

NATHALIE LEBLANC

**SÉLECTION D'HABITATS ET UTILISATION DU MILIEU
PAR L'OURS NOIR (*Ursus americanus*) DANS UNE AIRE
PROTÉGÉE DE DIMENSION RESTREINTE :
LE PARC NATIONAL FORILLON**

**Mémoire
présenté
à la Faculté des études supérieures
de l'Université Laval
pour l'obtention
du grade de maître ès sciences (M. Sc.)**

**Département de biologie
FACULTÉ DES SCIENCES ET DE GÉNIE
UNIVERSITÉ LAVAL**

MARS 2000

©Nathalie Leblanc, 2000



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file *Votre référence*

Our file *Notre référence*

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

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

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

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

0-612-49105-6

Canada

RÉSUMÉ

La plupart des aires protégées de l'Est du Canada sont trop petites pour maintenir à elles seules des populations de grands mammifères. Une meilleure connaissance de l'écologie de ces espèces pourrait améliorer l'efficacité des zones de protection. À cette fin, nous avons étudié les préférences d'habitats, les déplacements et le régime alimentaire de l'ours noir (*Ursus americanus*) en forêt boréale dans un parc national de petite superficie: Forillon. Les friches sont apparues comme l'habitat clé pour l'ours bien que d'autres milieux ouverts soient aussi recherchés. Les petits fruits, en particulier ceux du cornouiller stolonifère (*Cornus stolonifera*) qui sont abondants dans les friches, constituent la base de l'alimentation estivale. Grâce à ces ressources, les ours sortent peu du parc et ils accroissent plutôt le chevauchement entre leurs domaines vitaux au cours des années de faible production de fruits. L'avenir des populations d'ours semble donc lié à la disponibilité des milieux ouverts et à leur évolution, du moins en forêt boréale.

Nathalie Leblanc, Étudiante

Dr. Jean Huot, Directeur

AVANT-PROPOS

Cette thèse s'inscrit dans le cadre d'une étude sur l'écologie de l'ours noir réalisée conjointement par l'Université Laval et Parcs Canada au parc national Forillon. Le financement a été assuré par Parcs Canada. Je remercie les organismes qui ont également contribué financièrement en me remettant une bourse d'études: le Conseil de Recherches en Sciences naturelles et Génie et la Fondation Héritage Faune.

Je remercie mon directeur de recherche, Dr. Jean Huot, pour sa confiance, ses conseils, le temps qu'il m'a consacré et son intérêt pour le projet. Je remercie également les membres du comité de révision de mémoire, Dr. Cyrille Barrette et Dr. Jacques Bovet du département de biologie de l'Université Laval.

Un projet d'une telle envergure ne peut être réalisé sans l'aide et le support de nombreuses personnes que je remercie grandement. Christian Fortin a réalisé un travail remarquable sur le terrain et m'a souvent fait profiter de son expérience et de ses bons conseils. Les gens du Service de Conservation du parc national Forillon m'ont également apporté une aide précieuse, particulièrement Denis Comeau et Stéphane Marchand. Je remercie Gérald Picard pour son travail de terrain, André Fournier pour sa disponibilité et les nombreuses heures en avion dans des conditions souvent difficiles, Claude Samson pour ses conseils, Gaétan Daigle pour les statistiques, Steve Duquette de Parcs Canada pour l'informatique, Sylvain Paradis et Luc Foisly de Parcs Canada pour la planification et le suivi du projet et toutes les autres personnes qui ont aidé à la prise de données ou à leur analyse.

Je remercie finalement les personnes qui m'ont apporté un appui personnel. Je pense ici aux gens du laboratoire de Jean Huot et à mes amis et amies. Je pense également à mes parents qui m'ont appris à apprécier la nature et qui ont toujours cru en moi et en mes projets. Je remercie finalement Patrick pour avoir accepté mes longues absences, pour sa compréhension, son support et tout le reste.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	I
AVANT-PROPOS	II
LISTE DES FIGURES	V
LISTE DES TABLEAUX	VII
LISTE DES ANNEXES	VIII
CHAPITRE I	
INTRODUCTION.....	1
1.1 Problématique	1
1.2 Hypothèse de recherche et objectifs de l'étude	5
CHAPITRE II	
AIRE D'ÉTUDE.....	8
CHAPITRE III	
MÉTHODOLOGIE	12
3.1 Durée des travaux de terrain	12
3.2 Évaluation de la production de fruits.....	12
3.3 Étude du régime alimentaire.....	13
3.3.1 Récolte des fèces	13
3.3.2 Analyse du contenu des fèces.....	13
3.4 Piégeage	14
3.5 Manipulation et marquage des individus capturés.....	16
3.6 Télémétrie	17
3.6.1 Suivis télémétriques	17
3.6.2 Précision en télémétrie	18
3.7 Analyses des données de télémétrie.....	19
3.7.1 Domaines vitaux et zones d'utilisation intensive.....	19
3.7.2 Utilisation des zones aménagées ou fréquentées par les visiteurs	21
3.7.3 Sélection d'habitats	23
3.7.4 Chronologie de la dormance hivernale et visites des tanières.....	29
3.8 Taux de mortalité.....	30
3.9 Estimation de la taille de la population	30
3.10 Évaluation de l'écorçage par les ours dans les peuplements contenant du cèdre	31
3.11 Logiciels statistiques utilisés.....	33

