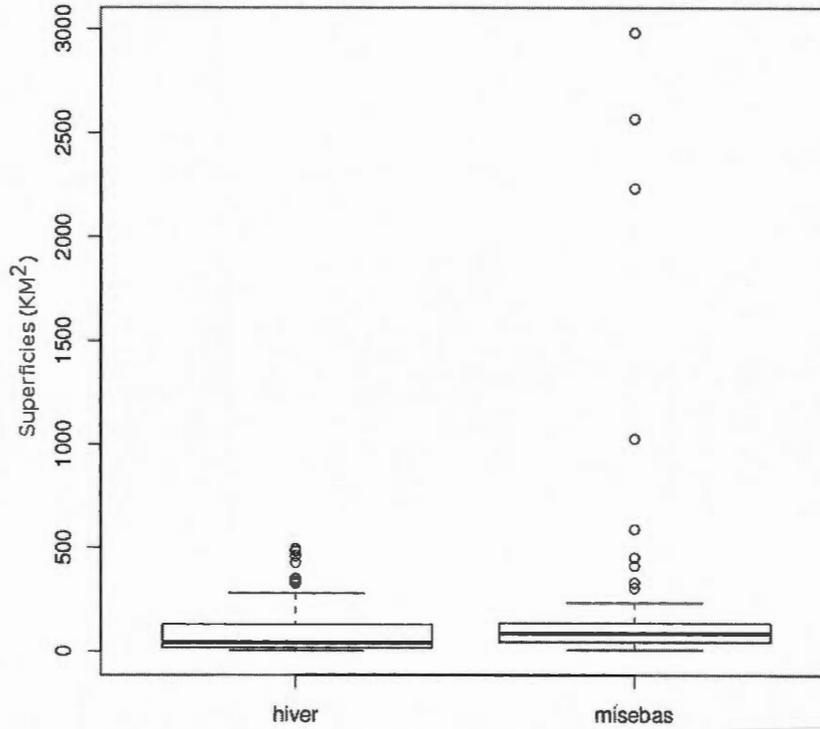


Figure 2.6 Évaluation de la superficie entre les périodes de mise bas et hivernale

la superficie des domaines vitaux entre les deux périodes d'intérêt. Les domaines saisonniers de mise bas sont plus grands à cette période de l'année comparativement à ceux lors de la période hivernale. Nous constatons également un plus grand nombre de valeurs extrêmes lors de la période de mise bas (fig. 2.6).

2.3.2 Sélection d'habitat dans les centres d'activité hivernale

Quelques modèles ont été confrontés avec l'AIC (Johnson et Omland, 2004) pour vérifier si les caribous évitent les secteurs perturbés par les activités humaines. Les densités

de chemins suivantes ont été confrontées entre elles, soit la densité de chemins dans une fenêtre mobile de 2,5 (r2,5), 5 (r05), 10 (r10), 15 (r15), 20 (r20) et 25 kilomètres (r25) respectivement. Il appert que le modèle incorporant une densité de chemins, dans une fenêtre mobile de 5 kilomètres (r05), est statistiquement le plus adéquat ($AICcWt = 1$) (tableau 2.2). En modélisant avec la densité de chemins (km/km^2), nous obtenons un modèle final qui incorpore les habitats et l'interaction avec le réseau routier estimée dans un rayon de 5 km (r05).

Tableau 2.2 Influence spatiale du réseau routier dans la sélection de modèles pour les centres d'activité hivernale des 25 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période 2005-2007.

Modèles	K	AICc	$\Delta AICc$	AICcWt	Cum.Wt	LL
Habitats * r05	22	7836070	0.0000	1	1	-3918013
Habitats * r25	22	7836557	487.0293	0	1	-3918257
Habitats * r20	22	7840890	4819.4837	0	1	-3920423
Habitats * r15	22	7842035	5964.9932	0	1	-3920996
Habitats * r10	22	7844766	8695.2922	0	1	-3922361
Habitats * r2,5	22	7847693	11622.6155	0	1	-3923825
Habitats	21	7849350	13279.2724	0	1	-3924654

Voici le sommaire du modèle pour la saison hivernale pour la population des hardes de la Baie-James dans le Nord du Québec. En classifiant les coefficients de ce tableau en ordre décroissant, nous obtenons la préférence dans la sélection des habitats pour les 25 femelles caribou, ainsi que l'interaction des habitats avec la densité du réseau routier dans un rayon de 5 kilomètres (r05) (tableau 2.3).

Voici en ordre décroissant, pour la période hivernale, l'ordre de préférence dans la sélection des habitats pour le caribou forestier des hardes de la Baie-James. Le niveau de référence correspond à l'habitat, CONOUV :

FEUX05 > INVAS > CONEPAR > ARBUHAUT > FORTOUR > ARBUBAS > CONDENSE
> MIXDENSE > EAU > HUMIARBU > DENU > HUMIHERB > DECIDENSE >

Tableau 2.3 Fonctions d'utilisation des ressources (RU_{k99r05}) pour 25 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période hivernale 2005-2007.

Variables	Coeff	SE	P
Niveau réf. - CONOUV	1.865445	0.032037	0.000000
FEUX05	0.146963	0.010909	0.000000
INVAS	0.095637	0.004453	0.000000
CONEPAR	0.041823	0.002518	0.000000
ARBUHAUT	0.018958	0.003972	0.000002
DECIMIXOUV	0.003558	0.003214	0.268216
FORTOUR	-0.022979	0.002725	0.000000
ARBUBAS	-0.026226	0.004086	0.000000
CONDENSE	-0.031346	0.002453	0.000000
MIXDENSE	-0.069132	0.004881	0.000000
EAU	-0.074562	0.002249	0.000000
HUMIARBU	-0.098026	0.002570	0.000000
DENU	-0.165320	0.006842	0.000000
HUMIHERB	-0.195085	0.004277	0.000000
DECIDENSE	-0.198214	0.020290	0.000000
COUPE05	-0.226644	0.012040	0.000000
FEUX620	-0.396658	0.002803	0.000000
COUPE620	-0.709491	0.021989	0.000000
r05	-0.394318	0.003830	0.000000
FEUX05 :r05	0.745406	0.040209	0.000000
ARBUBAS :r05	0.357141	0.010645	0.000000
COUPE620 :r05	0.290189	0.021863	0.000000
ARBUHAUT :r05	0.183936	0.009738	0.000000
DENU :r05	0.175085	0.019921	0.000000
HUMIHERB :r05	0.143923	0.022331	0.000000
FORTOUR :r05	0.137790	0.008963	0.000000
MIXDENSE :r05	0.107532	0.013632	0.000000
EAU :r05	0.105510	0.008161	0.000000
CONEPAR :r05	0.086312	0.008513	0.000000
HUMIARBU :r05	0.046130	0.009266	0.000001
FEUX620 :r05	0.043987	0.008360	0.000000
DECIMIXOUV :r05	0.041436	0.009364	0.000010
INVAS :r05	0.038793	0.021145	0.066568
CONDENSE :r05	-0.044019	0.006583	0.000000
COUPE05 :r05	-0.054710	0.012507	0.000012
DECIDENSE :r05	-0.062758	0.060406	0.298833

COUPE05 > FEUX620 > COUPE620

Pour estimer les fonctions d'utilisation des ressources (RUF_{ijk}) à l'ensemble du territoire à l'étude, nous pouvons remplacer les β pour chacun des habitats respectifs et ajuster cette valeur selon la densité de chemin moyen (km/km^2), dans un rayon de 5 kilomètres, selon la formule suivante :

$$RUF_{ijk} = \exp(\mu + \beta_{j1} + \beta_2 + \beta_{12} + b_i + b_{k(i)} + \varepsilon_{ijk}), i = 1, \dots, 25; j = 1, \dots, 18; k = 1, \dots, 3. \quad (2.1)$$

Sachant que ;

- β_{j1} : Ce sont les dix-huit différents types d'habitats (effet fixe) ;
- β_2 : Densité de route (km/km^2) dans un rayon de 5 kilomètres (effet fixe) ;
- β_{12} : Interaction entre les types d'habitat et la densité de route (km/km^2) dans un rayon de 5 kilomètres (effet fixe) ;
- b_i : Individus femelles (effet aléatoire) ;
- $b_{k(i)}$: Les années ([2005-2007]) sont nichées dans les vingt-cinq individus femelles (effet aléatoire) ;
- ε_{ijk} : Terme d'erreur.

Pour ce modèle, la variabilité entre les individus σ_{id}^2 est estimée à 4,2642e-05. Pour sa part, la variabilité des années à l'intérieur des individus $\sigma_{id/year}^2$ est estimée à 0,068487. Finalement, la variabilité intra bloc résiduelle est estimée à 0,37617. Nous observons une corrélation spatiale empirique positive entre les résidus. Par ailleurs, l'effet aléatoire tiens déjà compte d'une matrice de covariance indépendante pour chacun des blocs ($id/year$) (Gillies et al., 2006; Pinheiro et al., 2011).

2.3.3 Sélection d'habitat dans les centres d'activité pour la mise bas

Tel que discuté plus haut (sect. 2.3.1) nous préconisons l'utilisation des noyaux à 50% pour la sélection des habitats (Blundell, Maier et Debevec, 2001). Quelques modèles ont été confrontés avec l'AIC (Johnson et Omland, 2004) pour vérifier si les caribous évitent les secteurs perturbés par les activités humaines avec des noyaux 50%. Les densités de chemins suivantes ont été confrontés entre eux, soit la densité de chemins dans une fenêtre mobile de 2,5 (r2,5), 5 (r05), 10 (r10), 15 (r15), 20 (r20) et 25 kilomètres (r25) respectivement. Il appert que le modèle incorporant la densité du réseau de chemins, dans une fenêtre mobile de 5 kilomètres (r05), est statistiquement le plus probable ($AICcWt = 1$) (tableau 2.4). En modélisant avec la densité de chemin, estimé dans un rayon de 5 km, nous obtenons un modèle final qui incorpore les habitats et la densité du réseau routier estimée dans un rayon de 5 km (r05).

Tableau 2.4 Influence spatiale du réseau routier dans la sélection de modèles pour les centres d'activité de mise bas des 23 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période 2004-2006.

Modèles	K	AICc	$\Delta AICc$	AICcWt	Cum.Wt	LL
habitats + r05	20	-44190	0.000	1	1	22115
habitats + r10	20	-44150	39.802	0	1	22095
habitats + r20	20	-44013	176.211	0	1	22027
habitats + r15	20	-44011	178.190	0	1	22026
habitats + r2,5	20	-43998	191.121	0	1	22019
habitats + r25	20	-43937	252.574	0	1	21989
habitats	19	-43929	260.622	0	1	21984

Voici le sommaire du modèle pour la saison de mise bas pour la population des femelles de la Baie-James dans le Nord du Québec. En classifiant les coefficients de ce tableau en ordre décroissant, nous obtenons la préférence dans la sélection des habitats pour les 23 femelles caribou, ainsi que l'effet de la densité du réseau routier dans un rayon de 5 kilomètres (tableau 2.5).

Tableau 2.5 Fonctions d'utilisation des ressources (RUF_{k50r05}) pour 23 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période de mise bas (2004-2006).

Variabes	Coeff	SE	P
Niveau réf. - CONOUV	4.239895	0.006079	0.000000
CONDENSE	0.019829	0.001889	0.000000
FEUX05	0.003269	0.022980	0.886881
DECIMIXOUV	0.001659	0.003603	0.645235
MIXDENSE	0.001223	0.005241	0.815504
FORTOUR	-0.021820	0.002869	0.000000
HUMIARBU	-0.022466	0.003183	0.000000
CONEPAR	-0.025533	0.002540	0.000000
DECIDENSE	-0.029412	0.060232	0.625333
HUMIHERB	-0.035687	0.006599	0.000000
ARBUHAUT	-0.037964	0.006325	0.000000
COUPE05	-0.039952	0.020437	0.050603
INVAS	-0.055025	0.009176	0.000000
ARBUBAS	-0.057107	0.006545	0.000000
DENU	-0.080179	0.008406	0.000000
FEUX620	-0.091935	0.007087	0.000000
r05	-0.236290	0.010685	0.000000

Certains habitats ne sont pas significatifs dans le modèle final ($P > 0.05$) (tableau 2.5). Ces habitats sont les suivants : FEUX05, DECIMIXOUV, MIXDENSE, DECIDENSE. Voici en ordre décroissant, l'ordre de préférence dans la sélection des habitats pour le caribou forestier des hardes de la Baie-James. Le niveau de référence correspond à l'habitat, CONOUV :

CONDENSE > FORTOUR > HUMIARBU > CONEPAR > HUMIHERB > ARBUHAUT > COUPE05 > INVAS > ARBUBAS > DENU > FEUX620

Pour estimer le RUF_{ijk} à l'ensemble du territoire à l'étude, nous pouvons remplacer les β pour chacun des habitats respectifs et ajuster cette valeur selon la densité de chemin moyen (km/km^2), dans un rayon de 5 kilomètres, selon la formule suivante :

$$RUF_{ijk} = \exp(\mu + \beta_{j1} + \beta_2 + b_i + b_{k(i)} + \varepsilon_{ijk}), i = 1, \dots, 23; j = 1, \dots, 16; k = 1, \dots, 3. \quad (2.2)$$

Sachant que ;

- β_1 : Ce sont les seize différents types d'habitat (effet fixe) ;
- β_2 : Densité de route (km/km^2) dans un rayon de 5 kilomètres (effet fixe) ;
- b_i : Individus femelles (effet aléatoire) ;
- $b_{k(i)}$: Les années ([2004-2006]) sont nichées dans les vingt-trois individus femelles (effet aléatoire) ;
- ε_{ijk} : Terme d'erreur.

Pour ce modèle, la variabilité entre les individus σ_{id}^2 est estimée à 2.1963e-12. Pour sa part, la variabilité des années à l'intérieur des individus $\sigma_{id/year}^2$ est estimée à 0.0020456. Finalement, la variabilité intra bloc résiduelle est estimée à 2.4467e-08. Nous observons une corrélation spatiale empirique positive entre les résidus. Cette corrélation est induite entre autre par la proximité des éléments d'échantillonnage (résolution 50 m.) et de la valeur de la densité d'utilisation (UD). La distribution contagieuse des habitats serait aussi une source d'autocorrélation spatiale des résidus. Malgré cette observation, aucune structure de corrélation n'a permis de corriger ce phénomène car les ressources informatiques sont très exigeantes pour tenir compte de la corrélation spatiale ($correlation = corCompSymm(form = 1|id/year)$) dans le modèle final (Dormann, 2007) en raison du nombre de *DL* élevé (94 557). Par ailleurs, l'effet aléatoire tiens déjà compte d'une matrice de covariance indépendante pour chacun des blocs (*id/year*) (Gillies et al., 2006; Pinheiro et al., 2011).

Un bon moyen de vérifier si l'estimation de la variance due aux effets aléatoires est adéquate, consiste à calculer les intervalles de confiance à 95% des variables explica-

Tableau 2.6 Intervalles de confiance (95%) des effets fixes et des effets aléatoires (RUF_{k50r05}) pour les 23 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période de mise bas (2004-2006)

Variabes	Limite inférieure	Estimés	Limite supérieure
Niveau réf. - CONOUV	4.2279820	4.2398951	4.25180819
DECIDENSE	-0.1474555	-0.0294118	0.08863183
INVAS	-0.0730088	-0.0550250	-0.03704113
CONDENSE	0.0161267	0.0198291	0.02353157
CONEPAR	-0.0305104	-0.0255326	-0.02055470
COUPE05	-0.0800050	-0.0399519	0.00010126
DECIMIXOUV	-0.0054022	0.0016587	0.00871972
DENU	-0.0966533	-0.0801795	-0.06370563
FEUX05	-0.0417672	0.0032689	0.04830513
FEUX620	-0.1058234	-0.0919351	-0.07804689
MIXDENSE	-0.0090492	0.0012230	0.01149516
ARBUBAS	-0.0699350	-0.0571072	-0.04427944
ARBUHAUT	-0.0503596	-0.0379642	-0.02556875
HUMIHERB	-0.0486191	-0.0356866	-0.02275415
HUMIARBU	-0.0287036	-0.0224661	-0.01622852
FORTOUR	-0.0274419	-0.0218201	-0.01619816
r05	-0.2572296	-0.2362900	-0.21535031
id b_i	3.4353e-07	1.482e-06	6.3931e-06
id/year $b_{k(i)}$	0.036551	0.045228	0.055964
var. résid. ε_{ijk}	0.00011789	0.00015642	0.00020756

tives pour les effets fixes et pour les effets aléatoires (Pinheiro et al., 2011). Pour ce modèle, les résultats donnent une indication sur la précision des estimations (tableau 2.6).

