

**ÉCOLOGIE ET CONSERVATION DU LOUP
DANS LA RÉGION DU
PARC NATIONAL DE LA MAURICIE**

Par

Mario Villemure

**Mémoire présenté au Département de biologie en vue
de l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)**

**FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE**

Sherbrooke, Québec, Canada, mai 2003

SOMMAIRE

La protection des grand carnivores présente un défi particulier en raison de leurs grands déplacements qui les entraînent souvent hors des limites des aires protégées. Une étude sur le loup (*Canis lupus*) a été réalisée au parc national de la Mauricie (PNLM, 536 km², 46°50'N, 73°00'W) et dans les territoires environnants entre avril 2000 et février 2003. Les principaux objectifs étaient : (1) évaluer la taille de la population de loups et sa distribution à l'intérieur du parc et sa périphérie, (2) déterminer les facteurs de mortalité des loups à l'intérieur et à l'extérieur du parc et l'influence des activités humaines hors du parc sur la population de loups dans le parc, (3) évaluer l'impact des activités humaines dans le parc sur le comportement et l'utilisation du territoire par le loup, et (4) documenter les relations écologiques (prédation, compétition et possibilités d'hybridation) entre le loup et le coyote (*Canis latrans*). Au cours de cette étude, 16 loups et six coyotes ont été capturés et munis de colliers émetteurs afin de suivre leurs déplacements. Les 16 loups faisaient partie de quatre meutes différentes. La taille moyenne des meutes suivies, estimée à 7,7 loups au mois d'octobre diminuait de 53,2 % au cours de l'hiver pour atteindre une moyenne de 3,6 loups au mois de mars. La superficie moyenne des territoires des meutes de loups était de 644,6 km² (min. = 622,8 km², max. = 659,0 km², n = 3). Le PNLM englobait 74,3 % du territoire de la « meute de l'Est » et 18,6 % de celui de la « meute de l'Ouest ». La superficie moyenne des domaines vitaux des groupes de coyotes était de 12,2 km² (min. = 2,5 km², max. = 28,9 km², n = 4). Il n'y a pas eu de chevauchement spatial entre les loups et les coyotes. Le taux de mortalité annuel des loups marqués était de 35,6 % dont 32,8 % dû au piégeage. La classe d'âge la plus affectée fut celle des louveteaux, huit louveteaux marqués sur neuf sont morts avant l'âge de un an. Sept ont été piégés par des trappeurs opérant sur l'aire d'étude. Toutes classes d'âges confondues, le piégeage a été responsable de neuf des 10 mortalités. La mortalité d'origine humaine s'est produite hors des limites du PNLM pendant la période légale de piégeage. Cinq loups munis de colliers-émetteurs (41,6 % des loups marqués) ont quitté leur meute d'origine. Lors de leurs déplacements hivernaux, les loups ont démontré une nette préférence pour les sentiers de motoneige, dont la route Promenade dans le parc national. En hiver, les loups ont été repérés

significativement plus près de la route Promenade qu'une série de points aléatoirement distribués sur le territoire. Il est possible que les loups modifient leur comportement face à l'augmentation du nombre de visiteurs dans le parc en saison estivale. Le castor (*Castor canadensis*) a été l'espèce rencontrée le plus fréquemment dans les fèces de loups (56,4 % d'occurrence). L'orignal (*Alces alces*) et le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) suivent en importance avec 21,7 % et 8,9 % respectivement.

Cette population semble limitée par la mortalité artificielle plutôt que par la disponibilité de proies. La faible superficie du PNLN ne peut assurer la protection des loups présents sur son territoire, les territoires des meutes de loups dans la région excédant largement la superficie disponible pour leur protection. La forte diminution au cours de l'hiver du nombre de loups dans chaque meute a affecté autant la meute de l'Est, seule meute présente toute l'année dans le PNLN, que les autres meutes. Le taux d'exploitation affectant la population de loups sur l'aire d'étude est supérieur au taux maximal de 30 % suggéré afin d'éviter un déclin de la population. Le fort taux de mortalité observé suggère que le maintien de la population de loups dépend d'une immigration de loups de régions où le taux de prélèvement est moins élevé. Plus de données seront nécessaires afin de documenter les impacts à long terme des activités humaines sur cette espèce à l'intérieur et hors des limites du parc. Des mesures de conservation supplémentaires pourraient être nécessaires afin d'assurer la viabilité de cette population.

REMERCIEMENTS

Ce projet a été rendu possible grâce au support financier et logistique de Parcs Canada et du Département de Biologie de l'Université de Sherbrooke. Je remercie mon directeur, Marco Festa-Bianchet, pour ses conseils pertinents et sa patience au cours de ce long travail. Merci aux membres de mon comité, Donald Thomas et William Shipley pour leurs commentaires et suggestions. Denis Masse et Albert van Dijk (service de la conservation du PNLN) et Sylvain Paradis (bureau de Parcs Canada de la région de Québec) ont fourni de précieux conseils et facilité la coordination du projet. Un grand merci aux employés du service de la conservation du PNLN, tout particulièrement Robert Loranger, Guy Francoeur et Steven Bouchard pour leur implication. Rémi St-Ours et le personnel de Nadeau Air Service ont contribué au succès des travaux de télémétrie. Hélène Jolicoeur, Rolland Lemieux et Pierre Canac-Marquis de la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) ont contribué par leurs conseils et par le prêt de matériel de capture. Réjean Fafard et tous les trappeurs de la Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec ayant collaboré aux travaux nous ont facilité la tâche par leurs conseils et leur connaissance du territoire. Charles Côté (Réserve faunique du St-Maurice), Marc Juneau (Réserve faunique Mastigouche), Gaétan Soucis (ZEC du Chapeau-de-Paille) et Luc Boucher (Coopérative forestière du Bas-St-Maurice) ont facilité la réalisation des travaux hors du PNLN. Yves Gélinas, Bernard Lafrenière et Robert Lapointe nous ont donné accès à leurs terres pour le piégeage du coyote. Carmen Therrien a généreusement permis à l'équipe de terrain de séjourner dans son chalet. Une appréciation particulière à Pierre Gignac, gardien dans la réserve faunique du St-Maurice, pour son accueil, son amabilité et sa disponibilité lors de nos longs séjours au lac Tousignant. Finalement, une mention d'honneur à Serge Montour et à tous les aides de terrain et bénévoles : Mélanie Bernier, Robin Bourgeois, Vincent Careau, Bruno DeLaroche (France), Philippe Laperrière, Nicolas Lavoie, Annie Lebel, Léon Montour, Julie Provencher, Sandrine Rosset-Boulon (France), Roland Villemure, Ramona Viterbi (Italie) et Zucchi. Sans eux, la majeure partie du travail n'aurait pu être réalisée. Et merci aux loups qui, par leur exemple, m'ont donné la force de persister malgré nombres d'embûches et de nuits blanches...

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|------------|
| SOMMAIRE | i |
| REMERCIEMENTS | iii |
| TABLE DES MATIÈRES | iv |
| LISTE DES TABLEAUX | vii |
| LISTE DES FIGURES | ix |
| INTRODUCTION | 1 |
| CHAPITRE I – AIRE D’ÉTUDE | 12 |
| 1.1 Situation géographique et description du territoire | 12 |
| 1.2 Conditions climatiques | 14 |
| 1.3 Relief et réseau hydrographique | 14 |
| 1.4 Végétation | 14 |
| 1.5 Abondance des principales proies du loup: l'orignal, le cerf de Virginie et le castor | 16 |
| CHAPITRE II – MATÉRIEL ET MÉTHODES | 20 |
| 2.1 Captures | 20 |
| 2.2 Suivi télémétrique | 22 |
| 2.3 Dispersion et territoires | 23 |
| 2.4 Dynamique de population | 25 |
| 2.4.1 Taille des meutes et densité de population | 25 |
| 2.4.2 Reproduction et mortalité | 25 |
| 2.5 Pistage à rebours | 26 |
| 2.6 Régime alimentaire du loup | 27 |
| 2.7 Sites d'importance pour le loup (tanières et sites de rendez-vous) | 28 |

| | |
|---|-----------|
| 2.8 Impact des activités humaines dans le PNLM..... | 28 |
| 2.9 Analyses statistiques..... | 30 |
| CHAPITRE III - RÉSULTATS | 32 |
| 3.1 Capture et suivi des loups et des coyotes | 32 |
| 3.2 Caractéristiques physiques | 36 |
| 3.3 Territoires et domaines vitaux | 36 |
| 3.3.1 Territoires des meutes de loups | 36 |
| 3.3.2 Domaines vitaux des coyotes | 43 |
| 3.3.3 Chevauchement spatial entre les loups et les coyotes | 45 |
| 3.4 Dynamique de la population..... | 45 |
| 3.4.1 Reproduction des loups | 45 |
| 3.4.2 Dispersion des loups..... | 45 |
| 3.4.3 Mortalité des loups | 47 |
| 3.4.4 Estimation de la population et densité de loups | 50 |
| 3.4.5 Mortalité des coyotes..... | 51 |
| 3.5 Utilisation du territoire | 53 |
| 3.6 Impact des activités humaines du PNLM..... | 57 |
| 3.6.1 Impact des visiteurs et des infrastructures sur l'utilisation du territoire par le loup | 57 |
| 3.7 Régime alimentaire du loup..... | 58 |
| 3.7.1 Bilan de la récolte de fèces | 58 |
| 3.7.2 Régime alimentaire du loup tel qu'observé dans les fèces | 58 |
| 3.8 Localisation et utilisation des tanières..... | 60 |
| CHAPITRE IV - DISCUSSION..... | 61 |
| 4.1 Dynamique de la population de loups | 61 |

| | |
|--|-----------|
| 4.1.1 Mortalité | 61 |
| 4.1.2 Importance de la dispersion dans la dynamique de cette population | 67 |
| 4.1.3 Densité de population | 70 |
| 4.2 Territoires | 71 |
| 4.3 Caractéristiques physiques | 72 |
| 4.4 Régime alimentaire..... | 74 |
| 4.5 Impact des activités récréatives et des infrastructures du PNLN sur le loup..... | 75 |
| 4.6 Relations entre les loups et les coyotes au PNLN | 76 |
| CONCLUSION..... | 78 |
| BIBLIOGRAPHIE | 80 |

LISTE DES TABLEAUX

| | | |
|-----|--|----|
| 1. | Territoires ayant une superficie minimale de 500 km ² où l'exploitation du loup est interdite au Québec..... | 3 |
| 2. | Présence et absence de loups en relation avec la densité moyenne de routes (km/km ²)..... | 9 |
| 3. | Résultats de l'inventaire des ongulés au PNLM et en périphérie (bordure de 3 km) à l'hiver 2000..... | 17 |
| 4. | Individus (loups et coyotes) capturés sur l'aire d'étude en 2000-2002..... | 33 |
| 5. | Effort de piégeage et nombre de captures de loups et de coyotes par secteur visé dans l'aire d'étude entre 2000 - 2002..... | 34 |
| 6. | Sommaire du suivi télémétrique des individus munis de colliers-émetteurs dans la région du PNLM, du 04 décembre 1999 au 20 février 2003..... | 35 |
| 7. | Caractéristiques physiques des loups de la région du PNLM ($\bar{x} \pm ES (n)$; 1999-2002)..... | 37 |
| 8. | Caractéristiques physiques des coyotes de la région du PNLM ($\bar{x} \pm ES (n)$; 2000-2001)..... | 37 |
| 9. | Superficie des territoires des meutes de loups étudiées dans la région du PNLM en 2000 et 2001, méthode du polygone convexe minimum (PCM)..... | 39 |
| 10. | Superficie des domaines vitaux de coyotes dans la région du PNLM, 2000 - 2003..... | 43 |
| 11. | Estimation du nombre minimum de louveteaux présents dans chaque meute selon différentes méthodes de dénombrement..... | 46 |
| 12. | Dates et distances de dispersion des loups munis de colliers-émetteurs dans la région du PNLM, 2000 – 2002..... | 47 |
| 13. | Taux de mortalité des loups munis de colliers-émetteurs dans la région du PNLM, 2000-2003..... | 50 |
| 14. | Causes de mortalité des loups, marqués ou non, dans la région du PNLM entre 2000 et 2003..... | 51 |

| | | |
|-----|---|----|
| 15. | Taille des meutes, population estimée et densité de loups sur l'aire d'étude au mois d'octobre et au mois de mars, 2000-2002..... | 52 |
| 16. | Causes de mortalité des coyotes, marqués ou non, dans la région du PNLM entre 2000 et 2003..... | 53 |
| 17. | Pourcentage des localisations aériennes de loups dans chaque habitat à l'intérieur et à l'extérieur du PNLM, 2000 – 2002..... | 54 |
| 18. | Distances parcourues dans chaque habitat lors des suivis de pistes de loups à rebours au cours des hivers 2001 et 2002 au PNLM et en périphérie..... | 57 |
| 19. | Comparaison entre la distance moyenne des localisation télémétriques de loups et des points aléatoires à la route Promenade et aux sites d'activité du PNLM, d'après le test de comparaison multiple L.S.D..... | 58 |
| 20. | Durée approximative d'utilisation des sites de tanières de la meute de l'Est et de la meute de l'Ouest en 2000, 2001 et 2002..... | 60 |
| 21. | Diminution moyenne de la taille des meutes de loups entre le début (octobre) et la fin (avril) de l'hiver, dans différentes régions du nord-est de l'Amérique du nord..... | 69 |
| 22. | Densité de loups et des principales proies dans différentes régions du Québec. | 70 |
| 23. | Poids moyen des loups adultes de différentes régions de l'Amérique du nord ($\bar{x} \pm ES$)..... | 73 |
| 24. | Poids moyen des coyotes adultes de différentes régions de l'Amérique du nord ($\bar{x} \pm ES$)..... | 74 |

LISTE DES FIGURES

| | | |
|-----|---|----|
| 1. | Infrastructures du parc national de la Mauricie..... | 5 |
| 2. | Localisation de l'aire d'étude en Mauricie..... | 13 |
| 3. | Paysage végétal de la région du parc national de la Mauricie..... | 15 |
| 4. | Répartition des ravages d'orignaux et de cerf de Virginie au PNLM et à sa périphérie d'après l'inventaire aérien, hiver 2000..... | 18 |
| 5. | Localisation des sites de piégeage du loup et du coyote dans la région du PNLM..... | 21 |
| 6. | Localisation de la route Promenade et des sites d'activité principaux susceptibles d'affecter le comportement des loups au PNLM..... | 29 |
| 7. | Poids des louveteaux en fonction de la date (août à novembre 2000) dans la région du PNLM..... | 38 |
| 8. | Superficie moyenne des territoires des meutes de loups suivies sur l'aire d'étude en fonction du nombre de points de localisation. Polygone convexe minimum à 95% et à 100%..... | 40 |
| 9. | Organisation des territoires de loups et des domaines vitaux de coyotes dans la région du PNLM, 2000-2003..... | 41 |
| 10. | Organisation des limites des territoires des meutes de l'Est et de l'Ouest en été et en hiver, 2000-2002..... | 42 |
| 11. | Organisation des domaines vitaux des coyotes dans la région du PNLM, 2000-2003..... | 44 |
| 12. | Déplacements de trois loups, FP01, MN01 et FN02 en dispersion dans la région du PNLM, 2000-2001..... | 48 |
| 13. | Localisation des cas de mortalité des loups et des coyotes munis de colliers-émetteurs dans la région du PNLM, 2000-2003..... | 49 |
| 14. | Proportion des localisations aériennes de loups (a) et de coyotes (b) dans chaque habitat (mixte, résineux, feuillu, coupe forestière, lac ou rivière, humide, agricole) dans la région du PNLM, 2000-2003..... | 54 |

| | | |
|-----|--|----|
| 15. | Distances parcourues dans chaque habitat lors des travaux de pistage à rebours des loups au PNLM au cours des hivers 2001 et 2002..... | 55 |
| 16. | Localisation des tracés de pistage à rebours des loups au PNLM pour les hivers 2001 et 2002..... | 56 |
| 17. | Fréquence d'apparition des aliments contenus dans les fèces de loup récoltées dans la région du PNLM en 2000 et 2001..... | 59 |
| 18. | Répartition des territoires de piégeage dans la région du PNLM, 2000-2003.. | 65 |

INTRODUCTION

La protection des grands prédateurs dans des petites aires protégées fait l'objet d'une grande attention depuis quelques années. À l'échelle planétaire, les activités humaines causent la majorité des mortalités des carnivores vivant dans les aires protégées (Woodroffe, 2001). Le phénomène de fragmentation de l'habitat autour des espaces protégés influence particulièrement les grands carnivores qui, à cause de leurs grands domaines vitaux, peuvent être affectés par les activités humaines pratiquées en périphérie (Knight et al., 1988; Blanchard et Knight, 1991). Le principal objectif de cette étude était de vérifier si un petit parc de conservation comme le parc national de la Mauricie (PNLM) pouvait protéger efficacement les loups vivant sur son territoire et ainsi agir comme « source » de loups pour les territoires exploités de la région.

Le PNLM a été créé en 1970 afin de préserver un échantillon représentatif du bouclier canadien, plus particulièrement des Laurentides. Le PNLM est situé dans la longue bande de peuplement de la vallée du Saint-Laurent et se situe à environ 180 km des régions métropolitaines de Montréal et de Québec, qui regroupent plus de la moitié de la population du Québec. Étant donné sa proximité aux régions habitées, c'est un grand défi, pour ce petit territoire de 536 km², d'assurer la protection de ses grands mammifères. À l'exception d'un recensement préliminaire effectué en 1972 (Dauphiné, 1972), aucune étude n'avait été réalisée sur les canidés au PNLM. Les informations répertoriées par les employés du Service de la Conservation constituaient les seules informations disponibles sur la présence du loup dans le parc et sa région. D'une année à l'autre, des fluctuations du nombre de loups et de meutes présents sur le territoire du parc étaient observées. Le personnel du parc soupçonnait que le grand nombre de visiteurs en saison estivale avait un effet négatif sur les loups en les chassant de certains habitats. Il était aussi possible que la présence du coyote puisse constituer une menace à l'intégrité génétique de la population de loups en raison des possibilités d'hybridation (Lehman et al., 1991; Theberge et Theberge, 1999). D'après Nowak (1995), les loups présents dans la région du PNLM devraient appartenir à la sous-espèce *Canis lupus lycaon* (loup de l'Est). La distribution de cette sous-espèce correspondrait grossièrement à

celle du cerf de Virginie et ces loups seraient généralement de plus petite taille que la sous-espèce *C. l. nubilus* retrouvée plus au nord, dans l'aire de répartition de l'orignal et du caribou (*Rangifer tarandus*). En raison de sa sensibilité aux activités humaines, entre autre à la surexploitation dans certaines régions, et à la perte d'habitat (Van Zyll de Jong et Carbyn, 1999; Samson, 2001), le statut de sous-espèce préoccupante fut attribué au loup de l'Est en mai 2001 par le Comité sur la Situation des Espèces en Péril au Canada (COSEPAC).

Auparavant, l'approche liée à la conservation des populations animales suggérait leur gestion uniquement à l'intérieur des limites administratives des parcs, et ce, sans soucis des activités pratiquées à l'extérieur (Houston, 1971). Cette façon de gérer les populations animales semblait efficace puisque le milieu entourant les parcs n'était pas fortement influencé par les activités humaines. L'intensification de l'exploitation forestière et de l'agriculture ont contribué à la fragmentation du paysage environnant, isolant de plus en plus de nombreux parcs (Saunders et al., 1991). Beaucoup de parcs et autres zones protégées seraient actuellement trop petits pour soutenir des populations viables de grands mammifères (Simonetti, 1995). Frankel et Soulé (1981) suggèrent que seulement 22% des parcs dans le monde seraient susceptibles de conserver leurs grands carnivores au cours du prochain siècle. La principale raison de cet échec étant la forte mortalité d'origine humaine (piégeage, chasse, accidents routiers) affectant les animaux traversant les frontières des parcs (Knight et Eberhardt, 1985). Selon Theberge (1991), une superficie minimale de 500 km² est essentielle au maintien d'une population viable de loups. Au Québec, seulement trois parcs où le loup est entièrement protégé ont une superficie supérieure à 500 km² (tableau 1). Une superficie de 500 km² semble toutefois insuffisante à cette fin. D'ailleurs, certains auteurs ont proposé une superficie minimale de 766 km² (Woodroffe et Ginsberg, 1998), et même de 3000 km² (Fritts et Carbyn, 1995).

La forte mortalité affectant les individus qui traversent les frontières des parcs peut avoir un impact important sur les populations de ces parcs (Carbyn, 1980; Knight et Eberhardt, 1985; Lindzey et al., 1988; Theberge et Theberge, 1999). À titre d'exemple, la principale cause de mortalité affectant les loups du parc Algonquin en Ontario est d'origine humaine, et ce même

Tableau 1. Territoires ayant une superficie minimale de 500 km² où l'exploitation du loup est interdite au Québec.

| Parcs | Superficie (km ²) |
|------------------------------|-------------------------------|
| Parc du Mont Tremblant | 1510 |
| Parc de la Jacques-Cartier | 670 |
| Parc national de la Mauricie | 536 |
| Total | 2716 |

si les loups sont protégés à l'intérieur du parc. Les déplacements des loups excèdent largement les frontières du parc contribuant à les rendre vulnérables hors de la zone protégée (Forbes et Theberge, 1995). Le même constat a également été fait ailleurs pour l'ours grizzly (*Ursus arctos*, Knight et Eberhardt, 1985; Knight et al., 1988; McLellan et al., 1999; Wielgus, 2002), l'ours noir (*Ursus americanus*, Garshelis et Pelton, 1981; Samson et Huot, 1994; Samson, 1995; Samson et Huot, 1998) et le cougar (*Puma concolor*, Lindzey et al., 1988; Sweanor et al., 2000).

Les effets de la fragmentation des habitats sur les populations animales des parcs qui se retrouvent isolés ont été exposés par Woodroffe et Ginsberg (1998). Les auteurs avancent que pour les grands carnivores, les processus stochastiques ainsi qu'un fort effet de bordure (un plus grand ratio contour/superficie) peuvent contribuer à l'extinction de populations isolées. Ils ajoutent que lorsqu'une population devient isolée, les menaces d'extinction en raison de fluctuations stochastiques en nombre, ou de dérive génétique augmentent. Dans un petit parc, les espèces les plus susceptibles de disparaître sont celles qui ont un grand domaine vital puisqu'elles sont les plus exposées aux dangers hors des limites du parc. Lorsque la mortalité d'origine humaine y est particulièrement forte, les régions avoisinantes au parc peuvent agir comme des puits pour les populations du parc. De tels puits peuvent avoir un impact important

sur la persistance de ces populations, particulièrement dans un petit parc avec un grand ratio périmètre/superficie.

On constate également que plusieurs territoires protégés agissent comme source d'animaux pour la chasse et le piégeage se pratiquant sur les terres avoisinantes (Knight et al., 1988; Forbes et Theberge, 1996; Beringer et al., 1998). Au Canada, les loups sont entièrement protégés à l'intérieur des parcs nationaux (sauf pour la récolte par les peuples autochtones au nord du pays) mais sont piégés et chassés avec très peu de réglementation hors des parcs. Les parcs et les aires protégées jouent donc un rôle primordial pour assurer la viabilité des populations de loups (Yadvendradev et Giles, 1991; Blanco et al., 1992; Boitani, 1992). Cependant, les frontières des parcs et les frontières écologiques coïncident rarement, ce qui crée toute une problématique de gestion « transfrontalière » (Forbes et Theberge, 1996). Le parc national de la Mauricie (PNLM) doit aussi composer avec cette problématique. En effet, l'exploitation forestière à l'intérieur d'une bande de 10 km autour du parc s'est accrue depuis sa création en 1970, les superficies déboisées passant de 0,74 km²/an entre 1975 et 1980 à 5,2 km²/an entre 1985 et 1990 (Fortin, 1988). Par le développement du réseau de chemins forestiers, cette exploitation augmente l'accessibilité aux chasseurs et aux trappeurs. Une soixantaine de miradors de chasse à l'orignal ont été dénombrés le long de la limite du parc (en moyenne un mirador à tous les 1,4 km; Fortin, 1988) et de nombreux territoires de piégeage entourent le parc. La pression de chasse et de piégeage en bordure du parc est donc importante. Au Québec, les loups sont considérés comme petit gibier pour la chasse et comme animal à fourrure pour le piégeage. La saison de chasse s'étend du 25 octobre au 31 mars en Mauricie alors que la saison de piégeage s'étend généralement du 25 octobre au 1^{er} mars. Aucune limite de prise n'est appliquée ni à la chasse ni au piégeage du loup au Québec.

L'effet des activités humaines sur le loup

La mise en valeur du PNLM est articulée autour d'une route panoramique (route Promenade) de 63 km traversant le parc et reliant cinq pôles d'aménagement intensif constitués

principalement de terrains de camping et d'aires de pique-nique (figure 1). Ce petit parc (536 km²) accueille près de 300 000 visiteurs chaque année (Parcs Canada, 2002). De mai à octobre, le camping, le canot-camping, le canotage, la randonnée pédestre, le vélo de montagne, la pêche, l'observation de la faune et de la nature, le pique-nique et la baignade représentent l'essentiel des activités récréatives pratiquées par les visiteurs. Le ski de randonnée et la raquette attirent quant à eux près de 30 000 adeptes chaque hiver (Pelletier, 1998). En hiver, la majeure partie de la route Promenade est fermée aux visiteurs. Les six premiers kilomètres situés dans la partie est du parc restent accessibles aux véhicules toute l'année. Les 11 kilomètres suivants sont entretenus pour la pratique du ski de randonnée alors que le reste de la route n'est utilisé qu'occasionnellement par les gardes de parc pour des fins de gestion interne. Les loups fréquentant le PNLM sont donc confrontés à une présence humaine constante, particulièrement durant la saison estivale où la majorité du territoire du parc est accessible aux visiteurs. Cette affluence pourrait affecter le loup en lui faisant éviter certains secteurs potentiellement utilisables.

Plusieurs facteurs influencent la façon dont les loups utilisent le territoire et réagissent face aux humains (Mladenoff et al., 1995; Whittaker et Knight, 1998). Les conditions spécifiques dérangeant (lorsque leur distribution, leurs déplacements ou leur fécondité sont affectés) les loups sont d'ailleurs très variables. L'étendue et l'intensité du dérangement paraissent varier avec le contexte social et environnemental, et même d'un individu à l'autre. Les loups ne réagissent pas tous de la même façon face aux humains, principalement en raison de leur grande variabilité comportementale. De plus, plusieurs facteurs extérieurs contribuent à augmenter la variabilité à l'intérieur même des comportements individuels (Paquet et al., 2001).

L'évitement de certains secteurs peut être temporel (Percy et al., 1998) et spatial (Mladenoff et al., 1995). Il peut être causé par tout un éventail de stimuli. Parmi ceux-ci, il y a ceux associés à des conséquences aversives (Whittaker et Knight, 1998). Par exemple, les loups peuvent apprendre à éviter les villes ou les routes parce qu'ils les associent à la persécution humaine (Thurber et al., 1994). Il est aussi possible que la réponse face à l'humain soit transmise au fil

des générations. Thurber et al. (1994) suggèrent que les loups apprennent à leurs jeunes l'évitement de certains endroits où le risque de persécution est présent. Ce comportement d'évitement est bénéfique si une rencontre avec l'humain se solde souvent par la mort de l'individu. Par contre ce comportement peut empêcher l'animal d'utiliser un environnement qui serait adéquat. Certaines espèces comme l'ours noir (Whittaker et Knight, 1998) ou le grizzly (Gibeau et al., 2002), peuvent devenir adeptes de l'utilisation de secteurs à forte densité humaine tout en parvenant à éviter les humains. De la même façon, les loups semblent prêts à risquer une exposition aux humains si un habitat particulier est très attirant. Par exemple, la présence de sources artificielles de nourriture (dépôts de carcasses, dépotoirs) peut attirer les loups à proximité des zones d'activité humaine (Chapman, 1977; Boitani, 1992; Ciucci et al., 1997).

Les loups sont sensibles à la prédation et au harcèlement humains (Thiel, 1985; Jensen et al., 1986; Mech, 1988; Fuller, 1989; Fuller et al., 1992; Thurber et al., 1994; Mech, 1995; Mladenoff et al., 1995; Callaghan, 2001). Les activités humaines influencent négativement la distribution (Thiel, 1985; Fuller et al., 1992; Mladenoff et al., 1995) et la survie des loups (Mladenoff et al., 1995; Jolicoeur, 1998; Callaghan, 2002). La mortalité d'origine humaine est d'ailleurs souvent la cause majeure d'abandon ou d'évitement d'un territoire (Fuller et al., 1992; Mech et Goyal, 1993). Les activités écotouristiques peuvent aussi affecter les loups. Manseau et al. (2003) ont démontré que les activités d'appels du loup affectaient leur comportement d'assiduité aux sites de rendez-vous. Lorsque soumis à des séances d'hurllements simulés, des meutes de loups ont réduit le temps alloué à l'acquisition de nourriture, possiblement afin d'assurer une plus grande surveillance de leur progéniture.