CHAPITRE IV	
RESULTATS	34
4.1 Évaluation de la production de fruits.....	34
4.2 Régime alimentaire de l'ours noir	36
4.3 Capture, manipulation et marquage des ours.....	39
4.4 Suivi par télémétrie.....	40
4.5 Précision en télémétrie	42
4.6 Domaines vitaux et zones d'utilisation intensive.....	42
4.7 Chevauchement des domaines vitaux et des zones d'utilisation intensive.....	46
4.8 Utilisation transfrontalière du milieu.....	50
4.9 Utilisation des aires aménagées ou fréquentées par les visiteurs	51
4.9.1 Utilisation de la vallée de l'Anse-au-Griffon	51
4.9.2 Utilisation des aires de camping	51
4.10 Sélection d'habitats	52
4.11 Chronologie de la dormance hivernale	58
4.12 Visites des tanières à l'hiver 1998-99	59
4.13 Causes et taux de mortalité.....	59
4.14 Estimation de la taille de la population	62
4.15 Écorçage par les ours dans les peuplements contenant du cèdre	62
 CHAPITRE V	
DISCUSSION	69
5.1 Production de fruits et régime alimentaire de l'ours.....	69
5.2 Sélection d'habitats	73
5.3 Utilisation transfrontalière du milieu.....	77
5.4 Utilisation de l'espace et étendue des déplacements	79
5.5 Chronologie de la dormance hivernale.....	82
5.6 Densité de la population, taux de mortalité et évolution de la population	82
5.7 Écorçage par les ours dans les peuplements du parc.....	85
5.8 Recommandations.....	86
 BIBLIOGRAPHIE.....	93
 ANNEXES	99

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation du parc national Forillon et de l'aire d'étude.....	9
Figure 2	Localisation des sites de piégeage d'ours noir au printemps 1997 au parc national Forillon.....	15
Figure 3	Taille moyenne du domaine vital (polygone convexe) en fonction du nombre de localisations utilisées pour 6 ours femelles avec au moins 46 localisations en 1998.....	22
Figure 4	Types d'habitats disponibles pour l'ours noir au parc national Forillon.....	25
Figure 5	Sites de capture des ours femelles adultes munies d'un collier émetteur.....	41
Figure 6	Domaines vitaux (polygone convexe à 95 %) des ours femelles adultes en 1997.....	43
Figure 7	Domaines vitaux (polygone convexe à 95 %) des ours femelles adultes en 1998.....	44
Figure 8	Zones d'utilisation intensive (analyse par groupement à 80 %) pour les ours femelles adultes en 1997.....	47
Figure 9	Zones d'utilisation intensive (analyse par groupement à 80 %) pour les ours femelles adultes en 1998.....	48
Figure 10	Sélection d'habitats saisonnière en 1997 par le test de Friedman lorsque la disponibilité d'habitats est égale pour chaque ours femelle et correspond à la superficie totale du parc national Forillon.....	53
Figure 11	Sélection d'habitats saisonnière en 1998 par le test de Friedman lorsque la disponibilité d'habitats est égale pour chaque ours femelle et correspond à la superficie totale du parc national Forillon.....	54
Figure 12	Sélection d'habitats saisonnière par le test de Friedman lorsque la disponibilité en habitats correspond à la superficie du domaine vital (polygone convexe à 100 %) pour chaque ours femelle.....	56
Figure 13	Comparaison des pourcentages de chaque type d'habitats dans les zones d'utilisation intensive des ours femelles en 1997 par rapport aux pourcentages dans le parc par un test de Friedman.....	57

Figure 14	Localisation des tanières des ours femelles du parc national Forillon en 1997-98 et 1998-99.....	60
Figure 15	Écorçage d'un sapin baumier (ancienne marque).....	63
Figure 16	Écorçage d'un cèdre par un ours noir (marque récente).....	64
Figure 17	Évolution du phénomène d'écorçage des cèdres au parc national Forillon déterminé par l'analyse dendrochronologique.....	68