Le modèle a une bonne précision sur la variance résiduelle, ainsi que sur la précision autour de la variance des individus (id), de même que l'effet année/individu (id/year). Par contre, les variances sont près de zéro et le modèle semble donc être à la limite pour faire de l'inférence statistique. Par contre, selon la figure 2.7, la normalité des résidus semble respectée. Pour cette dernière figure, les longues queues sont symétriques par rapport à zéro. Ces queues distribuées symétriquement ne changent pas les estimés des effets fixes (Pinheiro et al., 2011). De même, la normalité des effets aléatoires (fig.

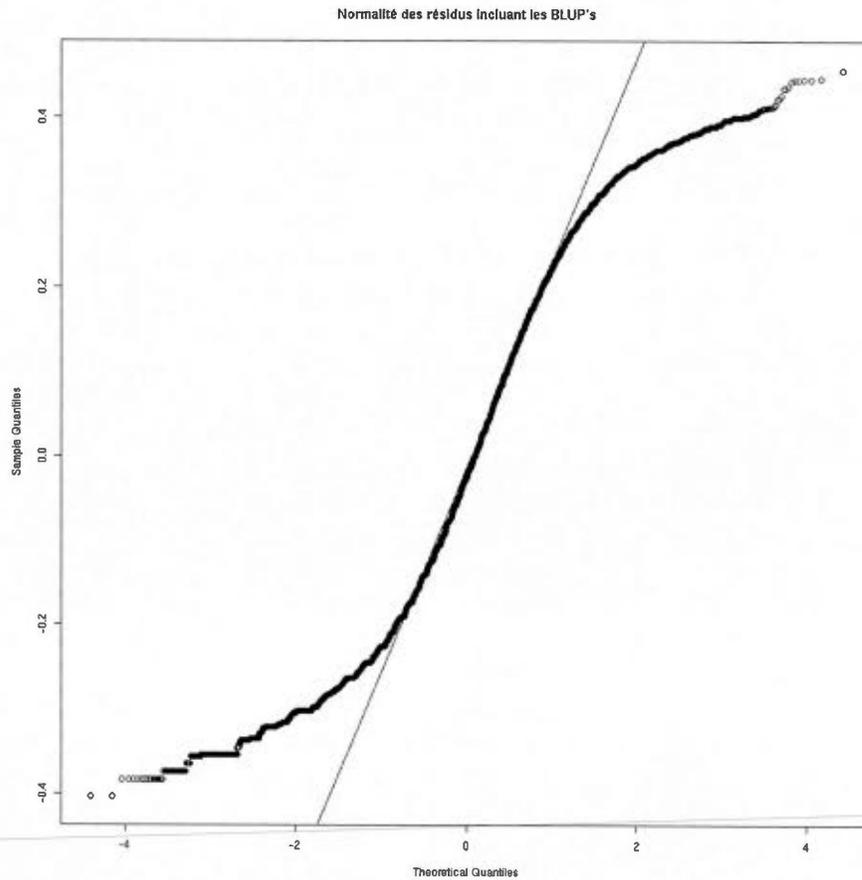


Figure 2.7 Normalité des résidus incluant les blocs années/individus (id/year) pour la période de mise bas (2004-2006)

2.8) semble aussi satisfaisante.

2.4 Discussion

2.4.1 Les centres d'activité hivernale (RUF_{k99r05})

Selon la préférence des habitats estimée (tableau 2.3), les feux récents sont les plus préférés. Aussi, les habitats avec des lichens (INVAS), les forêts ouvertes et les landes

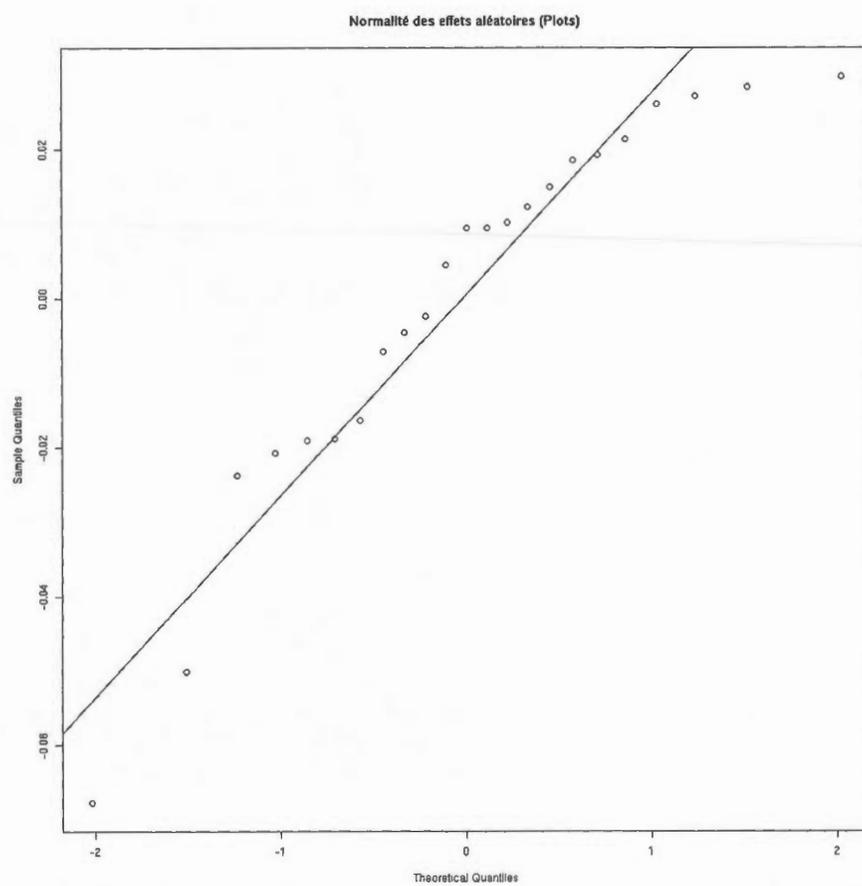


Figure 2.8 Normalité des effets aléatoires pour la période de mise bas (2004-2006)

boisées à lichens (CONEPAR) sont préférées par le caribou à cette période de l'année. Ces résultats corroborent ceux de Leblond et al. (2011) et Johnson et al. (2004) quant à l'importance de ces types d'habitats pour le caribou forestier en saison hivernale. En fait, l'abondance et la disponibilité du lichen sont des composantes essentielles pour la survie du caribou forestier à cette période critique (Wilson, 2000; Shepherd, 2006); car le lichen est une source riche en hydrates de carbone et hautement digestible (Bergerud, 1972). L'habitat DECIMIXOUV n'apparaît pas dans la hiérarchisation des habitats, car ce dernier n'est pas significatif dans le modèle ($P = 0.268216$) (tableau 2.3).

Les perturbations humaines (coupe forestière, densité de routes)

Les habitats perturbés reliés à la coupe forestière (COUPE05 et COUPE620) sont généralement évités par le caribou forestier (tableau 2.3). Ces résultats appuient certaines autres études réalisées en forêt boréale canadienne (Leblond et al., 2011; Faille et al., 2010; Vors et al., 2007; Courtois et al., 2007; Vors, 2006; Courtois, 2003).

Généralement, pour la plupart des habitats, l'effet du réseau routier vient s'ajouter pour affecter négativement la sélection des habitats. Nos résultats montrent que l'effet du réseau routier s'étend sur une distance de 5 kilomètres et a un effet négatif sur la distribution spatiale des centres d'activité hivernale. D'autres recherches ont montré que lors de la saison froide, l'effet du réseau routier pouvait excéder neuf kilomètres (Polfus, Hebblewhite et Heinemeyer, 2011) et même dix kilomètres (Vors, 2006). Nos résultats viennent donc faire ressortir l'effet d'évitement du caribou forestier par rapport aux chemins dans un rayon de cinq kilomètres ($AICcWt = 1$). Toutefois les effectifs élevés servant à calculer les fonctions de sélection peuvent surestimer les valeurs de ΔAIC (Burnham et Anderson, 2002), ce qui nous incite à interpréter avec prudence la force du modèle.

Une perturbation naturelle ... le feu

Les effets des perturbations naturelles sur les caractéristiques des forêts (composition et structure) s'expriment en fonction de trois aspects, soit la fréquence (et autres traits temporels), la taille (et autres traits de configuration) et la sévérité des perturbations (Gauthier et al., 2008a). Les feux de forêt sont souvent reconnus comme étant la perturbation la plus sévère en forêt boréale, car il arrive qu'ils exposent le sol minéral et causent une mortalité importante des arbres sur de grandes superficies, ce qui engendre le retour des peuplements à un stade initial de première cohorte (Vaillancourt et al., 2008).

Tel que présenté dans le tableau 2.3, les vieux feux sont évités par le caribou forestier. Un résultat inusité de cette étude renvoie à l'utilisation importante par les femelles des feux récents (FEUX05) durant la période hivernale. En fait, les feux récents (FEUX05) ne sont pas évités par les femelles, mais l'interaction avec le réseau routier (FEUX05 :r05) indique toutefois que l'effet négatif de la densité des routes, dans un rayon de cinq kilomètres, est plus important dans l'habitat des feux récents (FEUX05) que dans l'habitat de référence (CONOUV) (tableau 2.3). Historiquement, on peut penser que la persistance du caribou forestier en forêt boréale traduit sa capacité à s'adapter aux grandes perturbations telles les feux de forêts qui ont modelé la composition et la structure des mosaïques forestières depuis l'Holocène (Cyr et al., 2009) sur le territoire du nord du Québec. Dans notre territoire d'étude la fréquence des incendies de forêts est la plus élevée du territoire québécois (Bergeron et al., 2006; Le Goff et al., 2008). Cela pourrait expliquer l'absence d'évitement par les femelles dans les incendies récents dans ce territoire. Nous pouvons donc penser que les individus de caribou forestier des hardes de ce secteur de la forêt boréale québécoise sont tolérants aux feux récents à l'échelle de leur domaine saisonnier hivernal. Selon certains auteurs, cette forme de perturbation naturelle n'affecterait pas, ou peu, cet ongulé (Bergerud, 1972; Johnson et

Rowe, 1975; Joly et al., 2003; Dalerum, Boutin et Dunford, 2007). Ce comportement a aussi été observé lors de la migration printanière. Le caribou n'éviterait pas les feux récents lors de ces déplacements (Stuart-Smith et al., 1997; Rettie et Messier, 2000).

Même si en forêt boréale de l'Ouest du Québec, 90% des feux sont inférieurs à 50 ha, ces feux ont contribué pour moins de 1% des superficies brûlées au cours des 40 dernières années (Vaillancourt et al., 2008, tiré de Lefort et al., 2004). Ce sont les grands feux de forêts de plus de 1000 ha qui ne représentent que 10 % des incendies qui transforment les mosaïques forestières. Ces grands feux sont souvent caractérisés par une hétérogénéité quant à leur sévérité au sol ainsi que dans la voute (Bergeron et al., 2002). Il reste donc dans ces feux des habitats moins atteints par le feu qui peuvent maintenir des ressources alimentaires (tapis de lichens) et des couverts de protection (habitats résiduels non brûlés) qui peuvent être occupables par le caribou forestier. Une étude récente indique que les sites brûlés récemment affichent une dynamique d'établissement précoce de lichens terricoles avec une certaine abondance des *Cladina* dans le tapis lichénique (Zouaoui, 2011). Cette hétérogénéité spatiale du couvert forestier au sein des feux engendre des patrons de distribution spatiale des habitats qui, au moyen d'approches d'analyses spatiales des paysages (Fortin, Dale et Ver Hoef, 2002; Fortin et al., 2005; Vaillancourt et al., 2008) pourraient être distincts de ceux reliés aux coupes forestières (Laquerre, Harvey et Leduc, 2011). Il pourrait donc être intéressant de poursuivre les analyses dans cette direction, en cherchant des sources de données relativement à la sévérité des feux par exemple (Gauthier et al., 2008a). Pour la pessière noire de l'Ouest qui couvre plus de 10 950 kilomètres carrés (Gauthier et al., 2008a), nous croyons que des patrons de distribution spatiale, spécifiques à cette perturbation naturelle (Vaillancourt et al., 2008), reliés à la sévérité des feux, auraient pu à l'échelle spatiale du domaine saisonnier hivernal $RUF_{k99,5}$, être un autre type d'habitat déterminant avec la méthode RUF (Ressource Utilization Function) (Millsbaugh et al., 2006; Rittenhouse et al., 2008) ou communément nommé RSPF (Ressource

Selection Probability Function) (Manly, McDonald et Thomas, 2002). Ce serait une voie de recherche scientifique intéressante à poursuivre.

En résumé, nous pouvons affirmer que pour la saison hivernale, les centres d'activité saisonnière du caribou forestier sont influencés négativement (P2) par l'augmentation de la densité de chemins dans un rayon de 5 km (r_{05}) et que (P3), l'effet de l'interaction entre les routes et les habitats peut influencer d'une manière importante le comportement des femelles. De plus, ces ongulés évitent les perturbations (P1), telles que les coupes forestières et les feux anciens de plus de six ans (FEUX620). Toutefois, contrairement à ce que nous prévoyions, les feux récents (FEUX05) ne sont pas évités.

La sévérité variable des grands feux du Nord du Québec pourrait expliquer la persistance de conditions d'habitats (tapis de lichens et gradient de couvert de protection) favorables à la fréquentation du caribou dans ces habitats par rapport aux secteurs affectés par la coupe forestière durant les premières années suivant la perturbation (Vaillancourt et al., 2008).

Nous pouvons supposer que ces éléments du paysage, reliés aux feux et à leur sévérité variable, créent des micros paysages spécifiques avec des îlots verts, dans lesquels peuvent croître les plantes et où survivrait le caribou forestier. Le broutage excessif de ces éléments verts du paysage pourraient cependant contraindre le caribou forestier à utiliser ces habitats pendant une courte période de temps comme source de nourriture (Dalerum, Boutin et Dunford, 2007), car la croissance des lichens est très lente. Toutefois, la rétention de tapis de lichens dans les parterres brûlés à faible sévérité au sol pourrait offrir une fenêtre d'opportunité pour l'alimentation du caribou dans les premières années suivant un feu. Pour le moment, aucune analyse paysagère n'a été utilisée dans la sélection des habitats pour quantifier cette forme de distribution. Par ailleurs, nous soupçonnons que les chablis après des feux de faible intensité par exemple pourrait contribuer à un apport de lichens arboricoles au niveau du sol, favori-

sant la consommation rapide de cette source de nourriture tout en diminuant les efforts pour l'acquérir.

2.4.2 Les centres d'activité pour la mise bas ($RU F_{k50r05}$)

Selon la préférence des habitats estimée pour la période de mise bas, les conifères denses (CONDENSE) semblent être préférés pour cette période (tableau 2.5). Ces résultats supportent ceux de quelques autres chercheurs au pays (Poole, Heard et Mowat, 2000; Lantin, 2003) et seraient reliés à la protection contre les prédateurs notamment (Bergerud et Page, 1987). À titre de comparaison et contre toute attente, au Québec Pinard et al. (2012) ont trouvés que les femelles utilisaient les habitats ayant un faible couvert latéral pour accroître la détection des prédateurs à cette période.

Les perturbations anthropiques (coupe forestière, densité de route) et naturelles

À l'échelle des domaines vitaux annuels, certains auteurs affirment que les feux anciens n'affectent pas la distribution spatiale des femelles caribou de même que la mortalité et la fécondité des femelles (Dalerum, Boutin et Dunford, 2007). Selon nos résultats, les habitats perturbés reliés aux feux anciens (FEUX620) sont les plus évités à cette période ($P > 0.000000$) avec des kernels estimés à 50 %.

Spécifiquement à cette échelle spatiale avec les kernels estimés à 50 %, les coupes plus âgées (COUPE620) ne sont pas incluses dans les analyses. Ceci pourrait appuyer la théorie selon laquelle l'espace et la hiérarchie temporelle des choix des habitats reflète la hiérarchie des facteurs potentiellement limitatifs pour les aptitudes ou le *fitness* individuel (Rettie et Messier, 2000). Ainsi, nous croyons que conformément à cette théorie, les modèles de sélection de l'habitat peut être dépendant de l'échelle et les caribous femelles éviteraient systématiquement les coupes anciennes (COUPE620) avec les kernels estimés à 50 %.