Tout dépendant de l'espèce et du type de modification, la faune peut souffrir ou au contraire, bénéficier de certaines modifications humaines de son habitat (Truett et al., 1994). À titre d'exemple, des structures linéaires telles des routes ou des gazoducs peuvent servir à la fois de barrière empêchant les déplacements ou de corridor les favorisant (Mader, 1984; Jalkotzy et al., 1997; James et Stuart-Smith, 2000). Des routes peu utilisées par les véhicules peuvent être empruntées par les loups pour faciliter leurs déplacements (James et Stuart-Smith, 2000). Au

contraire, une route plus achalandée agira davantage comme une barrière pouvant restreindre leurs déplacements (Percy et al., 1998). Au Nouveau Mexique, les couguars suivis par télémétrie avaient cessé de traverser une route suite à son expansion de quatre à six voies (Sweanor et al., 2000). Les seuls cas documentés suite à l'expansion furent ceux de deux mâles tués suite à une collision avec un véhicule. Les accidents routiers constituent souvent une cause majeure de mortalité chez le loup (Potvin, 1986; Fuller, 1989; Jolicoeur, 1998; Percy et al., 1998). Au Québec, dans le massif du lac Jacques-Cartier, les accidents routiers ont été responsables de 17 % des mortalités de loups munis de colliers-émetteurs entre 1995 et 1998 (Jolicoeur, 1998), alors qu'au parc national de Banff, en Alberta, les routes de la vallée de la rivière Bow ont été responsables de 68 % des mortalités connues de loups entre 1986 et 1998 (Percy et al., 1998).

Plusieurs études ayant utilisé la densité du réseau routier comme indice du dérangement humain ont conclu que les activités humaines associées aux routes affectaient la survie et le comportement des loups. Des résultats provenant de l'Ontario, du Wisconsin, du Michigan et du Minnesota suggèrent que la survie des loups est normalement assurée à des densités de routes inférieures à 0,58 et 0,70 km/km² (tableau 2; Thiel, 1985; Jensen et al., 1986; Mech, 1988, 1989; Fuller, 1989; Fuller et al., 1992; Mladenoff et al., 1995). En Alaska, les loups évitent les routes fortement utilisées et les régions habitées par les humains et ce, malgré un faible taux de mortalité causé par les humains (Thurber et al., 1994). Ceci suggère que ce n'est pas seulement la mortalité associée aux humains qui cause un dérangement chez le loup. Cet évitement des secteurs à forte densité de routes a également été démontré chez l'ours grizzly (McLellan et Shackleton, 1988; Mace et al., 1996; Gibeau et al., 2002), l'ours noir (Brody et Pelton, 1989) et le couguar (Van Dyke et al., 1986a, 1986b). La diminution de l'utilisation des habitats près des routes par les grizzlys résultait pour eux en une réduction des habitats disponibles (McLellan et Shackleton, 1988). Gibeau (2002) a cependant noté que la présence d'un habitat intéressant diminuait le comportement d'évitement. L'intensité de la fréquentation des routes par les humains peut aussi jouer sur le comportement d'évitement. Percy et al. (1998) ont observé que les loups avaient tendance à traverser les routes achalandées seulement lorsque le volume de véhicules était à son plus bas. Brody et Pelton

(1989) ont aussi démontré que les ours noirs traversaient les routes à haut volume moins fréquemment que celles à bas volume.

Des résultats récents suggèrent par contre que les loups au Minnesota tolèrent davantage le dérangement humain que ce qui était cru auparavant. Les loups occupent maintenant des territoires qu'on assumait autrefois comme étant marginaux en raison d'une trop grande densité de routes et une forte présence humaine (Mech, 1995). Les loups seraient donc principalement affectés par la persécution plutôt que par le dérangement. D'ailleurs, une réglementation favorisant la protection et l'évolution des attitudes humaines sont citées par Mech (1995) comme les facteurs critiques ayant permis au loup d'utiliser des régions qu'il ne fréquentait plus depuis plusieurs décennies. Ceci tend à démontrer que si les loups ne sont pas affectés par une forte mortalité, ils semblent capables d'occuper des régions où il y a une forte intensité d'activité humaine (Fuller et al., 1992). Autrement dit, il est probable que ce ne soit pas le loup qui ait de la difficulté à vivre avec l'humain, mais plutôt le contraire.

Tableau 2. Présence et absence de loups en relation avec la densité moyenne de routes (km/km²).

| Région | Présence | Absence | Seuil limite | Référence |
|-----------------------|----------|---------|--------------|-------------------------|
| Wisconsin | - | - | 0,59 | (Thiel 1985) |
| Michigan et Ontario | 0,38 | 0,93 | 0,60 | (Jensen et al. 1986) |
| Minnesota | 0,36 | 0,81 | 0,58 | (Mech 1988) |
| Minnesota | - | - | 0,72 | (Fuller 1989) |
| Minnesota | - | - | 0,70 | (Fuller et al. 1992) |
| Minnesota et Michigan | 0,23 | 1,00 | 0,74 | (Mladenoff et al. 1995) |
| Sud-ouest du Québec | 0,30 | 0,90 | 0,60 | (Rateaud et al. 2001) |
| Moyenne | 0,32 | 0,91 | 0,65 | |

Les loups vivant dans certains pays d'Europe doivent composer avec de fortes densités humaines et avec peu de grandes étendues sauvages. En Italie, les loups ont développé de nombreuses stratégies pour éviter les rencontres avec les humains malgré le fait qu'ils s'approchent souvent des résidences et qu'il leur arrive même de se déplacer sur les rues principales des villages (Boitani, 1992). Les loups se déplacent donc essentiellement la nuit et tirent profit des sources de nourriture associées à l'homme comme les dépotoirs et le bétail (Boitani, 1992; Ciucci et al., 1997). Ces comportements pourraient suggérer un processus d'évolution face à la présence humaine en Europe et ceci pourrait éventuellement se produire en Amérique du Nord. Mais pour l'instant, le fait que certains loups de l'Amérique du Nord utilisent des régions à plus grande activité humaine pourrait simplement suggérer que des individus en dispersion ou marginalisés sont poussés vers des habitats moins propices. Les habitats optimaux et plus sécuritaires étant probablement occupés par des individus dominants et des meutes (Mech, 1995). Ceci supporte l'idée que les loups occupent les habitats près des humains seulement en dernier recours.

La protection d'une espèce comme le loup peut s'avérer particulièrement difficile dans le contexte actuel du PNLM et de la région. Le parc est entouré de territoires où la récolte de loups est permise et peu réglementée. En raison de leurs grands déplacements, les loups traversent les limites du parc et deviennent vulnérables à la chasse, au piégeage et au contrôle de la déprédation. La présence du coyote dans la région et l'importance de ses interactions avec le loup sont inconnues. Aussi, la fréquentation du parc a beaucoup augmenté au cours des 20 dernières années (Parcs Canada, 1981, 2002). Les prédateurs sont partie intégrante des écosystèmes (Carbyn 1980) et le PNLM, en augmentant leur taux de survie par rapport aux territoires voisins pourrait jouer un rôle majeur dans la dynamique de la population de loup de la région. Afin de déterminer l'efficacité du parc à assurer la protection d'une partie de la population de loups de la région, cette étude avait quatre principaux objectifs :

1. Évaluer la taille de la population de loups et sa distribution à l'intérieur du parc et sa périphérie.

2. Déterminer les facteurs de mortalité des loups à l'intérieur et à l'extérieur du parc et leur impact sur la dynamique des populations afin d'évaluer l'influence des activités humaines hors du parc sur la stabilité de la population de loups dans le parc.
3. Évaluer l'impact des activités humaines dans le parc (route Panoramique, terrains de camping, aires de pique-nique) sur le comportement et l'utilisation du territoire par le loup.
4. Documenter les relations écologiques (prédation, compétition et possibilités d'hybridation) entre le loup et le coyote sur le territoire du parc et sa périphérie.

CHAPITRE I

AIRE D'ÉTUDE

1.1 Situation géographique et description du territoire

Le PNLM est situé à 20 km au nord de l'agglomération Shawinigan - Grand-Mère (46°50'N, 73°00'W; figure 2). Le parc est bordé à l'est par la rivière Saint-Maurice et au nord par la rivière Matawin. À l'ouest, le parc est juxtaposé à la réserve faunique de la Mastigouche (1574 km²), au nord à la réserve faunique du Saint-Maurice (782 km²) et au nord-ouest à la zone d'exploitation contrôlée (ZEC.) du Chapeau-de-Paille (1270 km²). Les réserves fauniques sont des territoires voués à la conservation, à la mise en valeur et à l'utilisation de la faune. Les ZEC sont gérées par des associations sans but lucratif par le biais d'un protocole d'entente avec le gouvernement provincial. La chasse, le piégeage et l'exploitation forestière sont permises autant dans les réserves fauniques que dans les ZEC. Des terrains de piégeage, d'une superficie d'environ 60 km² chacun et donnant à leur titulaire l'exclusivité du piégeage sur celui-ci, y sont octroyés sous forme de bail. À moins de 10 km au sud du parc, on retrouve les municipalités de St-Mathieu-du-Parc, de Ste-Flore, de St-Gérard-des-Laurentides et de St-Jean-des-Piles. Le parc est situé à la limite sud-est de l'écozone du Bouclier boréal, immédiatement au nord de l'écozone des plaines à forêts mixtes. Il réunit l'ensemble des caractéristiques de la région précambrienne du Saint-Laurent et des Grands Lacs.

L'aire d'étude est délimitée par la limite extérieure des territoires de loups et de coyotes étudiés (figure 2). Elle couvre une superficie d'environ 3500 km² et englobe le PNLM, une partie des réserves fauniques Mastigouche et Saint-Maurice, de la ZEC Chapeau de Paille ainsi que des terres publiques et privées situées au sud du parc. On retrouve aussi plusieurs sites de villégiature tel des terrains de camping (Lac McLaren et Parc Récréoforestier St-Mathieu), une colonie de vacances (Lac Minogami), deux centres de ski (Vallée-du-Parc et Mont St-Mathieu), deux terrains de golf (Ste-Flore et St-Gérard-des-Laurentides) et une

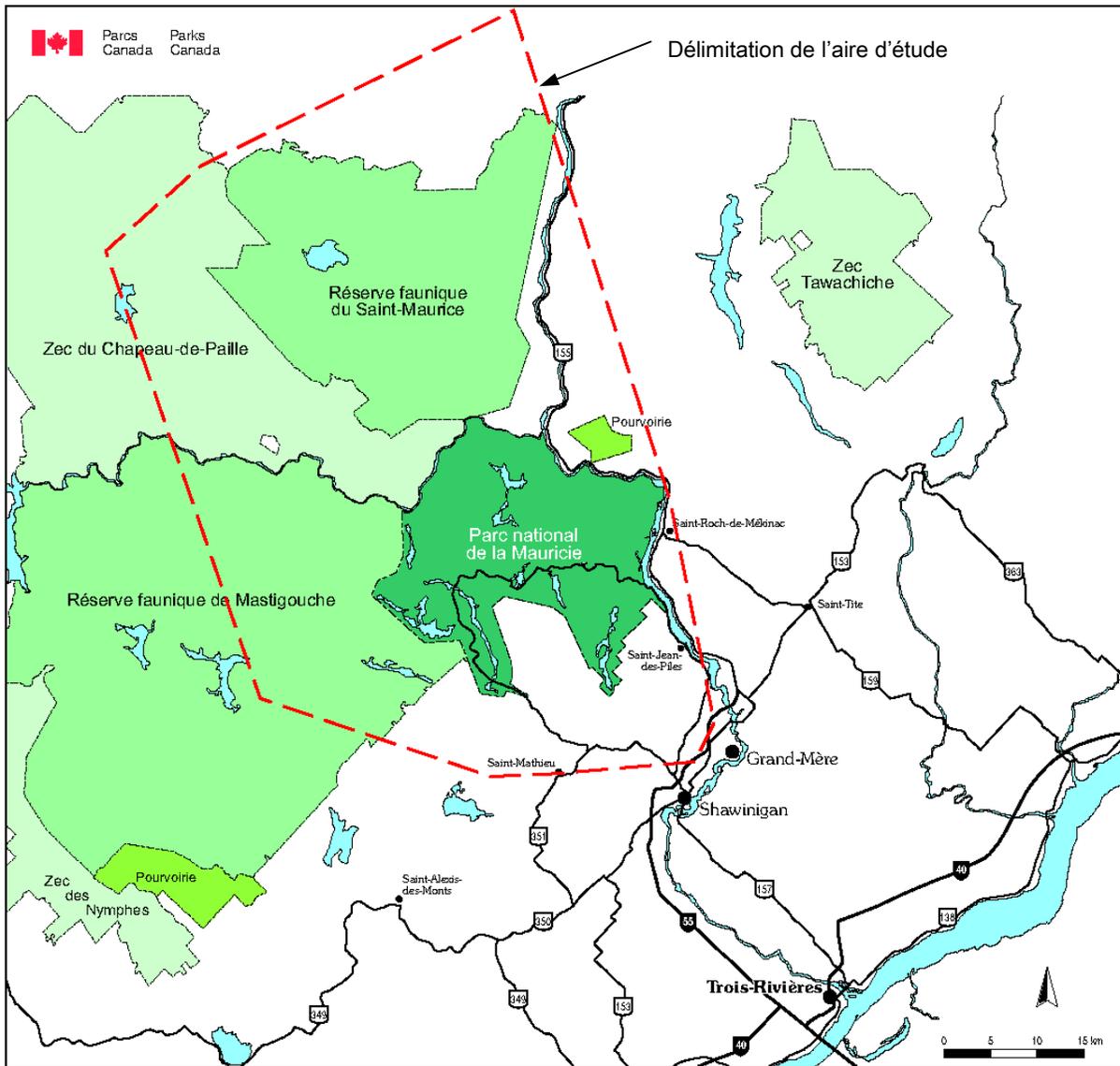


Figure 2. Localisation de l'aire d'étude en Mauricie.

pourvoirie (Domaine du lac Jackson). De plus, de nombreuses résidences et chalets sont localisées autour des lacs Shawinigan, en Croix, Perchaude et des Piles.

1.2 Conditions climatiques

Selon la classification des régions écoclimatiques du Canada, le PNLM est situé dans la région climatique « Haut-tempéré froid humide » (Environnement Canada, 1989). La température moyenne annuelle se situe entre 2,8 et 4,0 °C, soit de -15,0 à -12,0 °C en janvier et de 18,3 à 21,1 °C en juillet (Naud et Plamondon, 1975). Les précipitations annuelles totales varient de 91,5 à 94,0 cm, incluant 254 à 280 cm de neige. Le couvert de neige persiste du début de décembre à la fin d'avril.

1.3 Relief et réseau hydrographique

Le PNLM est représentatif de la région des Laurentides : une chaîne de montagnes d'origine précambrienne qui s'étire le long du fleuve Saint-Laurent depuis les Grands Lacs jusqu'au Labrador (Pelletier, 1998). Le territoire s'élève brusquement au dessus des basses-terres du Saint-Laurent pour atteindre des sommets variant entre 300 et 450 mètres d'altitude (Environnement Canada, 1990). Le paysage est constitué d'un vaste plateau ondulé, parsemé de collines arrondies et découpé par un abondant réseau de vallées et d'une multitude de lacs, de ruisseaux, de cascades et de rivières. Quelque 150 lacs et étangs variant de 5 à 512 hectares ainsi que des dizaines de kilomètres de rivières et de ruisseaux sont présents sur l'ensemble du territoire du parc.

1.4 Végétation

Le parc et sa région sont recouverts de forêts typiques de la zone de transition entre les forêts laurentienne et boréale (Lalumière et Thibault, 1988). Le parc est situé dans le grand écosystème de l'érablière à bouleau jaune et de l'érablière à hêtre. Le paysage forestier y représente 93 % de la superficie (Pelletier, 1998, figure 3). Les forêts conifériennes (21% du

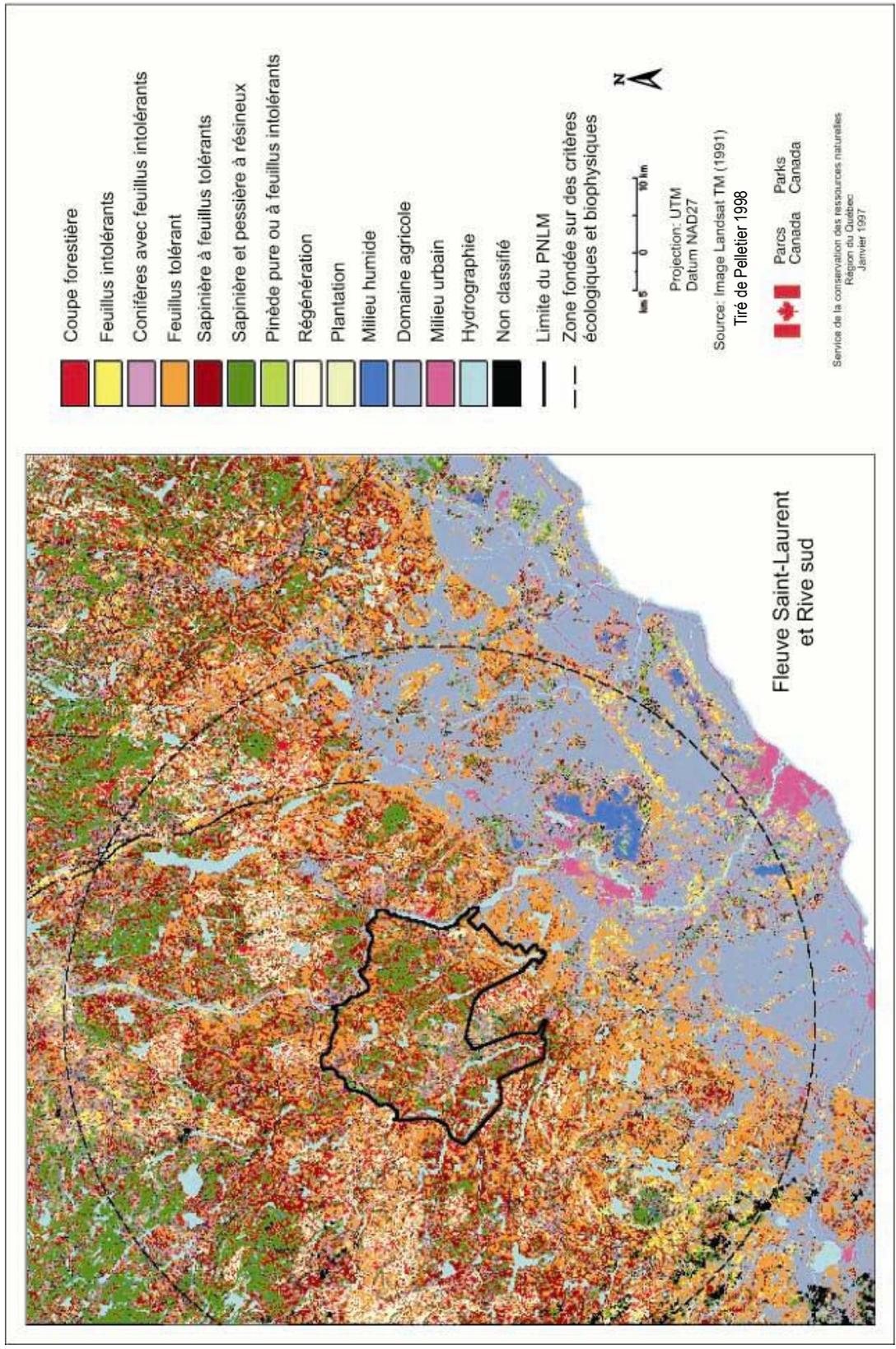


Figure 3. Paysage végétal de la région du parc national de la Mauricie.

couvert végétal du PNLN) sont composées majoritairement d'épinette blanche (*Picea glauca*), d'épinette noire (*Picea mariana*) et de sapin baumier (*Abies balsamea*). Les forêts de feuillus (25% du couvert végétal du PNLN) sont dominées par le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*), le bouleau blanc (*Betula papyrifera*), l'érable à sucre (*Acer saccharum*), l'érable rouge (*Acer rubrum*) et le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*). Les forêts mixtes de bouleaux, d'épinettes et de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) composent toutefois la majorité du couvert végétal du PNLN. Les tourbières et les milieux humides représentent quant à eux 4% du couvert végétal du parc.

L'exploitation forestière pratiquée en périphérie du parc a connu une croissance importante dans les années 80 (Fortin, 1988). Les milieux perturbés recouvrent environ 13,5% de la surface dans un rayon de 20 km autour du parc. Les milieux agricoles, tous concentrés dans les secteurs est et sud-est, recouvrent 5% de la surface dans ce même rayon de 20 km autour du parc (Géophysique GPR International Inc., 1994). Il est logique de supposer que la proportion de milieux perturbés a sensiblement augmenté au cours de la dernière décennie.

1.5 Abondance des principales proies du loup : l'orignal, le cerf de Virginie et le castor.

L'abondance des principales proies privilégiées par le loup a été déterminée à partir des inventaires réalisés par le Service de conservation des écosystèmes du PNLN. Au cours de l'hiver 2000, un inventaire aérien des ravages d'orignaux et de cerfs de Virginie a été effectué (Masse et Bordeleau, en préparation, tableau 3 et figure 4). Cet inventaire couvrait tout le territoire du parc ainsi qu'une bande de 3 km autour de celui-ci. La densité d'orignaux sur le territoire du parc a été estimée à environ 5,0 orignaux/10 km². La population d'orignaux sur le territoire du parc peut donc être estimée à environ 535 individus. La densité d'orignaux retrouvée dans la réserve faunique Mastigouche était récemment évaluée à 3,2 orignaux/10 km² alors qu'elle était de 1,2 orignaux/10 km² dans la réserve faunique St-Maurice (Lamontagne et Jean, 1999; Jolicoeur et Hénault, 2002). Il est plus difficile d'estimer la population de cerf de Virginie. La présence du cerf étant relativement récente, on le retrouve à de très faibles densités. Les ravages répertoriés au cours de l'hiver 2000 ne comportaient

Tableau 3. Résultats de l'inventaire des ongulés au PNLM et en périphérie (bordure de 3 km) à l'hiver 2000 (source : Masse et Bordeleau, en préparation).

| Secteur | Original | | Cerf de Virginie | |
|---------------------------------|-------------------|--|-------------------|------------------------------------|
| | Nombre de ravages | Densité (original/10 km ²) | Nombre de ravages | Densité (cerf/10 km ²) |
| PNLM ^a | 109 | 4,7 – 5,3 | 7 | - |
| Bordure sud ^b | 7 | 1.1 | 4 | - |
| Bordure ouest ^c | 16 | 4,7 | 0 | - |
| Bordure nord ^d | 1 | 0,4 | 3 | - |
| Bordure nord-est ^e | 1 | 0,5 | 2 | - |
| Bordure nord-ouest ^f | 0 | 0 | 1 | - |

a : Territoire du PNLM, superficie = 536 km², b : Terres publiques et privées, superficie = 148,5 km², c : Réserve faunique Mastigouche, superficie = 77,5 km², d : Réserve faunique du St-Maurice et Z.E.C. Chapeau-de-Paille, superficie = 69,0 km², e : Réserve faunique du St-Maurice, superficie = 44,0 km², f : Z.E.C. Chapeau-de-Paille, superficie = 25 km²

qu'entre 3 et 6 cerfs chacun et étaient situés principalement en bordure de la rivière St-Maurice et à la limite sud du parc. Il semble toutefois qu'il y ait augmentation du nombre d'individus observés depuis 10 ans (Masse et Bordeleau, en préparation). Le dernier inventaire des colonies de castors sur le territoire du parc national de la Mauricie a été effectué à l'automne 1987 (Masse et Bordeleau 1988) mais selon Masse¹, la population de castors serait demeurée relativement stable depuis ce temps. À l'automne 1987, il y avait sur le territoire du PNLM 165 colonies actives avec en moyenne 3,6 individus par colonie (Masse et Bordeleau, 1988). La densité de colonies variait entre 0,8 et 6,0 colonies/10 km² dans les bassins

¹ Communication personnelle orale, octobre 2002

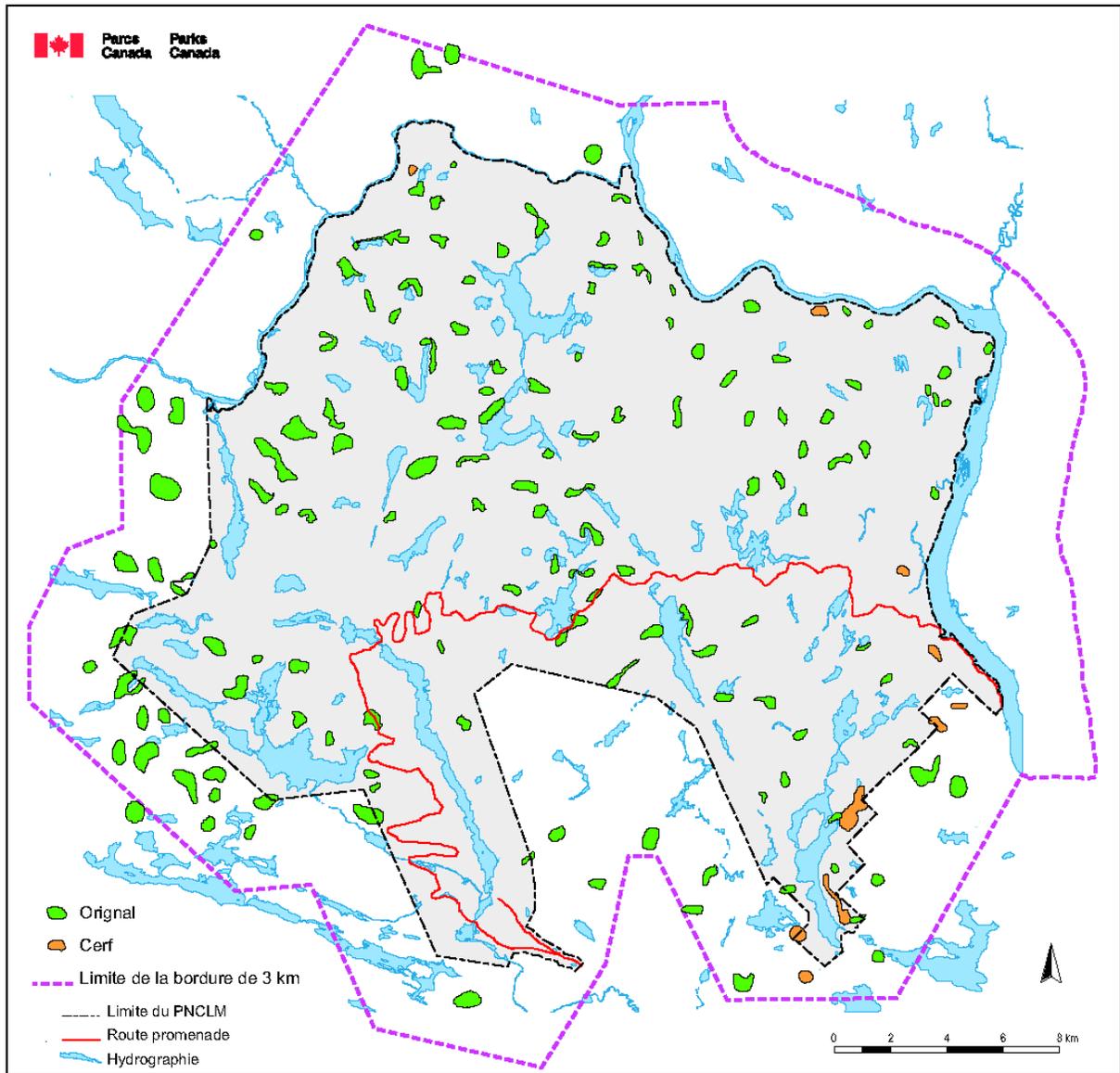


Figure 4. Répartition des ravages d'orignaux et de cerf de Virginie au PNLM et à sa périphérie d'après l'inventaire aérien, hiver 2000.

hydrographiques du parc. La densité moyenne sur l'ensemble du territoire du parc était alors évaluée à 3,0 colonies/10 km².