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Catégories d'habitats pour l'analyse de sélection d'habitats par l'ours noir au parc national Forillon et abondance relative de chacune.....	26
Tableau 2	Résultats des tests de Friedman utilisés pour comparer l'utilisation à partir des localisations au sol et de celles en avion.....	27
Tableau 3	Suivi temporel de la maturation et indice d'abondance pour certaines espèces de fruits du parc national Forillon.....	35
Tableau 4	Résultats de l'analyse des fèces d'ours noir du parc national Forillon présentés en pourcentage (%) moyen du volume d'une fèce.....	37
Tableau 5	Contenu en fruits des fèces d'ours noir du parc national Forillon présenté en pourcentage (%) moyen du volume d'une fèce.....	38
Tableau 6	Taille des domaines vitaux annuels (en ha) des ours femelles par la méthode des polygones convexes à 100 % et 95 % avec les localisations (n) obtenues à partir du sol et en avion.....	45
Tableau 7	Caractéristiques des zones d'utilisation intensive des ours femelles déterminées par une analyse par groupement de 80 % des localisations en avion.....	49
Tableau 8	Résultats des tests de Friedman sur la sélection d'habitats lorsque la disponibilité de l'habitat est égale pour chaque ours femelle et correspond à la superficie totale du parc.....	52
Tableau 9	Résultats du test de Friedman pour la sélection d'habitats lorsque la disponibilité des habitats pour chaque ours femelle correspond à ce qui se trouve dans son domaine vital (portion à l'intérieur du parc).....	55
Tableau 10	Dates du début de la dormance hivernale pour les femelles adultes à l'automne 1997.....	58
Tableau 11	Pourcentages d'arbres par peuplement qui présentaient des signes d'écorçage par les ours pour les différentes essences ligneuses (n=23).....	66

LISTE DES ANNEXES

Annexe A	Informations concernant les captures et le marquage des ours.....	100
Annexe B	Mesures morphométriques des ours capturés.....	102
Annexe C	Pourcentages de chevauchement entre les domaines vitaux annuels des différents couples de femelles dont les domaines se chevauchent.....	103
Annexe D	Pourcentages de chevauchement entre les zones d'utilisation intensive annuelles des différents couples de femelles qui montrent du chevauchement.....	104
Annexe E	Mesures morphométriques des ours femelles et données concernant les jeunes ou les oursons lors des visites des tanières à l'hiver 1998-99.....	105

CHAPITRE I

INTRODUCTION

1.1 Problématique

La conservation des espèces à grands domaines vitaux devient difficile dans le contexte actuel de destruction et fragmentation massive des habitats. Les parcs de conservation et les aires protégées constituent des zones de refuge pour ces espèces. Cependant, la plupart des parcs sont trop petits pour assurer à eux seuls le maintien de populations viables des grands mammifères qui peuvent facilement traverser les frontières de ces aires.

Dans l'Est du Canada, le problème prend toute son importance puisque les parcs de conservation occupent de très petites superficies. De plus, ils sont situés pour la plupart relativement près des zones de développement humain. Des études dans l'Est du pays ont démontré que certaines espèces de grands mammifères dans des parcs de conservation effectuaient des excursions à l'extérieur du parc et devenaient vulnérables à la mortalité anthropique. Par exemple, une étude sur l'ours noir (*Ursus americanus*) au parc national de la Mauricie a démontré que les individus sortaient tous du parc à un certain moment de l'année pour s'alimenter dans des milieux forestiers perturbés en périphérie (Samson et Huot 1998). Des utilisations transfrontalières du milieu ont aussi été observées au parc national Fundy, au Nouveau-Brunswick, où les ours sortaient du parc en été pour aller s'alimenter dans des champs commerciaux de bleuets (Chamberland 1997). Des problèmes

similaires ont été observés au parc Algonquin en Ontario où une grande proportion de la population de loups gris (*Canis lupus*) était abattue lors d'excursions vers un ravage de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) en périphérie du parc (Forbes et Theberge 1996). Ce va-et-vient entre les territoires protégés et adjacents a un impact sur la survie des populations. Même si elles sont protégées à l'intérieur des limites des parcs, les populations deviennent vulnérables à la chasse et au contrôle de la déprédation à l'extérieur de celles-ci. Les milieux intéressants à l'extérieur des aires protégées agissent alors comme un drain pour ces populations.

L'ours noir est le grand mammifère qui possède l'aire de répartition la plus étendue en Amérique du Nord. Il peut aussi parcourir des distances importantes pour combler ses besoins. Dans le contexte d'aire protégée de dimension restreinte, la préservation d'une telle espèce est un défi de taille. Les terres agricoles, les aménagements récréotouristiques et les développements résidentiels en milieu forestier ou en périphérie d'aires protégées sont menaçants pour ces populations car ils drainent les ours vers des zones où la mortalité est élevée et ils isolent les populations (Mattson 1990, Schoen 1990, Hellgren et Maehr 1992, Rossel et Litvaitis 1994). Peu d'études ont porté une attention particulière aux déplacements des ours et à la sélection des habitats dans les aires protégées de petites dimensions et en périphérie de celles-ci. Récemment, Samson et Huot (1998) ont évalué l'influence de la distribution de la végétation à l'échelle du paysage, plus particulièrement des jeunes stades de succession et des forêts de feuillus matures contenant du hêtre, sur les déplacements des ours au parc national de la Mauricie, au sud du Québec. Beringer et al. (1998) ont étudié les taux de survie de l'ours noir dans un sanctuaire protégé de petite superficie en Caroline du Nord. Leurs résultats indiquent que les femelles semblent assez bien protégées à l'intérieur du sanctuaire et que celui-ci permet de produire des individus sous-adultes pour les activités de chasse en périphérie.