À cette période critique et pour limiter la prédation, les femelles tendent à adopter des comportements anti-prédateurs en occupant des milieux où les ressources alimentaires sont de second ordre mais où le couvert de protection est élevé. Cela permettrait un meilleur taux de survie des faons (Bergerud et Page, 1987; Rettie et Messier, 2000). Nos résultats suggèrent que la sélection des habitats à cette période est liée davantage à des habitats de protection que des habitats d'alimentation. Ainsi dans notre étude, les habitats associés aux milieux avec une canopée forestière dense sont préférés lors de cette très courte période et ces résultats corroborent certaines autres recherches menées sur la période de mise bas et de soin aux jeunes (Bergerud, Ferguson et Butler, 1990; Poole, Heard et Mowat, 2000). Les milieux perturbés par les activités humaines ou dépourvus de couvert forestier (DENU, CONEPAR) sont évités à cette période et cela vient également appuyer ce qui a été observé ailleurs pour cette espèce à ce moment de son cycle vital et appuie certaines autres études ailleurs au pays (Vors et al., 2007; Courtois et al., 2007; Vors, 2006; Courtois, 2003; Smith et al., 2000).

Tout comme lors de la période hivernale, la densité de chemins dans un rayon de 5 kilomètres (r_{05}), a aussi un effet négatif sur la sélection des habitats par les femelles de caribou forestier pour cette période particulière. Nos résultats corroborent certaines autres études tant qu'à l'effet négatif de la densité de chemins dans la sélection des habitats (Vors et al., 2007; Pinard et al., 2012). Selon les résultats obtenus, nous pouvons affirmer que le réseau routier à une distance de 5 kilomètres, a un effet sur la répartition des aires de mise bas avec les noyaux estimés à 50 %.

En résumé, nos résultats indiquent que pour la saison de mise bas, les caribous forestiers sont influencés négativement (P6) par la densité de chemins dans un rayon de 5 km et que (P5) ces ongulés affectionnent des habitats fermés (CONDENSE) pouvant optimiser la survie des veaux. Les peuplements matures forestiers semblent fournir cet habitat convoité par les femelles. Nos résultats appuient également notre prévision (P4) quant à l'évitement des perturbations anthropiques (COUPE05) et naturelles (FEUX620). Cette

dernière prévision suggère aussi que les zones dénudées et les zones arbustives sont aussi évitées malgré que ce ne soient pas des perturbations. Pour le moment, aucune donnée d'attribut n'a été analysée dans la sélection des habitats pour quantifier la sévérité des feux à une résolution de 50 mètres. Des analyses du paysage pourraient bonifier le modèle assurément.

D'autres recherches telles que celle de Lantin et al. (2003) permettraient de mieux comprendre, à l'échelle du peuplement, le rôle de ces habitats forestiers (CONDENSE) dans la sélection des sites de vêlage pour les femelles du nord du Québec. Dans le nord-ouest du Québec les travaux de Lantin et al. (2003) ont montré, pour une harde voisine à celles de la présente étude, qu'à l'échelle des peuplements, les conditions d'alimentation des aires de mise bas sont des déterminants importants, indiquant qu'une sélection de l'habitat pour des fins de couvert de protection à plus grande échelle (notre étude) suivie d'une sélection de l'habitat pour le substrat d'alimentation à échelle plus fine pourrait se produire dans ce secteur et représenter ce que Rettie et Messier (2000) considère être la hiérarchie de facteurs associés à la sélection de l'habitat des espèces. Ces nouvelles connaissances pourraient aussi bonifier des suggestions pour la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique (AE) à proximité des secteurs de mise bas du caribou afin de minimiser les effets de la coupe et des chemins forestiers notamment.

2.5 Conclusion

Dans ce chapitre nous avons noté pour la période hivernale que la densité de routes dans un rayon de 5 kilomètres a un effet sur la sélection des habitats. Les coupes forestières récentes et plus anciennes ont tendance à être évitées de même que les anciens feux (6-20 ans). À l'hiver les ongulés tendent à préférer les trois habitats suivants : les feux récents (0-5 ans), les habitats à lichens et mousses et les peuplements ouverts de conifères. La récupération rapide du bois après feux, telle que pratiquée actuellement,

pourrait avoir des conséquences néfastes sur la disponibilité des habitats hivernaux marginaux. Cependant, d'autres études pourraient être nécessaires avant de conclure trop rapidement aux effets des coupes de récupération après feux (Le Goff et al., 2008) sur le comportement de sélection des habitats lors de la période hivernale et aussi lors de la période de mise bas.

Pour la période de mise bas les seuils des intervalles de confiance ont été estimés pour chacun des coefficients. Nos résultats suggèrent que les conifères denses sont utilisés aussi comme habitat de protection par les femelles pour éviter les prédateurs et favoriser la survie des veaux (Rettie et Messier, 2000; Brown, 2005). Par ailleurs, ce sont ces mêmes peuplements forestiers qui sont convoités par les exploitants forestiers. De plus, le réseau de chemins dans une fenêtre de 5 kilomètres a un effet négatif sur la sélection des habitats de même que les coupes récentes (COUPE05, $P = 0.050603$). Il semble qu'à cette période critique, les femelles tendent à utiliser les habitats en fonction de leur couvert de protection plutôt qu'en fonction de leurs caractéristiques alimentaires, et ce bien que la qualité des ressources alimentaires soit un attribut non-négligeable des aires de mise bas (Lantin, 2003; Rettie et Messier, 2000). Cette stratégie pourrait avoir des répercussions importantes sur le taux de survie des jeunes en regard de la prédation notamment. Ils sembleraient aussi, selon la littérature, que toutes ces perturbations d'origine humaine pourraient agir comme des trappes écologiques et nuiraient aux déplacements saisonniers (Courbin et al., 2009; Polfus, Hebblewhite et Heine-meyer, 2011; Faille et al., 2010; Rudolph, 2011; Pinard et al., 2012). Ces impacts indéniables pourraient avoir des conséquences néfastes sur la conservation du caribou forestier et sur les stratégies à adopter afin de conserver des habitats de qualité et interconnectés entre eux.

La méthode du noyau (kernel) (Cumming et Cornélis, 2012) permet de mieux comprendre la sélection des habitats lors de la période hivernale et celle de mise bas. Les modèles mixtes expliquent bien les réponses biologiques de cet ongulé pour la popu-

lation des hardes de la Baie-James, mais ils doivent être interprétés avec prudence si les aménagistes désiraient les utiliser comme modèles prédictifs (Krebs, 1987; Boitani et Fuller, 2000; Schielzeth et Forstmeier, 2009). De plus, l'étude de la sélection des habitats est étroitement dépendante des variables incluses dans les modèles et peut entraîner des interprétations différentes (Southwell et al., 2008). Nos modèles incorporent seulement les habitats et la densité de routes comme effets fixes. Ils sont simples tout en portant sur des facteurs reconnus comme pouvant affecter cette espèce. Dans la présente étude ces modèles tentent d'expliquer la réponse biologique des femelles caribous pour ces deux périodes jugées critiques pour le cycle vital du caribou forestier.

CHAPITRE III

LA FIDÉLITÉ DES FEMELLES AUX DOMAINES SAISONNIERS D'HIVER ET DE MISE BAS

3.1 Introduction

Depuis quelques années, l'étude de la fidélité des centres d'activité saisonnière et des domaines vitaux du caribou forestier fascine les biologistes (Schaefer, Bergman et Luttich, 2000; Wittmer, McLellan et Hovey, 2006; Faille et al., 2010). Des analyses spécifiques, concernant l'occupation de l'espace selon différentes échelles temporelles, facilitent la compréhension dans la préférence d'utilisation des habitats. Selon White et Garrott (1990), la fidélité au site a été défini comme : (i) la tendance qu'a un animal à revenir à une zone déjà occupée ou (ii) de rester dans la même zone pour une période de temps prolongée. Nous nous attarderons plus spécifiquement à la première définition dans ce chapitre.

L'analyse de la fidélité des sites permet donc de détecter l'expansion ou la contraction des centres d'activité interannuelle pour des périodes jugées critiques (Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001). Selon Doncaster (1990), l'analyse de la fidélité à une échelle temporelle correspond à une méthode statique. Ainsi, la propension qu'à un animal d'avoir un petit domaine saisonnier reflète une grande fidélité au sein d'une saison tandis que la tendance qu'a un animal à revenir dans un centre d'activité saisonnière

démontre une grande fidélité entre les années (Wittmer, McLellan et Hovey, 2006). Ce dernier point est important dans un contexte de conservation d'organismes qui utilisent une mosaïque d'habitats à diverses périodes critiques de leur cycle de vie tels des grands ongulés comme le caribou forestier (Faille et al., 2010).

Pour quantifier le degré de similarité entre les domaines vitaux saisonniers des organismes, plusieurs méthodes existent (Powell, 2000; Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001; Fieberg et Kochanny, 2005). La juxtaposition des domaines vitaux saisonniers, pour un même individu, par exemple une femelle caribou forestier, peut permettre de détecter sa fidélité à revenir sur les sites de mise bas. Cette propension qu'ont les femelles à revenir sur les sites de mise bas (Faille et al., 2010) pourrait avoir des effets négatifs importants si ces comportements ne sont pas pris en compte dans la gestion des plans d'opération de coupes ou lors des coupe de récupération après feu par exemple.

Dans ce chapitre, nous documenterons la tendance qu'ont les femelles caribous à revenir dans les sites de mise bas de même que dans leurs aires hivernales. Sachant que la survie des faons (Bergerud et Page, 1987) est très importante pour le maintien des populations de la Baie-James, un indice d'intersection des noyaux interannuel sera estimé (Buskirk et Millspaugh, 2006; Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001; Gitzen, Millspaugh et Kernohan, 2006) afin de vérifier le comportement de fidélité des femelles pour les deux périodes critiques d'hiver et de mise bas. Ces analyses de la fidélité des aires de répartition saisonnières permettront de mieux comprendre le comportement saisonnier de cet ongulé (Schaefer, Bergman et Luttich, 2000; Gullickson et Manseau, 2000; Rettie et Messier, 2001; Ferguson et Elkie, 2004).

Une prémisse de base à cette étude de sélection des habitats est que l'utilisation des habitats et de l'espace par les individus munis de colliers émetteurs est représentative par rapport à l'ensemble de la population de la Baie-James au nord-ouest du Québec. De façon spécifique, nous prévoyons pour la période hivernale que la fidélité interan-

nuelle individuelle des domaines vitaux est élevée (P1) et nous prévoyons (P2) que la caribou forestier est plus fidèle à cette période comparativement à la période de mise bas, car durant l'hiver la ressource alimentaire est critique pour la survie des individus (Shepherd, 2006; Wittmer, McLellan et Hovey, 2006; Briand et al., 2009). De plus, nous croyons que la fidélité aux sites (Borger, Dalziel et Fryxell, 2008) inciterait les femelles à revenir aux mêmes endroits pour favoriser leur survie lors de la période hivernale.

3.2 Méthodes

3.2.1 Aire d'étude

Dans le territoire de la Baie-James le caribou forestier concentre principalement ses activités dans le domaine de la pessière à mousses (Saucier et al., 2003). Ce domaine couvre une bande d'environ 300 kilomètres de largeur et s'étend entre les latitudes du 52^e et du 55^e parallèles nord. L'épinette noire (*Picea mariana*) et le pin gris (*Pinus banksiana*) dominent le paysage. Ces deux essences forestières regroupées sous le vocable du groupement forestier SEPM représentent plus de 90% de la proportion des tiges marchandes du secteur d'étude (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2004).

L'aire d'étude (fig. 3.1) fait partie de la région administrative 10 (Nord-du-Québec). Cette zone est gérée conjointement avec les Cris du Québec.

D'ouest en est, cette zone englobe les trois hardes reconnues suivantes : Nottaway, Assinica et Témiscamie. Pour la harde Assinica, celle-ci incorpore aussi les hardes des secteurs Broadback et la Trêve.

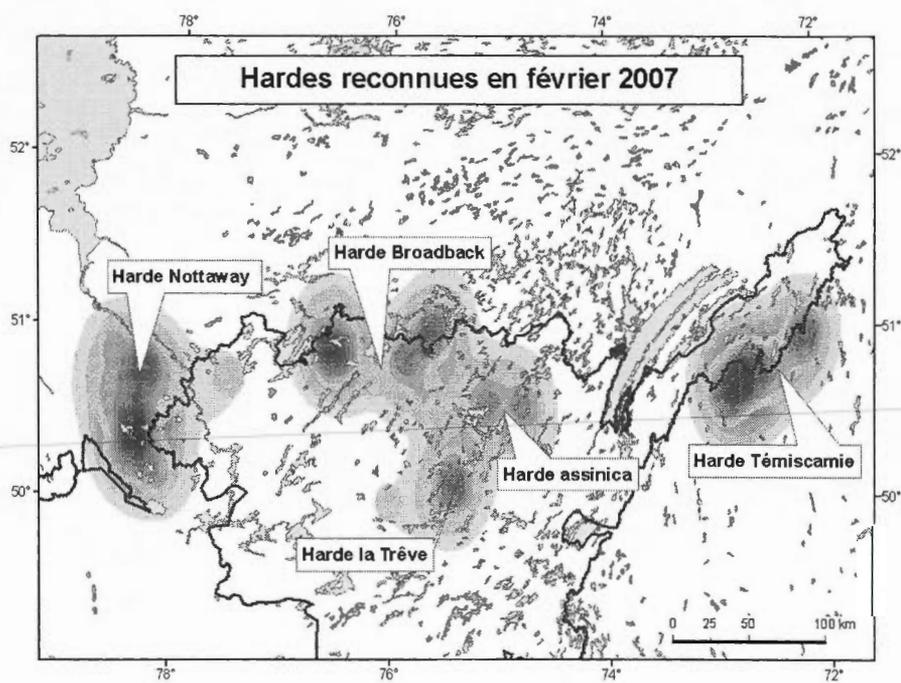


Figure 3.1 Carte de localisation de l'aire d'étude et des hardes du nord du Québec

3.2.2 Suivi des caribous

Vingt-sept caribous femelles (Rettie et Messier, 1998; Courtois, 2003) ont été capturées sur le territoire de la Baie-James (fig. 3.1). L'utilisation d'un lance-filet à bord d'un hélicoptère (Astar) (Potvin et Breton, 1988) a permis la pose des colliers émetteurs sur ces femelles entre les années 2004 et 2007 respectivement. La collecte des localisations télémétriques GPS-ARGOS a fourni une importante base de données des localisations télémétriques journalières de plus de 82 106 localisations télémétriques. Les colliers GPS ont été programmés pour donner des localisations aux trois heures durant la dispersion printanière et la mise bas (2 avril - 15 juin) et aux sept heures par la suite. Pour de plus amples informations concernant le nombre de localisations pour chacun des individus, nous invitons le lecteur à consulter le Chapitre I (tab. 1.1, p. 17).

Lors de la capture, un échantillon de sang a permis d'évaluer la condition physique des individus, l'état reproductif et la présence de pathogènes (Harris et al., 1990). De plus, afin d'éviter les effets potentiels de la capture sur le comportement des animaux (Harris et al., 1990), nous éliminerons systématiquement des analyses les localisations des 3 premiers jours après la capture. Lors d'une mortalité, les colliers étaient récupérés, dans la mesure du possible, afin de déterminer la cause de la mortalité (Schaefer et al., 2001).

3.2.3 Filtre HDOP

Dans cette étude et pour fins de comparaison, les enregistrements en 3D (≥ 4 satellites) avec des HDOP ≥ 25 et ceux en 2D (= 3 satellites) avec des HDOP ≥ 8 seront éliminés de la base de données parce que potentiellement imprécis (Dussault et al., 2001; Girard et al., 2002; Lefort et al., 2006). Il est à noter aussi que les colliers n'ont pas été programmés avec la correction différentielle. L'utilisation du filtre HDOP a permis de soustraire 10 899 localisations douteuses, soit une perte nette de 13,3 %.

3.2.4 Fidélité des domaines saisonniers

Pour estimer les centres d'activité saisonnière, nous utiliserons la méthode du noyau (Buskirk et Millspaugh, 2006; Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001; Gitzen, Millspaugh et Kernohan, 2006). Comparativement à la méthode du polygone convexe (MCP), la méthode du noyau est préférable car elle ne tend pas à fortement surestimer la superficie des domaines vitaux. De plus, la méthode du MCP ignore la distribution de l'espace utilisé à l'intérieur de ses limites (Cumming et Cornélis, 2012) et pourrait surévaluer la juxtaposition des domaines saisonniers (Fieberg et Kochanny, 2005). Les faiblesses des approches du MCP sont évidentes (Seaman et al., 1999; Burgman et Fox, 2003; Laver et Kelly, 2008). Une variété de méthodes plus rigoureuses pour estimer les domaines vitaux a été développée récemment (Borger, Dalziel et Fryxell, 2008; Cumming et Cornélis, 2012).