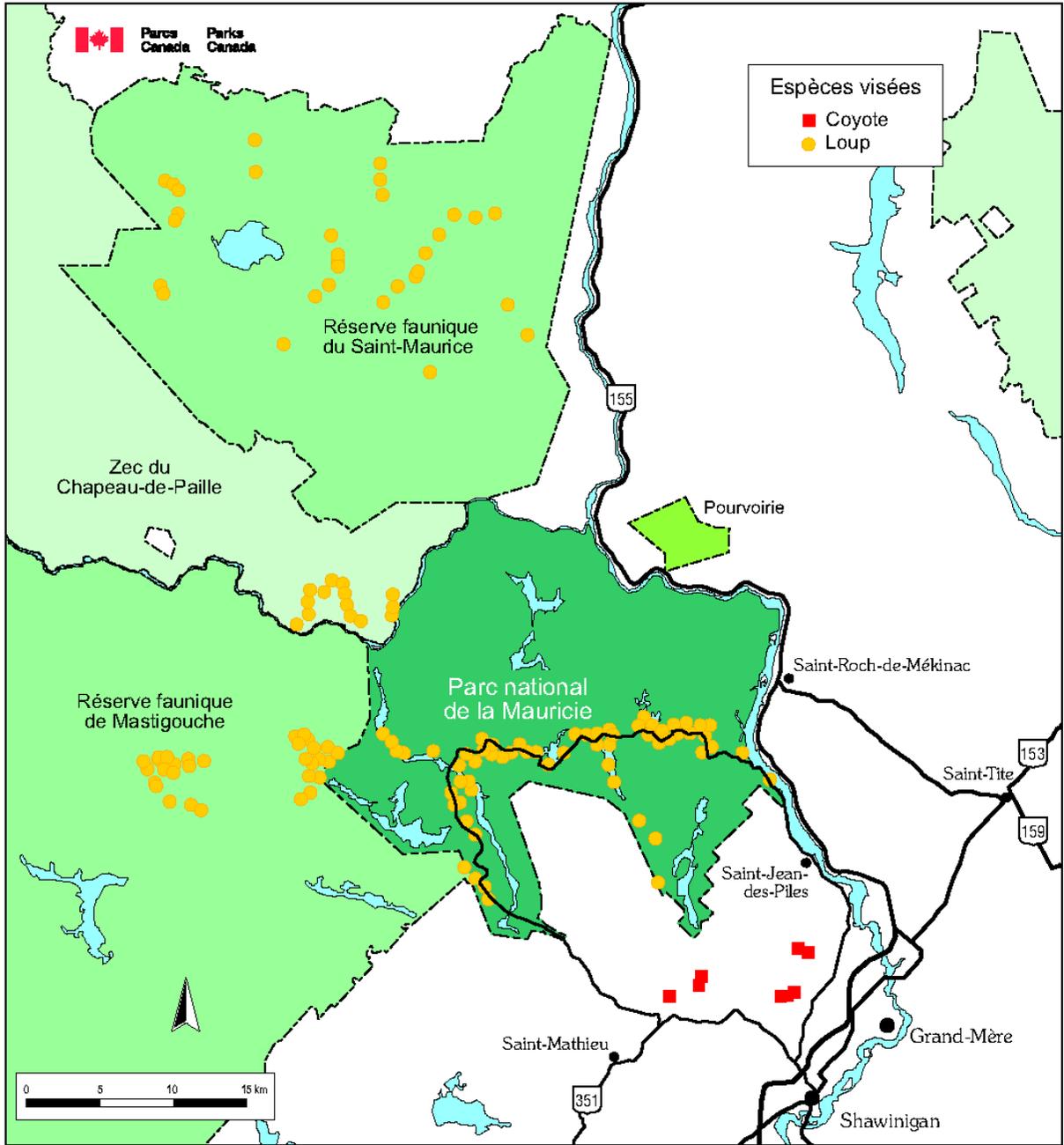
CHAPITRE II

MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Captures

Les loups et les coyotes ont été capturés avec des pièges à patte (Lemieux, 1983, 1996). Des pièges de type Victor #3 « Soft catch[®] » aux mâchoires cousinées de caoutchouc, Newhouse #114 modifiés (Lemieux, 1983) et Bélisle à lacet ont été utilisés. Cependant, c'est principalement le piège Victor #3 « Soft catch[®] » qui a été utilisé en raison de son efficacité dans la réduction des blessures infligées à l'animal capturé (Phillips et al., 1996; Phillips et Mullis, 1996). Afin d'augmenter leur efficacité, les ressorts des pièges Victor #3 « Soft catch[®] » étaient remplacés par des ressorts plus puissants. Le protocole de capture et de manipulation des animaux a été approuvé par le Comité d'éthique de l'expérimentation animale de la Faculté des Sciences de l'Université de Sherbrooke (protocole #MFB06). Un document d'évaluation des impacts a également été approuvé par Parcs Canada avant le début des travaux (Masse et Villemure, 2000). La période de piégeage se déroulait de mai à décembre. Les pièges étaient disposés principalement en bordure des routes et des chemins forestiers empruntés par les loups ou les coyotes (figure 5). Un appât, principalement constitué de viande de castor, et un leurre odorant étaient utilisés pour attirer l'attention des canidés.

Les canidés adultes étaient immobilisés à l'aide de tylétamine - zolazépam (Télazol) à raison de 5,0 mg/kg de poids corporel (Ballard et al., 1991). Les louveteaux et les coyotes âgés de moins de six mois ont quant à eux été manipulés sans l'usage de produit pharmacologique. Les individus étaient ensuite pesés à l'aide d'une balance suspendue (Hanson modèle # 8920, Shubuta, Missouri), ils étaient mesurés (longueur totale du bout du museau à la dernière vertèbre de la queue, hauteur au garrot, tour du cou et de la poitrine, longueur de la patte arrière, longueur et largeur de la patte et des coussinets avant, longueur des canines), leur sexe était déterminé, une étiquette leur était appliquée à l'oreille, et ils étaient munis d'un



collier émetteur (150-151 MHz; Lotek Inc., Ontario) avec signal de mortalité. Un échantillon sanguin était aussi récolté et envoyé au « Wildlife Forensic DNA Laboratory », Université Trent, Ontario, pour analyse génétique. L'âge des canidés était déterminée en fonction de leur taille et de l'usure de leur dentition (Van Ballenberghe et Mech, 1975). Ils étaient classés comme louveteaux ou coyotins (≤ 12 mois, à partir du 1^{er} mai), juvéniles (13 – 24 mois) ou adultes (> 24 mois). Cependant, en raison de leur âge réel peu discernable, des individus capturés entre août et décembre lorsqu'ils étaient âgés entre 16 et 20 mois peuvent avoir été classés parmi les adultes.

Des carcasses de loups ($n = 5$) des différentes meutes de l'aire d'étude nous ont également été fournies par des trappeurs des Réserves Fauniques Mastigouche et Saint-Maurice ainsi que des terres publiques et privées avoisinantes. Les mesures prises lors de l'autopsie de ces individus étaient les mêmes que celles prises sur les animaux vivants. Aux individus pesés sans la peau, nous avons ajouté 5,0 kg (Mech, 1970) afin de comparer leur masse à celle des individus entiers.

2.2 Suivi télémétrique

Les individus équipés d'un collier-émetteur étaient localisés à l'aide d'un aéronef de type Cessna 172 (Nadeau Air Service Inc.) selon la méthode décrite par White et Garrot (1990). Les localisations étaient inscrites directement sur une carte topographique (1 :50 000) en coordonnées UTM (NAD 27). La précision de la méthode utilisée a été évaluée à 340 ± 246 m avec 80% des localisations à l'intérieur d'un rayon de 100 mètres (Samson et Huot, 1994). La majorité des erreurs étant dues au relief accidenté produisant des échos (White et Garrott, 1990). Pour chacune des localisations, l'heure et le type d'habitat étaient notés. Aussi, pour les individus munis de collier émetteur avec détection du mouvement ($n=2$), la présence ou l'absence d'activité était notée. Lorsque l'observation visuelle était possible ($n = 4$ localisations) le nombre d'individus et le comportement étaient notés. Les colliers pour lesquels le signal de mortalité était activé étaient récupérés le plus rapidement possible afin de

déterminer la cause de la mort. Le suivi télémétrique fut également tenté au sol mais le relief accidenté, le manque d'accessibilité et l'importance des déplacements des loups sur l'immense aire d'étude réduisaient grandement l'efficacité de cette méthode.

2.3 Dispersion et territoires

Le concept de territoire et de domaine vital est ambiguë et peu précis. La territorialité est communément définie comme la défense d'un espace contre d'autres individus de la même espèce (Maher et Lott, 1995). Le domaine vital représente l'espace utilisé par un animal lors de ses activités normales d'alimentation, de repos, d'accouplement et d'élevage des jeunes (Shivik et Gese, 2000). La plupart des canidés semblent être territoriaux (Gese, 2001). Les loups sont territoriaux et leur territoire comprend la majorité de l'espace utilisé pour se nourrir (Mech, 1970, 1994). Comme les loups, les coyotes sont aussi territoriaux et utilisent distinctement la périphérie de leur territoire pour le marquage et les hurlements (Barrette et Messier, 1980; Gese et Ruff, 1998). Cependant, les coyotes font aussi de fréquentes excursions hors de leur territoire, quelques fois même dans les territoires d'autres coyotes (Shivik et al., 1996). Il est donc possible de conclure que le territoire d'une meute de loups représente bien l'étendue de leur domaine vital alors que le territoire d'un coyote peut représenter seulement une partie de son domaine vital. Dans l'estimation de la superficie représentée par l'ensemble des localisations télémétriques l'utilisation du terme territoire s'avère approprié pour une meute de loups alors que pour les coyotes, il vaut mieux parler de domaine vital.

Les territoires des meutes de loups ainsi que les domaines vitaux des coyotes ont été estimés par la méthode du polygone convexe minimal (Mohr, 1947). Celle-ci a été sélectionnée parce qu'elle représente avec le plus de justesse les limites d'un territoire et qu'elle est probablement la méthode la plus appropriée pour décrire le domaine vital ou le territoire d'un canidé comme le coyote ou le loup (Shivik et Gese, 2000). Aussi, puisque cette méthode est la plus utilisée (Edwards et al., 2001), elle permet la comparaison entre différentes études. Afin de faciliter la comparaison avec les travaux effectués sur les canidés en Amérique du Nord, les calculs ont

été effectuées avec 95 et 100 % des points de localisations. La superficie des territoires et des domaines vitaux a été calculée à l'aide du logiciel CALHOME (U.S. Forest Service and California Department of Fish and Game). L'ensemble des localisations aériennes des meutes, les sites de captures et les endroits où les individus ont été trouvés morts ont été inclus dans le calcul des territoires sauf dans les cas évidents de dispersion. Les localisations considérées comme étant le résultat d'excursions temporaires hors du territoire ($n = 4$ localisations) ont été exclues préalablement aux calculs de superficie de territoire (Fuller, 1989). Lorsqu'il y avait plus d'un individu munis d'un collier émetteur au sein de la même meute, les localisations de tous les individus ont été utilisées afin de délimiter le territoire. Puisque les superficies des territoires déterminées à partir d'un nombre de localisations inférieur à 25 ont pu être sous-estimées (Fuller, 1989; Jolicoeur, 1998), elles n'ont pas été incluses dans le calcul des superficies moyennes des territoires. Une courbe de superficie en relation avec le nombre de localisations a été créée afin de déterminer si le nombre de localisations obtenu permettait une approximation valable de la superficie du territoire (Laundré et Keller, 1984; Potvin, 1987; Jolicoeur, 1998). Le logiciel SPANS (Version 7.0, Tydac Research Inc., 1998) a été utilisé pour la projection cartographique des localisations. La superficie du chevauchement entre les territoires (la portion d'un territoire ou d'un domaine vital qui était superposée à un autre) a également été calculée à l'aide du logiciel SPANS.

Les individus quittant leur territoire de façon permanente étaient considérés en dispersion, alors qu'un mouvement temporaire hors du territoire était considéré comme une excursion (Potvin, 1987). Seulement les excursions de 5 km ou plus hors de la limite du territoire ont été considérées afin de s'assurer que les déplacements étaient situés hors du territoire (Messier, 1985b). La distance maximale où les individus en excursion étaient localisés hors du territoire d'origine a été calculée à partir de la localisation la plus éloignée jusqu'au point le plus près de la limite du territoire d'origine. La durée approximative d'une excursion a été calculée à partir de la date intermédiaire entre les localisations consécutives à l'intérieur et à l'extérieur du territoire (Messier, 1985b).

2.4 Dynamique de population

2.4.1 Taille des meutes et densité de population

La taille des meutes au 1^{er} octobre ou au 1^{er} mars est le nombre maximal de loups ayant été observé (observation de pistes, loups observés ou entendus) ensemble à ce moment de l'année. Au début de l'hiver, les décomptes donnaient une estimation maximale du nombre de loups présents à chaque année, alors que les décomptes à la fin de l'hiver (juste avant la mise bas) donnaient une estimation au moment où la population était à son plus faible (Fuller, 1989; Jolicoeur, 1998). La densité de loups lors des périodes du début et de la fin de l'hiver a été estimée en délimitant une zone de recensement de 2797 km² comprenant tous les territoires adjacents sur l'aire d'étude (Peterson et al., 1984; Ballard et al., 1987; Jolicoeur, 1998). La somme des tailles maximales des meutes à chacun des deux moments de l'année a été divisée par la superficie de la zone de recensement pour obtenir la densité de population (Fuller, 1989).

2.4.2 Reproduction et mortalité

Il était présumé qu'une meute s'était reproduite lorsque des louveteaux étaient observés ou entendus, lorsque des traces de petite taille étaient observées en compagnie de traces de taille adulte. La taille minimale de la portée était déterminée à l'aide des observations combinées de traces ou d'hurllements à proximité d'une tanière ou d'un site de rendez-vous.

Le taux de mortalité des individus marqués au cours de l'étude a été estimé en divisant le nombre d'individus morts par le nombre total d'individus marqués. La mortalité fut considérée sur une base annuelle et aussi en fonction de deux périodes distinctes : du 1^{er} mars au 24 octobre et du 25 octobre au 28 février, cette dernière correspondant à la saison de la chasse et du piégeage du loup. La mortalité selon la classe d'âge (louveteaux et adultes) a été calculée par année-loup. Une année-loup débutait le premier jour de la saison de piégeage. Pour chaque individu, le nombre de saisons de piégeage pendant lesquelles celui-ci était suivi, incluant

celle où il était tué, déterminait le nombre d'années-loup. Puisque toute la mortalité survenait durant la saison de piégeage, l'espérance de vie des individus marqués peut ainsi être représentée par le nombre d'individus morts par nombre d'années-loup. Lorsqu'un signal radio n'était pas capté lors des vols de routine, les recherches étaient étendues hors de l'aire d'étude au cours des semaines suivantes. Les fréquences d'individus disparus ou en dispersion étaient surveillées dans l'aire d'étude au cours des mois suivants afin de déterminer si l'individu dispersé était de retour. Lorsque le contact avec un individu était perdu nous assumions que cet individu était toujours vivant et s'était dispersé.

Au début des travaux, les trappeurs détenant un terrain de piégeage dans les réserves fauniques Mastigouche et Saint-Maurice, ainsi que dans la ZEC Chapeau de Paille furent contactés afin de les sensibiliser au projet et leur demander leur collaboration à différents niveaux. Le projet a été bien accueilli et la plupart des trappeurs ont fait part de leur intérêt et de leur intention de collaborer à l'étude. Grâce à leur collaboration, plusieurs carcasses de loups et de coyotes (marqués ou non) ont été mises à notre disposition.

2.5 Pistage à rebours

Afin de documenter l'utilisation du territoire par le loup en hiver, le réseau de sentiers de motoneige du PNLM et de sa région immédiate (Réserve Faunique Mastigouche, forêt habitée, terres publiques) était patrouillé régulièrement afin de trouver des pistes de loups. Lors de ces patrouilles, un effort était mis afin de couvrir un maximum de territoire. Lorsque des pistes étaient observées, elles étaient suivies « à rebours » (Peterson et al., 1984) afin de ne pas modifier le comportement des loups. Pour chaque suivi, la date approximative de passage, le nombre d'individus et la distance parcourue dans chaque habitat (sentier, lac, rivière, humide, forestier) étaient notés.

2.6 Régime alimentaire du loup

Les fèces de loups ont été récoltées sur l'aire d'étude entre avril 2000 et février 2002. Les fèces étaient ramassées lors de sorties régulières sur l'aire d'étude par l'équipe de terrain ou par le personnel du parc national de la Mauricie. La localisation ainsi que la date approximative de déposition étaient notées. En raison de la présence possible de coyotes dans certains secteurs de l'aire d'étude, seulement les crottins de diamètre supérieur à 1,9 cm étaient considérés comme appartenant à des loups. Les fèces récoltées étaient identifiées et déposées individuellement dans un sac en plastique. L'étiquette d'identification contenait la localisation, la date de récolte, la date approximative de déposition et l'identité de la personne l'ayant récoltée. Les fèces furent congelées jusqu'au moment de leur analyse.

L'analyse des fèces de loups a été effectuée par la firme FORAMEC inc. (FORAMEC 2002). Les procédures de laboratoire et les méthodes d'analyse ont été inspirées des recommandations de Reynolds et Aebischer (1991) et de Ciucci et al. (1996). Les fèces ont été stérilisées à l'étuve durant 24 heures pour être ensuite lavées à l'eau courante dans un tamis de 0,5 mm. Les restes ont ensuite été séchés puis conservés dans un sac de plastique jusqu'au moment de l'analyse finale. L'identification spécifique des restes non digérés (rachis, poils, dents, griffes, fragments d'os, etc.) a été effectuée par examen macroscopique à la loupe binoculaire en effectuant des comparaisons avec une collection de référence et des guides d'identification de poils (Abordjan et Kolenowsky, 1969; Moore et al., 1974). La coloration et la taille des poils étaient examinées et la méthode de Poulle et al. (1988) a été suivie pour les cas douteux. L'examen de la structure de la medulla des poils et l'examen microscopique de la forme des écailles ont été effectués lorsque nécessaire (Abordjan et Kolenowsky, 1969). Les résultats ont été exprimés à l'aide d'une méthode volumétrique (Fortin et Huot, 1995). Lorsqu'il y avait plus d'une espèce présente dans la fèces, la proportion de chacune d'elles était estimée (pourcentage du volume de la matière identifiable) visuellement par classes de 5 % ou notée à l'état de trace.

2.7 Sites d'importance pour le loup (tanières et sites de rendez-vous)

Du mois de mars au mois de mai, une attention particulière était portée à la localisation des tanières lors des vols de repérage. Au début de cette période, la vue de sable fraîchement remué contrastant avec la blancheur de la neige ainsi que l'observation de pistes convergeant vers un point précis pouvaient constituer des indices de la présence d'une tanière (Jolicoeur et al., 1998). En cas d'absence de tels signes, un nombre élevé de localisations d'un individu à un même endroit servait également à suspecter la présence d'une tanière. Par la suite, lorsque le secteur devenait accessible par voie terrestre, une localisation plus précise de la tanière était tentée à l'aide de la télémétrie au sol.

Les sites de rendez-vous étaient également localisés à partir des localisations aériennes mais aussi suite à des visites sur le terrain. Lors de ces visites, le territoire était parcouru (à pied ou en véhicule tout terrain) afin d'observer des indices de présence (pistes, crottins, grattages) en nombre particulièrement élevé. En plus de ces observations, des séances d'hurllements étaient tentées à proximité des secteurs suspectés afin d'obtenir une réponse provenant d'adultes et de jeunes. Si une réponse était obtenue, le même exercice était répété quelques jours plus tard afin de vérifier l'utilisation prolongée du site.

2.8 Impact des activités humaines dans le PNLM

Afin de comparer l'utilisation du territoire par les loups avec et sans dérangement, les secteurs et les infrastructures susceptibles de modifier le comportement des loups sur le territoire du PNLM ont été sélectionnés en fonction des deux caractéristiques suivantes : (1) une utilisation humaine faible ou nulle en période hivernale (31 octobre au 15 mai) et (2) une utilisation humaine importante en période estivale (16 mai au 30 octobre). Les secteurs et infrastructures sélectionnés ont été divisés en deux catégories : la première était représentée par la route Promenade et la deuxième incluait l'aire de pique-nique Shewenegan et Lac Édouard ainsi que les terrains de camping Rivière-à-la-Pêche, Wapizagonke nord et Mistagance (figure 6).

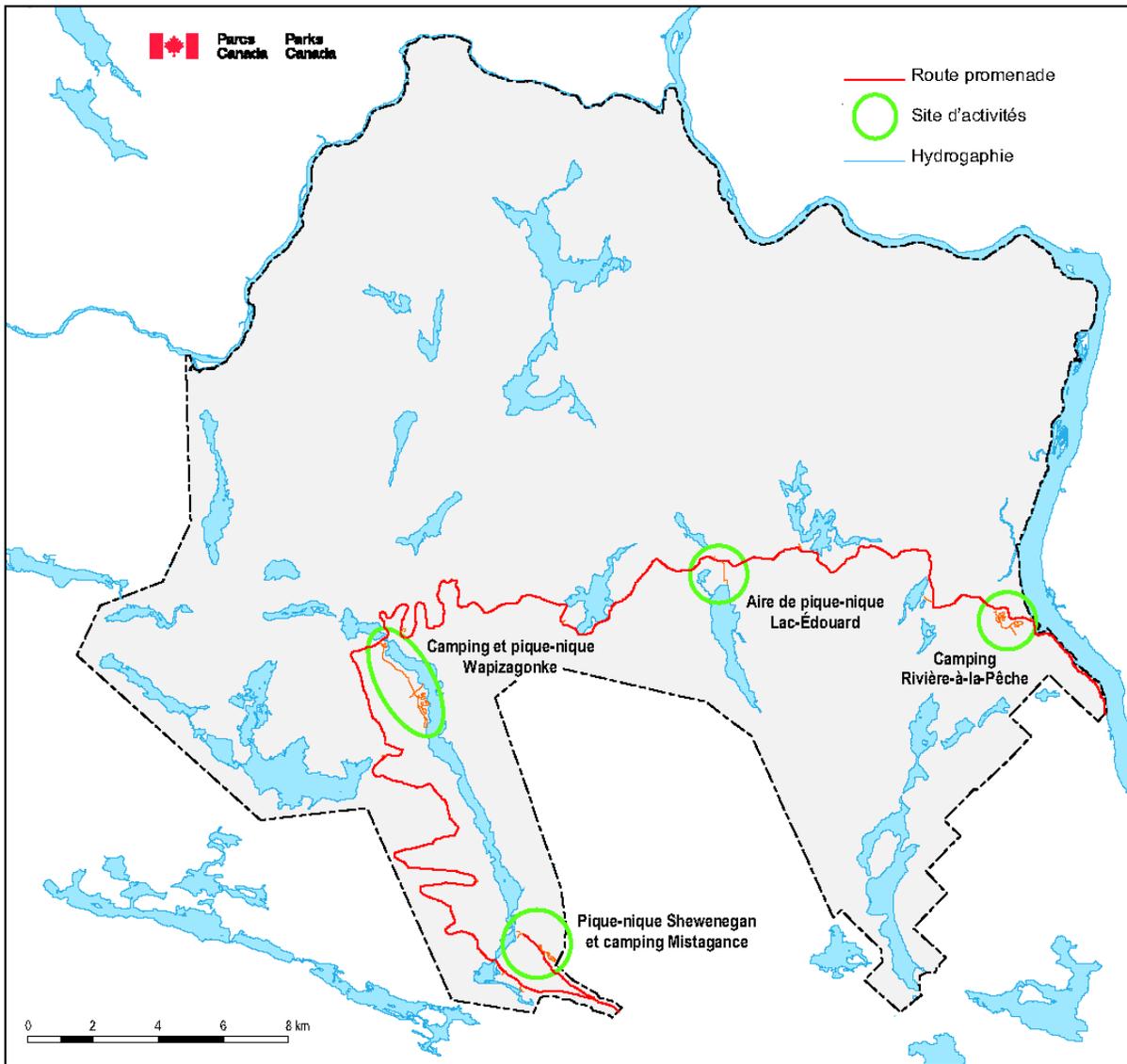


Figure 6. Localisation de la route Promenade et des sites d'activité principaux susceptibles d'affecter le comportement des loups au PNLM.

La distance la plus courte à chacun des deux types d'infrastructures a été calculée pour chacune des localisations télémétriques à l'aide du logiciel SPANS. Ces calculs furent effectués pour les périodes hivernale et estivale pour la meute de l'Est seulement. Pour fins de comparaison, un échantillon de 3000 points aléatoires a été généré sur le territoire de la meute de l'Est. La distance la plus courte à chacune des deux catégories d'infrastructures a également été calculée pour ces points aléatoires. Une analyse de variance (ANOVA) a été utilisée pour comparer les distances pour chacune des saisons ainsi que les points aléatoires. Le test de comparaison multiples L.S.D. a été utilisé afin de déterminer quelles distances différaient significativement des autres. Afin de tester l'impact de l'augmentation de la circulation des véhicules sur les habitudes des loups, les fèces sur la route Promenade ont été notées. Ces observations étaient faites lors de patrouilles régulières par les employés du Service de la conservation des ressources naturelles du PNLN et l'équipe de terrain. La période d'observation débutait deux semaines avant l'ouverture de la route Promenade (le 12 mai 2000, le 11 mai 2001 et le 10 mai 2002) et se terminait deux semaines après sa fermeture (le 23 octobre 2000, le 22 octobre 2001 et le 17 octobre 2002).

2.9 Analyses statistiques

Les tests statistiques ont été réalisés à l'aide des logiciels R (version 1.4.1; The R Development Core Team 2002) et SPSS (version 10.0.5; SPSS Inc. 1999). Le choix des tests et la vérification des conditions d'application a été effectué selon les indications retrouvées dans Scherrer (1984). Les différences entre les moyennes ont été déterminées à l'aide de tests de t (différence entre le poids moyen des mâles et des femelles chez les loups et les coyotes, différence entre le poids moyen des louveteaux au mois d'août et octobre). Une analyse de variance (ANOVA) suivie d'un test de comparaison multiple L.S.D. a été utilisée afin de déterminer les différences entre les distances lors des analyses sur les effets du dérangement humain sur le comportement des loups. Un test de t apparié a été utilisé pour la différence entre les superficies des territoires hivernaux et estivaux de loups. Les différences de ratios et de pourcentages (différence de proportion d'habitats traversés lors des suivis de pistes à rebours et aléatoires, différence dans la proportion de localisations de loups au nord et au sud

de la route promenade en été et en hiver) ont été déterminées à l'aide des chi-carrés (χ^2). La corrélation de Pearson a été utilisé afin de déterminer la relation entre le nombre de fèces observées sur la route Promenade et l'achalandage mensuel du PNLN. Sauf avis contraire, le seuil de signification à été fixé à ≤ 0.05 .

CHAPITRE III

RÉSULTATS

3.1 Capture et suivi des loups et des coyotes

De décembre 1999 à décembre 2002, 16 loups et six coyotes ont été capturés et munis de colliers émetteurs (tableau 4). Neuf loups étaient des louveteaux (3 mâles / 6 femelles), un était d'âge juvénile (femelle) et six étaient d'âge adulte (2 mâles / 4 femelles). Trois coyotes étaient âgés de moins d'un an (3 mâles) et trois étaient adultes (2 mâles / 1 femelle). L'effort de piégeage a nécessité 7061 nuits - pièges pour la capture des 16 loups et 1643 nuits - pièges pour les six coyotes (tableau 5). Quatre loups ont été capturés plus d'une fois. La période de piégeage la plus hâtive a débutée le 21 avril 2000 alors que la plus tardive s'est terminée le 2 décembre 2001. La majorité des individus ont été capturés entre août et octobre (81 % des captures). Il a été particulièrement difficile de capturer des loups sur le territoire du PNLM. L'absence de chemins forestiers, la faible accessibilité à l'arrière-pays et l'importance de l'achalandage par les visiteurs du parc sont tous des facteurs ayant contribué au faible taux de réussite. Sur le territoire du PNLM, l'effort a été de 1321 nuits-pièges par loup alors qu'il a été de 117 dans la réserve faunique de la Mastigouche et 123 dans la réserve faunique du St-Maurice.