La sélection de l'habitat et les déplacements chez l'ours noir dépendent étroitement de la nourriture recherchée (Rogers 1987). L'ours est considéré comme omnivore

opportuniste (Hatler 1972, Beeman et Pelton 1980) mais son régime alimentaire est principalement végétarien. Ses habitudes alimentaires changent selon la disponibilité saisonnière et annuelle de nourriture et la phénologie des plantes (Samson 1995). Au printemps, il se nourrit de plantes herbacées hautement digestibles (Hugie 1982, Pelchat et Ruff 1986, Hellgren 1988, Costello 1992 dans Costello et Sage 1994, Samson 1995) puis l'été, les petits fruits deviennent une source importante de nourriture (Hugie 1982, Costello 1992 dans Costello et Sage 1994, Boileau 1993, Samson 1995). Durant l'automne, selon les régions et les essences disponibles, le régime alimentaire de l'ours est constitué principalement de fruits secs indéhiscents (faines, glands) ou des petits fruits disponibles à cette période (Hugie 1982, Costello 1992 dans Costello et Sage 1994, Samson 1995). La stratégie de dormance hivernale donne une importance extrême à la quête de nourriture car l'ours doit se constituer une réserve d'énergie suffisante pour passer l'hiver sans s'alimenter. La disponibilité et la qualité de la nourriture seraient d'ailleurs les principaux facteurs limitant la production et la survie des jeunes (Rogers 1977, Young et Ruff 1982), donc le succès reproducteur de l'espèce. Dans des régions où les fruits secs indéhiscents sont rares ou absents, on a observé des régimes alimentaires d'automne basés sur les petits fruits (Lachapelle 1981, Young et Ruff 1982, Pelchat et Ruff 1986, Anions 1997). Ces derniers sont composés majoritairement d'eau et de glucides et permettent plus difficilement l'atteinte de la condition physique minimale pour la production d'une portée (Hellgren 1988, Samson 1995).

Malgré son adaptabilité impressionnante, l'ours noir a besoin de plusieurs types d'habitats pour combler ses besoins alimentaires et peut difficilement survivre sans couvert de protection (Hugie 1982, Samson 1996), du moins en présence de prédateurs ou de chasse. La densité de population chez l'ours noir serait déterminée par différents facteurs dont le succès de reproduction, les taux de mortalité naturelle ou anthropique et les relations sociales (Rogers 1977). La qualité générale de l'habitat influence ces facteurs mais c'est la disponibilité de la nourriture qui serait la plus limitante (Rogers 1977) et qui agirait comme facteur de régulation. Une année de rareté de nourriture se traduit souvent par un échec de la reproduction et par un

taux élevé de mortalité des jeunes (Samson 1995), par des déplacements plus grands des ours (Pelchat et Ruff 1986) qui augmentent leur vulnérabilité à la mortalité anthropique et par des comportements sociaux différents (Rogers 1977).

L'ours noir est opportuniste et peut s'accommoder des habitats modifiés par l'homme (Mattson 1990). Il montre en fait beaucoup de plasticité dans ses réponses comportementales au développement humain (Fimbel et al. 1991). Les sources de nourriture non naturelles (milieux agricoles, vergers, zones résidentielles, dépotoirs) peuvent devenir intéressantes pour l'ours surtout si la nourriture naturelle se fait rare (Hugie 1982, Pelchat et Ruff 1986, Schooley et al. 1994a, Samson 1995). Il est attiré par ces zones qui lui offrent de la nourriture facile d'accès et à haute teneur en énergie. Celles-ci peuvent lui permettre d'augmenter sa croissance et d'atteindre plus rapidement la condition physique nécessaire à la dormance hivernale et à la production de jeunes (Rogers 1977, Fimbel et al. 1991). L'homme, quant à lui, est souvent intolérant face à la déprédation par les ours ou à leur simple présence. Il est donc fréquent d'observer des conflits dans les régions où il y a des populations d'ours et où les développements résidentiels, agricoles ou récréotouristiques voisinent les milieux forestiers.