Avec la méthode du noyau, nous avons estimé le noyau avec 95% des isoplèthes, lorsque le nombre d'enregistrements était supérieur ou égal à 30 localisations (Seaman et al., 1999) pour la période hivernale et celle de mise bas. Dans la présente étude, nous déterminons la fidélité des domaines saisonniers des femelles de caribou forestier suivies de 2004 à 2007 dans le nord du Québec. Les deux saisons jugées critiques quant à la sélection des habitats, pour la survie du caribou et tel que discuté précédemment au chapitre I (voir section 1.3.1), sont la période hivernale, soit du *10 janvier au 8 avril* et lors de la période de mise bas, soit du *15 mai au 30 juin* inclusivement.

3.2.5 Démarche d'analyse statistique

L'importance de la densité d'utilisation (UD) dans l'évaluation de la fidélité est indéniable car elle tient compte de la forme mais aussi de l'intensité d'utilisation. Nous avons utilisé le VI (Volume Intersection Index) (Seidel, 1992) pour quantifier la fidélité (Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001; Gitzen et Millspaugh, 2003; Fieberg

et Kochanny, 2005) avec les noyaux à 95 % (Blundell, Maier et Debevec, 2001; Girard et al., 2002) avec la formule suivante :

$$VI = \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \min[\widehat{UD}_1(x,y), \widehat{UD}_2(x,y)] / dx dy \quad (3.1)$$

Nous avons quantifié l'espace partagé, soit la juxtaposition des pairs de distribution de probabilité avec cet estimateur, car cette méthode est préférable à celle utilisant seulement la juxtaposition simple des polygones calculé avec la méthode des polygones convexes (MCP) (Kernohan, Gitzen et Millspaugh, 2001; Fieberg et Kochanny, 2005). L'indice VI indique une parfaite intersection entre les deux distributions de probabilité lorsqu'il est égal à un (100%). Ainsi une valeur de un (100%) indique que les deux distributions sont parfaitement emboîtées l'un dans l'autre, autant dans les dimensions $x, y, z(UD)$. Et inversement, l'indice prend la valeur de zéro (0%) lorsqu'il n'y a aucune intersection entre les deux distributions de probabilité, autant dans les dimensions $x, y, z(UD)$. Selon Worton (1995), l'estimateur à noyau est bien adapté parce qu'il n'assume aucune forme de distribution particulière et parce qu'il offre en plus une vraie probabilité de distribution.

Nous avons calculé l'indice VI avec 25 femelles caribous pour chacune des combinaisons annuelles avec un noyau ou un centre d'activité saisonnière estimé à 95% pour fin de comparaison. Pour la saison hivernale nous avons utilisé les données télémétriques des années 2005, 2006 et 2007 et pour la période de mise bas, nous avons utilisé les données télémétriques des années 2004, 2005 et 2006. Pour accélérer les calculs nous avons utilisé une grille de 100 m. par 100 m. à laquelle les distributions de probabilité (UD) ont été estimés pour calculer l'espace partagé pour chacune des combinaisons années/individus.

Pour évaluer la fidélité plus précisément, nous avons modélisé à l'aide d'une analyse MM (Modèle Mixte) (Pinheiro et al., 2011) la variation de la juxtaposition

des paires de distribution selon l'influence de la variable prédictive catégorique, soit les deux périodes critiques. Nous avons incorporé au modèle une variable aléatoire combinant les années nichées pour chacun des individus (*id/year*). Nous avons aussi ajouter une constante pour corriger le paramètre de la variance de la forme suivante : $weights = varIdent(form = 1|saison)$ (Pinheiro et al., 2011). Nous avons aussi vérifié la normalité des résidus et aussi l'homogénéité de la variance. Certains modules du logiciel R (R Development Core Team, 2011) ont été utilisés pour construire initialement les noyaux (adehabitat (Calenge, 2006) et pour analyser la sélection des modèles avec des modèles mixtes (nlme (Pinheiro et al., 2011). Pour sa part, l'estimateur VI a été calculé avec le module kerneloverlap de la librairie adehabitat (Calenge, 2006).

3.3 Résultats

3.3.1 Fidélité entre les domaines vitaux saisonniers (K_{95})

Les femelles caribou sont en moyenne plus fidèles lors de la période de mise bas (15 mai au 30 juin) que lors de la période hivernale (10 janvier au 8 avril) entre les années 2004 et 2007 (fig. 3.2).

Selon cette dernière figure, lors de la saison hivernale, le VI (Volume Intersection Index) moyen, pour toutes les combinaisons annuelles 2005-2006, 2005-2007 et 2006-2007, équivaut respectivement à 0,047 (4,7%) ($\sigma=0,103$), ($n = 61$). Une valeur moyenne plus élevée de cet indice (0,278 (27,8%) ($\sigma=0,213$), ($n = 51$)) pour la période de mise bas, pour toutes les combinaisons annuelles 2004-2005, 2004-2006 et 2005-2006, indique clairement une différence entre ces deux périodes (ANOVA, $P < 0,0001$).

Il est aussi intéressant de noter que les superficies des domaines vitaux saisonniers de mise bas estimés avec la méthode du noyau à 99% ($276,0 \text{ km}^2$ ($\sigma=177,0 \text{ km}^2$) ($n=64$))

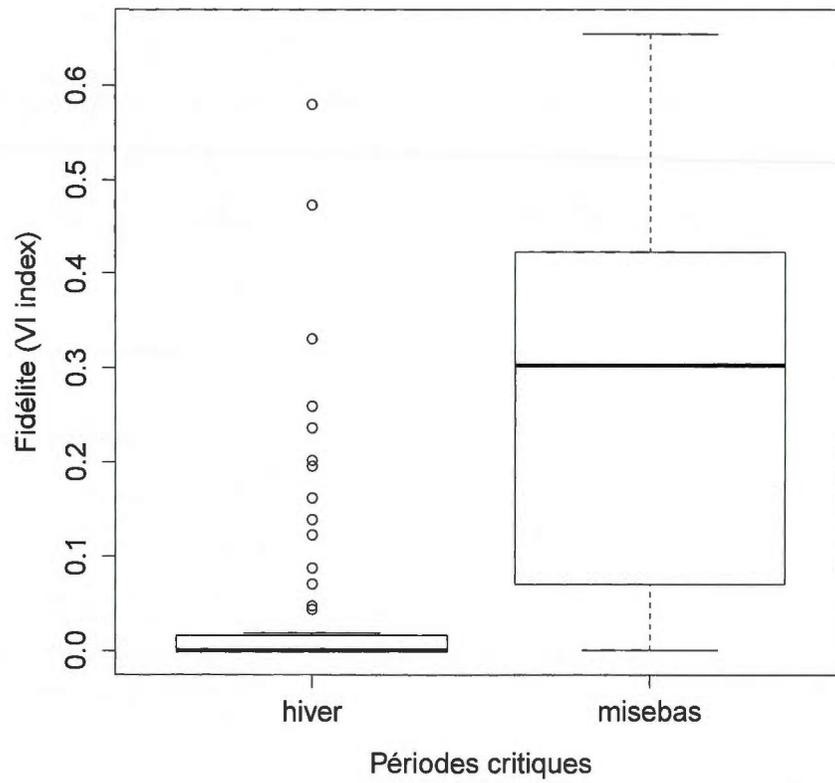


Figure 3.2 Fidélité des femelles caribou forestier selon les deux périodes critiques avec l'index VI (K_{95})

sont plus grands que lors de la période hivernale ($91,90 \text{ km}^2$ ($\sigma=90,80 \text{ km}^2$) ($n=67$)) (section 2.3.1). Malgré que les femelles caribous ont des domaines saisonniers plus grands lors de la période de mise bas, elles tendent à revenir et à utiliser les mêmes secteurs d'une année à l'autre pour la mise bas (fig. 3.2).

Les centres d'activité hivernale (K_{95})

Lors de la saison hivernale, le VI moyen individuel équivaut respectivement à 0,074 ($\sigma=0,163$), 0,030 ($\sigma=0,073$) et à 0,0375 ($\sigma=0,072$) pour les combinaisons annuelles 2005-2006, 2005-2007 et 2006-2007 ($n = 61$). Pour la période hivernale, il n'y a pas de différences, dans la proportion d'intersection entre les domaines saisonniers moyens pour les trois blocs d'années (ANOVA, $P = 0,4522$).

Les centres d'activité pour la mise bas (K_{95})

Lors de la période de mise bas, le VI moyen individuel équivaut respectivement à 0,292 ($\sigma=0,213$), 0,269 ($\sigma=0,240$) et à 0,273 ($\sigma=0,185$) pour les combinaisons annuelles 2004-2005, 2004-2006 et 2005-2006 ($n = 51$). Pour la période de mise bas, il n'y a pas de différences, dans la proportion d'intersection entre les domaines saisonniers moyens pour les trois blocs d'années (ANOVA, $P = 0,9061$).

3.3.2 Modèle mixte de l'indice VI_{K95}

Afin d'établir un intervalle de confiance plus robuste concernant la juxtaposition de l'indice VI, nous avons modélisé à l'aide d'un modèle mixte (Pinheiro et al., 2011) la valeur de cet indice en fonction des combinaisons annuelles. Nous avons ajouté une constante pour corriger le paramètre de la variance de la forme suivante : $weights = varIdent(form = 1|saison)$ (Pinheiro et al., 2011). Nous avons incorporé au modèle une variable aléatoire combinant les années nichées pour chacun des individus

Tableau 3.1 Modèle mixte de l'indice (VI_{k95}) pour les 23 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période (2004-2007)

Variabes	Coeff	SE	P
Niveau réf. - Saison HIVER	0.051743	0.017567	0.004431
Saison MISE BAS	0.226818	0.031138	0.000001

($id/year$). Avec la sélection de modèle (AIC) (Burnham et Anderson, 2002; Johnson et Omland, 2004; Faraway, 2006; Mazerolle, 2006; Mazerolle, 2011), ce paramètre pour corriger la variance était plus appropriée (*ANOVA*, $P < 0.001$). Cette petite valeur, du ratio de vraisemblance statistique, confirme que le modèle d'écart hétéroscédastique explique mieux le jeux de données que le modèle homoscédastique (Pinheiro et al., 2011) (tab. 3.1).

Pour ce modèle (tab. 3.1), la variabilité entre les individus σ_{id}^2 est estimée à 0.0029182. Pour sa part, la variabilité des années à l'intérieur des individus $\sigma_{id/year}^2$ est estimée à 3.7795e-12. Finalement, la variabilité intra bloc résiduelle est estimée à 0.039046. Les variances sont au-dessus de zéro et le modèle semble donc adéquat.

Afin de satisfaire aux exigences de la statistique, nous avons testé la normalité des résidus des données pour les deux périodes. Pour la normalité des résidus du modèle, la figure 3.3 permet de constater que malgré deux données aberrantes (2003009/56, 2004024/56), la prémisse de normalité des données semble plausible pour les deux périodes d'intérêt (Pinheiro et al., 2011). Bien qu'il soit difficile d'expliquer ces deux données aberrantes, nous croyons que les interactions du caribou forestier avec le caribou migrateur, lors de la migration hivernale 2005-2006 pourrait influencer les déplacements du caribou forestier. Cette hypothèse resterait toutefois à être démontrée.

Un bon moyen de vérifier si l'estimation de la variance due aux effets aléatoires est difficile est de calculer les intervalles de confiance à 95% (Pinheiro et al., 2011). Pour ce modèle, les résultats donnent une indication sur la précision des estimations (tab.

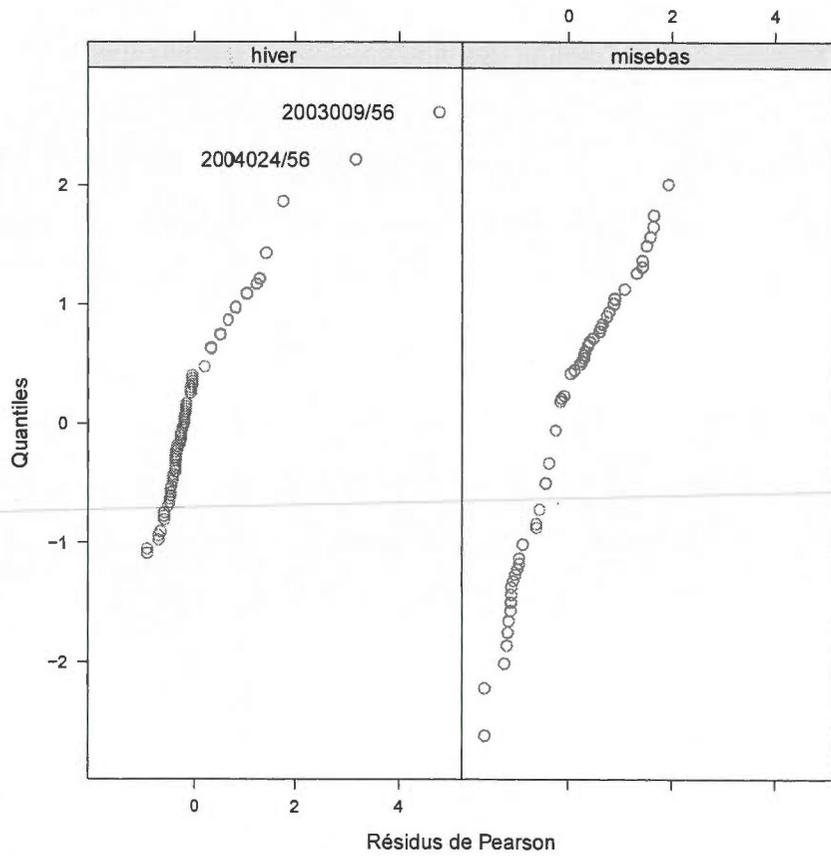


Figure 3.3 Normalité des résidus dans l'estimation de la fidélité pour les deux périodes d'intérêt (K_{95})

Tableau 3.2 Intervalles de confiance (95%) des effets fixes et des effets aléatoires (VI_{k95}) pour les 23 femelles caribou forestier dans la région de la Baie-James pour la période (2004-2007)

Variabes	Limite inférieure	Estimés	Limite supérieure
Niveau réf. - Saison HIVER	0.016994	0.051743	0.086492
Saison MISE BAS	0.162230	0.226818	0.291406
id b_i	0.026149	0.05402	0.11160
id/year $b_{k(i)}$	1.6144e-77	1.9441e-06	2.3411e+65
var. résid. ε_{ijk}	0.16047	0.19760	0.24331

3.2).

Le modèle mixte ajusté pour la fidélité des femelles démontre bien la différence pour l'indice VI entre les deux périodes critiques (fig. 3.4).

Ainsi, bien que les femelles caribous soient plus fidèles lors de la période de mise bas (2004-2006), nous constatons pour cette période d'intérêt, une variabilité interannuelle individuelle plus importante de l'indice VI que lors de la période hivernale (2005-2007) (fig. 3.5).