Les individus munis de colliers-émetteurs (tableau 6) ont été localisés en moyenne à tous les 10 jours. Au total, 102 vols de localisation ont été effectués durant l'étude. Les vols n'ont pas tous été effectués aux mêmes heures, 29,3 % des vols se sont déroulés entre 10:00 et 14:00 heure, 27,6 % entre 12:00 et 16:00 heure et 21,3 % entre 08:00 et 12:00 heure. Pour l'ensemble des individus marqués, 465 localisations ont été obtenues. Chaque individu marqué a été localisé en moyenne 21,1 fois (min. = 2, max. = 81). Des loups marqués ou d'autres membres de leur meute ont pu être observés à 4 reprises (3,9 % des vols) durant la période de janvier à mars alors que le couvert neigeux était important. Ces observations ont permis de

Tableau 4. Individus (loups et coyotes) capturés sur l'aire d'étude en 2000-2002.

| | Individu | Date de capture | Sexe | Âge | Poids (kg) | LC (cm) | HG (cm) | LPA (cm) | Meute |
|---------|----------|-----------------|------|------|------------|---------|---------|----------|-----------|
| Loups | FP01 | 04/12/99 | F | 2 | 28,2 | 163,0 | 71,0 | 27,0 | Est |
| | FP02 | 25/02/00 | F | 2 | 30,5 | 164,0 | 72,0 | 27,0 | Est |
| | FP03 | 25/09/02 | F | 0 | 23,2 | 162,0 | 68,5 | 25,0 | Est |
| | MP01 | 13/09/00 | M | 2 | 44,5 | 188,0 | 81,0 | 32,0 | Est |
| | FM01 | 27/08/00 | F | 0 | 9,8 | 108,5 | 53,5 | 20,0 | Ouest |
| | FM02 | 28/08/00 | F | 0 | 10,0 | 115,0 | 50,1 | 21,4 | Ouest |
| | FM03 | 30/08/00 | F | 0 | 26,8 | 161,0 | 74,0 | 24,3 | Ouest |
| | FM04 | 05/09/00 | F | 0 | 10,0 | 110,0 | 52,5 | 21,2 | Ouest |
| | FM05 | 16/06/01 | F | 1 | 21,8 | 159,0 | 71,0 | 24,5 | Ouest |
| | MM01 | 30/08/00 | M | 0 | 13,6 | 129,0 | 58,5 | 22,5 | Ouest |
| | FW01 | 13/10/00 | F | 0 | 23,6 | 152,5 | 66,0 | 25,0 | Wessoneau |
| | FN01 | 24/10/00 | F | 0 | 19,1 | 154,0 | 67,0 | 25,7 | Normand |
| | FN02 | 23/08/01 | F | 2 | 27,3 | 175,0 | 72,5 | 26,0 | Normand |
| | MN01 | 21/10/00 | M | 0 | 20,5 | 158,0 | 69,5 | 26,0 | Normand |
| | MN02 | 24/10/00 | M | 0 | 20,5 | 153,0 | 84,0 | 25,5 | Normand |
| MN03 | 05/09/01 | M | 2 | 40,0 | 181,0 | 81,5 | 28,0 | Normand | |
| Coyotes | FC01 | 27/09/00 | F | 1 | 13,6 | 139,0 | 57,0 | 20,5 | Gélinas |
| | MC01 | 23/11/00 | M | 2 | 19,5 | 148,0 | 65,5 | 31,5 | Solitaire |
| | MC04 | 03/10/01 | M | 2 | 18,0 | 152,0 | 64,0 | 21,0 | Perchaude |
| | MC05 | 26/10/01 | M | 0 | 15,0 | 147,0 | 58,5 | 21,3 | Perchaude |
| | MC06 | 03/11/01 | M | 0 | 15,4 | 147,0 | 60,0 | 22,0 | Perchaude |
| | MC07 | 11/11/01 | M | 0 | 14,1 | 152,0 | 58,0 | 19,9 | Perchaude |

* 0 = louveteau ou coyotin, 1 = juvénile, 2 = adulte.

LC : longueur du corps, HG : hauteur du garrot, LPA : longueur de la patte arrière.

Tableau 5. Effort de piégeage et nombre de captures de loups et de coyotes par secteur visé dans l'aire d'étude entre 2000 - 2002.

| Secteur | Période | Nuits- pièges | Captures (recaptures) | | Nuits-pièges / capture |
|-------------------------------|------------------------|------------------|--------------------------|---------|---------------------------|
| | | | loups | coyotes | |
| PNLM ^a | 21/04 – 09/06/00 | 837 | 3 (1) | 0 | 279 |
| PNLM | 08/09 – 01/12/00 | 717 | 1 | 0 | 717 |
| PNLM | Total 2000 | 1554 | 4 (1) | 0 | 389 |
| R.F. Mastigouche | 25/08 – 06/09/00 | 380 | 6 (1) | 0 | 63 |
| Z.E.C. Chapeau-de-Paille | 13/09 – 03/10/00 | 306 | 0 | 0 | - |
| R.F. St-Maurice | 05/10 – 25/10/00 | 411 | 4 | 0 | 103 |
| Ste-Flore (Grand-Mère) | 03/09 – 01/12/00 | 713 | 0 | 2 | 356 |
| PNLM | 01/05 – 31/05/01 | 713 | 0 | 0 | - |
| PNLM | 11/09 – 02/12/01 | 2158 | 0 | 0 | - |
| PNLM | Total 2001 | 2871 | 0 | 0 | - |
| St-Mathieu-du-Parc | 05/07 – 29/07/01 | 239 | 0 | 0 | - |
| R.F. Mastigouche | 05/06 – 19/06/01 | 439 | 1 | 0 | 439 |
| R.F. St-Maurice | 18/08 – 07/09/01 | 453 | 3 (1) | 0 | 151 |
| St-Gérard-des- Laurentides | 23/09 – 02/12/01 | 691 | 0 | 4 | 173 |
| PNLM | 18/08 – 25/10/02 | 647 | 3(2) | 0 | 215 |
| Total | 21/04/00 – 25/10/02 | 8704 | 21 (5) | 6 | Moyenne : 414 |

^a incluant les 2 femelles capturées avant le début de l'étude, le 4 décembre 1999 (FP01) et le 25 février 2000 (FP02).

Tableau 6. Sommaire du suivi télémétrique des individus munis de colliers-émetteurs dans la région du PNLM, du 04 décembre 1999 au 20 février 2003.

| Individu | Espèce | Sexe | Date de capture | Dernière localisation | Durée du suivi (jours) | Nombre de localisations |
|------------------------------------|--------|------|-----------------|-----------------------|------------------------|-------------------------|
| FP01 | Loup | F | 04/12/99 | 29/10/00 | 328 | 31 |
| FP02 | Loup | F | 25/02/00 | 18/08/00 | 174 | 19 |
| FM01 | Loup | F | 27/08/00 | 12/01/01 | 138 | 17 |
| FM02 | Loup | F | 28/08/00 | 28/10/00 | 61 | 8 |
| FM03 | Loup | F | 30/08/00 | 23/12/02 | 844 | 70 |
| MM01 | Loup | M | 30/08/00 | 28/10/00 | 59 | 7 |
| FM04 | Loup | F | 05/09/00 | 28/10/00 | 53 | 7 |
| MP01 | Loup | M | 13/09/00 | 20/02/03 | 889 | 81 |
| FW01 | Loup | F | 13/10/00 | 12/11/00 | 30 | 4 |
| MN01 | Loup | M | 21/10/00 | 10/05/01 | 201 | 16 |
| FN01 | Loup | F | 24/10/00 | 15/11/00 | 22 | 3 |
| MN02 | Loup | M | 24/10/00 | 11/11/00 | 18 | 4 |
| FM05 | Loup | F | 16/06/01 | 24/10/01 | 130 | 16 |
| FN02 | Loup | F | 23/08/01 | 17/08/02 | 355 | 18 |
| MN03 | Loup | M | 05/09/01 | 23/09/02 | 379 | 18 |
| FP03 | Loup | F | 25/09/02 | 02/01/03 | 100 | 7 |
| Sous-total (moyenne) Loups : | | | | | 3781 (236,3) | 326 (20,4) |
| FC01 | Coyote | F | 27/09/00 | 20/01/01 | 115 | 17 |
| MC01 | Coyote | M | 23/11/00 | 15/07/01 | 234 | 32 |
| MC04 | Coyote | M | 03/10/01 | 20/02/03 | 504 | 28 |
| MC05 | Coyote | M | 26/10/01 | 04/01/03 | 425 | 23 |
| MC06 | Coyote | M | 03/11/01 | 04/10/02 | 335 | 17 |
| MC07 | Coyote | M | 11/11/01 | 31/10/02 | 354 | 22 |
| Sous-total (moyenne) Coyotes : | | | | | 1967 (327,8) | 139 (23,2) |
| Total (moyenne) Loups et coyotes : | | | | | 5748 (261,3) | 465 (21,1) |

dénombrer respectivement six, trois, trois et deux loups. Aucun coyote n'a pu être observé à partir de l'aéronef. Les 16 loups marqués faisaient partie de quatre meutes différentes (tableau 4). Les six coyotes marqués faisaient partie de trois groupes différents. Un coyote (le coyote mâle MC01) a semblé être solitaire pendant une partie du suivi. Au début de l'hiver, environ 36,4 % (2000) et 17,9 % (2001) des loups ayant leur territoire sur l'aire d'étude portaient des colliers émetteurs. La plupart des loups et des coyotes ($n = 17$; 77,3 %) ont été suivis durant moins d'un an. Les quatre meutes de loups ont été suivies entre un et 37 mois (moyenne = 22,5 mois).

3.2 Caractéristiques physiques

Le poids moyen des loups adultes (> 12 mois) mâles était plus grand que celui des femelles ($t = 5,646$; $dl = 4$; $P < 0,05$; tableau 7). Chez les coyotes adultes, contrairement aux loups, il n'y avait pas de différence entre le poids des mâles et des femelles (tableau 8; $t = 0,836$; $dl = 9$; $P = 0,425$). Le poids moyen des louveteaux (mâles et femelles confondus) a augmenté de 97 % au cours de la période automnale (figure 7), passant de $10,8 \pm 1,8$ kg en août à $21,1 \pm 1,5$ kg en octobre ($t = -9,632$; $dl = 8$; $P < 0,001$). À l'exception d'une louve (FW01) capturée dans la partie nord de l'aire d'étude dont le pelage était très pâle, presque blanc, le pelage de la majorité des individus était fauve avec de longs poils de garde noirs sur le dos et les flancs, ainsi qu'une coloration rousse derrière les oreilles.

3.3 Territoires et domaines vitaux

3.3.1 Territoires des meutes de loups

La superficie moyenne des territoires des meutes a été de $644,6 \text{ km}^2$ (tableau 9). Les territoires estivaux n'étaient pas différents des territoires hivernaux (test t apparié = 1,574, $P=0.26$). Le territoire de la meute du Wessoneau n'a pu être estimée en raison du faible nombre de points de localisation ($n = 4$), un seul loup ayant été muni d'un collier-émetteur dans cette meute. Tel

Tableau 7. Caractéristiques physiques des loups de la région du PNLM ($\bar{x} \pm ES$ (n); 1999-2002).

| Âge | Sexe | Poids (kg) | Longueur du corps (cm) | Hauteur au garrot (cm) | Longueur de la patte arrière (cm) |
|------------|------|----------------|------------------------|------------------------|-----------------------------------|
| 4 mois | M : | 13,6 ± 0,0 (1) | 129,0 ± 0,0 (1) | 58,5 ± 0,0 (1) | 22,5 ± 0,0 (1) |
| | F : | 9,9 ± 0,1 (3) | 11,2 ± 3,4 (3) | 52,0 ± 1,7 (3) | 20,9 ± 0,8 (3) |
| 6 mois | M : | 20,9 ± 0,6 (4) | 154,6 ± 3,8 (4) | 73,3 ± 7,2 (4) | 26,1 ± 0,5 (4) |
| | F : | 22,0 ± 2,5 (3) | 152,8 ± 1,0 (3) | 67,2 ± 1,3 (3) | 25,2 ± 0,4 (3) |
| 12-23 mois | M : | - | - | - | - |
| | F : | 21,8 ± 0,0 (1) | 159,0 ± 0,0 (1) | 71,0 ± 0,0 (1) | 24,5 ± 0,0 (1) |
| >24 mois | M : | 44,5 ± 4,5 (3) | 184,5 ± 4,9 (2) | 81,3 ± 0,4 (2) | 30,0 ± 2,8 (2) |
| | F : | 28,2 ± 1,6 (4) | 165,8 ± 6,3 (4) | 76,2 ± 5,1 (4) | 26,1 ± 1,3 (4) |

Tableau 8. Caractéristiques physiques des coyotes de la région du PNLM ($\bar{x} \pm ES$ (n); 2000-2001).

| Âge | Sexe | Poids (kg) | Longueur du corps (cm) | Hauteur au garrot (cm) | Longueur de la patte arrière (cm) |
|-----------|------|----------------|------------------------|------------------------|-----------------------------------|
| ≤ 12 mois | M : | 14,8 ± 0,7 (3) | 148,7 ± 2,9 (3) | 58,8 ± 1,0 (3) | 21,1 ± 1,1 (3) |
| | F : | - | - | - | - |
| > 12 mois | M : | 18,7 ± 0,8 (3) | 151,8 ± 3,7 (3) | 65,7 ± 1,8 (3) | 24,8 ± 5,8 (3) |
| | F : | 14,8 ± 2,1 (3) | 139,2 ± 5,7 (3) | 60,3 ± 4,6 (2) | 21,3 ± 0,8 (3) |

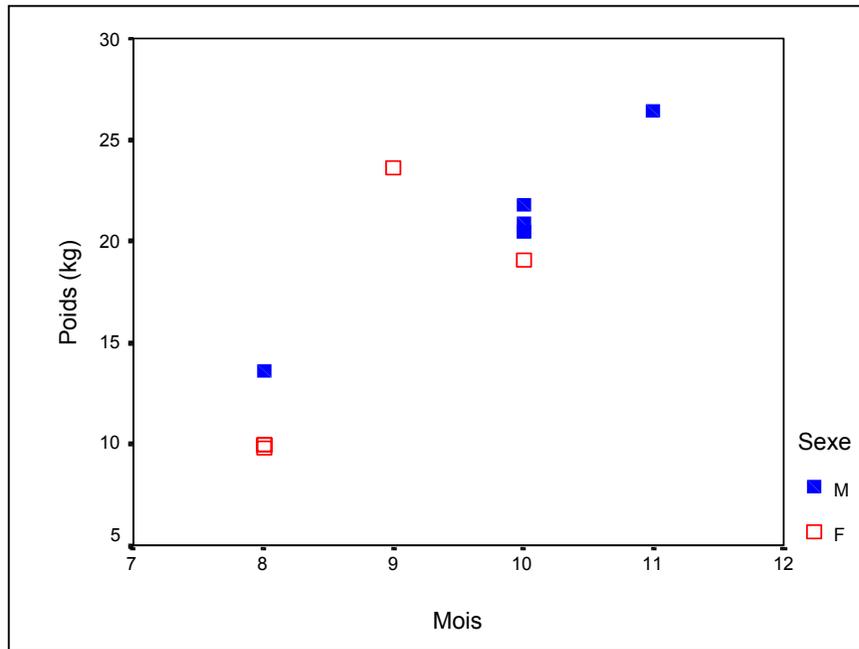


Figure 7. Poids des louveteaux en fonction de la date (août à novembre 2000) dans la région du PNLN.

Tableau 9. Superficie des territoires des meutes de loups étudiées dans la région du PNLM en 2000 et 2001, méthode du polygone convexe minimum (PCM).

| Période | Territoire | Superficie (km ²) | | n |
|---------|------------------|-------------------------------|--------------|--------------|
| | | PCM 100% | PCM 95% | |
| Hiver | Meute de l'Est | 622,8 | 503,7 | 53 |
| | Meute de l'Ouest | 648,6 | 531,1 | 39 |
| | Meute du Normand | 632,8 | 533,9 | 29 |
| | <i>Moyenne</i> | <i>634,7</i> | <i>522,9</i> | <i>40,3</i> |
| Été | Meute de l'Est | 615,7 | 493,8 | 79 |
| | Meute de l'Ouest | 647,8 | 480,4 | 86 |
| | Meute du Normand | 659,0 | 576,8 | 28 |
| | <i>Moyenne</i> | <i>640,8</i> | <i>517,0</i> | <i>64,3</i> |
| Annuel | Meute de l'Est | 622,8 | 503,7 | 132 |
| | Meute de l'Ouest | 652,0 | 514,1 | 125 |
| | Meute du Normand | 659,0 | 576,8 | 57 |
| | <i>Moyenne</i> | <i>644,6</i> | <i>531,5</i> | <i>104,7</i> |

que démontré par la courbe de superficie des territoires en fonction du nombre de localisations (figure 8), un minimum de 40 à 50 localisations doivent être obtenues afin d'obtenir une estimation correcte de la superficie du territoire d'une meute de loups. L'utilisation d'un minimum de 25 localisations risque donc de sous-estimer légèrement la superficie des territoires.

Il y a eu peu de chevauchement entre les territoires des différentes meutes de loups (figure 9). Le principal chevauchement observé concerne les territoires des meutes de l'Est et de l'Ouest (figure 10). Ce chevauchement, calculé à partir de toutes les localisations obtenues au cours de l'étude, avait une superficie de 45,5 km² et représentait 7,3 % du territoire de la meute de l'Est et 6,9 % de celui de la meute de l'Ouest. Un faible chevauchement de 7,5 km² s'est également

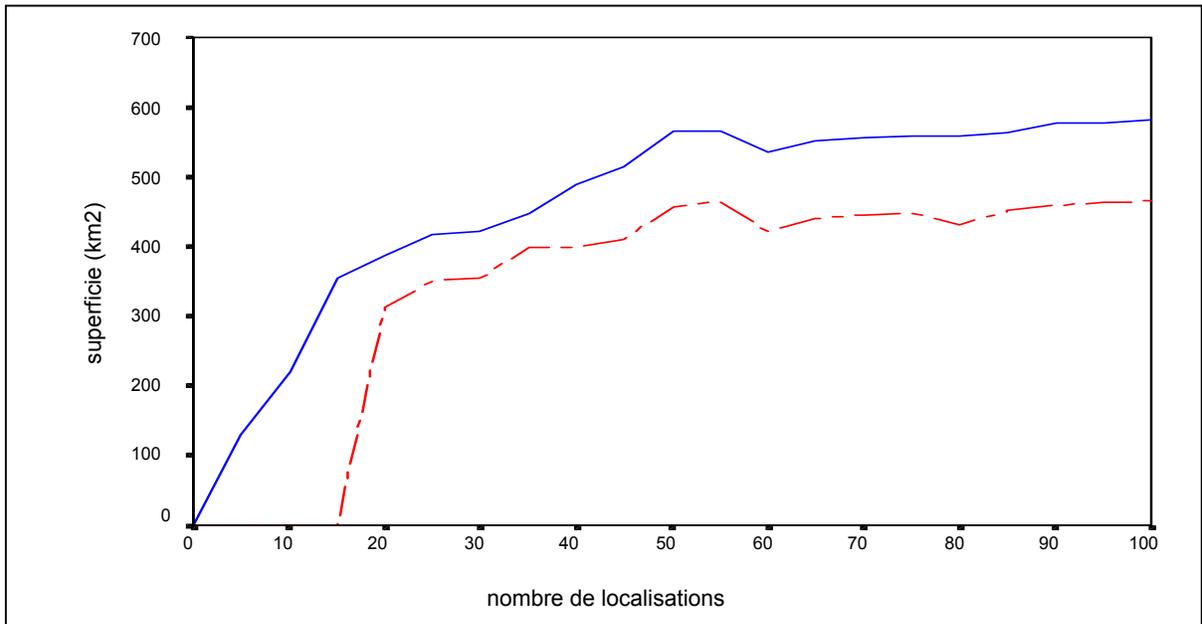


Figure 8. Superficie moyenne des territoires des meutes de loups suivies sur l'aire d'étude en fonction du nombre de points de localisation. Polygone convexe minimum à 95% (ligne pointillée) et à 100% (ligne pleine).

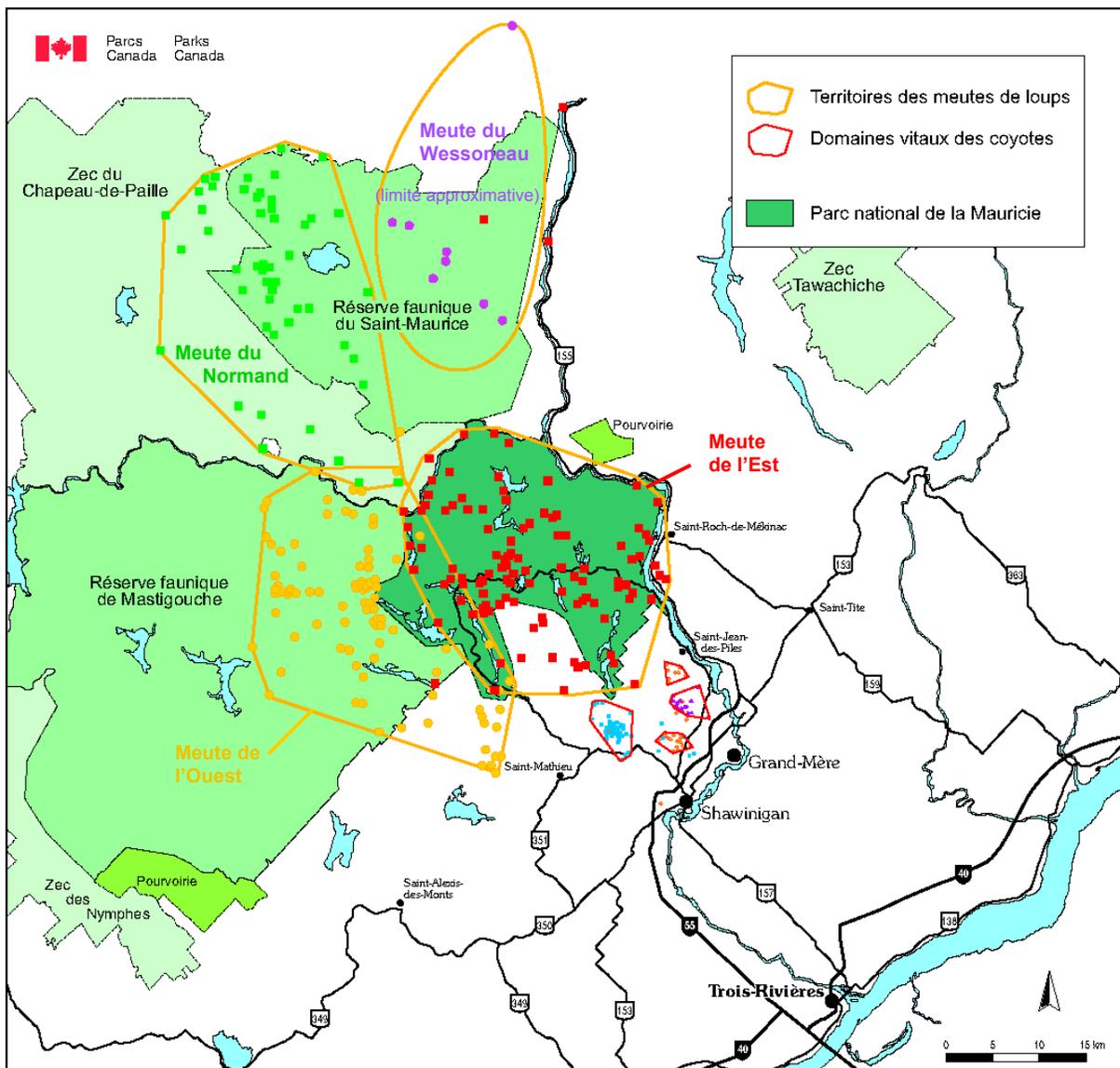


Figure 9. Organisation des territoires de loups et des domaines vitaux de coyotes dans la région du PNLM, 2000-2003.

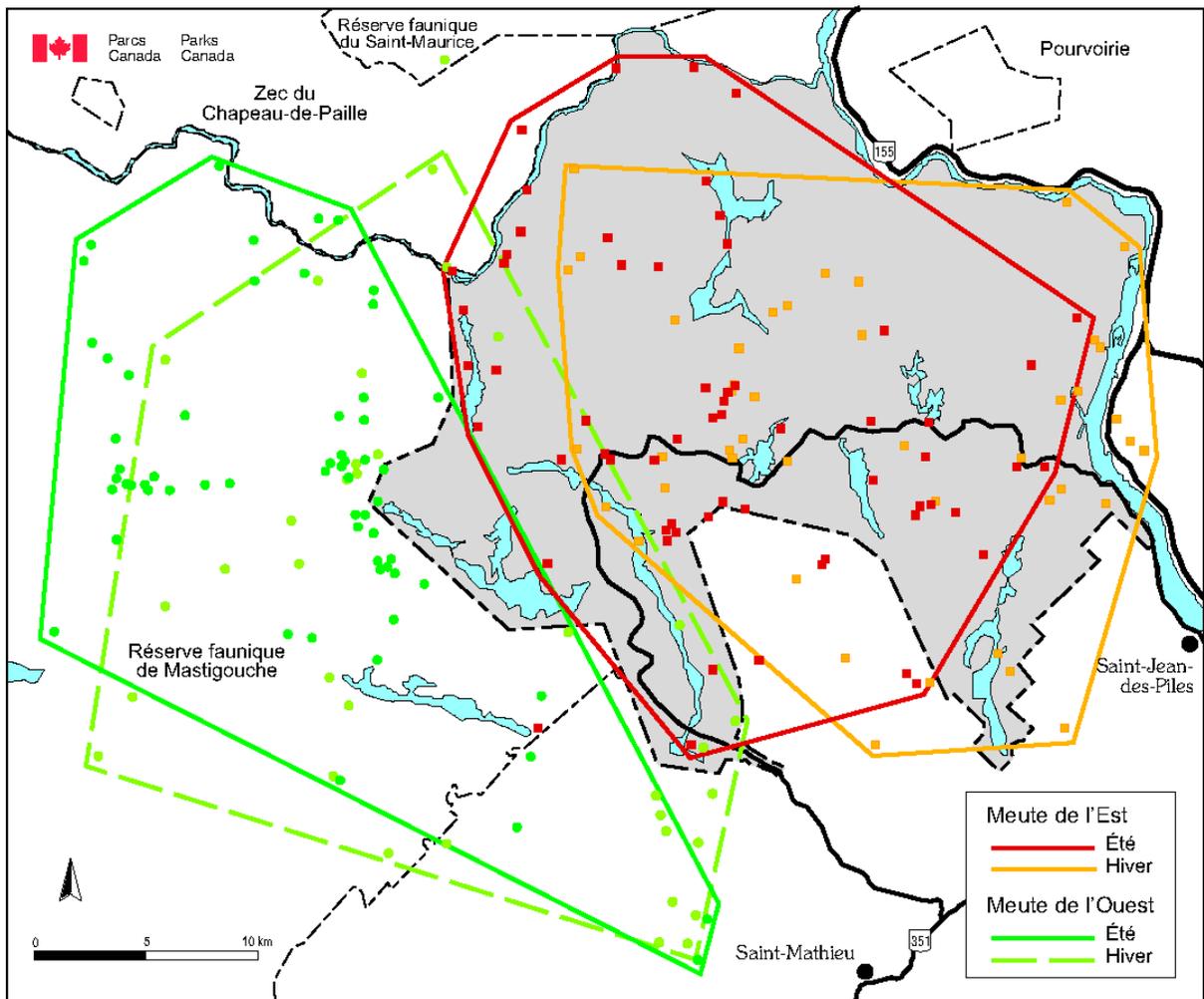


Figure 10. Organisation des limites des territoires des meutes de l'Est et de l'Ouest en été et en hiver, 2000-2002.

produit au cours de l'hiver 2000-2001 entre les territoires des meutes de l'Ouest et du Normand. Le PNLM englobait 74,3 % (440,1 km²) du territoire de la meute de l'Est et 18,1 % (117,7 km²) du territoire de la meute de l'Ouest.

3.3.2 Domaines vitaux des coyotes

La superficie moyenne des domaines vitaux des coyotes a été de 12,2 km² (tableau 10). Les domaines vitaux étaient exclusifs (figure 11). Un coyote mâle (MC01) a effectué au moins trois excursions hors de son domaine vital d'origine avant de s'établir dans un nouveau secteur au printemps 2001. Les excursions, effectuées entre le 16 mars et le 2 mai 2001, s'étendaient en moyenne sur une distance de 7,1 km (max. = 11,25 km, min. = 4,25 km). Le centre de son nouveau domaine vital était situé à 7,5 km du centre de son domaine vital précédent.

Tableau 10. Superficie des domaines vitaux de coyotes dans la région du PNLM, 2000 - 2003.

| Individus ou groupes | Superficie (km ²) | | n |
|-------------------------------|-------------------------------|----------|------|
| | PCM 100 % | PCM 95 % | |
| FC01 | 7,7 | - | 17 |
| MC01 (premier domaine vital) | 9,7 | - | 19 |
| MC01 (deuxième domaine vital) | 2,5 | - | 13 |
| MC04, MC05, MC06 et MC07* | 28,9 | 25,5 | 130 |
| Moyenne | 12,2 | - | 34,8 |

* Les localisations de ces quatre individus ont été inclus afin de déterminer la superficie du domaine vital de ce groupe de coyotes.