Le parc national Forillon, avec ses 244 km², est un bel exemple de parc de petite superficie où les développements humains qui bordent l'aire protégée peuvent nuire à l'ours noir. Ce dernier y semble particulièrement abondant, bien que peu de données quantitatives soient disponibles à ce sujet. Dans cette région de forêt mixte et de forêt boréale, les arbres qui produisent des fruits secs indéhiscents (glands, faines) sont absents. Les milieux perturbés, qui sont habituellement riches en fruits, doivent donc constituer un habitat recherché par les ours pour leur quête alimentaire. Aussi, la grande mobilité de cette espèce et ses besoins d'habitats diversifiés amènent probablement les ours à utiliser des milieux à l'extérieur de l'aire protégée. Cette attirance des ours vers l'extérieur du parc risque d'être accentuée par le vieillissement des habitats à l'intérieur du parc, vu la suppression des perturbations anthropiques (coupes forestières, défrichage, agriculture) et le contrôle de certaines

perturbations naturelles (feux de forêts, épidémies d'insectes ravageurs) depuis la création du parc en 1970. L'importance et les effets de cette utilisation périphérique par les ours de Forillon sont mal connus. Cependant, les problèmes de déprédation, la chasse, le piégeage et les accidents routiers sont tous des facteurs qui peuvent influencer la population d'ours. Finalement, la situation géographique péninsulaire du parc et les développements résidentiels périphériques, surtout à sa limite ouest, risquent à long terme d'isoler la population du parc de celle du reste de la Gaspésie (Fortin 1996).

Un autre phénomène particulièrement notable au parc national Forillon concerne les dommages causés par les ours dans les cédrières. En effet, les cédrières de même que les sapinières à cèdre montrent des signes évidents d'écorçage par les ours. Ce comportement typique de certaines espèces d'ursidés est connu mais plus ou moins compris (Hawthorne 1980 et Burst et Pelton 1983 dans Fréchette 1992, Rogers 1987). Il serait observé surtout au printemps chez l'ours noir (Smith 1985 dans Fréchette 1992, Rogers 1987) et particulièrement chez les mâles dominants. Alors que des auteurs avancent qu'il n'y aurait pas de sélection pour des essences particulières (Burst et Pelton 1983 et Smith 1985 dans Fréchette 1992), certaines sont mentionnées comme étant les plus utilisées, entre autres les épinettes (*Picea spp.*), le sapin (*Abies spp.*), le peuplier (*Populus spp.*), les érables (*Acer spp.*) et le cèdre (*Thuja occidentalis*).

1.2 Hypothèse de recherche et objectifs de l'étude

Vu l'absence d'arbres producteurs de fruits secs indéhiscents (faines, glands) au parc national Forillon, le régime alimentaire de l'ours devrait être basé principalement sur les petits fruits non seulement à l'été mais aussi à l'automne. Habituellement, les milieux ouverts et les milieux forestiers perturbés sont des milieux riches en petits fruits. Le territoire du parc national Forillon contient quelques milieux forestiers perturbés (chablis, épidémies) et quelques anciennes friches mais ceux-ci risquent de

diminuer dans le futur en raison de la suppression des coupes forestières, du contrôle des facteurs de perturbation naturels et du retour graduel des friches vers un état forestier. À l'extérieur du parc, le territoire offre plusieurs milieux perturbés, surtout des friches et des coupes forestières. Dans une aire protégée de petite superficie, un grand mammifère comme l'ours noir devrait utiliser les territoires adjacents pour combler les besoins qu'il ne peut pas combler à l'intérieur de l'aire protégée.

L'hypothèse de recherche générale est que l'utilisation de l'espace par l'ours noir au parc national Forillon est influencée par la présence des milieux perturbés à l'intérieur de l'aire protégée et sur les territoires adjacents, durant l'été et l'automne. Par utilisation de l'espace, on entend surtout l'utilisation du territoire (domaines vitaux, zones d'utilisation intensive et déplacements) et la sélection des habitats.

Les hypothèses spécifiques sont les suivantes:

- Les ours montrent une préférence (une utilisation plus grande que ce que la disponibilité laisse supposer) pour les milieux perturbés (friches et perturbations forestières) à l'été et à l'automne.

- À l'intérieur des domaines vitaux, les ours concentrent leurs activités dans certaines zones occupées par les milieux perturbés.

- Les ours sortent du parc pour utiliser les milieux perturbés sur les territoires adjacents puisque l'aire protégée occupe une superficie restreinte.

Les objectifs suivants permettront de vérifier les hypothèses :

- 1) Vérifier si le régime alimentaire de l'ours noir est effectivement composé de petits fruits durant l'été et l'automne.

2) Déterminer la sélection saisonnière des habitats par l'ours noir. Les saisons sont basées sur les changements majeurs observés dans la phénologie de la végétation.

3) Déterminer l'utilisation de l'espace et l'étendue des déplacements des ours du parc. L'attention sera portée sur l'emplacement des domaines vitaux, des zones d'utilisation intensive, des aires aménagées et des frontières du parc.