3.4 Discussion

Lors de la saison de mise bas, les femelles caribous tendent à utiliser les mêmes sites de vêlage annuellement. Elles sont donc plus fidèles à cette période de l'année. Nos résultats sont similaires à d'autres recherches portant sur la fidélité du caribou forestier (Schaefer, Bergman et Luttich, 2000; Ferguson et Elkie, 2004; Wittmer, McLellan et Hovey, 2006; Faille et al., 2010; Rudolph, 2011). Il est même reconnu que les animaux ont une capacité à revenir à un endroit en particulier (Borger, Dalziel et Fryxell, 2008) sachant que le mouvement des animaux est le résultat de l'interaction complexe entre leur comportement individuel et certains facteurs environnementaux

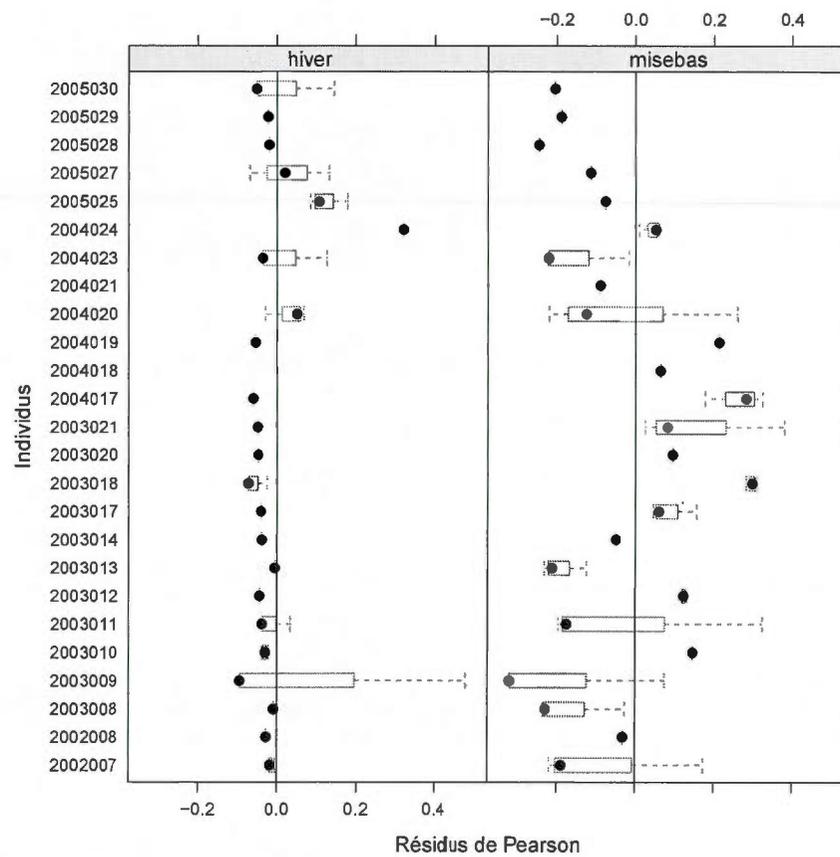


Figure 3.5 Boîtes à moustache des résidus pour la fidélité des femelles caribou selon les deux périodes d'intérêt (2004-2007)

externes (Forester et al., 2007). Pour cette période printanière, la juxtaposition partielle estimée dans un intervalle de confiance de 95% se situe entre 0.162230 (16,22%) et 0.291406 (29,14 %) lorsque $\hat{\mu}=0.226818$ (22,68 %). Tel que discuté dans la section 2.4.2, les femelles utilisent les habitats de conifères denses (CONDENSE). Cet habitat est le deuxième en importance (figure 2.3) avec des kernels à 99 %. D'autres études ont par ailleurs démontrées que les femelles préféreraient les couverts dégagés avec une densité de tiges faible afin de favoriser la détection des prédateurs (Pinard et al., 2012). Nos résultats appuient l'hypothèse d'évitement des prédateurs, car à cette période les femelles limite leurs déplacements et démontrent une plus grande fidélité (Wittmer, McLellan et Hovey, 2006). Ainsi, les femelles adopteraient un comportement anti-prédateur au détriment de peuplement de nourriture, car le risque de prédation serait plus grand à cette période (Rettie et Messier, 2000; Wittmer, McLellan et Hovey, 2006). Un couvert de protection important permet d'accroître la survie des veaux et plus tard, la dispersion printanière (Rudolph, 2011; Rudolph et Drapeau, 2012). Il permettrait également de diminuer la prédation des femelles et des nouveaux nés (Bergerud, Ferguson et Butler, 1990).

Pour la période hivernale, nous avons évalué à seulement $\hat{\mu}=0.051743$ (5,17 %) la juxtaposition des domaines saisonniers pour un intervalle de confiance de 95% entre 0.016994 (1,70 %) et 0.086492 (8,65 %). Les caribous sont donc moins fidèles lors de la période hivernale. Leurs domaines saisonniers sont spatialement différents d'une année à l'autre. Nous constatons facilement sur la figure 3.4 cette différence entre ces deux périodes critiques. Par ailleurs, seulement deux individus (2003009 et 2004024) pour la période hivernale 2005-2006 (/56) sont en-dehors du seuil de 95%.

Lors de la période de mise bas, nous observons une variabilité de l'indice *VI* entre les années 2004, 2005 et 2006 (figure 3.5). Il est présentement difficile d'expliquer cette variation. Malgré que nous n'avons pas de données sur la gestation des femelles, cette variabilité interindividuelle pourrait en partie être expliquée par le succès de reproduc-

tion ou la gestation des femelles. La parturition ou la présence des veaux pourraient ainsi influencer le comportement des femelles dans la sélection des habitats (Lantin, 2003; Lantin et al., 2003). L'ampleur des domaines vitaux pourrait être aussi une cause probable pouvant amplifier la variabilité interannuelle lors de la période de mise bas avec l'utilisation des noyaux. En fait, des déplacements erratiques lors de la migration printanière augmentent significativement la superficie des domaines vitaux. Cette variabilité pourrait aussi être expliquée par des traits comportementaux et la personnalité des individus (Rudolph, 2011) basés sur l'expérience et sur la capacité de la mémoire des individus (Borger, Dalziel et Fryxell, 2008). D'autres recherches permettraient de mieux comprendre ces observations reliés à certains traits comportementaux des individus lors de la période de mise bas.

En résumé et contrairement à nos prévisions, les caribous forestiers possèdent des domaines saisonniers interannuels qui diffèrent passablement d'une année à une autre (P1). Lors de la période hivernale, les individus sont donc moins fidèles. À l'inverse de notre deuxième prévision (P2), il s'avère que les femelles de caribou forestier sont beaucoup plus fidèles à leur aire de mise bas qu'à leur aires d'hiver. Par ailleurs, pour la mise bas les femelles possèdent des domaines saisonniers interannuels de plus grandes dimensions.

3.5 Conclusion

Les femelles caribous sont donc plus fidèles au site de mise bas comparativement à la période hivernale. Il est aussi intéressant de noter que malgré que les superficies des domaines vitaux saisonniers de mise bas ($276,0 \text{ km}^2$ ($\sigma=177,0 \text{ km}^2$) ($n=64$), K_{99}) sont plus grands que lors de la période hivernale ($91,90 \text{ km}^2$ ($\sigma=90,80 \text{ km}^2$) ($n=67$), K_{99}), les femelles caribous tendent à revenir et à utiliser les mêmes habitats d'une année à l'autre pour la mise bas, car la juxtaposition dans les dimensions $x, y, z(UD)$ des pairs de

distribution est plus importante entre les combinaisons des années 2004, 2005 et 2006. Pour la période hivernale les domaines vitaux saisonniers de notre étude sont spatialement différents (grandeur, forme, structure) d'une année à l'autre. La nourriture serait le facteur le plus important influençant la dynamique dans l'étude des domaines vitaux saisonniers à cette période (Briand et al., 2009; Wittmer, McLellan et Hovey, 2006) et ceci pourrait expliquer cette variabilité.

Au Québec, malgré certains efforts de conservation de massifs forestiers protégeant les peuplements résineux matures qui jouent un rôle d'habitat d'hiver, la conservation associée à des habitats de mise bas a été peu abordée jusqu'à maintenant. Elle permettrait sûrement d'augmenter la survie des faons dans des habitats non perturbés par l'homme. À cet effet, nos résultats suggèrent que des efforts accrus doivent être entrepris afin d'évaluer les habitats propices aux sites de vêlage et à la survie des jeunes et exempts de perturbations anthropiques pour minimiser la pression de prédation par le loup et l'ours notamment (Latham, Latham et Boyce, 2011; Gustine et al., 2006). De plus, des stratégies sylvicoles permettant de diminuer les zones de contacts entre les territoires aménagés et les aires de mise bas pourraient être développées en préconisant entre autres des pratiques sylvicoles de coupes partielles (Gauthier et al., 2008b) associées à des zones de conservation à proximité des aires de mise bas. Ces nouvelles connaissances permettront de proposer, dans le cadre de l'aménagement écosystémique (AFE) et d'un programme de suivi environnemental rigoureux (Drapeau et al., 2008), des mesures d'atténuation pour les coupes de récupération (Gauthier et al., 2008b; Le Goff et al., 2008) après le passage des feux dans la forêt boréale Québécoise.

Malgré la résilience qu'a démontré le caribou forestier au fil des siècles, les bouleversements climatiques à venir dans la forêt boréale québécoise (Logan et al., 2011; Buis, 2011) et le développement économique du nord du Québec pourraient avoir des effets cumulatifs importants sur la dynamique des populations de ces grands herbivores (Sharma, Couturier et Côté, 2009). Il va de soi que ces deux grands facteurs de change-

ment des écosystèmes nordiques exerceront une synergie dans les populations de cette espèce menacée.

CONCLUSION

En période hivernale, les lichens sont la base alimentaire pour le caribou forestier. En fait, les milieux ouverts à lichens sont considérés comme de très bons habitats dans les domaines saisonniers hivernaux (Briand et al., 2009; Wilson, 2000; Courtois et al., 2002). Nos résultats corroborent ces études. Les domaines saisonniers des femelles suivies en saison hivernale dans notre aire d'étude sont aussi différents en termes de forme et d'intensité d'utilisation. Ils diffèrent donc spatialement et il y a peu d'intersection entre les années pour un même individu. Les caribous, lors de la saison froide, sont donc moins philopatrics.

La période de mise bas est cruciale pour la survie des veaux, car c'est à cette période que la prédation est la plus élevée (Bergerud et Page, 1987). Nos résultats suggèrent que les femelles tendent à éviter les prédateurs à ce moment particulier, en se réfugiant dans les peuplements résineux denses avec l'utilisation des noyaux avec des isoplèthes estimés à 50%. Ces résultats suggéreraient que les femelles adopteraient un comportement anti-prédateurs, car le risque de prédation serait plus grand à cette période (Rettie et Messier, 2000; Wittmer, McLellan et Hovey, 2006). Nous observons aussi que les femelles ont un comportement philopatrics interannuel plus important lors de la période de mise bas. Nos résultats sont similaires à d'autres recherches portant sur la fidélité du caribou forestier au Canada (Schaefer, Bergman et Luttich, 2000; Ferguson et Elkie, 2004; Wittmer, McLellan et Hovey, 2006; Faille et al., 2010; Rudolph, 2011). Une certaine plasticité comportementale pourrait aussi expliquer la variation entre les femelles. Cette variabilité pourrait être expliquée par des traits comportementaux basés sur l'expérience et sur la capacité de la mémoire des individus (Rudolph, 2011). Nous

soupçonnons néanmoins que les femelles parturientes adopteraient des stratégies d'évitement plus importantes que les femelles n'ayant pas de veaux (Lantin et al., 2003). Le réseau routier a un effet d'évitement important jusqu'à environ 5 kilomètres. Ce résultat est conforme à ceux obtenus pour d'autres hardes de caribou forestier (Leblond et al., 2011; Polfus, Hebblewhite et Heinemeyer, 2011; Vors, 2006). Les infrastructures routières ont un effet d'évitement important et peuvent modifier considérablement la fidélité et la forme des domaines saisonniers.

Nous considérons que ces modèles estimés à l'aide des noyaux, permettent de mieux caractériser la sélection des habitats lors de la période hivernale et celle de mise bas. Les modèles mixtes expliquent bien aussi les réponses biologiques de cet ongulé pour la population des hardes de la Baie-James, mais ils doivent être interprétés avec prudence si les aménagistes désiraient les utiliser comme modèles prédictifs (Schielzeth et Forstmeier, 2009).

L'analyse des paysages (Fortin, Dale et Ver Hoef, 2002; Fortin et al., 2005), pourrait être une piste de recherche dans l'étude des domaines vitaux du caribou forestier au Québec et dans la sélection des habitats de la forêt boréale, soit la zone forestière la plus septentrionale et la plus froide de l'hémisphère de l'Amérique du Nord. Des recherches futures, pourraient permettre de mieux comprendre le rôle de la sévérité des feux et la dynamique des chablis dans la préférence de sélection des habitats dans les secteurs de feux récents. Ces nouvelles connaissances permettraient de proposer, dans le cadre de l'aménagement écosystémique (AFE) et d'un programme de suivi environnemental rigoureux (Drapeau et al., 2008), des mesures d'atténuation pour les coupes de récupération (Gauthier et al., 2008b; Le Goff et al., 2008) après le passage des feux dans la forêt boréale Québécoise.

Malgré la résilience que semble démontrer le caribou forestier au fil des siècles, les bouleversements climatiques dans la forêt boréale québécoise (Logan et al., 2011;

Buis, 2011) pourraient avoir des répercussions sur la compréhension des déplacements de ces grands herbivores (Sharma, Couturier et Côté, 2009). Il est aussi difficile de prévoir les effets cumulatifs des changements climatiques avec certaines autres activités économiques d'importance (coupe, mine, hydroélectricité) sur les domaines saisonniers de cet ongulé.

Foresterie

Pour la période hivernale, nos résultats indiquent que l'effet de la densité de chemins dans un rayon de 5 kilomètres a un effet important pour certains habitats. Ainsi, les feux récents (FEUX05) ne sont pas évités par les femelles, mais l'interaction avec le réseau routier (FEUX05 :r05) indique toutefois que l'effet de la densité des routes, dans un rayon de cinq kilomètres, est plus important dans l'habitat des feux récents (FEUX05) que dans l'habitat de référence (CONOUV) (tableau 2.3). Ainsi, l'effet de la densité de chemin révèle que les habitats récemment brûlés sont plus évités lorsque le réseau de chemins augmente. Tout comme d'autres études l'on montré, les infrastructures routières ont un effet d'évitement important et peuvent modifier considérablement la fidélité et la forme des domaines saisonniers des caribous des populations de la Baie James (Leblond et al., 2011; Polfus, Hebblewhite et Heinemeyer, 2011; Vors, 2006).

Il est urgent d'approfondir les connaissances scientifiques des effets des nouvelles stratégies de dispersion spatiale des coupe en mosaïque avec protection de la régénération et des sols (CMO), des coupes de protection de la haute régénération et des sols (CPHRS), des coupes de protection des petites tiges marchandes (CPPTM) et des coupes de récupération après feux (CRAF), sur le comportement du caribou. Si l'exploitation forestière conventionnelle de ces dernières années, axée sur les grandes agglomérations de coupes totales, a contribué à accentuer le déclin des hardes (Wittmer et al., 2007), nos résultats indiquent qu'au sein de l'entente Cris-Québec (2002), la coupe en mosaïque, par l'extension de son réseau routier a sans doute contribué à la

perte d'habitat fonctionnel pour le caribou considérant son évitement des réseaux routiers denses créés par ce type de dispersion des coupes sur le territoire. En fait, les coupes forestières ont un impact sur l'interconnexion entre les habitats d'été et ceux d'hiver (Saher et Schmiegelow, 2005). Les nouvelles connaissances générées par notre étude permettront d'aider les aménagistes à proposer des aménagements forestiers tenant davantage compte des besoins reliés à la mise bas et aux aires d'hivernages du caribou forestier. Le caribou des bois est présentement retranché dans les derniers blocs forestiers matures de la forêt boréale au nord de la province. Certains de ces massifs forestiers ne sont pas encore exploités par l'industrie forestière, d'autres sont en voie d'exploitation selon la modalité de la coupe en mosaïque avec protection de la régénération et des sols (CMO) tel qu'assujettis par la Loi sur les forêts (L.R.Q., chapitre F-4.1 et modifiée par L.Q., 2001, c.6) et le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI) (F-4.1, r.1.001). Cette étude a permis de dégager certaines observations reliées à la sélection des habitats. Ces nouvelles connaissances scientifiques pourraient orienter les objectifs de protection et de mise en valeur de l'habitat de cette espèce menacée (OPMV-6). L'intégration de ces nouvelles connaissances scientifiques pourraient ainsi être incorporées au Plan général d'aménagement forestier (PGAF), (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2004) pour les populations affectées négativement par l'exploitation forestière conventionnelle et aussi pour les coupes de récupération après feux. Les gestionnaires de la faune, selon la recommandation 4.1 de l'OPMV-6, émettent l'hypothèse qu'actuellement la coupe en mosaïque est mal adaptée pour le caribou des bois. Nos résultats montrent en effet que ce mode de récolte a rapidement altéré l'habitat du caribou forestier dans notre aire d'étude. Il est souhaitable d'approfondir les connaissances de cette sous-espèce pour réaliser une foresterie davantage adaptée aux exigences écologiques de cette espèce menacée. Une nouvelle forme de gestion forestière doit émerger si on veut maintenir les populations locales de caribou forestier de la Baie James.

Communautés autochtones

Le 7 février 2002, le Québec et les Cris ont conclu une entente politique et économique globale d'une durée de cinquante ans sur le développement et la gestion du territoire de la Convention de la Baie James et du Nord québécois (CBJNQ) (L.Q. 1976, c. 46), dans le secteur au sud du 55^e (Entente Cris-Québec, 2002). Une partie de l'aire d'étude est gérée par le Conseil Cris-Québec sur la foresterie (CCQF). Leur mission est d'analyser, de suivre et d'évaluer la mise en oeuvre du volet forestier énoncé au chapitre 3 de l'Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec, aussi connue sous le nom de Paix des braves (Entente Cris-Québec, 2002).

L'Administration régionale crie (ARC) (L.R.Q., chapitre A-6.1) a élaboré les limites des terrains de trappage cris à l'intérieur du territoire. Selon le chapitre 3.7.4, les données écologiques disponibles pour décrire les conditions biophysiques de ces territoires serviront de base aux analyses techniques de manière à guider le développement des stratégies d'aménagement à privilégier. Ces nouvelles unités territoriales de référence (UTR), qui regroupent entre 3 et 7 terrains de piégeage, pourraient servir de base pour l'aménagement forestier. Certaines recommandations d'aménagement pourront servir au Conseil Cris-Québec sur la foresterie (CCQF) dans l'élaboration de nouvelles stratégies d'aménagement forestier. En voici quelques unes.