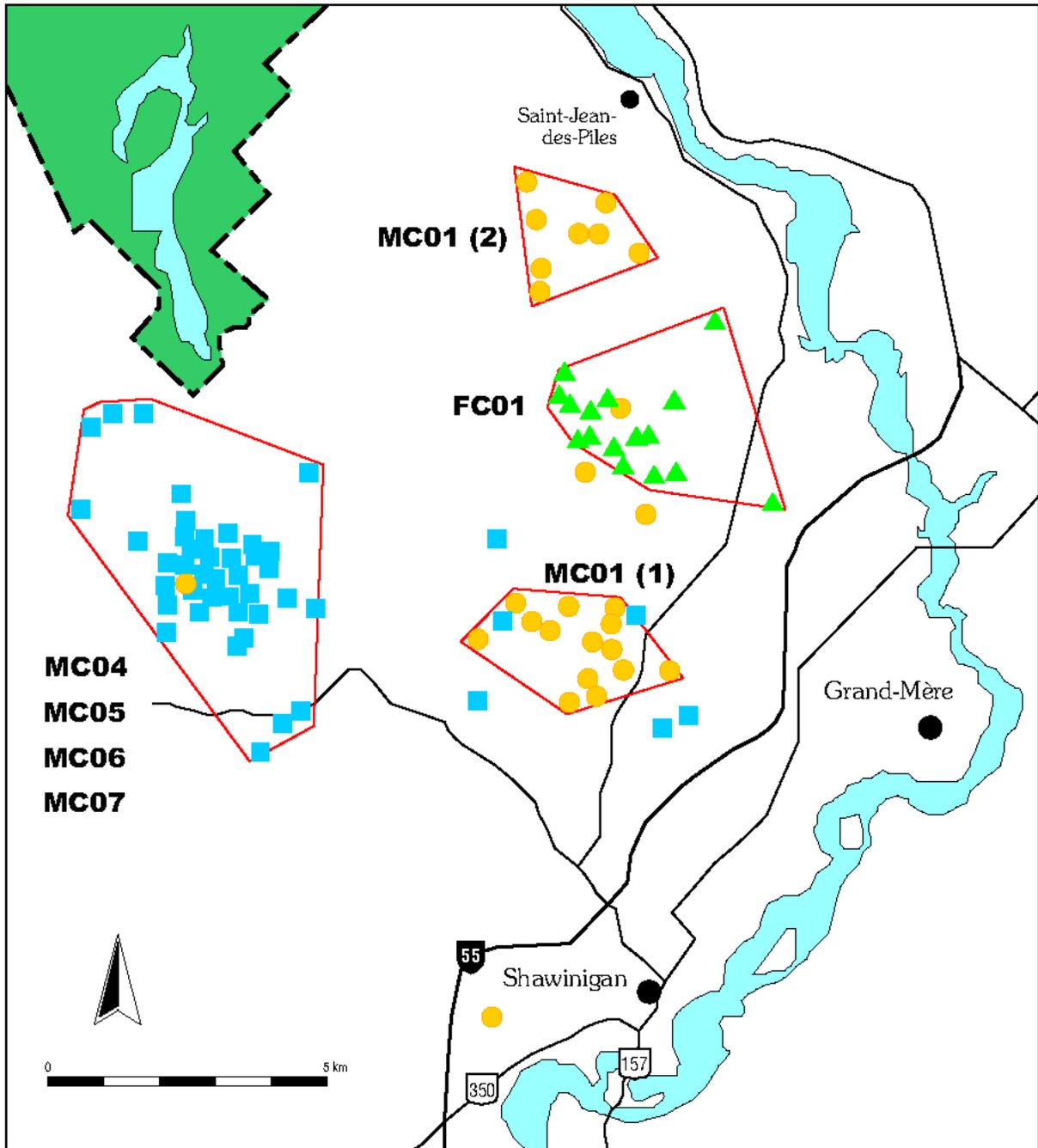


Figure 11. Organisation des domaines vitaux des coyotes dans la région du PNLM, 2000-2003. Au printemps 2001, le coyote MC01 a vraisemblablement quitté son domaine vital d'origine (1) et effectué quelques excursions avant de s'établir dans un nouveau secteur (2).

3.3.3 Chevauchement spatial entre loups et coyotes

Durant l'étude, aucun loup n'a été localisé ou observé à l'intérieur d'un domaine vital de coyote et aucun coyote n'a été localisé ou observé à l'intérieur d'un territoire de loup (figure 10). Aucun signe de présence d'une des deux espèces n'a été observé dans l'aire de répartition de l'autre. La distance la plus courte entre les localisations télémétriques de loups et de coyotes les plus rapprochées a été d'environ 3 km.

3.4 Dynamique de la population

3.4.1 Reproduction des loups

Pour chacune des meutes présentes sur l'aire d'étude, il a été possible soit de capturer des louveteaux, d'entendre des hurlements ou d'apercevoir des pistes de louveteaux, et ce, au cours des deux années de l'étude. Pour la meute de l'Est, la présence de sang mélangé à l'urine des femelles (signe de la présence d'une femelle reproductive; Thiel et Welch, 1981) a été observé la première fois le 13 février en 2001 et le 8 février en 2002. Des traces laissant supposer l'accouplement ont été observés dans la neige le 22 février en 2001 et le 19 février en 2002. La durée de la gestation étant d'environ 62 à 63 jours chez le loup (Mech, 1970), la mise bas aurait probablement eu lieu aux environs du 24 avril pour cette meute. La taille des portées n'a pu être estimée avec précision pour aucune des meutes. Toutefois, selon nos observations, le minimum aurait été de 3 et le maximum de 7 louveteaux par portée (tableau 11). Ces estimations incluent les louveteaux capturés dans le cadre de l'étude, les carcasses rapportées par les trappeurs et les signes de présences tels les pistes et les hurlements.

3.4.2 Dispersion des loups

Au cours des deux années de l'étude, cinq loups munis de colliers-émetteurs (31,3 % des loups marqués) ont quitté leur meute d'origine (tableau 12). Une femelle (FP01) a été capturée par

Tableau 11. Estimation du nombre minimum de louveteaux présents dans chaque meute selon différentes méthodes de dénombrement.

| Meute | Période | Hurllements | Traces | Captures | Trappeurs* | Estimation** |
|-----------|--------------|-------------|--------|----------|------------|--------------|
| Est | Automne 2000 | 3-4 | 3 | | | 4 |
| | Automne 2001 | 3 | 3 | | | 3 |
| Ouest | Automne 2000 | 5-6 | | 4 | 2 | 7 |
| | Automne 2001 | 3-4 | | | 3 | 3 |
| Normand | Automne 2000 | | | 3 | | 3 |
| | Automne 2001 | | 3 | | | 3 |
| Wessoneau | Automne 2000 | | 3 | 1 | 1 | 3 |
| | Automne 2001 | 4 | 3-4 | | 1 | 4 |
| | | | | | Moyenne : | 3,8 |

* Louveteaux capturés par les trappeurs opérant sur le territoire de cette meute.

** Nombre estimé en combinant les individus connus, les carcasses rapportées par les trappeurs, les observations de pistes et les hurlements.

un trappeur dans la Z.E.C. du Gros-Brochet à plus de 72,5 km de son territoire d'origine (figure 12). Avant sa capture, cette louve aurait vraisemblablement séjourné quelques temps sur le territoire de la meute du Wessoneau où elle a été localisée à trois reprises. Le mâle MN01 a été observé à plus de 20 km de son territoire d'origine alors que la femelle FN02 a été localisée à 19 km de son territoire d'origine. Les deux autres individus n'ont pu être repérés suite à leur départ. Trois cas de dispersion sont survenus à l'automne (septembre à octobre) alors que les deux autres se sont produits au printemps (mars à mai). Aucun loup marqué ne s'est déplacé au sud de l'aire d'étude. Les déplacements observés d'individus en dispersion étaient tous orientés vers le nord et l'ouest.

Tableau 12. Dates et distances de dispersion des loups munis de colliers-émetteurs dans la région du PNLN, 2000 – 2002.

| Individus | Date approximative de dispersion | Distance minimale de dispersion (km) | Notes |
|---|----------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------|
| FP01 | 22/08/2000 | 72,5 | Piégée Z.E.C. du Gros-Brochet |
| FP02 | 22/08/2000 | inc. | Perte de contact |
| MN01 | 13/05/2001 | 20,0 | Perte de contact |
| FM05 | 02/11/2001 | inc. | Perte de contact |
| FN02 | 14/03/2002 | 19,0 | Nouvelle meute |
| Distance moyenne minimale de dispersion : | | 37,2 | |

3.4.3 Mortalité des loups

Le taux de mortalité annuel des loups marqués a été de 35,6 % dont 32,8 % dû au piégeage (tableau 13). Des 16 loups marqués dans le cadre de l'étude, neuf (56,3 %) ont été piégés et un (FM01) est mort de cause inconnue et a été dévoré par d'autres loups de sa meute. Toutes classes d'âges confondues, la mortalité causée par le piégeage représente 90 % des mortalités. Les neuf cas de mortalité d'origine humaine se sont tous produits hors des limites du PNLN (figure 13). La majorité des mortalités dues au piégeage ont eu lieu lors des mois d'octobre (44,4 %) et novembre (33,3 %). Pour la première année de l'étude, la mortalité ayant affecté les loups marqués a été de 53,3 %. Des 12 loups marqués avant le 25 octobre 2000 (date du début de la saison de piégeage), sept (66,6 %) ont été piégés. La classe d'âge la plus affectée par la mortalité fut celle des louveteaux, huit louveteaux sur neuf sont morts parmi lesquels sept ont été piégés. Chez les loups adultes, la mortalité a été de deux morts pour 13 années-loup (15,4 %) comparativement à huit morts pour neuf années-loup chez les louveteaux (88,9 %). Aucun cas de mortalité n'est survenu durant la deuxième année de l'étude. Plusieurs louveteaux ont cependant été capturés par les trappeurs opérant à l'intérieur des territoires des

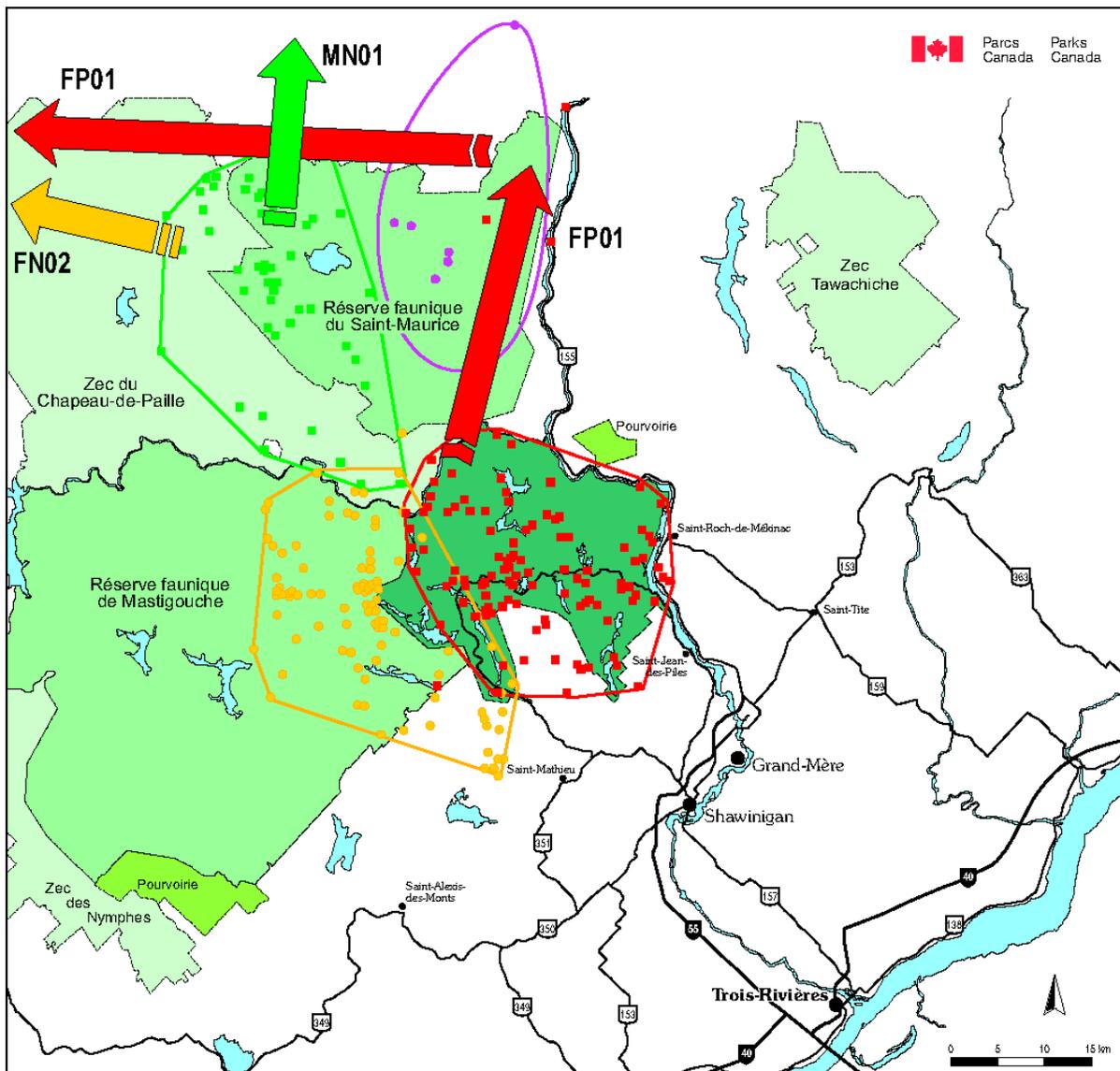


Figure 12. Déplacements de trois loups, FP01, MN01 et FN02 en dispersion dans la région du PNLM, 2000-2001.

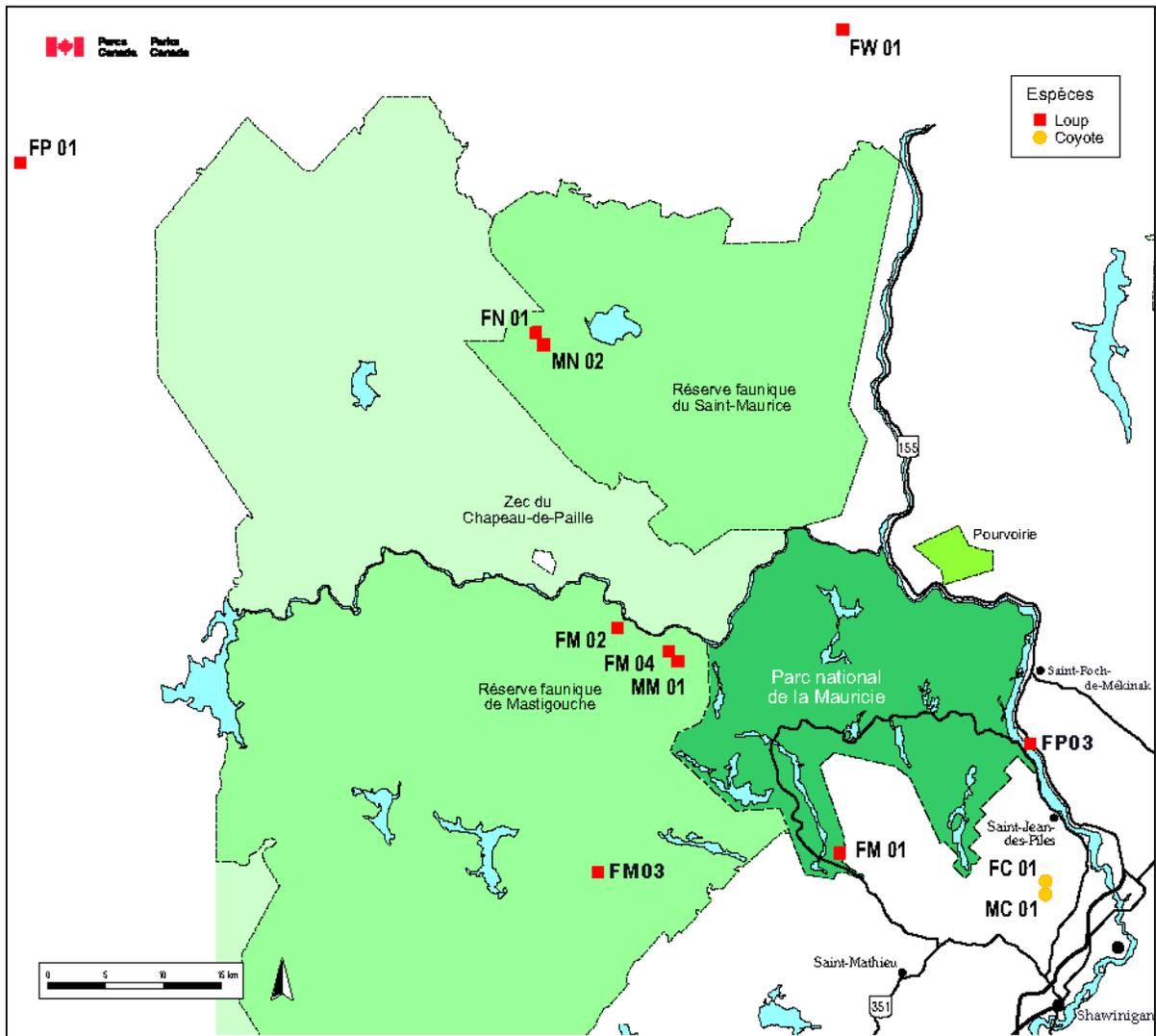


Figure 13. Localisation des cas de mortalité des loups et des coyotes munis de colliers-émetteurs dans la région du PNLM, 2000-2003.

Tableau 13. Taux de mortalité des loups munis de colliers-émetteurs dans la région du PNLM, 2000-2003.

| Période | Loups marqués (louveteaux) | Nombre de cas de mortalité (louveteaux) | | | Taux de mortalité | | |
|-----------|-------------------------------|--|-----------|-----------|-------------------|-------|-------|
| | | Piégeage | Autre | Total | Piégeage | Autre | Total |
| 2000-2001 | 12 (8) | 7 (6) | 1 (1) | 8 (7) | 58,3 | 8,3 | 66,7 |
| 2001-2002 | 5 (0) | 0 (0) | 0 (0) | 0 (0) | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 2002-2003 | 5 (1) | 2 (1) | 0 (0) | 2 (1) | 40,0 | 0,0 | 40,0 |
| Moyenne | 7,3 (3,0) | 3,0 (2,3) | 0,3 (0,3) | 3,3 (2,7) | 32,8 | 2,8 | 35,6 |

meutes suivies sur l'aire d'étude. Au cours de la troisième année de l'étude, deux des cinq loups marqués ont été piégés (un louveteau et un adulte). Tous les cas de mortalité d'origine humaine sont survenus en 2000 et 2002, durant la période légale de piégeage des animaux à fourrure. Sept des neuf individus piégés l'ont été au cours des 20 premiers jours (25 octobre au 15 novembre) de la saison de piégeage et quatre l'ont été à l'intérieur des cinq premiers jours. La majorité (77 %) des cas de mortalité de loups marqués ou non (n = 29), répertoriées dans la région du PNLM entre 2000 et 2003 étaient d'origine humaine (tableau 14). En incluant les individus marqués et non-marqués, l'estimation du taux de mortalité annuel dû au piégeage et à la chasse dans la région du PNLM se situerait au-delà de 40 %.

3.4.4 Estimation de la population et densité de loups

La taille moyenne des meutes sur l'aire d'étude a été estimée à 7,7 loups au mois d'octobre (min. = 6, max. = 10, n = 4, tableau 15). La taille de ces meutes a diminué en moyenne de 53,2 % au cours de l'hiver pour atteindre une moyenne de 3,6 loups au mois de mars (min. = 2, max. = 5). La meute de l'Ouest est celle où le plus grand nombre de loups a été recensé. Les meutes ayant subi la plus forte diminution seraient celles de l'Est et du

Tableau 14. Causes de mortalité des loups, marqués ou non, dans la région du PNLM entre 2000 et 2003.

| Causes de mortalités | Nombre de cas de mortalité | | Total | % |
|----------------------|----------------------------|-----------------------|-----------|------------|
| | Individus marqués | Individus non-marqués | | |
| Piégeage | 9 | 13 | 22 | 76 |
| Chasse | 0 | 6 | 6 | 21 |
| Autre | 1 | 0 | 1 | 3 |
| Total | 10 | 19 | 29 | 100 |

Wessoneau (au cours de l'hiver 2000-2001) avec une diminution respective de 66,7 % et 66,6 %. Le nombre de loups présents sur l'aire d'étude a diminué en moyenne de 52,7 % entre le mois d'octobre et le mois de mars.

3.4.5 Mortalité des coyotes

La mort des deux coyotes marqués au cours de la première année des travaux a été d'origine humaine (tableau 16). La femelle FC01 a été piégée à l'intérieur de son domaine vital le 20 janvier 2001 et le mâle MC01 s'est fait abattre le 15 juillet 2001 alors qu'il s'approchait, avec un autre individu non marqué d'un troupeau de moutons situé à un peu plus d'un kilomètre de son domaine vital. Une femelle allaitante et non marquée s'était également fait abattre au même endroit une semaine plus tôt. Toutes les mortalités de coyotes (n = 10), marqués ou non, répertoriées dans la région du PNLM de 2000 à 2002 étaient d'origine humaine. Parmi celles-ci, six sont dues au piégeage, deux au contrôle de la déprédation sur le bétail et les deux autres à des accidents routiers.

Tableau 15. Taille des meutes, population estimée et densité de loups sur l'aire d'étude au mois d'octobre et au mois de mars, 2000-2002.

| Meute | 2000-2001 | | | 2001-2002 | | | Moyenne | | |
|------------------------------------|-----------|------|----------------|-----------|-------|----------------|---------|------|----------------|
| | Octobre | Mars | Diminution (%) | Octobre | Mars | Diminution (%) | Octobre | Mars | Diminution (%) |
| Est | 9 | 3 | 66,7 | 6 | 3 | 50,0 | 7,5 | 3,0 | 60,0 |
| Ouest | 10 | 4 | 60,0 | 7 | 3 | 57,1 | 8,5 | 3,5 | 58,8 |
| Normand | 8 | 5 | 37,5 | 8 | 5 | 37,5 | 8,0 | 5,0 | 37,5 |
| Wessoneau | 6 | 2 | 66,7 | 7 | ? | - | 6,5 | - | - |
| Moyenne | 8,3 | 3,5 | 57,7 | 7,0 | 3,7 | 47,1 | 7,7 | 3,6 | 53,2 |
| Population estimée | 33 | 14 | 57,7 | 28 | 14,7* | 47,5 | 30,5 | 14,4 | 52,7 |
| Densité (loup/100km ²) | 1,18 | 0,50 | 57,7 | 1,00 | 0,53 | 47,0 | 1,09 | 0,52 | 52,3 |

* Nombre calculé en affectant à la meute du Wessoneau la taille moyenne de meute pour le mois de mars.

3.5 Utilisation du territoire

La majorité des localisations aériennes des loups étaient situées dans un milieu forestier mixte (figure 14a, tableau 17) alors que la majorité des localisations aériennes de coyotes étaient situées en milieu agricole (figure 14b). Au cours des deux hivers, 48 suivis de pistes à rebours ont été effectués pour un total de 322,37 km parcourus (figures 15 et 16). La majorité des déplacements des loups étaient effectués sur des sentiers (tableau 18). Les loups ont démontré une nette préférence pour les sentiers de motoneige ($\chi^2 = 48,21$, $df = 1$, $P < 0,001$) lors de leurs déplacements.

Tableau 16. Causes de mortalité des coyotes, marqués ou non, dans la région du PNLM entre 2000 et 2003.

| Causes de mortalités | Nombre de cas de mortalité | | Total | % |
|----------------------------|----------------------------|-----------------------|-------|-----|
| | Individus marqués | Individus non-marqués | | |
| Piégeage | 2 | 5 | 7 | 64 |
| Contrôle de la déprédation | 1 | 1 | 2 | 18 |
| Accident routier | 0 | 2 | 2 | 18 |
| Total | 3 | 8 | 11 | 100 |

Tableau 17. Pourcentage des localisations aériennes de loups dans chaque habitat à l'intérieur et à l'extérieur du PNLM, 2000 – 2002.

| Habitat | % du territoire du PNLM | % des localisations | | |
|------------------|----------------------------|---------------------|-----------|-------|
| | | intérieur | extérieur | total |
| Mixte | 46,5 | 69,7 | 36,2 | 46,2 |
| Feuillu | 23,3 | 12,1 | 7,1 | 8,6 |
| Résineux | 19,5 | 10,6 | 14,8 | 13,6 |
| Coupe forestière | 0,0 | 0,0 | 38,7 | 27,1 |
| Humide | 3,7 | 3,1 | 1,3 | 1,8 |
| Lac / rivière | 7,0 | 4,5 | 1,9 | 2,7 |

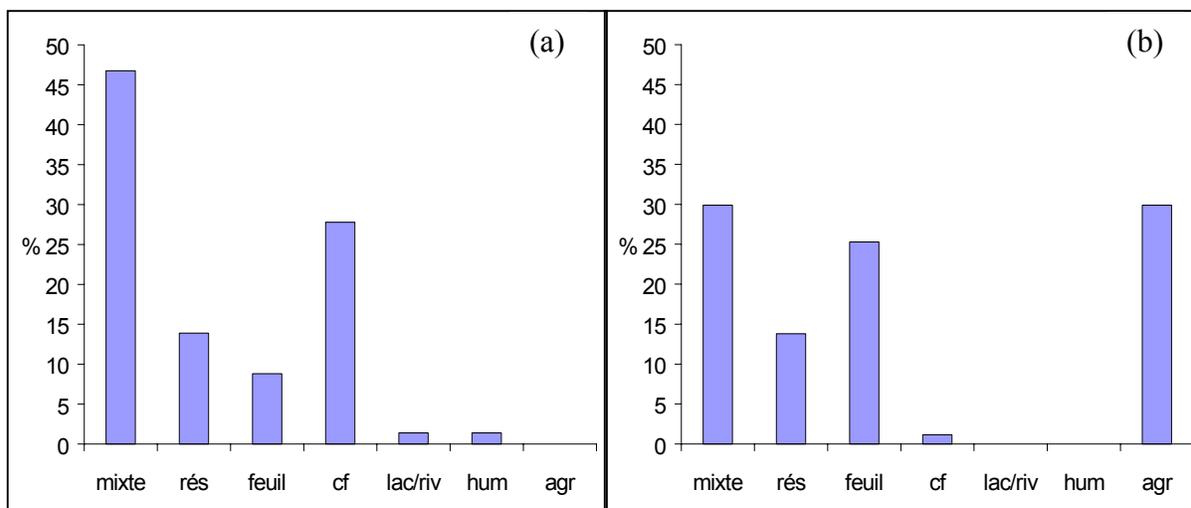


Figure 14. Proportion des localisations aériennes de loups (a) et de coyotes (b) dans chaque habitat (mixte, résineux, feuillu, coupe forestière, lac ou rivière, humide, agricole) dans la région du PNLM, 2000-2003.

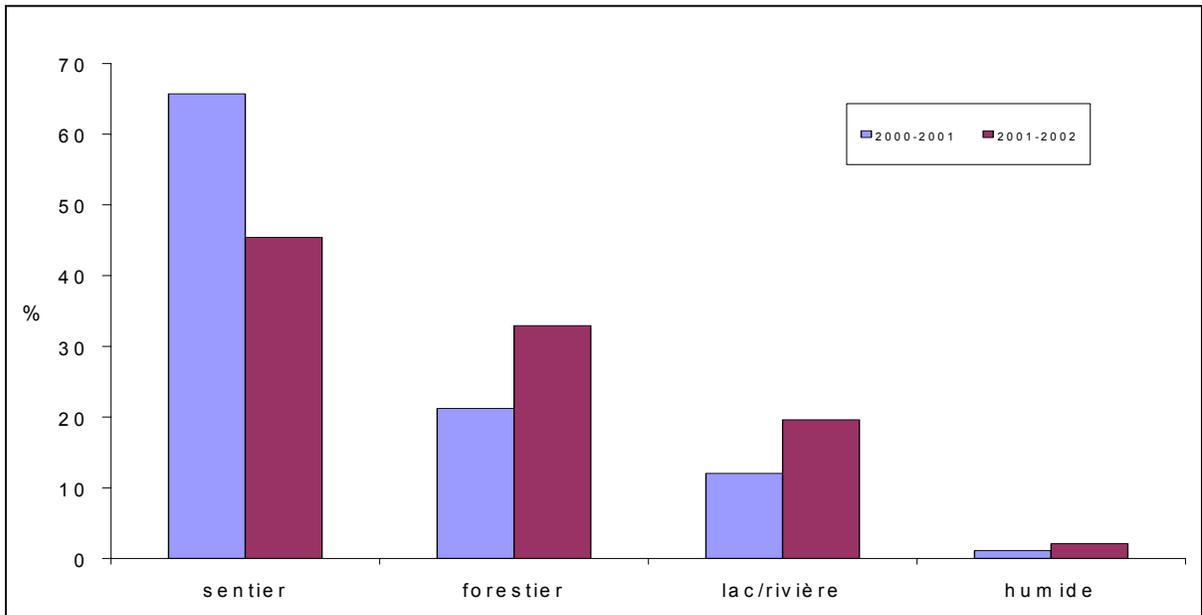


Figure 15. Distances parcourues dans chaque habitat lors des travaux de pistage à rebours des loups au PNLM au cours des hivers 2001 et 2002.