Même s'il est très probable que le régime alimentaire de l'ours soit principalement basé sur les petits fruits durant l'été et l'automne, il est nécessaire de le vérifier. Les ours pourraient utiliser de façon importante des sources de nourriture non naturelle pour augmenter leur apport en énergie, ce qui aurait une influence sur l'utilisation de l'espace en plus de la présence des milieux perturbés. De plus, une année de faible production de petits fruits pourrait amener les ours à utiliser d'autres sources de nourriture donc probablement d'autres habitats.

Un quatrième objectif vient s'ajouter dans le cadre de l'étude même si ce dernier n'a pas de liens directs avec les autres. Il s'agit d'examiner et d'évaluer le phénomène d'écorçage par les ours au parc national Forillon dans les peuplements contenant du cèdre.

CHAPITRE II

AIRE D'ÉTUDE

La région à l'étude est située à 700 km au nord-est de la ville de Québec, à l'extrémité nord-est de la péninsule gaspésienne. Elle englobe le parc national Forillon et les terres privées et publiques adjacentes qui se trouvent à l'est de la route 197 (Figure 1). L'aire d'étude correspond à 287 km² entre les latitudes 48°45' et 49°00' nord et les longitudes 64°09' et 64°32' ouest.

Le parc national Forillon couvre une superficie de 244 km². Il est lui-même dans une petite péninsule de forme allongée d'est en ouest entourée par la mer sur trois côtés: le golfe du St-Laurent au nord et à l'est, et la Baie de Gaspé au sud. Les villages de Cap-des-Rosiers, Anse-au-Griffon et Rivière-au-Renard constituent une bande continue étroite entre la limite nord du parc et le golfe alors que les villages de Cap-aux-Os, Penouille et Farewell Cove sont situés au sud du parc, dans de petites enclaves entre les limites du parc et la Baie de Gaspé. À l'ouest, le parc est bordé sur toute sa longueur par la route 197 où le développement résidentiel est en croissance. La route 132, route principale autour de la Gaspésie, longe la côte tout autour de la péninsule et traverse le parc sur une dizaine de kilomètres, dans sa partie est. Des routes secondaires et des sentiers sillonnent également la partie est du parc alors que seuls des sentiers sont présents dans les parties centre et ouest du parc. Finalement, trois terrains de camping sont présents dans la partie est du parc.

Le parc national Forillon présente un relief prononcé caractérisé par cinq zones physiographiques principales : le versant de la Baie de Gaspé (0-152 m) , les hautes terres (pentes moyennes à abruptes s'élevant progressivement depuis la limite supérieure du versant jusqu'à 152 m dans la presqu'île, 304 m au centre et 560 m dans l'ouest du parc), les vallées des trois principaux cours d'eau (Rivières au Renard et de l'Anse-au-Griffon et Ruisseau de Cap-des-Rosiers), les plateaux de la moitié nord du parc (maximum 350 m), et la plaine côtière (0-28 m) de Cap-des-Rosiers (Majcen 1981).

Les régions forestières « Grands-Lacs et Saint-Laurent » et « Forêt boréale » sont toutes deux représentées au parc national Forillon. On y retrouve des groupements forestiers dans trois domaines climatiques: l'érablière à bouleau jaune, la sapinière à bouleau jaune et la sapinière à bouleau blanc (Grandtner et al. 1973). On y retrouve principalement des peuplements mixtes. Les essences les plus fréquentes sont le sapin baumier (*Abies balsamea*), le bouleau à papier (*Betula papyrifera*), l'épinette blanche (*Picea glauca*), l'érable à sucre (*Acer saccharum*) et le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*). Les espèces arbustives principales sont l'érable à épis (*Acer spicatum*) et l'aulne rugueux (*Alnus rugosa*) (Fortin 1995). La forêt couvre 85 % de la superficie du parc, le reste étant constitué de zones aménagées, de champs en friche et de milieux humides. Le territoire adjacent au parc est caractérisé par des terres boisées, des friches, quelques terres agricoles et des zones urbaines (résidentielles ou commerciales).

Avant la création du parc en 1970, le territoire était habité (surtout les principales vallées et le versant de la Baie de Gaspé) et des terres y étaient cultivées de façon artisanale. L'exploitation forestière familiale avait également lieu. Les friches du parc sont donc vieilles de 30 ans environ mais ont encore l'allure de milieux ouverts.

Les températures annuelles moyennes pour Cap-des-Rosiers et Gaspé sont respectivement 3,2 °C et 2,7 °C et les précipitations moyennes annuelles sont de 576,2 mm et 749,6 mm de pluie et de 293,2 cm et 378,5 cm de neige (Service Météo

Conseils, Environnement Canada; données compilées de 1973 à 1995). Le couvert de neige s'étend habituellement de décembre à avril. Le vent et le brouillard sont des éléments météorologiques majeurs de la région.