Implications pour la conservation du caribou forestier

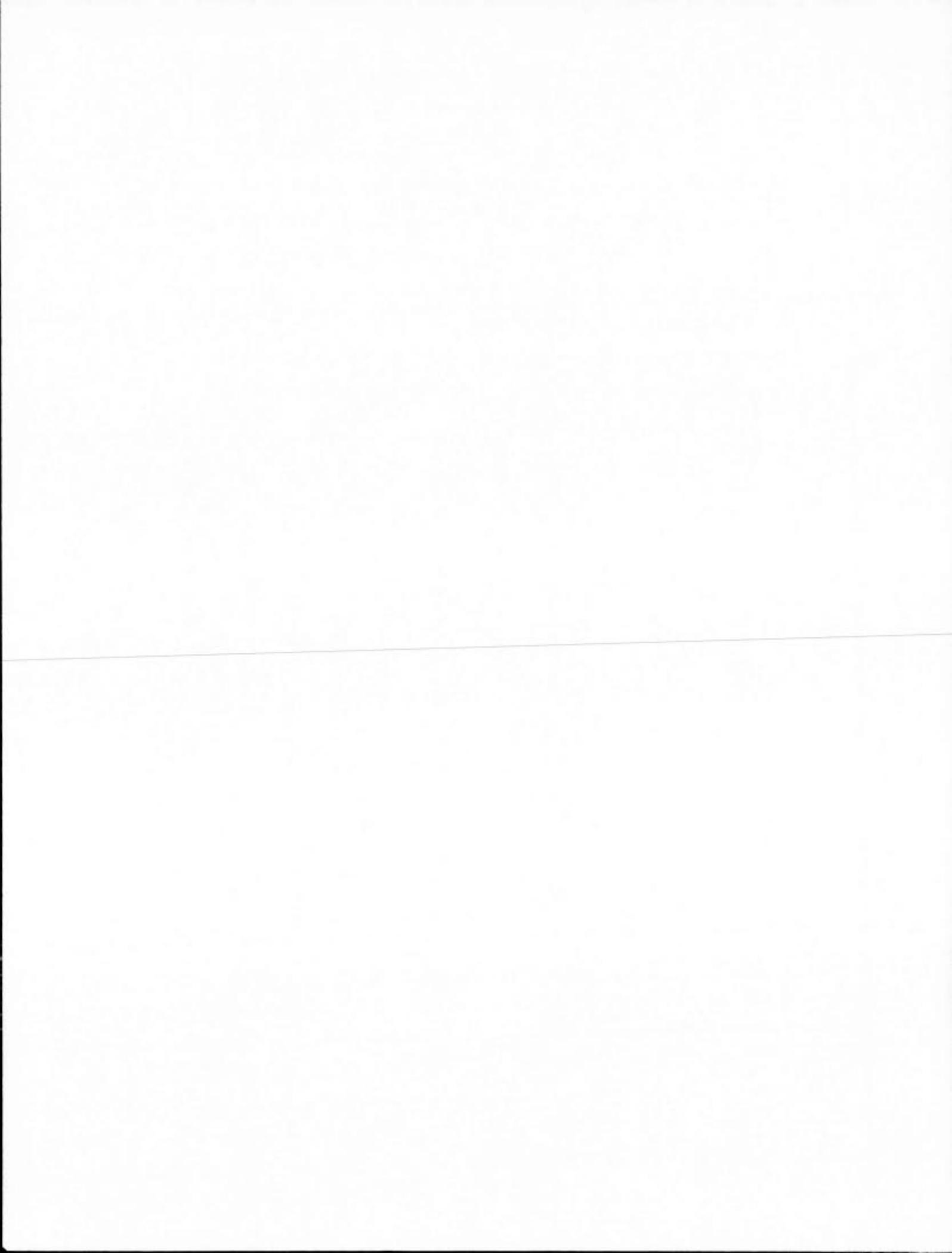
Dans la stratégie Québécoise sur les aires protégées, l'objectif de conservation est fixé désormais à 12%. Pour atteindre ce nouvel objectif, des blocs de protection dans la forêt boréale, pourraient intégrer des secteurs reliés à la période de mise bas et favoriser l'établissement de corridors forestiers avec les massifs forestiers actuellement ciblés dans le plan québécois de rétablissement du caribou forestier (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008), comme habitats d'hiver.

Tel que suggéré par Vors (2006), il est souhaitable de conserver une zone tampon de 12 kilomètres dans toutes zones utilisées par le caribou. Notre étude démontre que la densité des chemins forestiers affecte négativement dans un rayon de 5 kilomètres les domaines saisonniers pour la période hivernale et celle de mise bas.

Même si les lichens épiphytiques filamenteux (*Bryoria spp.*) représentent une proportion moindre dans la biomasse totale des lichens consommés par le caribou (Courtois, 2003), il est souhaitable de conserver des arbres résineux matures dans les unités en régénération pour la propagation et favoriser l'établissement des thalles (Esseen, Per-Anders, Renhorn, Karl-Erik et Pettersson, Roger B., 1996; Gu et al., 2001; Campbell et Coxson, 2001). Lors d'hiver rigoureux, tout particulièrement lorsque l'épaisseur de neige est épaisse et/ou glacée, le caribou peut substituer pour une courte période, le lichen terrestre pour le lichen arboricole (Wilson, 2000; Johnson, 2000). Nos résultats indiquent que lors de feux récents (0-5 ans) les caribous tendent à utiliser ces habitats marginaux. Peut-être que l'intensité des feux laisse intacte certains îlots de résineux matures. Cette hypothèse reste par ailleurs à être vérifiée. La préservation de forêts surannées avec une densité de tiges faible, accroît la disponibilité du lichen terrestre en favorisant les conditions microclimatiques pour la croissance des lichens terrestres. L'ouverture naturelle du couvert arborescent favorise les lichens terrestres si le type de sol est bien drainé (Payette et al., 1989; Lantin, 2003) et où la paludification est absente (Lantin, 2003).

Les forêts sont importantes économiquement pour les régions du Québec car elles représentent un apport de matière ligneuse basé spécifiquement sur le volume de bois récolté. Ce projet de recherche a permis de quantifier la relation qui existe entre le caribou forestier et les habitats lors de deux périodes critiques. Des décisions importantes doivent être prises en considération pour les années futures. Il faut intégrer l'aménagement forestier et la conservation des attributs forestiers du territoire pour une espèce très exigeante envers son biotope. La conservation future de cet ongulé doit désormais :

1-) conjuguer la préservation de blocs forestiers de qualité pour les habitats hivernaux mais également pour les secteurs de mise bas, 2-) accroître la connectivité entre ces différents secteurs de conservation, 3-) favoriser le déplacement des ongulés en limitant la construction de chemins forestiers et 4-) conserver minimalement des zones tampons de 5 kilomètres à proximité de toutes les perturbations anthropiques. Enfin, ces éléments de conservation sont en liens avec les recommandations émanant de l'exercice canadien de l'habitat essentiel du caribou forestier (Environment Canada, 2011).



BIBLIOGRAPHIE

- Akçakaya, H. R. 2000. « Viability analyses with habitat-based metapopulation models », *Population Ecology*, vol. 42, no. 1, p. 45–53. cited By (since 1996) 38.
- Amstrup, S. C., T. L. McDonald, et G. M. Durner. 2004. « Using satellite radiotelemetry data to delineate and manage wildlife populations. », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 32, no. 3, p. 661–679–.
- Banville, D. Août 1981. Le contrôle des prédateurs du gros gibier au québec de 1905 à 1980. Rapport, Direction générale de la faune, Ministère du Loisir, de la chasse et de la Pêche, Québec.
- Basille, M., D. Fortin, C. Dussault, J.-P. Ouellet, et R. Courtois. 2012. « Ecologically based definition of seasons clarifies predator-prey interactions », *Ecography*. cited By (since 1996) 0 ; Article in Press.
- Bastille-Rousseau, G., D. Fortin, C. Dussault, R. Courtois, et J.-P. Ouellet. 2011. « Foraging strategies by omnivores : Are black bears actively searching for ungulate neonates or are they simply opportunistic predators ? », *Ecography*, vol. 34, no. 4, p. 588–596. cited By (since 1996) 0.
- Beaubien, J., J. Cihlar, G. Simard, et R. Latifovic. 1999. « Land cover from multiple thematic mapper scenes using a new enhancement-classification methodology », *Journal of Geophysical Research*.
- Bellefeuille, S. 2001. Le caribou forestier et la sylviculture : Revue de littérature et synthèse de la recherche et de l'aménagement en cours au québec. Publications gouvernementales, Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier.
- Bennett, A. F. 2003. *Linkages In The Landscape : The Role Of Corridors And Connectivity In Wildlife Conservation*. T. 24. School of Ecology and Environment, Deakin University, Melbourne Campus, Burwood, Victoria 3125, Australia : The World Conservation Union (IUCN), second édition.
- Bergeron, Y., D. Cyr, C. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, E. Lauzon, A. Leduc, H. Le Goff, D. Lesieur, et K. Logan. 2006. « Past, current, and future fire frequencies in quebec's commercial forests : Implications for the cumulative

- effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, no. 11, p. 2737–2744.
- Bergeron, Y., P. Drapeau, S. Gauthier, et N. Lecomte. 2007. « Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern clay belt », *Forestry Chronicle*, vol. 83, no. 3, p. 326–337. ISI Document Delivery No. : 177JQ.
- Bergeron, Y., A. Leduc, B. Harvey, et S. Gauthier. 2002. « Natural fire regime : A guide for sustainable management of the canadian boreal forest », *Silva Fennica*, vol. 36, no. 1, p. 81–95.
- Bergerud, A. 1972. « Food habits of newfoundland caribou », *Journal Wildlife Management*, vol. 36, p. 913–923.
- Bergerud, A. et R. Page. 1987. « Displacement and dispersion of parturient caribou at calving as antipredator tactics. », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 65, no. 7, p. 1597–1606. cited By (since 1996) 74.
- Bergerud, A. T. 1974. « Decline of caribou in north america following settlement », *Journal of Wildlife Management*, vol. 38, no. 4, p. 757–770.
- Bergerud, A. T. 1996. « Evolving perspectives on caribou population dynamics; have we got it right yet ? », *Rangifer. Special Issue*, vol. 9, no. 9, p. 95–115–.
- Bergerud, T. A., R. Ferguson, et E. H. Butler. 1990. « Spring migration and dispersion of woodland caribou at calving. », *Animal Behaviour*, vol. 39, no. 2, p. 360–368–
- BFC. 2006. Possibilité forestière 2008 - 2013. Résultats pour la région nord-du-québec - Région 10. Des gestes concrets vers un aménagement forestier durable. Rapport, Gouvernement du Québec.
- Bingham, B. B. et B. R. Noon. 1997. « Mitigation of habitat "take" : Application to habitat conservation planning », *Conservation Biology*, vol. 11, no. 1, p. 127–139.
- Blundell, G., J. Maier, et E. Debevec. 2001. « Linear home ranges : Effects of smoothing, sample size, and autocorrelation on kernel estimates », *Ecological Monographs*, vol. 71, no. 3, p. 469–489.
- Boitani, L. et T. K. Fuller. 2000. *Research Techniques in Animal Ecology : Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York, second édition.
- Borger, L., B. D. Dalziel, et J. M. Fryxell. 2008. « Are there general mechanisms

- of animal home range behaviour ? a review and prospects for future research », *Ecology Letters*, vol. 11, no. 6, p. 637–650.
- Boyce, M., J. Mao, E. Merrill, D. Fortin, M. Turner, J. Fryxell, et P. Turchin. 2003. « Scale and heterogeneity in habitat selection by elk in yellowstone national park », *Ecoscience*, vol. 10, no. 4, p. 421–431. cited By (since 1996) 99.
- Boyce, M. S. 2006. « Scale for resource selection functions », *Diversity and Distributions*, vol. 12, no. 3, p. 269–276.
- Briand, Y., J.-P. Ouellet, C. Dussault, et M.-H. St-Laurent. 2009. « Fine-scale habitat selection by female forest-dwelling caribou in managed boreal forest : Empirical evidence of a seasonal shift between foraging opportunities and antipredator strategies », *Ecoscience*, vol. 16, no. 3, p. 330–340. cited By (since 1996) 2.
- Brown, G. S. 2005. « Habitat selection by woodland caribou in managed boreal forest of northeastern ontario ». Thèse de Doctorat, Canada, University of Guelph (Canada).
- Buis, A. 2011. Predicted percentage of ecological landscape being driven toward changes in plant species as a result of projected human-induced climate change by 2100 (NASA/JPL-Caltech). N/A.
- Burgman, M. A. et J. C. Fox. 2003. « Bias in species range estimates from minimum convex polygons : implications for conservation and options for improved planning », *Animal Conservation*, vol. 6, no. 1, p. 19–28.
- Burnham, K. P. et D. R. Anderson. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference : A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer-Verlag.
- Burt, W. H. 1943. « Territoriality and home range concepts as applied to mammals », *Journal of Mammalogy*, vol. 24, no. 3, p. 346–352–.
- Buskirk, S. W. et J. J. Millspaugh. 2006. « Metrics for studies of resource selection », *Journal of Wildlife Management*, vol. 70, p. 358–366. Cited By (since 1996) : 5.
- Börger, L., N. Franconi, G. De Michele, A. Gantz, F. Meschi, A. Manica, S. Lovari, et T. Coulson. 2006. « Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates », *Journal of Animal Ecology*, vol. 75, no. 6, p. 1393–1405.
- Calenge, C. 2006. « The package "adehabitat" for the R software : A tool for the analysis of space and habitat use by animals. », *Ecological Modelling*, vol. 197, no. 3/4, p. 516–519–.
- Calhoun, J. B. et J. U. Casby. 1958. *Calculation of home range and density of small*

- mammals*, no 55. Natl. Inst. Health, Bethesda, Md. : Public health Monograph Number 55.
- Campbell, J. et D. Coxson. 2001. « Canopy microclimate and arboreal lichen loading in subalpine spruce-fir forest », *Canadian Journal of Botany*, vol. 79(5), p. 537–555.
- Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 2004. Rapport de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise - Résumé. Rapport, Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Gouvernement du Québec.
- COSEPAC. 2002. Espèces canadiennes en péril, Gouvernement du Canada.
- Courbin, N., D. Fortin, C. Dussault, , et R. Courtois. 2009. « Landscape management for woodland caribou : the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence », *Landscape Ecology*, vol. 24, p. 1375–1388.
- Courtois, R. 2003. « La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu ». Thèse de Doctorat, Université du Québec à Rimouski.
- Courtois, R., L. Bernatchez, J.-P. Ouellet, et L. Breton. 2003a. « Significance of caribou *Rangifer tarandus* ecotypes from a molecular genetics viewpoint », *Conservation Genetics*, vol. 4, no. 3, p. 393–404.
- Courtois, R., A. Gingras, C. Dussault, L. Breton, et J.-P. Ouellet. 2003b. « An aerial survey technique for the forest-dwelling ecotype of woodland caribou, *Rangifer tarandus caribou* », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 117, no. 4, p. 546–554.
- 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*, vol. 14, p. 491–498. Export Date : 10 April 2008.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton, et J. Maltais. 2003c. « Historical changes and current distribution of caribou, *Rangifer tarandus*, in Quebec », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 117, no. 3, p. 399–414.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, S. St-Onge, A. Gingras, et C. Dussault. 2002. Préférences d'habitat chez le caribou forestier dans des paysages fragmentés. Rapport, Société de la faune et des parcs du Québec et Université du Québec à Rimouski (UQAR).
- Crête, M., C. Morneau, et R. Nault. 1990. « Biomass and species of terrestrial lichens available to caribou in northern quebec », *Canadian journal of botany*, vol. 68 (10), p. 2047–2053.