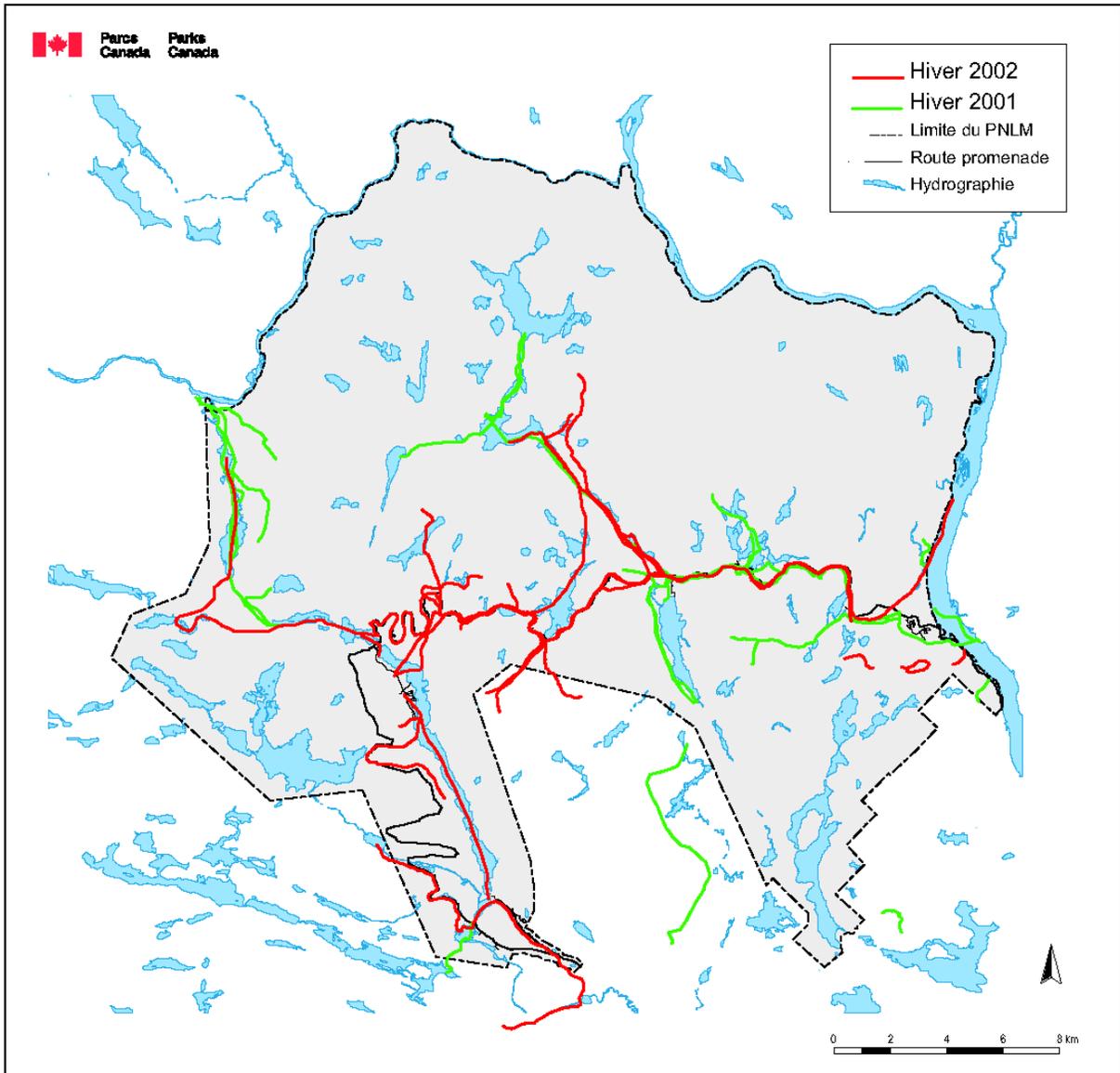


Figure 16. Localisation des tracés de pistage à rebours des loups au PNLM pour les hivers 2001 et 2002.

Tableau 18. Distances parcourues dans chaque habitat lors des suivis de pistes de loups à rebours au cours des hivers 2001 et 2002 au PNLM et en périphérie.

| Hiver | n | Distance parcourue en km (%) | | | |
|-------|----|------------------------------|-------------|-------------|--------------|
| | | Sentier | Forestier | Lac/rivière | Total |
| 2001 | 23 | 86,4 (65,7) | 27,9 (21,2) | 17,2 (13,1) | 131,5 (40,8) |
| 2002 | 25 | 86,7 (45,4) | 62,7 (32,9) | 41,4 (21,7) | 190,8 (59,2) |
| Total | 48 | 173,1 (53,7) | 90,6 (28,1) | 58,6 (18,2) | 322,3 (100) |

3.6 Impact des activités humaines du PNLM

3.6.1 Impact des visiteurs et des infrastructures sur l'utilisation du territoire par le loup

L'analyse de variance a démontré l'existence d'une différence entre la distance moyenne séparant les localisations de loups et les points aléatoires de la route Promenade ($F = 7,077$, $dl = 2$, $P = 0,001$). Une différence a également été détectée pour les sites d'activité ($F = 6,016$, $dl = 2$, $P = 0,002$). Le test de comparaison multiple *L.S.D.* a ensuite permis de démontrer que les localisations télémétriques de loups en hiver étaient plus près de la route Promenade et des sites d'activité principaux ($P = 0,001$) que les point aléatoires (tableau 19). La distance moyenne des localisations de loups pour la saison estivale n'était pas différente des localisation télémétriques hivernales ou aléatoires. Le nombre de fèces de loups sur la route Promenade était corrélé négativement (Corrélation de Pearson = $-0,73$, $P < 0,05$) à l'achalandage du parc en saison estivale. Le nombre de fèces observées sur la route diminuait de façon importante suite à l'ouverture de la route aux visiteurs, pour augmenter de nouveau suite à la diminution du nombre de visiteurs et à la fermeture de la route.

Tableau 19. Comparaison entre la distance moyenne* des localisation télémétriques de loups et des points aléatoires à la route Promenade et aux sites d'activité du PNLM, d'après le test de comparaison multiple L.S.D.

| | Saison | Type de localisations | | <i>P</i> |
|------------------|--------|-----------------------|----------------|----------|
| | | Loup | Aléatoires | |
| Route Promenade | Été | 4680 ± 644,85 m | 5761 ± 80,81 m | N.S. |
| | Hiver | 3831 ± 433,56 m | 5761 ± 80,81 m | 0,001 |
| Sites d'activité | Été | 6905 ± 705,91 m | 7799 ± 85,15 m | N.S. |
| | Hiver | 5866 ± 481,79 m | 7799 ± 85,15 m | 0,001 |

* Distance la plus courte de chacun des points par rapport à la route Promenade ou à un site d'activité.

3.7 Régime alimentaire du loup

3.7.1 Bilan de la récolte de fèces

Des 257 fèces de loup récoltées, 205 ont été analysées afin de déterminer le régime alimentaire. La majorité des fèces ont été récoltées sur la route Promenade (52 %) alors que les autres ont été récoltées sur des chemins forestiers (22 %), des sentiers (11 %) et des lieux de prédation, des sites de tanières ou des sites de rendez-vous (15 %). La plupart (78 %) ont été récoltées durant la période estivale (1^{er} avril au 30 novembre).

3.7.2 Régime alimentaire du loup tel qu'observé dans les fèces

Le castor a été la proie la plus fréquente dans les fèces de loups (figure 17). Annuellement, cette espèce se retrouvait dans 56,4 % des fèces. L'orignal et le cerf de Virginie suivent en

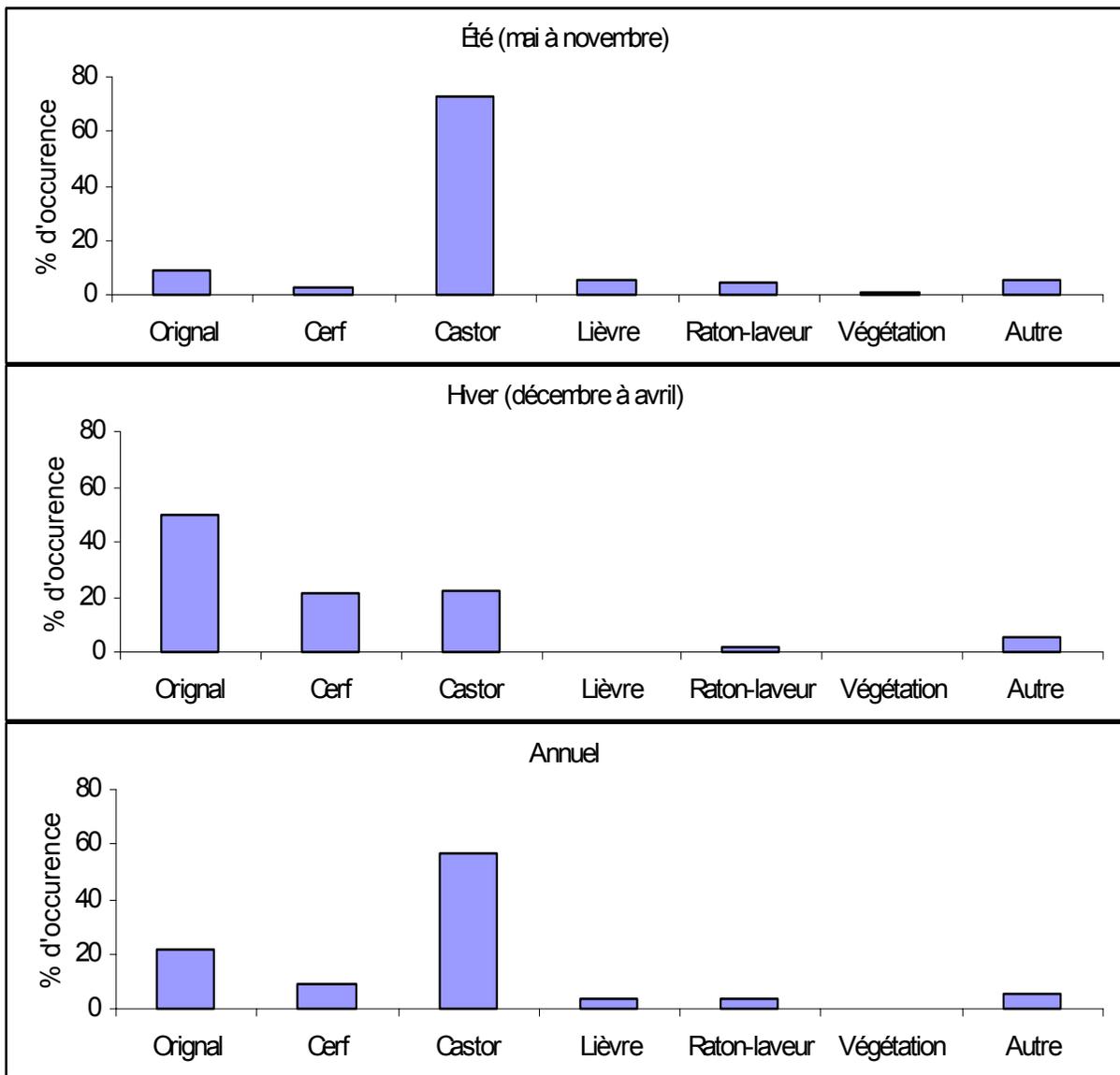


Figure 17. Fréquence d'apparition des aliments contenus dans les fèces de loup récoltées dans la région du PNLM en 2000 et 2001.

importance avec 21,7 % et 8,9 % respectivement. L'original a été la proie la plus importante en hiver (50,1 %), alors que le castor et le cerf de Virginie se retrouvaient respectivement dans 22,1 % et 21,3 % des échantillons examinés. En été, l'original, le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) et le raton-laveur (*Procyon lotor*) se retrouvaient respectivement dans 8,9 %, 5,0 % et 4,6 %. Il faut cependant noter que ces pourcentages ne donnent pas une valeur de la biomasse consommée de chaque proie.

3.8 Localisation et utilisation des tanières

Trois tanières appartenant à deux meutes différentes (meute de l'Est et meute de l'Ouest) ont été localisées (tableau 20). Il a été possible de localiser une première fois la tanière de la meute de l'Est au printemps 2000 et celle-ci a également été utilisée par cette meute en 2001 et 2002. Les tanière de la meute de l'Ouest ont été localisées au cours de l'été 2001. La première tanière a été utilisée approximativement à partir du 12 avril mais les louveteaux ont été déménagés à un nouveau site vers le 1^{er} juin. Il n'a pas été possible de vérifier l'utilisation de ces tanières par la meute de l'Ouest en 2002.

Tableau 20. Durée approximative d'utilisation des sites de tanières de la meute de l'Est et de la meute de l'Ouest en 2000, 2001 et 2002.

| Meute | Site de tanière | Première localisation | Dernière localisation | Utilisation probable | |
|-----------------------|-----------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|------------|
| | | | | Période | Durée |
| Est | Site 1 (2000) | 03/05 | 05/06 | 27/04 au 10/06 | 45 jours |
| | Site 1 (2001) | 18/04 | 23/05 | 12/04 au 04/06 | 53 jours |
| | Site 1 (2002) | 17/04 | 20/06 | 15/04 au 30/06 | 77 jours |
| Ouest | Site 1 (2001) | 18/04 | 01/06 | 12/04 au 01/06 | 50 jours |
| | Site 2 (2001) | 06/06 | 27/07 | 02/06 au 03/07 | 33 jours |
| Utilisation moyenne : | | | | | 51,6 jours |

CHAPITRE IV

DISCUSSION

4.1 Dynamique de la population de loups

4.1.1 Mortalité

La majorité des études mentionnent la mortalité d'origine humaine comme étant la principale cause de mortalité affectant les populations de loups (Fuller et Keith, 1980; Fritts et Mech, 1981; Peterson et al., 1984; Messier, 1985a; Potvin, 1986; Ballard et al., 1987; Fuller, 1989; Forbes et Theberge, 1995; Jolicoeur, 1998; Mech et al., 2001; Callaghan 2002). Dans le massif du lac Jacques-Cartier, le taux de mortalité d'origine humaine a varié de 13 à 46 % entre 1995 et 1998 (Jolicoeur, 1998). Dans la majorité des études, le piégeage, la chasse et le braconnage sont les principales causes de mortalité d'origine humaine. Certains auteurs tels Potvin (1986), Fuller (1989), Jolicoeur (1998), Percy et al. (1998) et Callaghan (2002) ont aussi observé une forte mortalité des loups suite aux collisions sur les routes. Les accidents routiers sont généralement au deuxième rang des causes de mortalité, derrière le piégeage. Toutefois, dans le cadre de la présente étude, aucune mortalité n'a pu être attribuée aux accidents routiers. Ceci est probablement dû à la rareté des routes à forte circulation automobile à l'intérieur des territoires de loups de l'aire d'étude. La seule route à fort débit de véhicule présente à l'intérieur du territoire d'une meute de loups sur l'aire d'étude est la route 55. Cette route traverse une petite portion du territoire de la meute de l'Est situé sur la rive est de la rivière St-Maurice. La vitesse et le grand nombre de véhicules circulant sur cette route constituent certainement un danger pour les loups mais aucun cas de mortalité n'a été rapporté au cours de la présente étude. La route Promenade, même si elle traverse plusieurs secteurs régulièrement utilisés par les loups, n'aurait été responsable de la mort d'aucun loup depuis son ouverture en 1981. Malgré un fort achalandage, la vitesse de véhicules circulant sur la route Promenade n'est pas très élevée et les incidents sont probablement évités.

Le taux de mortalité des loups en Mauricie est très élevé. Pour éviter un déclin de la population, le taux de mortalité d'origine humaine devrait demeurer inférieur à 30 % (Gasaway et al., 1983; Keith, 1983; Peterson et al., 1984; Fuller, 1989; Larivière et al., 2000). Toutes causes confondues, la mortalité devrait demeurer inférieure à 50 % des individus dénombrés à l'automne (Mech, 1970; Ballard et al., 1987). Pourtant, plusieurs études ont observé un taux équivalent ou supérieur à ces seuils (Fritts et Mech, 1981; Peterson et al., 1984; Messier, 1985a; Forbes et Theberge, 1996; Jolicoeur, 1998; Larivière et al., 1998). Dans le massif du lac Jacques-Cartier, le taux de mortalité annuel fut respectivement de 62 et 50 % pour les années 1995-1996 et 1997-1998. Le taux de mortalité avait subitement diminué à 24 % lors du moratoire sur le piégeage imposé en 1996-1997 (Jolicoeur, 1998).

La proportion de loups marqués ayant été prélevés par le piégeage à chaque année (32,8 %) est élevée. La forte proportion de louveteaux (9/16) au sein de l'échantillon a peut être influencé à la hausse le nombre de cas de mortalité par piégeage. En effet, les louveteaux sont généralement plus affectés par la mortalité, particulièrement celle causée par le piégeage (Mech, 1977; Fuller, 1989; Jolicoeur, 1998). À titre d'exemple, le taux de mortalité des louveteaux (68 %) observé par Jolicoeur (1998) dans le Massif du lac Jacques-Cartier était le plus élevé parmi les différentes classes d'âges. Au cours de la présente étude, la mortalité des louveteaux (huit mortalités pour neuf années-loup ou 88,9 %) a été beaucoup plus importante que celle des adultes (deux mortalités pour 13 années-loup ou 15,4 %). Également, la majorité des loups non-marqués capturés par les trappeurs en Mauricie au cours de l'étude étaient des louveteaux (21 louveteaux / 8 adultes). Ceci explique probablement la différence entre les trois années dans le taux de mortalité des individus marqués. À l'automne 2000, les louveteaux représentaient 66,7 % des loups marqués (8/12) alors qu'à l'automne 2001 aucun louveteau n'était muni de collier-émetteur. Bien qu'aucun loup marqué (adulte ou juvénile) n'ait été tué pendant la saison 2001-2002, plusieurs louveteaux non marqués ont été capturés par les trappeurs contactés sur l'aire d'étude. En 2002, un seul louveteau (FP03) était marqué et il a été piégé. Malgré le faible échantillon, les données récoltées jusqu'à présent suggèrent fortement que la population de loups dans l'aire d'étude serait limitée par la mortalité artificielle. Aussi, puisque les pertes au sein de cette population comprennent, en plus de la

mortalité par piégeage et autres causes, l'émigration, cette population dépend vraisemblablement de l'immigration pour son maintien.

Fuller (1989) affirme qu'une population composée d'une grande proportion de louveteaux (donc d'individus non reproducteurs) pourrait possiblement supporter une plus forte mortalité artificielle. Il explique que puisque les louveteaux peuvent être plus vulnérables à certaines méthodes de récolte, ils représentent donc une part disproportionnée de cette récolte. Une récolte composée majoritairement de jeunes individus aurait possiblement un impact moins important sur la population qu'une récolte composée majoritairement d'adultes (Fuller, 1989; Gaillard et al., 1998). Par contre, une récolte qui réduit chaque année les meutes à seulement quelques individus en plus de remplacer régulièrement un des membres du couple reproducteur, les plus expérimentés de la meute, aura un impact important au niveau biologique, génétique et comportemental. Les meutes de petite taille seraient plus susceptibles aux échecs reproductifs lorsqu'un des individus du couple reproducteur est tué (Ballard et al., 1987). Le remplacement répété d'individus plus expérimentés aurait aussi un effet important sur la survie des autres membres de la meute (Haber, 1996). Entre autre, la taille de la meute est souvent corrélée à la survie des louveteaux puisque chaque individu aide à les nourrir (Harrington et al., 1983; Courchamp et Macdonald, 2001). Une forte mortalité a aussi pour résultat de réduire l'espérance de vie des individus. Une espérance de vie réduite peut avoir pour résultat une moins grande disponibilité de loups reproducteurs ayant acquis suffisamment d'expérience afin d'augmenter significativement le taux de recrutement (Vucetich et Paquet, 2000). Dans une revue de littérature, Haber (1996) a identifié certains impacts d'un taux élevé (annuellement >20 %) de récolte comme étant : (1) Une plus grande fragmentation de la population due à une plus petite taille des meutes. (2) Une baisse de la sélectivité de reproduction résultant en une plus grande proportion de portées dans la population et un plus grand ratio de louveteaux au sein de la population. (3) Un taux de prédation plus varié. (4) Un taux d'occupation et une taille des territoires plus variables.

Les meutes de loups dans l'aire d'étude subissent une pression de récolte importante. Il y avait respectivement 11 et 15 territoires de piégeage octroyés sur les territoires des meutes de

l'Ouest et du Normand (figure 18). Parmi ceux-ci, un minimum de cinq (meute de l'Ouest) et six (meute du Normand) trappeurs piégeaient activement le loup pendant cette étude. Plusieurs trappeurs visent donc la même meute de loups lors de leur activité. Même les trappeurs ne visant pas spécifiquement le loup peuvent en capturer. Par exemple; à l'automne 2000, la femelle FP01 a été capturée dans un piège à renard et à l'automne 2002, la femelle FM03 a été capturée dans un collet à renard. Les méthodes de piégeage ne sont donc pas totalement sélectives.

Le piégeage du loup n'est pas une activité lucrative. Pour la saison de piégeage 2001-2002, la valeur moyenne d'une fourrure de loup était de 86,06\$ (source : FAPAQ), ce qui est beaucoup moins que le coût de l'équipement, du matériel et de l'essence nécessaires à cette activité. Au Québec, c'est plutôt le « défi » que représente la capture d'un loup qui motive les adeptes du piégeage. Un grand nombre de trappeurs voient aussi en cette activité une façon de « réduire la prédation » du loup sur les grands cervidés (Jolicoeur et al., 2000). En général, les trappeurs présents sur l'aire d'étude avaient une image assez positive du loup. Aucun des trappeurs interrogés n'a laissé paraître un désir d'exterminer l'espèce mais certains ont affirmé leur volonté d'en contrôler la population. Le collet a été l'engin de piégeage utilisé pour la majorité des loups capturés par des trappeurs sur l'aire d'étude. Plusieurs trappeurs interrogés ont dit préférer cette méthode à celle du piège à patte principalement en raison de sa facilité d'utilisation et de son efficacité. La majorité des trappeurs de loups utilisent un enclos aménagé de façon à y restreindre l'accès à quelques passages où seront disposés des collets. Les canidés y sont attirés par de la nourriture disposée sur le site au préalable. Un enclos bien aménagé permet souvent la capture simultanée de plusieurs individus de la même meute.

Il semble que la meute de loups résidente du PNLN, la meute de l'Est, subit une mortalité aussi forte que les autres meutes de l'aire d'étude. La diminution importante de la taille de cette meute au cours des hivers 2001, 2002 et 2003 en fait foi. Le sort des louveteaux de la meute de l'Est est encore mal connu mais il est probable que ce sont surtout eux qui se font piéger. Le mâle adulte MP01 marqué depuis l'automne 2000 était toujours en vie au 1^{er} mars 2003 alors que le louveteau femelle FP03 s'est fait piéger moins de trois mois après avoir été

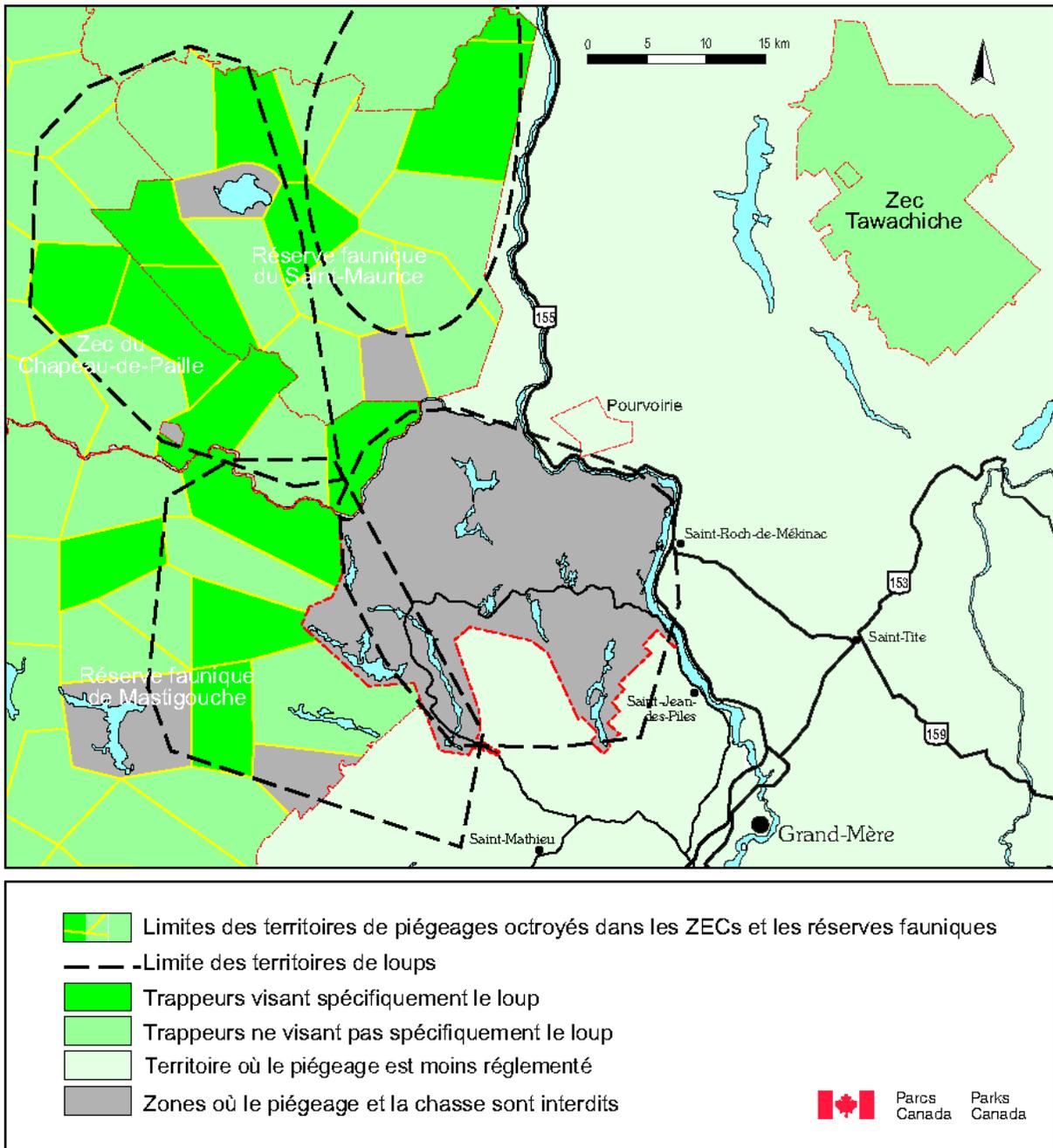


Figure 18. Répartition des territoires de piégeage dans la région du PNLM, 2000-2003.

marqué, à l'automne 2002. Bien que la majorité du territoire de cette meute (74,3 %) est situé à l'intérieur des limites du PNLN, les déplacements hors du parc comportent des risques de mortalité par le piégeage ou la chasse. Il est difficile d'estimer le nombre de terrains de piégeage situés sur le territoire de la meute de l'Est. La portion de son territoire situé hors du PNLN est composé presque entièrement de terres publiques et privées où l'attribution des terrains de piégeage n'est pas officiellement structuré. C'est d'ailleurs sur ces terres publiques que le louveteau FP03 a été piégé à l'hiver 2002. La deuxième meute qui utilise le territoire du PNLN, la meute de l'Ouest, est encore plus exposée à la pression de récolte puisque 81,4 % de son territoire est situé hors du parc.

Jusqu'à quel point cette population est vulnérable à un déclin? Plusieurs auteurs affirment qu'un taux de prélèvement annuel inférieur à 30% peut être acceptable (Keith, 1983; Ballard et al., 1987; Fuller, 1989). En deçà de ce taux, les populations devraient être à l'abri d'un déclin. D'ailleurs, un déclin des populations de loups a été observé suite à un taux de récolte supérieur à ce seuil (Gasaway et al., 1983; Peterson et al., 1984; Ballard et al., 1987). Bien que le chiffre de 30 % soit généralement accepté, une récolte annuelle constante supérieure à 20% de la population de loups recensée au début de l'hiver aurait eu un effet négatif sur les populations ayant une productivité faible. En Alaska, Gasaway et al. (1983) ont observé qu'un taux de prélèvement annuel d'environ 20 % résultait en une réduction significative de la population. Il est évident que de nombreux facteurs tels la taille des portées, la taille des meutes, la densité de proies et le taux de mortalité annuel influencent la capacité de résilience des populations de loups (Peterson et al., 1984). Ballard et al. (1987) observaient également que les meutes fortement exploitées étaient composées d'un grand nombre de louveteaux et de seulement quelques adultes. Cela semble être le cas dans la présente étude. Lorsqu'une meute comporte peu d'adultes, toute mortalité additionnelle des adultes risquerait grandement d'affecter son succès reproducteur.

4.1.2 Importance de la dispersion dans la dynamique de cette population

Les données concernant les comportements de dispersion des loups en Mauricie sont limitées. Il est difficile d'estimer les taux et les patrons de dispersion de cette population. À l'exception de la femelle FM03 de la meute de l'Ouest qui a vraisemblablement pris la place de la femelle reproductrice suite à sa mort à l'hiver 2000-2001, aucun des loups marqués en bas âge et n'ayant pas été tués lors de la saison de piégeage suivante ne sont demeurés avec leur meute une fois atteint l'âge de la reproduction. Ce constat a également été fait par d'autres auteurs qui ont noté que le comportement de dispersion survenait majoritairement chez les juvéniles (Messier, 1985b; Potvin, 1986; Gese et Mech, 1991). Puisque ce sont surtout les juvéniles qui se dispersent et qu'un seul louveteau marqué a survécu, il est normal que peu de cas de dispersion aient été documentés dans l'aire d'étude. Généralement, la compétition pour la nourriture, la maturité sexuelle ou même l'évitement de la consanguinité seraient les facteurs susceptibles de déclencher la dispersion (Gese et Mech, 1991).