CHAPITRE III

MÉTHODOLOGIE

3.1 Durée des travaux de terrain

Les travaux de terrain se sont déroulés durant deux périodes annuelles d'activités des ours, soit en 1997 et 1998. La première année, les travaux ont débuté à la mi-mai, dès que les routes du parc ont été accessibles après la fonte des neiges. À ce moment, les ours étaient déjà sortis de leur tanière. Ils ont pris fin le 30 octobre, lorsque tous les ours suivis par télémétrie furent retournés dans leur tanière. En 1998, les travaux sur le terrain ont débuté dès le début mai, avant même que tous les ours de l'étude soient sortis de leur dormance. Ils se sont déroulés jusqu'à la première semaine de novembre. Contrairement à l'année précédente, les ours n'étaient pas encore en dormance hivernale à ce moment.

3.2 Évaluation de la production de fruits

Une liste des principales espèces de petits fruits disponibles au parc national Forillon a été établie. Un suivi qualitatif de la phénologie des fruits a été réalisé lors des deux années de l'étude. Les dates approximatives du début de maturation des fruits, d'abondance maximale et de disparition (date à laquelle il n'était plus possible de trouver ces fruits), de même que l'abondance relative annuelle des fruits (abondant, moyen ou rare) ont été notées.

Une évaluation quantitative de la disponibilité des fruits a été réalisée pour trois espèces que nous pensions intéressantes pour l'ours et dont l'abondance relative était difficile à évaluer, soit le framboisier (*Rubus idaeus*), le cornouiller stolonifère (*Cornus stolonifera*) et le cornouiller du Canada (*Cornus canadensis*). Six sites ont été établis pour les deux premières espèces et cinq pour la dernière. Nous avons échantillonné quatre parcelles par site. Dans chacune des parcelles, tous les fruits étaient dénombrés pour le framboisier et le cornouiller du Canada. Pour le cornouiller stolonifère, nous avons dénombré les grappes et nous en avons choisi 20 au hasard pour compter le nombre de fruits par grappe. Des tests de comparaison des moyennes de deux échantillons appariés nous ont permis de déterminer s'il y avait des différences significatives entre les deux années.

3.3 Étude du régime alimentaire

3.3.1 Récolte des fèces

Différents secteurs du parc ont été visités à des intervalles de 14 jours afin de récolter les fèces d'ours. Les patrouilles ont été effectuées sur un réseau de sentiers, de voies d'accès, de routes et dans certains secteurs utilisés fréquemment par les ours, comme des friches ou certaines aires aménagées. En 1997, toutes les fèces vues lors de ces patrouilles ont été récoltées alors qu'en 1998, seulement une sur deux l'a été. Les fèces ont été séchées à 65 °C durant 48 heures pour éliminer les parasites (Boileau 1993) avant d'être congelées pour les conserver jusqu'à l'analyse.

3.3.2 Analyse du contenu des fèces

La méthode d'analyse des fèces est adéquate pour effectuer des comparaisons entre le régime alimentaire de différents individus, lors de différentes saisons ou dans différentes régions. Elle ne permet cependant pas d'évaluer la contribution relative