- Cumming, G. S. et D. Cornélis. 2012. « Quantitative comparison and selection of home range metrics for telemetry data », *Diversity and Distributions*, vol. N/A, p. 1–9.
- Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron, et C. Carcaillet. 2009. « Forest management is driving the eastern north american boreal forest outside its natural range of variability », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, p. 519–524.
- Dalerum, F., S. Boutin, et J. S. Dunford. 2007. « Wildfire effects on home range size and fidelity of boreal caribou in alberta, canada », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 85, p. 26–32. Export Date : 22 January 2008.
- Danell, K., P. Utsi, R. Palo, et O. Eriksson. 1994. « Food plant selection by reindeer during winter in relation to plant quality », *Ecography*, vol. 17, p. 153–158.
- De Solla, S. R., R. Bonduriansky, et R. J. Brooks. 1999. « Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates », *Journal of Animal Ecology*, vol. 68, no. 2, p. 221–234.
- Diniz-Filho, J. A. F., L. M. Bini, et B. A. Hawkins. 2003. « Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 12, p. 53–64. Cited By (since 1996) : 120.
- Dixon, K. R. et J. A. Chapman. 1980. « Harmonic mean measure of animal activity areas », *Ecology*, vol. 61, no. 5, p. 1040–1044.
- Don, B. A. C. et K. Rennolls. 1983. « A home range model incorporating biological attraction points », *The Journal of Animal Ecology*, vol. 52, no. 1, p. 69–81.
- Doncaster, C. 1990. « Non-parametric estimates of interaction from radio-tracking data », *Journal of Theoretical Biology*, vol. 143, no. 4, p. 431–443.
- Dormann, C. F. 2007. « Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 16, no. 2, p. 129–138.
- Downs, J. et M. Horner. 2008. « Effects of point pattern shape on home-range estimates », *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, no. 8, p. 1813–1818. cited By (since 1996) 13.
- Drapeau, P., A. Leduc, Y. Bergeron, S. Gauthier, et J.-P. Savard. 2003. « Bird communities of old spruce-moss forests in the clay belt region : Problems and solutions in forest management ; les communautés d’oiseaux des vieilles forêts de la pessiere à mousses de la ceinture d’argile : Problèmes et solutions face l’aménagement forestier », *Forestry Chronicle*, vol. 79, no. 3, p. 531–540.

- Drapeau, P., A. Leduc, D. Kneeshaw, et S. Gauthier. 2008. *Paramètres à considérer pour le suivi de l'approche écosystémique dans une perspective d'aménagement adaptatif en pessière à mousses*. Coll. Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpre, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, et Y. Bergeron, éditeurs, Coll. « *Aménagement écosystémique en forêt boréale* », chapitre 14, p. 361–392. Presses de l'Université du Québec.
- Dunn, J. E. et P. S. Gipson. 1977. « Analysis of radio telemetry data in studies of home range », *Biometrics*, vol. 33, no. 1, p. 85–101.
- Duong, T. 2007. « ks : Kernel density estimation and kernel discriminant analysis for multivariate data in R », *Journal of Statistical Software*, vol. 21, no. 7, p. 16.
- Duong, T. et M. L. Hazelton. 2003. « Plug-in bandwidth matrices for bivariate kernel density estimation », *J. Nonparametr. Stat.*, vol. 15, no. 1, p. 17–30.
- Duong, Tarn. 2011. *Tarn Duong for most of the package. M.P. Wand for the binned estimation, univariate plug-in selector and univariate density derivative estimator code. Jose E. Chacon for the unconstrained pilot functional estimation and (A)MISE-optimal selectors for normal mixture densities code*. R package version 1.8.1.
- Dussault, C., R. Courtois, J.-P. Ouellet, et J. Huot. 1999. « Evaluation of gps telemetry collar performance for habitat studies in the boreal forest. », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 27, no. 4, p. 965–972.
- 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*, vol. 29, no. 1, p. 171–179.
- Dyer, S. J., J. P. O'Neill, S. M. Wasel, et S. Boutin. 2002. « Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 80, no. 5, p. 839–845–.
- Entente Cris-Québec. 2002. Entente concernant une nouvelle relation entre le Gouvernement du Québec et les Cris du Québec. Rapport, Gouvernement du Québec.
- Environment Canada. 2011. Scientific Assessment to Inform the Identification of Critical Habitat for Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*), Boreal Population, in Canada : 2011 update. Rapport, Environment Canada, Ontario, Canada.
- Erickson, W. P., T. L. McDonald, K. G. G. Gerow, S. Howlin, et J. W. Kern. 2001. *Statistical issues in resource selection studies with radio-marked animals*. Coll. « Radio Tracking and Animal Populations », p. 209–242–. Academic Press, J.J. Millspaugh and J.M. Marzluff édition.

- Esseen, Per-Anders, Renhorn, Karl-Erik, et Pettersson, Roger B. 1996. « Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests : Effect of branch quality », *Ecological Applications*, vol. 6, no. 1, p. 228–238.
- Faille, G., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin, R. Courtois, M.-H. St-Laurent, et C. Dussault. 2010. « Range fidelity : The missing link between caribou decline and habitat alteration ? », *Biological Conservation*, vol. 143, no. 11, p. 2840–2850. cited By (since 1996) 3.
- Faraway, J. J. 2006. *Extending the Linear Model with R (Texts in Statistical Science)*. Chapman & Hall/CRC ©2005.
- Ferguson, S. et P. Elkie. 2004. « Seasonal movement patterns of woodland caribou (rangifer tarandus caribou) », *Journal of Zoology*, vol. 262, no. 2, p. 125–134–.
- Fieberg, J. 2007. « Kernel density estimators of home range : Smoothing and the autocorrelation red herring », *Ecology*, vol. 88, no. 4, p. 1059–1066.
- Fieberg, J. et C. O. Kochanny. 2005. « Quantifying home-range overlap : The importance of the utilization distribution. », *Journal of Wildlife Management*, vol. 69, no. 4, p. 1346–1359–.
- Forester, J. D., A. R. Ives, M. G. Turner, D. P. Anderson, D. Fortin, H. L. Beyer, D. W. Smith, et M. S. Boyce. 2007. « State-space models link elk movement patterns to landscape characteristics in yellowstone national park », *Ecological Monographs*, vol. 77(2), p. 285–299.
- Fortin, M., M. Dale, et J. Ver Hoef. 2002. « Spatial analysis in ecology », *Encyclopedia of Environmetrics*, vol. 4, p. 2051–2058. Cited By (since 1996) : 16.
- Fortin, M.-J. et M. R. T. Dale. 2005. *Spatial analysis : a guide for ecologists*. Cambridge, UK ; New York : Cambridge University Press.
- Fortin, M.-J., T. H. Keitt, B. A. Maurer, M. L. Taper, D. M. Kaufman, et T. M. Blackburn. 2005. « Species geographic ranges and distributional limits : pattern analysis and statistical issues », *Oikos*, vol. 108, no. 1, p. 7–17.
- Garshelis, D. L. 2000. « Delusions in habitat evaluation : Measuring use , selection , and importance », *Cap de livre*, vol. N/A, p. 111–164.
- Gauthier, S., A. Leduc, Y. Bergeron, et H. Le Goff. 2008a. *La fréquence des feux et l'aménagement forestier inspiré des perturbations naturelles*. Coll. Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpre, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, et Y. Bergeron, éditeurs, Coll. « Aménagement écosystémique en forêt boréale », chapitre 3, p. 61–78. Presses de l'Université du Québec.

- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, et Y. Bergeron. 2008b. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Prologue inc.
- Getz, W. M., S. Fortmann-Roe, C. Cross Paul, A. J. Lyons, S. J. Ryan, et C. C. Wilmers. 2007. « Locoh : Nonparametric kernel methods for constructing home ranges and utilization distributions », *PLoS ONE*, vol. 2, no. 2, p. 1–11.
- Getz, W. M. et C. C. Wilmers. 2004. « A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions », *Ecography*, vol. 27, no. 4, p. 489–505.
- Gillies, C. S., M. Hebblewhite, S. E. Nielsen, M. A. Krawchuk, C. L. Aldridge, J. L. Frair, D. J. Saher, C. E. Stevens, et C. L. Jerde. 2006. « Application of random effects to the study of resource selection by animals », *Journal of Animal Ecology*, vol. 75, no. 4, p. 887–898.
- Girard, I., J.-P. Ouellet, R. Courtois, C. Dussault, et L. Breton. 2002. « Effects of sampling effort based on gps telemetry on home-range size estimations », *Journal of Wildlife Management*, vol. 66, no. 4, p. 1290–1300.
- Gitzen, R. A. et J. J. Millspaugh. 2003. « Comparison of least-squares cross-validation bandwidth options for kernel home-range estimation. », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 31, no. 3, p. 823–831 | 823–.
- Gitzen, R. A., J. J. Millspaugh, et B. J. Kernohan. 2006. « Bandwidth selection for fixed-kernel analysis of animal utilization distributions », *Journal of Wildlife Management*, vol. 70, p. 1334–1344. Export Date : 1 May 2007.
- GRASS Development Team. 2011. *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software*. ITC-irst, Trento, Italy.
- Grondin, P., L. Bélanger, V. Roy, J. Noël, et D. Hotte. 2003. Envahissement des parterres de coupe par les feuillus de lumière (enfeuilletement). les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Rapport, P. Grondin et A. Cimon, coordonnateurs. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier.
- Gu, W.-D., M. Kuusinen, T. Kontinen, et I. Hanski. 2001. « Spatial pattern in the occurrence of the lichen *lobaria pulmonaria* in managed and virgin boreal forests », *Ecography*, vol. 24, no. 2, p. 139–150.
- Gullickson, D. et M. Manseau. 2000. South Nahanni Woodland Caribou Herd Seasonal Range Use and Demography. Parks Canada Agency, 79 p.

- Gustine, D. D., K. L. Parker, R. J. Lay, M. P. Gillingham, et D. O. Heard. 2006. *Wildlife Monographs*. T. 165, chapitre Calf survival of woodland caribou in a multi-predator ecosystem, p. 1–32. The Wildlife Society. Export Date : 8 March 2007.
- Haan, L. D. et S. Resnick. 1994. « Estimating the home range », *Journal of Applied Probability*, vol. 31, no. 3, p. 700–720.
- Harju, S., M. Dzialak, R. Osborn, L. Hayden-Wing, et J. Winstead. 2011. « Conservation planning using resource selection models : Altered selection in the presence of human activity changes spatial prediction of resource use », *Animal Conservation*, vol. 14, no. 5, p. 502–511. cited By (since 1996) 2.
- Harris, S., W. J. Cresswell, P. G. Forde, W. J. Trehwella, T. Woollard, et e. a. S. Wray. 1990. « Home-range analysis using radio-tracking data - a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. », *Mammal Review*, vol. 20, no. 2/3, p. 97–123–.
- Hartigan, J. A. 1987. « Estimation of a convex density contour in two dimensions », *J. Amer. Statist. Assoc.*, vol. 82, no. 397, p. 267–270.
- Harvey, M. J. et R. W. Barbour. 1965. « Home range of *Microtus ochrogaster* as determined by a modified minimum area method », *Journal of Mammalogy*, vol. 46, no. 3, p. 398–402.
- 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*, vol. 74, no. 3, p. 455–463.
- Henault, M. et H. Jolicoeur. 2003. Les loups au Québec : Meutes et mystères. Rapport, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune des Laurentides et Direction du développement de la faune.
- Hins, C., J.-P. Ouellet, C. Dussault, et M.-H. St-Laurent. 2009. « Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada : Evidence of a landscape configuration effect », *Forest Ecology and Management*, vol. 257, no. 2, p. 636–643. cited By (since 1996) 7.
- Horne, J. S. 2005. « Evaluating animal space use : New approaches to estimate animal movements, home range, and habitat selection ». Thèse de Doctorat, United States – Idaho, University of Idaho.
- Horne, J. S. et E. O. Garton. 2006a. « Likelihood Cross-Validation Versus Least Squares Cross-Validation for Choosing the Smoothing Parameter in Kernel Home-Range Analysis », *Journal of Wildlife Management*, vol. 70, no. 3, p. 641–648–.

- . 2006b. « Selecting the Best Home Range Model : an Information-Theoretic Approach », *Ecology*, vol. 87, no. 5, p. 1146–1152 | 1146–52–.
- Houle, M., D. Fortin, R. Courtois, J.-P. Ouellet, et C. Dussault. 2007. Les activités forestières en forêt boréale influencent l'utilisation de l'espace par le loup gris. Colloque I - CEF (UQAM), pav. Sherbrooke, sh-4800.
- James, A. R. C. et A. K. Stuart-Smith. 2000. « Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors », *Journal of Wildlife Management*, vol. 64, no. 1, p. 154–159 | 154–.
- Jean, S. 1997. « Reconnaissance d'objets astronomiques *hi* par déconvolution et par estimation de densité ». Mémoire de maîtrise, Faculté des Études Supérieures de l'Université Laval.
- Johnson, C., K. Parker, D. Heard, et D. R. Seip. 2004. « Movements, foraging habits, and habitat use strategies of northern woodland caribou during winter : Implications for forest practices in british columbia », *BC Journal of Ecosystems and Management*, vol. 5-1, p. 22–35.
- Johnson, C. J. 2000. « A multi-scale behavioural approach to understanding the movements of woodland caribou ». Thèse de Doctorat, Canada, University of Northern British Columbia (Canada).
- 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*, vol. 127, p. 590–602. Cited By (since 1996) : 38.
- Johnson, C. J., D. R. Seip, et M. S. Boyce. 2004. « A quantitative approach to conservation planning : using resource selection functions to map the distribution of mountain caribou at multiple spatial scales », *Journal of Applied Ecology*, vol. 41, no. 2, p. 238–251.
- Johnson, E. A. et J. S. Rowe. 1975. « Fire in the subarctic wintering ground of the beverley caribou herd », *American Midland Naturalist*, vol. 94, no. 1, p. 1–14.
- Johnson, J. B. et K. S. Omland. 2004. « Model selection in ecology and evolution », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 19, p. 101–108. Cited By (since 1996) : 292.
- Joly, K., B. W. Dale, W. B. Collins, et L. G. Adams. 2003. « Winter habitat use by female caribou in relation to wildland fires in interior alaska. », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 81, no. 7, p. 1192–1201–.
- Jones, M. C., Marron, J. S., et Sheather, S. J. 1996. « A brief survey of bandwidth selection for density estimation », *Journal of the American Statistical Association*,

- vol. 91, no. 433, p. 401–407.
- Katajisto, J. et A. Moilanen. 2006. « Kernel-based home range method for data with irregular sampling intervals », *Ecological Modelling*, vol. 194, no. 4, p. 405–413.
- Kaufman, J. 1962. « Ecology and social behavior of the coati, *Nasua Narica*, on barro colorado island panama. », *University of California Publications in Zoology*, vol. 60, no. 3, p. 95–222.
- Keating, K. A. et S. Cherry. 2004. « Use and interpretation of logistic regression in habitat selection studies », *Journal of Wildlife Management*, vol. 68, no. 4, p. 774–789.
- Kenward, R. 2001. *A manual for wildlife radio tagging*. London ; California : Academic Press.
- Kenward, R. E., R. T. Clarke, K. H. Hodder, et S. S. Walls. 2001. « Density and linkage estimators of home range : Nearest-neighbor clustering defines multinuclear cores », *Ecology*, vol. 82, no. 7, p. 1905–1920.
- Kern, J. W., T. L. McDonald, S. C. Amstrup, G. M. Durner, et W. P. Erickson. 2003. « Using the bootstrap and fast fourier transform to estimate confidence intervals of 2d kernel densities », *Environmental and Ecological Statistics*, vol. 10, no. 4, p. 405–418.
- Kernohan, B. J., R. A. Gitzen, et J. J. Millspaugh. 2001. *Analysis of animal space use and movements*. Coll. « Radio Tracking and Animal Populations », p. 125–166–. Academic Press, J.J. Millspaugh and J.M. Marzluff édition.
- Krebs, C. J. 1987. « Hypothesis testing in ecology », *Ecology*, vol. 62, no. 4, p. 397–409.
- Kunkel, K. et D. H. Pletscher. 2001. « Winter hunting patterns of wolves in and near glacier national park, montana », *Journal of Wildlife Management*, vol. 65, no. 3, p. 520–530 | 520–.
- Lantin, É. 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.
- Lantin, É., P. Drapeau, M. Paré, et Y. Bergeron. 2003. « Preliminary assessment of habitat characteristics of woodland caribou calving areas in the claybelt region of québec and ontario, canada ». In *The Ninth North American Caribou Workshop*.
- Laquerre, S., B. Harvey, et A. Leduc. 2011. « Spatial analysis of response of trembling aspen patches to clearcutting in black spruce-dominated stands », *Forestry*

Chronicle, vol. 87, no. 1, p. 77–85.