Il n'a pas été possible de capturer de loups ayant immigré récemment dans l'aire d'étude. Cependant, l'émigration et la forte mortalité affectant les loups de cette région, résultant en une importante réduction de la taille des meutes, laisse croire qu'une immigration en provenance de régions moins exploitées, probablement situées plus au nord, serait partiellement responsable du maintien de cette population à un niveau plus ou moins stable malgré la récolte annuelle non-soutenable. Cette dynamique « source-puits » aurait été observée dans certaines réserves fauniques du Québec où le loup est fortement exploité (Larivière et al., 1998, 2000). La forte densité de proies retrouvées dans ces réserves fauniques, combinée à une faible densité de loups, attirerait de nouveaux individus et contribuerait à y maintenir des populations de loups stables malgré un taux d'exploitation non soutenable (Larivière et al., 1998, voir aussi Keith, 1983; Ballard et al., 1987; Fuller, 1989; Mc Cullough, 1996). Ceci peut devenir problématique dans les régions où la récolte de loups est aussi élevée à l'extérieur qu'à l'intérieur des réserves fauniques et où les populations de loups pourraient se retrouver dans un état précaire (Larivière et al., 1998, 2000). Les résultats de la présente étude démontrent que le petit territoire du PNLM ne réussit pas à protéger

efficacement une meute de loups. En fait, les loups du PNLN font partie d'une population exploitée. Le parc n'agissant pas comme « source » de loups pour les territoires exploités de la région, la croissance et le maintien de la population de loups de la Mauricie dépend d'un apport de loups de régions relativement éloignées offrant peu d'accès aux humains. Le fort taux de récolte observé en Mauricie dans la présente étude, dans le Massif du lac Jacques-Cartier par Jolicoeur (1998) ainsi que dans de nombreuses réserves fauniques du sud du Québec par Larivière et al. (1998; 2000) est probablement représentatif de toutes les régions du Québec où il y a un réseau routier développé. Il est donc logique de penser que la « source » potentielle de loups serait située au-delà de ce réseau. Puisque le réseau routier développé par l'industrie forestière est en expansion, et comme il semble que les territoires susceptibles de protéger efficacement les loups soient inexistantes au Québec, il semble raisonnable de penser qu'à moyen terme la situation du loup de l'Est risque de devenir plus précaire.

En Amérique du nord, la taille des meutes de loups diminue généralement au cours de l'hiver. Leur diminution varie, selon les régions, de 6 à 42 % (Fritts et Mech, 1981; Messier, 1985a; Fuller, 1989; Forbes et Theberge, 1995; Jolicoeur, 1998, tableau 21). En comparaison, la diminution de la taille des meutes de 53 % observée sur l'aire de la présente étude est élevée. Durant toute la durée des travaux et malgré le fort taux de piégeage, aucune meute n'a complètement disparue sur l'aire d'étude. Ceci pourrait se produire occasionnellement lorsque le taux de mortalité est très élevé ou lorsque des adultes se font piéger (Meier et al., 1995; Jolicoeur, 1998). Par contre, quelques individus de taille adulte ont semblé rejoindre les rangs de certaines meutes vers la fin du printemps 2001. Par exemple, ce fut le cas de la meute du Normand qui, suite à la dispersion du jeune mâle MN01 au mois de mai 2001, ne comptait plus que quatre loups de taille adulte. Au mois d'août 2001, les pistes de cinq individus de taille adulte ont été observées sur le territoire de cette meute. Cette immigration probable d'individus en dispersion contribue à la reconstitution des meutes subissant une forte mortalité. Elle est considérée comme une composante importante de la dynamique des populations de loups (Mech, 1970; Fritts et Mech, 1981; Messier, 1985b) et serait probablement responsable du maintien de la population de loups la région un PMLN.

Par la dispersion, les loups peuvent coloniser une nouvelle région ou recoloniser une région d'où ils avaient été extirpés (Boyd et Pletscher, 1999). Dans le sud du Québec, il demeure peu probable que des loups se dispersent vers le sud et colonisent les régions situées au sud du fleuve St-Laurent. La principale raison étant la présence d'habitats adéquats et inoccupés dans leur aire de distribution actuelle causée par l'importance de la récolte de loups (Wydeven et al., 1998). Ceci concorde avec les observations effectuées au cours de la présente étude et explique probablement pourquoi aucun des loups marqués ne s'est dispersé au sud de l'aire d'étude.

Tableau 21. Diminution moyenne de la taille des meutes de loups entre le début (octobre) et la fin (avril) de l'hiver, dans différentes régions du nord-est de l'Amérique du nord.

| Région | Diminution (%) | Référence |
|--|----------------|-------------------------|
| La Vérendrye (HP) ¹ | 6 | Messier 1985a |
| La Vérendrye (LP) ¹ | 12 | Messier 1985a |
| Massif du lac Jacques-Cartier ¹ | 42 | Jolicoeur 1998 |
| Minnesota ² | 11 –21 | Fritts et Mech 1981 |
| Minnesota ² | 29 | Fuller 1989 |
| Parc Algonquin ¹ | 22 | Forbes et Theberge 1995 |
| PNLM ¹ | 53 | Présente étude |
| Moyenne | 24,5 | |

¹ Population exploitée.

² Malgré un statut légal de population protégée, la majorité des cas de mortalité des loups de cette région étaient d'origine humaine.

4.1.3 Densité de population

Dans les écosystèmes loup-orignal, les densités de loups observées au début de l'hiver varient habituellement de 0,3 à 1,9 loup/100 km² (Gasaway et al., 1983; Peterson et al., 1984; Messier, 1985a; Ballard et al., 1987; Meier et al., 1995; Jolicoeur, 1998). La densité moyenne de 1,34 loup/100 km² retrouvée en Mauricie au mois d'octobre se situe donc à l'intérieur des résultats déjà observés ailleurs. Au Québec, on assiste à des variations de densité de loup selon les différentes régions et aussi selon les densités de proies (tableau 22). Comme la densité de loups est souvent influencée par la densité de proies (Keith, 1983), on pourrait s'attendre à retrouver dans la région du PNLM une forte densité de loups car la densité d'orignal y est relativement élevée. Le fait que, au contraire, la densité dans le PNLM est semblable à celle des territoires avec une moindre disponibilité de proies soutient l'idée que la population de loups de la Mauricie est limitée par la mortalité artificielle plutôt que par la disponibilité des proies.

Tableau 22. Densité de loups et des principales proies dans différentes régions du Québec.

| Région | Densité de loups (loup/100 km ²) | Principale proie | Densité de proies (indiv./10 km ²) | Référence |
|-------------------|---|---------------------|---|----------------|
| Papineau-Labelle | 2,8 | Cerf Orignal | Élevée (30,0) Élevée (6,2) | Potvin 1986 |
| La Vérendrye (HP) | 1,4 | Orignal | Élevée (3,7) | Messier 1985a |
| La Vérendrye (LP) | 0,8 | Orignal | Basse (2,3) | Messier 1985a |
| Massif | 0,4 | Orignal | Basse (2,2) | Jolicoeur 1998 |
| PNLM | 1,3 | Orignal | Élevée (5,0) | Présente étude |

4.2 Territoires

La superficie des territoires des meutes de loups dans l'aire d'étude correspond à celle généralement obtenue dans les écosystèmes loup-original (Fuller et Keith, 1980; Gasaway et al., 1983; Peterson et al., 1984; Messier, 1985a; Jolicoeur, 1998) où la superficie moyenne des territoires est généralement supérieure à 300 km². La superficie moyenne des territoires utilisés annuellement par les meutes sur l'aire d'étude (644,6 km²) est comparable à celle observée par Jolicoeur (1998) dans le massif du lac Jacques-Cartier (544,0 km²) où les loups se nourrissent majoritairement d'original (Tremblay et al., 1999). Cette moyenne semble être plus élevée que celle de 199,0 km² observée par Potvin (1986) dans la réserve faunique de Papineau-Labelle où la principale proie du loup est le cerf de Virginie. Ces résultats, combinés aux données sur le régime alimentaire du loup en Mauricie, confirment que l'original constitue une espèce-clé dans l'alimentation de cette population. Ceci contredit l'idée généralement acceptée que le loup de l'Est se nourrit principalement de cerf de Virginie (Forbes et Theberge, 1995, 1996).

Les territoires occupés par les meutes sont généralement exclusifs (Mech, 1970; Peterson et al., 1984; Messier, 1985a). Bien que le cœur du territoire demeure habituellement le même, une certaine dynamique existerait au niveau des frontières. En fait, la distribution des territoires et leurs frontières seraient fortement influencées par les interactions avec les autres meutes ainsi que par la distribution et la densité des proies (Ballard et al., 1987). Une mortalité élevée semble aussi causer de nombreuses modifications aux frontières des territoires (Ballard et al., 1987; Jolicoeur, 1998). Bien que la taille des meutes a beaucoup variée dans l'aire d'étude, aucune modification importante aux frontières des territoires des meutes suivies n'a été observée. Le chevauchement observé uniquement entre les territoires des meutes de l'Est et de l'Ouest se serait produit, comme l'ont observé Ballard et al. (1987), lors de saisons différentes (figure 10). La meute de l'Ouest a semblé utiliser la portion est de son territoire principalement au cours de l'hiver alors que la meute de l'Est ne semblait pas être présente dans ce secteur. Tel que noté par plusieurs auteurs (Fritts et Mech, 1981; Potvin, 1986;

Jolicoeur, 1998), il y a eu peu de différence entre les territoires hivernaux et estivaux dans l'aire d'étude.

4.3 Caractéristiques physiques

Le poids des loups adultes en Mauricie se compare davantage aux loups du massif du lac Jacques-Cartier appartenant à la sous-espèce *Canis lupus nubilus* qu'à ceux de la réserve faunique de Papineau-Labelle appartenant à la sous-espèce *C. l. lycaon* (tableau 23). L'existence d'un gradient de poids chez les différentes populations de loups du Québec a déjà été documenté (Potvin, 1986; Jolicoeur, 1998). Des facteurs tels l'habitat et la taille des proies (Schmitz et Kolenosky, 1985), leur disponibilité (Messier, 1987) ou la génétique (Nowak, 1995) peuvent influencer la taille des individus. Selon les récents travaux de Wilson et al. (2000) et de Jolicoeur et Hénault (2002), les loups de la région du PNLM se situeraient juste à la limite entre la distribution des sous-espèces *C. l. nubilus* et *C. l. lycaon*. La forte densité et la taille des proies ainsi que la proximité géographique de cette population à celle de la sous-espèce *C. l. nubilus*, généralement de plus grande taille, pourraient constituer les principaux facteurs responsables de la taille plus imposante des loups en Mauricie.

La différence de poids entre les mâles et les femelles capturés dans le cadre de cette étude (environ 16,0 kg, ou 38%) semble plutôt élevée comparée aux résultats obtenus ailleurs au Québec. Banville (1979), Potvin (1986), Messier (1987) et Jolicoeur (1998) ont observé une différence de poids d'environ 10 à 20% entre les loups adultes de sexes différents. Une différence d'environ 14% a également été observée au parc Algonquin en Ontario (Pimlott et al., 1969) et chez des loups en captivité (Seal et Mech, 1983). En Alaska, Peterson et al. (1984) ont observé une différence moyenne correspondant à 23%. Il est à noter que la petite taille de l'échantillon pourrait être en partie responsable de cette différence importante. Il est aussi possible de spéculer qu'une immigration de mâles de plus grande taille de la sous-espèce *C. l. nubilus* provenant des régions situées plus au nord soit en partie responsable de cette différence.

Tableau 23. Poids moyen des loups adultes de différentes régions de l'Amérique du nord ($\bar{x} \pm ES$).

| Région | Poids (kg) | | Référence |
|------------------------------------|-----------------|-----------------|----------------------|
| | mâles (n) | femelles (n) | |
| La Mauricie (Qc) | 44,5 ± 4,5 (3) | 28,2 ± 1,6 (4) | Présente étude |
| Massif du lac Jacques-Cartier (Qc) | 34,8 ± 2,0 (6) | 28,0 ± 2,8 (4) | Jolicoeur 1998 |
| Papineau-Labelle (Qc) | 24,7 ± 0,7 (34) | 22,2 ± 0,9 (28) | Potvin 1986 |
| Lavérendrye, secteur LP (Qc) | 25,2 ± 1,3 (16) | 21,7 ± 1,1 (14) | Messier 1987 |
| Lavérendrye, secteur HP (Qc) | 29,6 ± 1,1 (24) | 26,6 ± 1,4 (11) | Messier 1987 |
| Parc Algonquin (On) | 28,0 ± -, (40) | 24,0 ± -, (33) | Pimlott et al. 1969 |
| Alaska (E.U.) | 43,9 ± 4,0 (21) | 34,2 ± 2,7 (33) | Peterson et al. 1984 |
| Moyenne | 33,0 ± 2,3 | 26,4 ± 1,8 | |

Le poids moyen des coyotes adultes en Mauricie est, avec celui des coyotes du New Hampshire, parmi le plus élevé en Amérique du nord (tableau 24). Ces résultats sont donc en accord avec ceux de Thurber et Peterson (1991) et ceux de Larivière et Crête (1993) qui ont noté une plus grande taille des coyotes habitant le nord-est de l'Amérique du nord. Malgré leur taille relativement imposante, les coyotes de la Mauricie sont beaucoup plus petits que les loups de la même région. Ces résultats diffèrent de ceux du sud de l'Ontario où la taille des coyotes se rapproche de celle des loups (Schmitz et Kolenosky 1985b). L'augmentation de la similarité de la taille des deux espèces pourrait être due à l'introgession de gènes de coyotes dans la population de loups suite à des épisodes d'hybridation (Lehman et al, 1991). Les données de la présente étude ne permettent pas d'affirmer la présence ou l'absence de gènes de coyotes dans la population de loups de la région du PNLN. L'analyse de l'ADN des échantillons récoltés au cours des travaux pourrait répondre à cette question.

Tableau 24. Poids moyen des coyotes adultes de différentes régions de l'Amérique du nord ($\bar{x} \pm ES$).

| Région | Poids (kg) | | Référence |
|----------------------|-------------|------------|--------------------------|
| | mâles | femelles | |
| Mauricie (Qc) | 18,7 ± 0,8 | 14,8 ± 2,1 | Présente étude |
| Gaspésie (Qc) | 15,3 ± 1,2 | 12,3 ± 0,3 | Fortin et Huot 1995 |
| Kouchibouguac (N-B) | 14,6 ± 0,5 | 13,4 ± 0,3 | Dumond et Villard 2000 |
| New Hampshire (E.U.) | 20,4 ± 0,0 | 18,0 ± 0,0 | Thurber et Peterson 1991 |
| Maine (E.U.) | 15,8 ± 1,3 | 13,7 ± 1,3 | Richens et Hugie 1974 |
| Alaska (E.U.) | 12,9 ± 0,2 | 11,1 ± 0,2 | Thurber et Peterson 1991 |
| Californie (E.U.) | 11,1 ± -, - | 9,8 ± -, - | Thurber et Peterson 1991 |
| Moyenne | 15,5 ± 3,2 | 13,3 ± 2,7 | |

4.4 Régime alimentaire

Les cervidés constituent normalement la majorité des proies consommées par les loups. Même en été, alors que le castor prend une place importante dans l'alimentation du loup, les cervidés sont souvent au premier rang avec en moyenne 47,3 % d'occurrence dans les fèces, dépendamment des régions et des années (Crête et al., 1981; Morinville, 1985; Potvin, 1986; Tremblay et al., 2001). La grande proportion de castor retrouvée dans les fèces de loups dans la région du PNLN serait donc relativement unique. Les résultats de la présente étude sont en accord avec ceux obtenus par Morinville (1985) sur une aire d'étude qui était essentiellement la même (51,6 %; réserve faunique Mastigouche et ZEC Bessonne, été 1980). Ailleurs, les plus fortes proportions avaient été observées l'été en Outaouais par Potvin (1986) avec 44,0 % et dans le Massif du lac Jacques-Cartier par Tremblay et al. (2001) avec 57,7 % (meute des Grands-Jardins, été 1996). En hiver, l'augmentation de la proportion de cervidés rencontrée

dans les fèces en Mauricie est comparable à ce qui a été documenté en Outaouais (Potvin, 1986), au Manitoba (Carbyn, 1980), en Alberta (Fuller et Keith, 1980), au Minnesota (Fritts et Mech, 1981) et en Alaska (Holleman et Stephenson, 1981). L'importance du castor dans le régime alimentaire du loup dans l'aire d'étude reflète probablement l'omniprésence de cette espèce dans la région immédiate du PNLM.

4.5 Impact des activités récréatives et des infrastructures du PNLM sur le loup

Les routes peu fréquentées par les humains peuvent être attirantes pour les loups en raison de l'avantage qu'elles offrent pour les déplacements (Thurber et al., 1994). En période hivernale, les loups tentent de minimiser les coûts énergétiques dus aux déplacements en utilisant des stratégies telles la marche à la queue leu-leu (Fuller, 1991) ou l'utilisation des étendues d'eau gelée, des routes et des sentiers de motoneige (Mech, 1970; Carbyn, 1980; Thurber et al., 1994). Au parc national des Monts-Riding, les loups utilisaient régulièrement les sentiers de motoneige (Carbyn, 1980). C'est ce qui a été observé aussi au PNLM alors que les loups ont démontré une nette préférence pour les sentiers de motoneige (53,7 % des déplacements observés). Il est probable qu'il y ait un biais associé à la facilité de l'observateur à se déplacer sur les sentiers de motoneige lors des suivis de pistes à rebours. Ceci aurait pu résulter en une distance un peu plus grande parcourue sur les sentiers par rapport à la distance parcourue hors sentier. Par contre, le grand nombre de suivis effectués (n = 48, distance totale = 322 km) permet malgré tout de percevoir cette tendance. Cette tendance est aussi appuyée par les localisations aériennes hivernales qui étaient situées en moyenne significativement plus près de la route Promenade que des points distribués aléatoirement sur le territoire du PNLM.

Les données ne montrent pas d'effet négatif des activités du parc sur la démographie des loups. Bien que certains phénomènes d'évitement aient été observés au PNLM et que ceux-ci suggèrent que la présence humaine a un effet répulsif sur les loups, il n'est pas possible de le démontrer hors de tout doute. Grâce à sa localisation relativement éloignée des zones d'activité du PNLM, la tanière de la meute de l'Est ne devrait pas subir les influences du dérangement humain à court terme. Il n'y a pas lieu de croire que les activités des visiteurs du

PNLM aient influencé la sélection d'un site ou le déplacement des louveteaux d'une tanière ou d'un site de rendez-vous durant la présente étude. Un site de rendez-vous utilisé par la meute de l'Est lors des trois années de l'étude était situé à environ 1 km d'un secteur fortement utilisé. Il est donc probable que les loups tolèrent la présence humaine tant qu'ils ne subissent pas de dérangement direct.

4.6 Relations entre les loups et les coyotes au PNLM

Les relations entre les loups et les coyotes sont hostiles (Mech, 1970). Les loups peuvent tuer les coyotes (Carbyn, 1982). D'ailleurs, la compétition entre les loups et les coyotes serait responsable de la disparition de ce dernier sur l'Île Royale aux États-Unis (Mech, 1966). Pourtant, il ne semble pas que les coyotes évitent constamment les loups. Au parc national de Riding Mountain, au Manitoba, les coyotes n'évitaient pas les loups et semblaient même les suivre à la trace dans la neige (Carbyn, 1980, 1982; Paquet, 1991). Aucune interaction ou aucun chevauchement de territoire n'a été observé entre les loups et les coyotes en Mauricie. Ces résultats se conforment à ceux de Fuller et Keith (1981) qui, eux aussi, n'ont observé aucun chevauchement entre les territoires de coyotes et de loups dans le nord-est de l'Alberta. Détail important et différent du PNLM; le parc national de Riding Mountain est entouré de terres agricoles (Carbyn, 1980), ce qui pourrait augmenter les chances d'utilisation du territoire du parc par les coyotes et expliquerait le partage du territoire avec le loup. La distribution des deux espèces pourrait être dictée simplement par des différences en sélection d'habitat et en type de proies recherchées (Todd et al., 1981). À l'origine, les coyotes étaient apparemment exclus de la majorité des régions forestières par les loups (Richens et Hugie, 1974; Paquet, 1991), tandis que maintenant la forêt boréale représente la limite nordique de la distribution du coyote au nord-est de l'Amérique du nord (Tremblay et al., 1998). Les coyotes préfèrent un habitat ouvert ou semi-ouvert, comme celui que l'on retrouve en milieu agricole ou agro-forestier. Tremblay et al. (1998) ont suggéré que le milieu forestier est sous-optimal et pourrait agir comme un puits pour les populations de coyotes au Québec. Les conditions climatiques difficiles et la présence d'un milieu forestier dense au PNLM additionné à une

présence permanente du loup sur le territoire ne permettent peut-être pas une cohabitation des deux espèces.

CONCLUSION

La densité de proies disponible est suffisamment grande dans le PNLM et sa périphérie afin d'assurer le maintien et même la croissance de la population de loups. Les habitats retrouvés dans la région répondent également aux besoins du loup. Aucun de ces éléments ne contribue à la forte mortalité des loups de la région du PNLM. Cette population semble donc limitée par la mortalité artificielle plutôt que par des facteurs naturels. Les déplacements transfrontaliers des loups du parc les rendent vulnérables au piégeage et à la chasse pratiqués en périphérie. La majorité des cas de mortalité des loups marqués était d'origine humaine. La forte diminution au cours de l'hiver du nombre de loups dans chaque meute suivie sur l'aire d'étude est inquiétante. Fait particulièrement préoccupant, cette diminution affecte autant la meute de l'Est, seule meute présente toute l'année dans le PNLM, que les autres meutes sur l'aire d'étude. Toutefois, la taille de l'échantillon pour estimer la survie des loups du parc étant petite, il est impossible d'affirmer avec certitude que cette diminution du nombre de loups dans la meute de l'Est soit uniquement due à la mortalité d'origine humaine. À l'échelle de l'aire d'étude, le taux de prélèvement élevé laisse croire que le maintien de la population de loups dépend d'un apport de loups de régions où le taux de mortalité est moins élevé (Larivière et al., 2000; McCullough, 1996). En effet, un taux de mortalité d'origine humaine supérieur à 30% empêche généralement la croissance et peut causer un déclin de la population de loups (Gasaway et al., 1983; Keith, 1983; Peterson et al., 1984; Fuller, 1989; Larivière et al., 2000).

La superficie moyenne des territoires des meutes de loups dans la région (644,6 km²) excède largement la superficie disponible pour leur protection. Avec sa faible superficie le PNLM ne peut vraisemblablement pas assurer la protection des loups présents sur son territoire. Bien que 74,3 % du territoire des loups de la meute de l'Est soit situé à l'intérieur du PNLM, leurs déplacements hors du parc sont suffisamment importants pour affecter leur chance de survie. La meute de l'Ouest, dont seulement 18,1 % du territoire est situé à l'intérieur du parc, est encore plus vulnérable. Les loups de la Mauricie ne disposent donc d'aucun véritable refuge. Il

est aussi fort probable qu'aucun territoire protégé n'assure efficacement la protection des loups du sud du Québec. Bien que les données de cette étude ne permettent pas d'affirmer que la viabilité de la population de loups soit menacée, les patrons observés supportent l'importance d'augmenter la protection qui lui est présentement offerte. Une réduction substantielle de la mortalité causée par les humains serait la seule façon d'assurer la viabilité de cette population à plus long terme. Ceci s'applique probablement à tout le sud du Québec du côté nord du fleuve St-Laurent où, si aucun changement n'est appliqué aux territoires protégés actuels, le maintien des habitats « source » dépendra de l'existence de territoires inaccessibles situés plus au nord. Ces territoires deviennent de plus en plus rares en raison de l'expansion nordique de l'exploitation forestière (Carroll, 2002).

Les loups du PNLN sont situés à la limite sud de l'aire de répartition de l'espèce au Québec. Ils vivent aussi à proximité de grands centres urbains ce qui les rend plus fragiles en raison de l'accessibilité du territoire. En raison de leur vulnérabilité, et puisque la réduction de l'aire de répartition d'une espèce commence avec la perte des populations périphériques, la conservation des populations situées près de la bordure de leur aire de répartition est critique pour la conservation à plus grande échelle (Vucetich et Paquet, 2000). La superficie et la configuration actuelle du PNLN ne permettent pas d'assurer la protection des loups vivant sur son territoire. L'établissement d'une zone tampon en bordure de ce petit territoire protégé pourrait augmenter grandement sa capacité à les protéger. Le parc pourrait alors jouer un rôle clé face à la protection de cette sous-espèce récemment désignée préoccupante par le COSEPAC. En agissant comme population « source » pour les territoires exploités de la région, la protection des loups du PNLN diminuerait les risques d'un déclin de la population causé par la surexploitation et la fragmentation de l'habitat.

BIBLIOGRAPHIE

ABORDJAN, A.A. et G.B. KOLENOWSKY. 1969. A manual for the identification of hairs of selected Ontario mammals. Ont. Dep. Lands For. Res. Rapport n° 90.

BALLARD, W.B., L. AYRES, K.E. RONEY et T.H. SPRAKER. 1991. Immobilisation of gray wolves with a combination of tiletamine hydrochloride and zolazepam hydrochloride. J. Wildl. Manage. 55 : 71-74.

BALLARD, W.B., J.S. WHITMAN et C.L. GARDNER. 1987. Ecology of an exploited wolf population in south-central Alaska. Wildl. Monogr. 98 : 1-54.

BANVILLE, D. 1979. Quelques aspects de l'écologie et de la dynamique de population du loup (*Canis lupus*) dans l'Outaouais. Thèse de Maîtrise. Université Laval, Québec.

BARRETTE, C. et F. MESSIER. 1980. Scent-marking in free ranging-coyotes, *Canis latrans*. Anim. Behav. 28 : 814-819.

BERINGER, J., S.G. SEIBERT, S. REAGAN, A.J. BRODY, M.R. PELTON et L.D. VANGILDER. 1998. The influence of a small sanctuary on survival rates of black bears in North Carolina. J. Wildl. Manage. 62 : 727-734.

BJORGE, R.R. et J.R. GUNSON. 1989. Wolf, *Canis lupus*, population characteristics and prey relationships near Simonette River, Alberta. Can. Field-Nat. 103 : 327-334.

BLANCHARD, B.M. et R.R. KNIGHT. 1991. Movements of Yellowstone grizzly bears. Biol. Cons. 58 : 41-67.

BLANCO, J.C., S. REIG et L. DE LA CUESTA. 1992. Distribution, status and conservation problems of the wolf *Canis lupus* in Spain. Biol. Cons. 60 : 73-80.

BOITANI, L. 1992. Wolf research and conservation in Italy. Biol. Cons. 61 : 125-132.

BOYD, D.K. et D.H. PLETSCHER. 1999. Characteristics of dispersal in a colonizing wolf population in the central Rocky Mountains. J. Wildl. Manage. 63 : 1094-1108.

BRODY, A.J. et M.R. PELTON. 1989. Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. Wildl. Soc. Bull. 17 : 5-10.

CALLAGHAN, C. 2001. The influence of roads on wolf movements in the Central Rocky Mountains. Pp. 25-26 dans Managing roads for wildlife. Yellowstone to Yukon Conservation Initiative, Wildlands Center for Preventing Roads, Canadian Parks and Wilderness Society. Crowsnest Pass, Alberta. 110 p.

- CALLAGHAN, C.J. 2002. The ecology of the gray wolf (*Canis lupus*) habitat use, survival, and persistence in the Central Rocky Mountains, Canada. Thèse de Doctorat. University of Guelph. Guelph, Ontario. 211 p.
- CARBYN, L.N. 1980. Ecology and management of wolves in Riding Mountain National Park, Manitoba. Edmonton, Canadian Wildlife Service. 184 p.
- CARBYN, L.N. 1982. Coyote population fluctuations and spatial distribution in relation to wolf territories in Riding Mountain National Park, Manitoba. *Can. Field-Nat.* 96 : 176-183.
- CARROLL, C. 2002. Carnivore restoration in the Northeastern U.S. and Southeastern Canada: a regional-scale analysis of habitat and population viability for wolf, lynx, and marten. Progress report 1: Wolf viability analysis. Klamath Center for Conservation Research. Rapport préparé pour: The Wildlands Project. Orleans, CA. 38 p.
- CHAPMAN, R.C. 1977. The effects of human disturbance on wolves (*Canis lupus*). Mémoire de Maîtrise. University of Alaska, Fairbanks. 209 p.
- CIUCCI, P., L. BOITANI, E.R. PELLICIONI, M. ROCCO et I. GUY. 1996. A comparison of scat analysis methods to assess the diet of the wolf, *Canis lupus*. *Wildl. Biol.* 2 : 37-48.
- CIUCCI, P., L. BOITANI, F. FRANCISCI et G. ANDREOLI. 1997. Home range, activity and movements of a wolf pack in central Italy. *J. Zool.* 243 : 803-819.
- COSEPAC. 2001. Espèces Canadiennes en péril, novembre 2001. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. 36 p.
- COURCHAMP, F. et D.W. MACDONALD. 2001. Crucial importance of pack size in the African wild dog *Lycaon pictus*. *Anim. Cons.* 4 :169-174.
- CRÊTE, M., M. BÉLANGER et J. TREMBLAY. 1981. Régime alimentaire du loup dans le sud-ouest du Québec entre les mois de mai et d'octobre. *Nat. Can.* 108 : 167-173.
- DARIMONT, C.T. et P.C. PAQUET. 2000. The gray wolves (*Canis lupus*) of British Columbia's rainforests: Findings from year 2000 pilot study and conservation assessment. Préparé pour la Raincoast Conservation Society. Victoria, BC. 62 p.
- DAUPHINÉ, T.C. JR. 1972. Reports on a preliminary survey of wild canids in La Mauricie national park with recommendations for future surveys and management. Canadian Wildlife service, Ottawa. 22 p.
- DUMOND, M. et M. A. VILLARD. 2000. Demography and body condition of coyotes (*Canis latrans*) in eastern New Brunswick. *Can. J. Zool.* 78 : 399-406.

- EDWARDS, G.P., N. DE PREU, B.J. SHAKESHAFT, I.V. CREALY et R.M. PALTRIDGE. 2001. Home range and movements of male feral cats (*Felis catus*) in a semiarid woodland environment in central Australia. *Aust. Ecol.* 26 : 93-101.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1990. Synthèse et analyse des ressources naturelles, parc national de la Mauricie. Parcs Canada, Service de conservation des ressources naturelles, région du Québec.
- FORAMEC. 2002. Étude du régime alimentaire du loup en Mauricie à partir de l'analyse du contenu des fèces. Rapport préparé pour Parcs Canada. FORAMEC inc. Québec. 9 p.
- FORBES, G.J. et J.B. THEBERGE. 1995. Influences of a migratory deer herd on wolf movements and mortality in and near Algonquin Park, Ontario. Pp. 303-314 dans *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. Éditeurs : L.N. Carbyn, S.H. Fritts et D.R. Seip. Canadian Circumpolar Institute, Occasional Publication No. 35, 642 p.
- FORBES, G.J. et J.B. THEBERGE. 1996. Cross-boundary management of Algonquin Park wolves. *Cons. Biol.* 10 : 1091-1097.
- FORTIN, C. et J. HUOT. 1995. Écologie comparée du coyote, du lynx et du renard roux au parc national Forillon. Rapport préparé pour Parcs Canada. Département de Biologie, Université Laval. Ste-Foy. 291 p.
- FORTIN, D. 1988. Affectation des terres adjacentes au parc national de la Mauricie. Rapport non publié. Environnement Canada, Parcs Canada, Service régional de la conservation des ressources naturelles, région du Québec. 17 p.
- FRANKEL, O.H. et M.E. SOULÉ. 1981. *Conservation and evolution*. Cambridge University Press, UK. 327 p.
- FRITTS, S.H. et L.D. MECH. 1981. Dynamics, movements, and feeding ecology of a newly protected wolf population in northwestern Minnesota. *Wildl. Monogr.* 80 : 1-79.
- FULLER, T. et L.B. KEITH. 1981. Non-overlapping ranges of coyotes and wolves in northeastern Alberta. *J. Mammal.* 62 : 403-405.
- FULLER, T.K. 1989. Population dynamics of wolves in North-Central Minnesota. *Wildl. Monogr.* 105 : 1-41.
- FULLER, T.K. 1991. Effect of snow depth on wolf activity and prey selection in north central Minnesota. *Can. J. Zool.* 69 : 283-287.

FULLER, T.K., W.E. BERG, G.L. RADDE, M.S. LENARZ et G. BLAIR JOSELYN. 1992. A history and current estimate of wolf distribution and numbers in Minnesota. *Wildl. Soc. Bull.* 20 : 42-55.

FULLER, T.K. et L.B. KEITH. 1980. Wolf population dynamics and prey relationship in northeastern Alberta. *J. Wildl. Manage.* 44 : 583-602.

GAILLARD, J.M., M. FESTA-BIANCHET et N.G. YOCCOZ. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *TREE.* 13 : 58-63.

GARSHELIS, D.L. et M.R. PELTON. 1981. Movements of black bears in the Great Smoky Mountains National Park. *J. Wildl. Manage.* 45 : 912-925.

GASAWAY, W.C., J.L. STEPHENSON, J.L. DAVIS, P.E.K. SHEPHERD et O.E. BURRIS. 1983. Interrelationships of wolves, prey, and man in interior Alaska. *Wildl. Monogr.* 84 : 1-50.

GÉOPHYSIQUE GPR INTERNATIONAL INC. 1994. Analyse spatio- temporelle de la région du parc national de la Mauricie, phase II. Rapport préparé pour Parcs Canada (Ottawa) Contrat M.93494. Géophysique GPR International Inc. Longueuil, Qc. 121 p.

GEORGES, F. 1976. A range extension of the coyote in Quebec. *Can. Field-Nat.* 90 : 78-79.

GESE, E.M. 2001. Territorial defence by coyotes (*Canis latrans*) in Yellowstone National Park, Wyoming: who, how, where, when, and why. *Can. J. Zool.* 79 : 980-987.

GESE, E.M. et L.D. MECH. 1991. Dispersal of wolves (*Canis lupus*) in northeastern Minnesota, 1969-1989. *Can. J. Zool.* 69 : 2946-2955.

GESE, E.M. et R.L. RUFF. 1998. Howling by coyotes (*Canis latrans*): variation among social classes, seasons, and pack sizes. *Can. J. Zool.* 76 : 1037-1043.

GIBEAU, M.L., A.P. CLEVINGER, S. HERRERO et J. WIERZCHOWSKI. 2002. Grizzly bear response to human development and activities in the Bow River Watershed, Alberta, Canada. *Biol. Cons.* 103 : 227-236.

HABER, G.C. 1996. Biological, conservation, and ethical implications of exploiting and controlling wolves. *Cons. Biol.* 10 : 1069-1081.

HARRINGTON, F.H., L.D. MECH et S.H. FRITTS. 1983. Pack size and wolf pup survival: their relationship under varying ecological conditions. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 13 : 19-26.

HEBBLEWHITE, M., D.H. PLETSCHER et P.C. PAQUET. 2002. Elk population dynamics in areas with and without predation by recolonizing wolves in Banff National Park, Alberta. *Can. J. Zool.* 80 : 789-799.

HOLLEMAN, D.F. et R.O. STEPHENSON. 1981. Prey selection and consumption by Alaskan wolves in winter. *J. Wildl. Manage.* 45 : 620-628.

HOUSTON, D.B. 1971. Ecosystems of national parks. *Science.* 172 : 648-651.

JALKOTZY, M.G., P.I. ROSS et M.D. NASSERDEN. 1997. The effects of linear developments on wildlife: A review of selected scientific literature. Arc Wildlife Service Ltd. Calgary, Alberta. 354 p.

JAMES, A.R.C. et A.K. STUART-SMITH. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *J. Wildl. Manage.* 64 : 154-159.

JENSEN, W.F., T.K. FULLER et W.L. ROBINSON. 1986. Wolf, *Canis lupus*, distribution on the Ontario-Michigan border near Sault Ste. Marie. *Can. Field-Nat.* 100 : 363-366.

JOLICOEUR, H. 1998. Le loup du massif du lac Jacques-Cartier. Ministère de l'Environnement et de la Faune. Direction de la Faune et des Habitats. 132 p.

JOLICOEUR, H., R. LEMIEUX, J.-P. DUCRUC et C. FORTIN. 1998. Caractérisation des tanières de loup dans le massif du lac Jacques-Cartier. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la Faune et des habitats, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Direction régionale de Québec. 41 p.

JOLICOEUR, H., R. LAFOND, N. SCARINGELLA, W. GRENIER et R. MORIN. 2000. Résultats d'une enquête postale maison effectuée en 1997 auprès des trappeurs et des chasseurs de loups et de coyotes du sud du Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune. 58 p.

JOLICOEUR, H. et M. HÉNAULT. 2002. Répartition géographique du loup et du coyote au sud du 52^e parallèle et estimation de la population de loups au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, Direction de l'aménagement des Laurentides. 45 p.

KEITH, L. B. 1983. Population dynamics of wolves. Pp. 66-77 dans *Wolves in Canada and Alaska : their status, biology and management*. Éditeur : L.N. Carbyn. Canadian Wildlife Service. Ottawa, Ontario. 145 p.

KNIGHT, R.R., B.M. BLANCHARD et L.L. EBERHARDT. 1988. Mortality patterns and population sinks for Yellowstone grizzly bears, 1973-1985. *Wildl. Soc. Bull.* 16 : 121-125.

KNIGHT, R.R. et L.L. EBERHARDT. 1985. Population dynamics of Yellowstone grizzly bears. *Ecology.* 66 : 323-334.

- KOLENOSKY, G.B. 1971. Hybridization between wolf and coyote. *J. Mammal.* 52 : 446-449.
- KOLENOSKY, G.B. 1972. Wolf predation on wintering deer in East-Central Ontario. *J. Wildl. Manage.* 36 : 357-369.
- LAMONTAGNE, G. et D. JEAN. 1999. Plan de gestion de l'orignal 1999-2003. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune. 178 p.
- LALUMIÈRE, R. et M. THIBAUT. 1988. Les forêts du parc national de la Mauricie, au Québec. Les Presses de l'Université Laval. Québec. 495 p.
- LARIVIÈRE, S. et M. CRÊTE. 1993. The size of eastern coyotes (*Canis latrans*): A comment. *J. Mammal.* 74 : 1072-1074.
- LARIVIÈRE, S., H. JOLICOEUR, et M. CRÊTE. 1998. Densités et tendances démographiques du loup (*Canis lupus*) dans les réserves fauniques du Québec entre 1983 et 1997. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats. 33 p.
- LARIVIÈRE, S., H. JOLICOEUR, et M. CRÊTE. 2000. Status and conservation of the gray wolf (*Canis lupus*) in wildlife reserves of Quebec. *Biol. Cons.* 94 : 143-151.
- LAUNDRÉ, J. W. et B. L. KELLER. 1984. Home-range size of coyotes: a critical review. *J. Wildl. Manage.* 48 : 127-139.
- LEHMAN, N., A. EISENHAWER, K. HANSEN, L.D. MECH, R.O. PETERSON, P.J.P. GOGAN et R.K. WAYNE. 1991. Introgression of coyote mitochondrial DNA into sympatric North American gray wolf populations. *Evolution.* 45 : 104-119.
- LEMIEUX, R. 1983. Piégeage du loup dans la réserve de Papineau-Labelle de 1980 à 1982. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Direction de la faune terrestre. 28 p.
- LEMIEUX, R. 1996. Résultats des opérations de piégeage et de marquage du loup dans la réserve des Laurentides, le parc des Grands-Jardins et le parc de la Jacques-Cartier., Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre. 27 p.
- LINDZEY, F.G., B.B. ACKERMAN, D. BARNHURST et T.P. HEMKER. 1988. Survival rates of mountain lions in southern Utah. *J. Wildl. Manage.* 52 : 664-667.
- MACE, R.D., J.S. WALLER, T.L. MANLEY, L.J. LYON et H. ZUURING. 1996. Relationships among grizzly bears, roads, and habitat in the Swan Mountains, Montana. *J. Appl. Ecol.* 33 : 1395-1404.

- MADER, H.J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biol. Cons.* 29 : 81-96.
- MAHER, C.R. et D.F. LOTT. 1995. Definitions of territoriality used in the study of variation in vertebrate spacing systems. *Anim. Behav.* 49 : 1581-1597.
- MANSEAU, M., S. CZETWERTYNSKI, R. LEMIEUX, A. DEMERS et H. JOLICOEUR. 2003. Impact des appels de loups faits dans le cadre d'activités écotouristiques sur le comportement de deux meutes de loups dans le massif du lac Jacques-Cartier. *Nat. Can.* 127 : 43-54.
- MASSE, D. 1993. Problématique de l'orignal et du loup au parc national de la Mauricie. Dans le compte rendu de l'atelier sur l'intégrité écologique du parc national de la Mauricie. Service de la conservation des ressources naturelles, Parcs Canada, Région du Québec. 126 p.
- MASSE, D. et D. BORDELEAU. 1988. Inventaire des colonies de castors au parc national de la Mauricie, automne 1987. Environnement Canada, Service canadien des parcs, parc national de la Mauricie. 150 p.
- MASSE, D. et S. PARADIS. 2000. Préoccupations de conservation du loup au parc national de la Mauricie. Parcs Canada, Service de conservation des ressources naturelles, parc national de la Mauricie. 13 p.
- MASSE, D. et M. VILLEMURE. 2000. Évaluation des impacts du projet d'étude de l'écologie du loup et du coyote au parc national de la Mauricie. Rapport préparé pour Parcs Canada. 55 p.
- MASSE, D. et M. PLANTE. En préparation. Inventaire des ongulés hiver 1995, parc national du Canada de la Mauricie. Parcs Canada, Service de la conservation des ressources naturelles du parc national de la Mauricie. Non paginé.
- MASSE, D. et D. BORDELEAU. En préparation. Inventaire des ongulés hiver 2000 et état de la situation 1970-2000, parc national du Canada de la Mauricie. Parcs Canada, Service de la conservation des ressources naturelles du parc national de la Mauricie. Non paginé.
- MCCULLOUGH, D.R. 1996. Spatially structured populations and harvest theory. *J. Wildl. Manage.* 60 : 1-9.
- MCLELLAN, B.N., F.W. HOVEY, R.D. MACE, J.G. Woods, D.W. CARNEY, M.L. GIBEAU, W.L. WAKKINEN et W.F. KASWORM. 1999. Rates and causes of grizzly bear mortality in the interior mountains of British Columbia, Alberta, Montana, Washington, and Idaho. *J. Wildl. Manage.* 63 : 911-920.

- MCLELLAN, B.N. et D.M. SHACKLETON. 1988. Grizzly bears and resource extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use, and demography. *J. Appl. Ecol.* 25 : 451-460.
- MECH, L.D. 1970. *The wolf : ecology and behavior of an endangered species*. University of Minnesota Press. Minneapolis. 384 p.
- MECH, L.D. 1977. Productivity, mortality, and population trends of wolves in northeastern Minnesota. *J. Mammal.* 58 : 559-574.
- MECH, L.D. 1988. Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildl. Soc. Bull.* 16 : 85-87.
- MECH, L.D. 1989. Wolf population survival in an area of high road density. *Am. Midl. Nat.* 121 : 387-389.
- MECH, L.D. 1990. Possible use of wolf, *Canis lupus*, den over several centuries. *Can. Field-Nat.* 104 : 484-485.
- MECH, L.D. 1994. Buffer zones of territories of gray wolves as regions of intraspecific strife. *J. Mammal.* 75 : 199-202.
- MECH, L.D. 1995. The challenge and opportunity of recovering wolf populations. *Cons. Biol.* 9 : 270-278.
- MECH, L.D. et S.M. GOYAL. 1993. Canine parvovirus effect on wolf population change and pup survival. *J. Wildl. Diseases.* 22 : 104-106.
- MECH, L.D., D.W. SMITH, K.M. MURPHY et D.R. MACNULTY. 2001. Winter severity and wolf predation on a formerly wolf-free elk herd. *J. Wildl. Manage.* 65 : 998-1003.
- MEIER, T.J., J.W. BURCH, L.D. MECH et L.G. ADAMS. 1995. Pack structure and genetic relatedness among wolf packs in a naturally-regulated population. Pp. 293-302 dans *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. Éditeurs : L.N. Carbyn, S.H. Fritts et D.R. Seip. Canadian Circumpolar Institute. 642 p.
- MESSIER, F. 1985a. Social organisation, spatial distribution, and population density of wolves in relation to moose density. *Can. J. Zool.* 63 : 1068-1077.
- MESSIER, F. 1985b. Solitary living and extraterritorial movements of wolves in relation to social status and prey abundance. *Can. J. Zool.* 63 : 239-245.
- MESSIER, F. 1987. Physical condition and blood physiology of wolves in relation to moose density. *Can. J. Zool.* 65 : 91-95.

- MLADENOFF, D.J., T.A. SICKLEY, R.G. HAIGHT et A.P. WYDEVEN. 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the Northern Great Lakes region. *Cons. Biol.* 9 : 279-294.
- MOHR, C.O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *Am. Midl. Nat.* 37 : 223-249.
- MOORE, T.D., L.E. SPENCE et C.E. DUGNOLE. 1974. Identification of the dorsal guard hairs of some mammals of Wyoming. *Wyo. Game and Fish Dep. Bull.* 14.
- MORINVILLE, G. 1985. Étude du régime alimentaire estival du loup (*Canis lupus*) sur les territoires de la Réserve Mastigouche et de la Z.E.C. Bessonne. Département de Chimie-Biologie. Université du Québec à Trois-Rivières. 30 p.
- NAUD, R. et A. PLAMONDON. 1975. Hydrologie et climatologie du parc national de la Mauricie. Ministère des affaires indiennes et du nord canadien. Parcs Canada, Région du Québec. 215 p.
- NOWAK, R.M. 1995. Another look at wolf taxonomy. Pp. 375-397 dans *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. Éditeurs : L.N. Carbyn, S.H. Fritts et D.R. Seip, Canadian Circumpolar Institute. 642 p.
- PAQUET, P.C. 1991. Winter spatial relationships of wolves and coyotes in Riding Mountain National Park, Manitoba. *J. Mammal.* 72 : 397-401.
- PAQUET, P.C., J. WIERZCHOWSKI et C. CALLAGHAN. 1996. Effects of human activity on gray wolves in the Bow River Valley, Banff National Park, Alberta. Dans *A cumulative effects assessment and futures outlook for the Banff Bow Valley*. Éditeurs : J. Green, C. Pacas, S. Bayley et L. Cornwell. Préparé pour la Banff Bow Valley Study. Département de l'Héritage Canadien. Ottawa, Ontario.
- PAQUET, P.C., J.A. VUCETICH, M.K. PHILLIPS et L.M. VUCETICH. 2001. Mexican wolf recovery : three-year program review and assessment. Conservation Breeding Specialist Group. Apple Valley, MN. 86 p.
- PARCS CANADA. 1981. Rapport statistique 1980. Parcs Canada, Région du Québec, Environnement Canada. 124 p.
- PARCS CANADA. 2002. Rapport statistique 2001 de Parcs Canada au Québec. Fréquentation et utilisation des parcs nationaux et des lieux historiques nationaux du Canada. Service du marketing et des affaires du programme. Centre de services du Québec. 51 p.

- PELLETIER, H. 1998. Plan de conservation des écosystèmes terrestres, parc national de la Mauricie. Parcs Canada. Région du Québec. Service régional de la conservation des ressources. 320 p.
- PERCY, M., T. HURD, et C. CALLAGHAN. 1998. Spatial and temporal effects of the Bow Valley Parkway on wolf movement and habitat use. Central Rockies Wolf Project. 33 p.
- PETERSON, R.O., J.D. WOOLINGTON, et T.N. BAILEY. 1984. Wolves of the Kenai Peninsula, Alaska. Wildl. Monogr. 88 : 1-52.
- PHILLIPS, R.L., K.S. GRUVER, et E.S. Williams. 1996. Leg injuries to coyotes captured in three types of foothold traps. Wildl. Soc. Bull. 24 : 260-263.
- PHILLIPS, R.L. et C. MULLIS. 1996. Expanded field testing of the No. 3 Victor Soft Catch® trap. Wildl. Soc. Bull 24 : 128-131.
- PILGRIM, K.L., D.K. BOYD, et S.H. FORBES. 1998. Testing for wolf-coyote hybridization in the Rocky Mountains using mitochondrial DNA. J. Wildl. Manage. 62 : 683-689.
- PIMLOTT, D.H., J.A. SHANNON et G.B. KOLENOSKY. 1969. The ecology of the timber wolf in Algonquin Provincial Park. Ontario Dep. Lands For. Res. Rep. 87. 92 p.
- POTVIN, F. 1986. Écologie du loup dans la réserve de Papineau-Labelle. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune terrestre, Publication N° 1202. Québec. 103 p.
- POTVIN, F. 1987. Wolf movement and population dynamics in Papineau-Labelle reserve, Quebec. Can. J. Zool. 66 : 1266-1273.
- POTVIN, F., H. JOLICOEUR, L. BRETON et R. LEMIEUX. 1992. Evaluation of an experimental wolf reduction and its impact on deer in Papineau-Labelle Reserve, Quebec. Can. J. Zool. 70 : 1595-1603.
- POULLE, M.L., R. LEMIEUX, M. CRÊTE et J. HUOT. 1992. Régime alimentaire du coyote et sélection des proies dans un ravage de cerf de Virginie en fort déclin : le ravage de Bonaventure (Gaspésie). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec.
- RATEAUD, W., H. JOLICOEUR, et P. ETCHEVERRY. 2001. Habitat du loup dans le sud-ouest du Québec: Occupation actuelle et modèles prédictifs. Société de la faune et des parcs du Québec, Ministère de l'Environnement. 56 p.
- REYNOLDS, J.C. et N.J. AEBISCHER. 1991. Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis : a critique, with recommendations, based on a study of the fox, *Vulpes vulpes*. Mammal Rev. 21 : 97-122.

- RICHENS, V.B. et R.D. HUGIE. 1974. Distribution, taxonomic status, and characteristics of coyotes in Maine. *J. Wildl. Manage.* 38 : 447-454.
- SAMSON, C. 2001. Rapport de situation du loup de l'Est (*Canis lupus lycaon*) pour le Comité sur la Situation des Espèces en Péril au Canada. École de sciences forestières, Université de Moncton, Campus d'Edmundston, Nouveau-Brunswick. 24 p.
- SAMSON, C. et J. HUOT. 1994. Écologie et dynamique de la population d'ours noir (*Ursus americanus*) du parc national de la Mauricie. Rapport préparé pour Parcs Canada. Université Laval. Département de Biologie. Ste-Foy. 214 p.
- SAMSON, C. 1995. Écologie et dynamique d'une population d'ours noir (*Ursus americanus*) protégée dans une forêt mixte du sud du Québec. Thèse de doctorat. Université Laval, Sainte-Foy. 201 p.
- SAMSON, C. et J. HUOT. 1998. Movements of female black bears in relation to vegetation type in southern Québec. *J. Wildl. Manage.* 62 : 718-727.
- SAUNDERS, D.A., R.J. HOBBS, et C.R. MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Cons. Biol.* 5 : 18-32.
- SCHERRER, B. 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin éditeur. Boucherville, Québec, Canada. 850 p.
- SCHMITZ, O.J. et G.B. KOLENOSKY. 1985a. Hybridization between wolf and coyote in captivity. *J. Mammal.* 66 : 402-405.
- SCHMITZ, O.J. et G.B. KOLENOSKY. 1985b. Wolves and coyotes in Ontario: morphological relationships and origins. *Can. J. Zool.* 63 : 1130-1137.
- S.C.R.N. 1981. Données météorologiques 1941 à 1970. Service de la Conservation des Ressources Naturelles (SCRN), Région du Québec.
- SEAL, U.S. et L.D. MECH. 1983. Blood indicators of seasonal metabolic patterns in captive adult gray wolves. *J. Wildl. Manage.* 47 : 704-715.
- SERVICE CANADIEN DES PARCS. 1993. Compte rendu de l'atelier sur l'intégrité écologique du parc national de la Mauricie. Parcs Canada, Service de la conservation des ressources naturelles, Région du Québec. 126 p.
- SHIVIK, J.A. et E.M. GESE. 2000. Territorial significance of home range estimators for coyotes. *Wildl. Soc. Bull.* 28 : 940-946.

SHIVIK, J.A., M.M. JAEGER et R.H. BARRETT.. 1996. Coyote Movements in Relation to the Spatial Distribution of Sheep. *J. Wildl. Manage.* 60 : 422-430.

SIMONETTI, J.A. 1995. Wildlife conservation outside parks is a disease-mediated task. *Cons. Biol.* 9 : 454-456.

SWEANOR, L.L., K.A. LOGAN, et M.G. HORNOCKER. 2000. Cougar dispersal patterns, metapopulation dynamics, and conservation. *Cons. Biol.* 14 : 798-808.

THEBERGE, J.B. 1991. Ecological classification, status, and management of the gray wolf, *Canis lupus*, in Canada. *Can. Field-Nat.* 105 : 459-463.

THEBERGE, J.B. et M.T. THEBERGE. 1999. La conservation du loup gris en Ontario - un autre point de vue. *La Biodiversité Mondiale.* 8 : 21-24.

THIEL, R.P. 1985. Relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. *Am. Midl. Nat.* 113 : 404-407.

THIEL, R.P. et R.J. WELCH. 1981. Evidence of recent breeding activity in Wisconsin wolves. *Am. Midl. Nat.* 106 :401-402.

THIEL, R.P., S. MERRILL et L.D. MECH. 1998. Tolerance by denning wolves, *Canis lupus*, to human disturbance. *Can. Field-Nat.* 112 : 340-342.

THURBER, J.M. et R.O. PETERSON. 1991. Changes in body size associated with range expansion in the coyote (*Canis latrans*). *J. Mammal.* 72 : 750-755.

THURBER, J.M., R.O. PETERSON, T.D. DRUMMER et S.A. THOMASMA. 1994. Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildl. Soc. Bull.* 22 : 61-68.

TODD, A.W., L.B. KEITH, et C.A. FISCHER. 1981. Population ecology of coyotes during a fluctuation of snowshoe hares. *J. Wildl. Manage.* 45 : 629-640.

TREMBLAY, J.P., M. CRÊTE, et J. HUOT. 1998. Summer foraging behavior of eastern coyotes in rural versus forest landscape: A possible mechanism of source-sink dynamics. *Écoscience.* 5 : 172-182.

TREMBLAY, J.P., H. JOLICOEUR et R. LEMIEUX. 2001. Summer food habits of gray wolves in the boreal forest of the Jacques-Cartier Highlands, Québec. *Alces.* 37 : 1-12.

TRUETT, J.C., R. G.B. SENNER, K. KERTELL, R. RODRIGUES et R.H. POLLARD. 1994. Wildlife responses to small-scale disturbances in Arctic tundra. *Wildl. Soc. Bull.* 22 : 317-324.

VAN BALLEMBERGHE, V. et L. D. MECH. 1975. Weights, growth, and survival of timber wolf pups in Minnesota. *J. Mammal.* 56 : 44-63.

- VAN DYKE, F.G., R.H. BROCKE, et H.G. SHAW. 1986a. Use of road track counts as indices of mountain lion presence. *J. Wildl. Manage.* 50 : 102-109.
- VAN DYKE, F.G., R.H. BROCKE, H.G. SHAW, B.B. ACKERMAN, T.P. HEMKER et F.G. LINDZEY. 1986b. Reactions of mountain lions to logging and human activity. *J. Wildl. Manage.* 50 : 95-102.
- VAN ZYLL DE JONG, C.G. et L.N. CARBYN. 1999. COSEWIC status report on the grey wolf (*Canis lupus*) in Canada. 67 p.
- VUCETICH, J.A. et P.C. PAQUET. 2000. The demographic population viability of Algonquin wolves. Rapport préparé pour: The Algonquin Wolf Advisory Committee. 22 p.
- WHITE, G.C. et R.A. GARROTT. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press. London. 383 p.
- WHITTAKER, D. et R.L. KNIGHT. 1998. Understanding wildlife responses to humans. *Wildl. Soc. Bull.* 26 : 312-317.
- WIELGUS, R.B. 2002. Minimum viable population and reserve sizes for naturally regulated grizzly bears in British Columbia. *Biol. Cons.* 106 : 381-388.
- WILSON, P.J., S. GREWAL, I.D. LAWFORD, J.N.M. HEAL, A G. GRANACKI, D. PENNOCK, J.B. THEBERGE, M.T. THEBERGE, D.R. VOIGT, W. WADDELL, R.E. CHAMBERS, P.C. PAQUET, G. GOULET, D. CLUFF et B.N. WHITE. 2000. DNA profiles of the eastern Canadian wolf and the red wolf provide evidence for a common evolutionary history independent of the gray wolf. *Can. J. Zool.* 78 : 2156-2166.
- WOODROFFE, R. 2001. Strategies for carnivore conservation: lessons from contemporary extinctions. Pp. 61-92 dans *Carnivore conservation*. Éditeurs: J.J. Gittleman, S.M. Funk, et D. Macdonald. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 675 p.
- WOODROFFE, R. et J.R. GINSBERG. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science.* 280 : 2126-2128.
- WYDEVEN, A.P., T.K. FULLER, W. WEBER et K. MACDONALD. 1998. The potential for wolf recovery in the northeastern United States via dispersal from southeastern Canada. *Wildl. Soc. Bull.* 26 : 776-784.
- YADVENDRADEV, V.J. et R.H. GILES. 1991. The status and conservation of the wolf in Gujarat and Rajasthan, India. *Cons. Biol.* 5 : 476-483.