- Larivière, S., H. Jolicoeur, et M. Crête. 1998. Densités et tendance démographique du loup (*Canis lupus*) dans les réserves fauniques du québec entre 1983 et 1997. Rapport, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats.
- Larkin, R. et D. Halkin. 1994. « Wildlife software : A review of software packages for estimating animal home ranges. », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 22, no. 2, p. 274–287–.
- Latham, A., M. Latham, et M. Boyce. 2011. « Habitat selection and spatial relationships of black bears (*Ursus americanus*) with woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in northeastern alberta », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 89, no. 4, p. 267–276. cited By (since 1996) 0.
- Latham, A., M. Latham, M. Boyce, et S. Boutin. 2011. « Movement responses by wolves to industrial linear features and their effect on woodland caribou in northeastern alberta », *Ecological Applications*, vol. 21, no. 8, p. 2854–2865. cited By (since 1996) 1.
- Laver, P. et M. Kelly. 2008. « A critical review of home range studies », *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, no. 1, p. 290–298.
- Lawson, E. J. G. et A. R. Rodgers. 1997. « Differences in home-range size computed in commonly used software programs. », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 25, no. 3, p. 721–729 | 721–.
- Le Goff, H., M. Flannigan, Y. Bergeron, A. Leduc, S. Gauthier, et K. Logan. 2008. *Des solutions d'aménagement pour faire face aux changements climatiques : l'exemple des feux de forêt*. Coll. Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, et Y. Bergeron, éditeurs, Coll. « Aménagement écosystémique en forêt boréale », chapitre 5, p. 109–136. Presses de l'Université du Québec.
- Leblond, M., J. Frair, D. Fortin, C. Dussault, J.-P. Ouellet, et R. Courtois. 2011. « Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales : An application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity », *Landscape Ecology*, vol. 26, no. 10, p. 1433–1446. cited By (since 1996) 0.
- Lefort, S., C. Réhaume, P. Marius, B. Laurier, et S. Aïssa. 2006. Sélection d'habitat du caribou forestier de Charlevoix d'après la télémétrie GPS : saison 2004–2005. Dépôt légal - bibliothèque nationale du québec, 2006 isbn-10 : 2-550-48447-9 (version imprimée) isbn-13 : 978-2-550-48447-9 (version imprimée) isbn-10 : 2-550-48440-1 (pdf) isbn-13 : 978-2-550-48440-0 (pdf), Direction du dévelop-

pement de la faune : Direction de la recherche sur la faune, Ressources naturelles, faune et parcs Québec, Ministère des Transports du Québec.

- Legendre, P. 1993. « Spatial autocorrelation : trouble or new paradigm ? », *Ecology*, vol. 74, p. 1659–1673.
- Legendre, P. et M. J. Fortin. 1989. « Spatial pattern and ecological analysis », *Plant Ecology*, vol. 80, p. 107–138. 10.1007/BF00048036.
- Lessard, R. B. 2005. « Conservation of woodland caribou (rangifer tarandus caribou) in west-central alberta : A simulation analysis of multi-species predator-prey systems ». Thèse de Doctorat, Canada, University of Alberta (Canada).
- Lewis, J. S., J. L. Rachlow, E. O. Garton, et L. A. Vierling. 2007. « Effects of habitat on gps collar performance : using data screening to reduce location error », *Journal of Applied Ecology*, vol. 44, no. 3, p. 663–671.
- Logan, T., I. Charron, D. Chaumont, et D. Houle. 2011. Atlas de scénarios climatiques pour la forêt québécoise. Rapport, Ouranos et MRNF. ISBN papier : 976-2-923292-06-9 ISBN web : 978-2-923292-05-2.
- Mahoney, S. P. et J. A. Virgl. 2003. « Habitat selection and demography of a nonmigratory woodland caribou population in newfoundland », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 81, no. 2, p. 321–334.
- Manly, J., L. L. McDonald, et L. D. Thomas. 2002. *Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies*. Kluwer Academic Publishers, second édition.
- Marzluff, J. M., J. J. Millspaugh, P. Hurvitz, et M. S. Handcock. 2004. « Relating resources to a probabilistic measure of space use : Forest fragments and steller's jays », *Ecology*, vol. 85, no. 5, p. 1411–1427.
- Mayor, S. J., J. A. Schaefer, D. C. Schneider, et S. P. Mahoney. 2009. « The spatial structure of habitat selection : A caribou's-eye-view », *Acta Oecologica*, vol. 35, no. 2, p. 253–260.
- Mazerolle, M. 2006. « Improving data analysis in herpetology : Using akaike's information criterion (aic) to assess the strength of biological hypotheses », *Amphibia Reptilia*, vol. 27, no. 2, p. 169–180. cited By (since 1996) 54.
- Mazerolle, M. 2011. *Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)*. R package version 1.14.
- McLoughlin, P. D., J. S. Dunford, et S. Boutin. 2005. « Relating predation mortality to broad-scale habitat selection », *Journal of Animal Ecology*, vol. 74, no. 4,

p. 701–707.

- McLoughlin, P. D., E. Dzus, B. Wynes, et S. Boutin. 2003. « Declines in populations of woodland caribou. », *Journal of Wildlife Management*, vol. 67, no. 4, p. 755–761 | 755–.
- McLoughlin, P. D., D. Paetkau, M. Duda, et S. Boutin. 2004. « Genetic diversity and relatedness of boreal caribou populations in western Canada », *Biological Conservation*, vol. 118, no. 5, p. 593–598.
- Millsbaugh, J. J., R. M. Nielson, L. McDonald, J. M. Marzluff, R. A. Gitzen, C. D. Rittenhouse, M. W. Hubbard, et S. L. Sheriff. 2006. « Analysis of resource selection using utilization distributions », *Journal of Wildlife Management*, vol. 70, no. 2, p. 384–395.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2004. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier - Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012 - document de mise en oeuvre. Rapport no. ISBN : 2-550-43351-3, Gouvernement du Québec.
- Mitchell, B. R. 2006. Comparison of programs for fixed kernel home range analysis. Adjunct Assistant Professor, Rubenstein School of Environment and Natural Resources, University of Vermont, USDA APHIS, Adirondack Ecological Center, Rev. 3, Vers. 11.6568, [consulté le 13 avril, 2007].
- Nellemann, C., I. Vistnes, P. Jordhoy, O. Strand, et A. Newton. 2003. « Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer », *Biological Conservation*, vol. 113, no. 2, p. 307–317. cited By (since 1996) 36.
- 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*, vol. 130, no. 1, p. 70–83.
- Payette, S., C. Morneau, L. Sirois, et M. Despons. 1989. « Recent Fire History of the Northern Quebec Biomes », *Ecology*, vol. 70, no. 3, p. 656–673.
- Pinard, V., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin, et R. Courtois. 2012. « Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape », *Journal of Wildlife Management*, vol. 76, no. 1, p. 189–199. cited By (since 1996) 0.
- Pinheiro, J., D. Bates, S. DebRoy, D. Sarkar, et R Development Core Team. 2011. *nlme : Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1-98.
- Polfus, J., M. Hebblewhite, et K. Heinemeyer. 2011. « Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland ca-

- ribou », *Biological Conservation*, vol. 144, no. 11, p. 2637–2646. cited By (since 1996) 0.
- Poole, K. G., D. C. Heard, et G. Mowat. 2000. « Habitat use by woodland caribou near takla lake in central british columbia. », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 78, no. 9, p. 1552–1561–.
- Potvin, F. et L. Breton. 1988. « Use of net gun for capturing white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, on anticosti island », *Canadian Field Naturalist*, vol. 102, p. 697–700.
- Powell, R. A. 2000. *Animal home ranges and territories and home range estimators*. Coll. « Book chapter », p. 65–110. *Research Techniques in Animal Ecology* (Boitani L & Fuller T K, eds).
- R Development Core Team. 2011. *R : A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.
- Rettie, W. J. et F. Messier. 1998. « Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in saskatchewan », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 76, no. 2, p. 251–259–.
- Rettie, W. J. et F. Messier. 2000. « Hierarchical habitat selection by woodland caribou : its relationship to limiting factors », *Ecography*, vol. 23, no. 4, p. 466–478.
- Rettie, W. J. et F. Messier. 2001. « Range use and movement rates of woodland caribou in saskatchewan », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 79, no. 11, p. 1933–1940.
- Rittenhouse, C. D., J. J. Millspaugh, A. B. Cooper, M. W. Hubbard, S. L. Sheriff, et R. A. Gitzen. 2008. « Modeling resource selection using polytomous logistic regression and kernel density estimates. », *Environmental and Ecological Statistics*, vol. 15, no. 1, p. 39–47–.
- Rudolph, T. 2011. « Mouvements et sélection d’habitat lors des déplacements printaniers du caribou forestier (rangifer tarandus caribou) dans le Nord-du-Québec ». Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal.
- Rudolph, T. D. et P. Drapeau. 2012. « Using movement behavior to define biological seasons for woodland caribou », *Rangifer*, vol. Special Issue 20, p. 299–311.
- Saher, D. J. et F. K. A. Schmiegelow. 2005. « Movement pathways and habitat selection by woodland caribou during spring migration », *Rangifer*, vol. 16, no. Sp. Iss. 16, p. 143–154–.
- Samuel, M. D., D. J. Pierce, et E. O. Garton. 1985. « Identifying areas of concentrated

- use within the home range », *The Journal of Animal Ecology*, vol. 54, no. 3, p. 711–719.
- Saucier, J.-P., P. Grondin, A. Robitaille, et J.-F. Bergeron. 2003. Carte des régions écologiques, 3e version, ministère des ressources naturelles du québec, code 2003-3015.
- Schaefer, J., C. Bergman, et S. Luttich. 2000. « Site fidelity of female caribou at multiple spatial scales », *Landscape Ecology*, vol. 15, p. 731–739. 10.1023/A :1008160408257.
- Schaefer, J. A., A. M. Veitch, F. H. Harrington, W. K. Brown, J. B. Theberge, et S. N. Luttich. 2001. « Fuzzy structure and spatial dynamics of a declining woodland caribou population », *Oecologia*, vol. 126, p. 507–514. 10.1007/s004420000555.
- Schielzeth, H. et W. Forstmeier. 2009. « Conclusions beyond support : overconfident estimates in mixed models », *Behavioral Ecology*, vol. N/A, p. 416–421.
- Schneider, R. R., G. Hauer, W. L. V. Adamowicz, et S. Boutin. 2010. « Triage for conserving populations of threatened species : The case of woodland caribou in alberta », *Biological Conservation*, vol. 143, no. 7, p. 1603–1611.
- Seaman, D. et R. Powell. 1996. « An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis », *Ecology*, vol. 77, no. 7, p. 2075–2085–.
- Seaman, D. E., B. Griffith, et R. A. Powell. 1998. « Kernelhr : A program for estimating animal home ranges », *Wildlife Soc. Bul.*, vol. 26, p. 95–100.
- Seaman, D. E., J. J. Millspaugh, B. J. Kernohan, G. C. Brundige, K. J. Raedeke, et R. A. Gitzen. 1999. « Effects of sample size on kernel home range estimates. », *Journal of Wildlife Management*, vol. 63, no. 2, p. 739–747 | 739–.
- Seidel, K. D. 1992. « Statistical properties and applications of a new measure of joint space use for wildlife ». Thèse de Doctorat, University of Washington, Seattle, USA.
- Seip, D. R. 1992. « Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern british columbia. », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 70, no. 8, p. 1494–1503–.
- Serrouya, R. et H. U. Wittmer. 2010. « Imminent extinctions of woodland caribou from national parks », *Conservation Biology*, vol. 24, no. 2, p. 363–364.
- Sharma, S., S. Couturier, et S. Côté. 2009. « Impacts of climate change on the seasonal distribution of migratory caribou », *Global Change Biology*, vol. 15, p. 2549–2562.

- Sheather, S. J. et M. C. Jones. 1991. « A reliable data-based bandwidth selection method for kernel density estimation », *J. Roy. Statist. Soc. Ser. B*, vol. 53, no. 3, p. 683–690.
- Shepherd, L. K. 2006. « Caribou habitat selection in relation to lichen and fire in jasper and banff national parks ». Mémoire de maîtrise, Canada, University of Alberta (Canada).
- Smith, K. G., E. J. Ficht, D. Hobson, 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*, vol. 78, no. 8, p. 1433–1440. TY - JOUR.
- Southwell, D., A. Lechner, T. Coates, et B. Wintle. 2008. « The sensitivity of population viability analysis to uncertainty about habitat requirements : Implications for the management of the endangered southern brown bandicoot », *Conservation Biology*, vol. 22, no. 4, p. 1045–1054. cited By (since 1996) 3.
- St-Pierre, D., M. Bélanger, R. Courtois, et P. Drapeau. 2006. Projet de recherche sur le caribou forestier : Impacts des modalités d'intervention forestière de l'entente Québec-Cris sur le caribou forestier. Rapport d'étape.
- Stuart-Smith, A., C. Bradshaw, S. Boutin, D. Hebert, et A. Rippin. 1997. « Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern alberta », *Journal Wildlife Management*, vol. 61, p. 622–633.
- Swihart, R. K. et N. A. Slade. 1985. « Testing For Independence of Observations in Animal Movements », *Ecology*, vol. 66, no. 4, p. 1176–1184.
- Theberge, J. et G. Walker. 2011. « Managing for caribou and ecological integrity : Reply to serrouya and wittmer 2010 », *Conservation Biology*, vol. 25, no. 5, p. 858–859. cited By (since 1996) 0.
- Thomas, D. L. et E. J. Taylor. 2006. « Study Designs and Tests for Comparing Resource Use and Availability II », *Journal of Wildlife Management*, vol. 70, no. 2, p. 324–336.
- Urban, D. et T. Keitt. 2001. « Landscape connectivity : a graph-theoretic perspective », *Ecology*, vol. 82, no. 5, p. 1205–1218.
- USGS. 2007. A critique of wildlife radio-tracking and its use in national parks details of radio-tracking technology, northern prairie wildlife research center. Consulté le 17 avril, 2007.
- Vaillancourt, M.-A., L. De Grandpre, S. Gauthier, A. Leduc, D. Kneeshaw, Y. Claveau, et Y. Bergeron. 2008. *Comment les perturbations naturelles peuvent-elles*

- constituer un guide pour l'aménagement forestier écosystémique ?* Coll. Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpre, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, et Y. Bergeron, éditeurs, Coll. « *Aménagement écosystémique en forêt boréale* », chapitre 2, p. 41–60. Presses de l'Université du Québec.
- Vors, L. S. 2006. « Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in ontario ». Mémoire de maîtrise, Canada, Trent University (Canada).
- 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 », *J Wildl Mange*, vol. 71, p. 1249–1256. Cited By (since 1996) : 2.
- Wasser, S., J. Keim, M. Taper, et S. Lele. 2011. « The influences of wolf predation, habitat loss, and human activity on caribou and moose in the alberta oil sands », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 9, no. 10, p. 546–551. cited By (since 1996) 2.
- Wauters, L. A., D. G. Preatoni, A. Molinari, et G. Tosi. 2007. « Radio-tracking squirrels : Performance of home range density and linkage estimators with small range and sample size », *Ecological Modelling*, vol. 202, p. 333–344.
- Weladji, R. B. et O. Holand. 2003. « Global climate change and reindeer : effects of winter weather on the autumn weight and growth of calves », *Oecologia*, vol. 136, no. 2, p. 317–323.
- White, G. C. et R. A. Garrott. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. London : Academic Press Inc.
- Whittington, J., M. Hebblewhite, N. Decesare, L. Neufeld, M. Bradley, J. Wilmshurst, et M. Musiani. 2011. « Caribou encounters with wolves increase near roads and trails : A time-to-event approach », *Journal of Applied Ecology*, vol. 48, no. 6, p. 1535–1542. cited By (since 1996) 0.
- Wilson, J. E. 2000. « Habitat characteristics of late wintering areas used by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in northeastern ontario ». Mémoire de maîtrise, Laurentian University of Sudbury (Canada).
- Wittmer, H. U., B. N. McLellan, et F. W. Hovey. 2006. « Factors influencing variation in site fidelity of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in southeastern British Columbia », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 84, no. 4, p. 537–545.
- Wittmer, H. U., B. N. McLellan, D. R. Seip, J. A. Young, T. A. Kinley, G. S. Watts, et D. Hamilton. 2005. « Population dynamics of the endangered mountain ecotype of woodland caribou (*rangifer tarandus caribou*) in british columbia, canada », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 83, no. 3, p. 407–418–.

- Wittmer, H. U., B. N. McLellan, R. Serrouya, et C. D. Apps. 2007. « Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population », *Journal of Animal Ecology*, vol. 76, no. 3, p. 568–579.
- Worton, B. J. 1989. « Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies », *Ecology*, vol. 70, no. 1, p. 164–168.
- Worton, B. J. 1995. « Using monte carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. », *Journal of Wildlife Management*, vol. 59, no. 4, p. 794–800.
- Zouaoui, S. 2011. « Dynamique des lichens terricoles du genre *Cladonia* après les feux et les coupes dans le domaine de la pessière à mousses ». Thèse de Doctorat, Université du Québec à Montréal.
- Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2008. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) au Québec - 2005-2012. Rapport, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et des habitats.