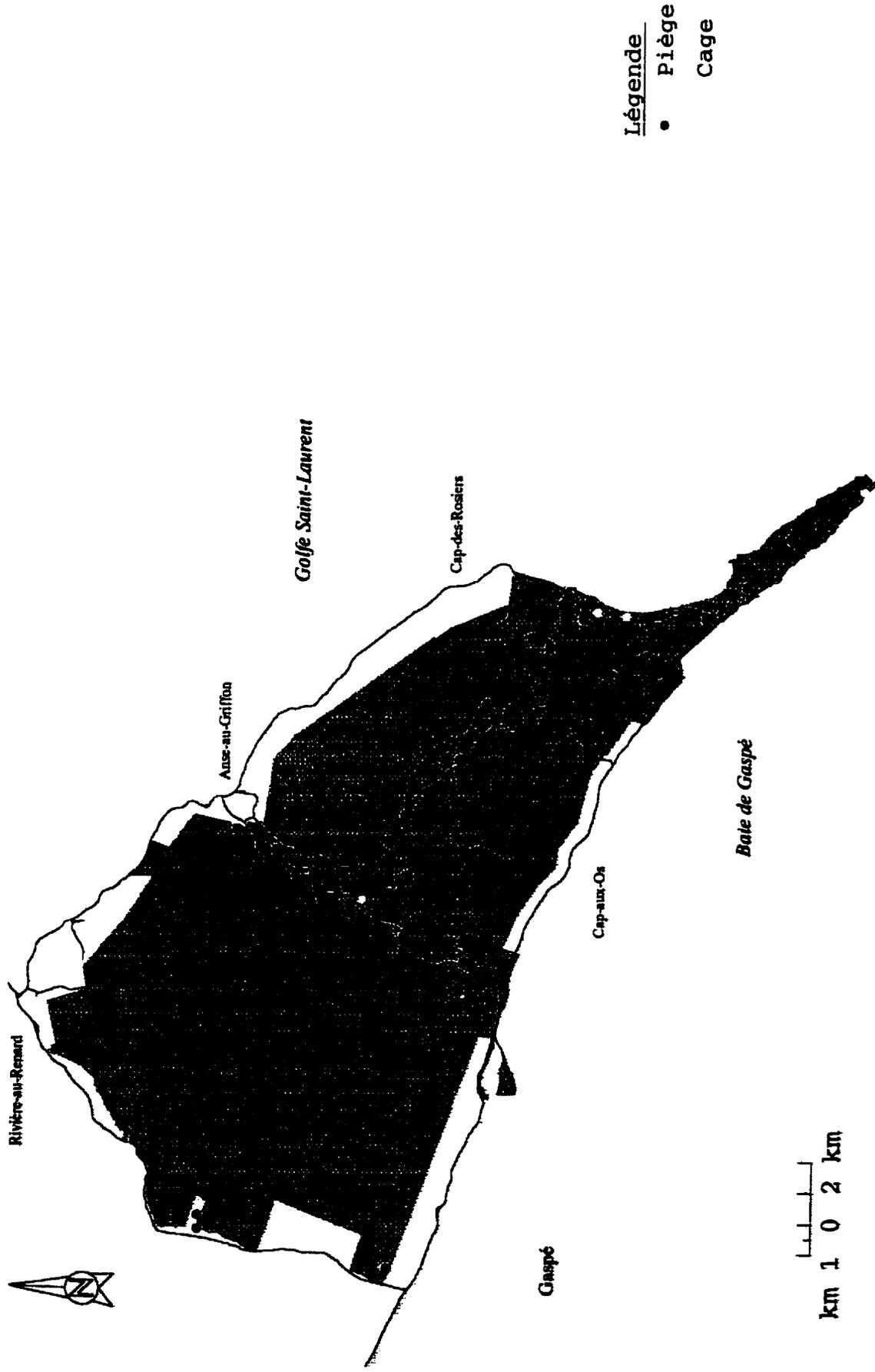
de chaque item alimentaire au bilan énergétique de l'animal. Il y a effectivement de nombreuses variables confondantes entre le pourcentage du volume d'une fèce occupé par tel type de déchet (graines, cellulose, cuticule d'insectes) et le pourcentage de l'énergie (protéine, glucide, etc.) effectivement absorbée par l'ours.

Pour l'analyse, les fèces séchées ont été hydratées dans une quantité d'eau permettant l'obtention d'un mélange liquide homogène (environ 10 ml d'eau par g de fèces sèches lorsqu'elles contenaient des graines de fruits et 20-30 ml d'eau par g dans le cas de végétation herbacée). Un échantillon de 200 ml a été tamisé dans deux tamis de 2 mm (no 10) et 425 microns (no 40). Le contenu (environ 45 à 55 ml) a été suspendu dans une mince couche d'eau dans un bac émaillé de 20 X 30 cm. Les particules contenues dans l'échantillon ont été triées puis le volume approximatif de chaque type de particules a été déterminé (Beeman et Pelton 1980) selon les classes : T: 0-1 %, 1: 1-5 %, 2: 5-25 %, 3: 25-50 %, 4: 50-75 %, 5: 75-100 % du volume total. Les types de particules identifiées correspondaient aux catégories suivantes: graminées et cypéracées (carex), prêles, pissenlits, autres latifoliées, fruits (identifiés à l'espèce par les graines), autre végétation, débris (bois, feuilles mortes, aiguilles de conifère, roches, etc.), fourmis, autres insectes, autres invertébrés, mammifères, oiseaux et autres. Pour chaque type d'items, le pourcentage du volume moyen dans un échantillon fécal a été déterminé pour 12 périodes de deux semaines.

3.4 Piégeage

Du 23 mai au 20 juin 1997, 38 sites de piégeage ont été installés à l'intérieur des limites du parc. Ces sites étaient concentrés dans quatre secteurs, soit la route 197, le sentier *Le portage*, la route 132 qui traverse le parc et, finalement, le secteur est de la péninsule (Figure 2). Des pièges de type L-83 munis d'un collet à pattes ont été utilisés pour le piégeage (Jolicoeur et Lemieux 1990). La cage à ours du Service de Conservation du parc national Forillon a également été utilisée pour quatre sites

Figure 2 : Localisation des sites de piégeage d'ours noir au printemps 1997 au parc national Forillon.



additionnels du 24 mai au 14 juin. De plus, deux femelles adultes ont été anesthésiées par les gardes sans capture préalable. Des pâtisseries, de l'essence d'anis et des résidus de poissons et de crustacés ont servi d'appât et de leurre pour attirer les ours.

Au total, la session de capture a comporté 197,5 nuits-piège et 19 nuits-cage. Nous avons soustrait une demie nuit-piège lorsque le piège était déclenché par un autre animal qu'un ours (corneille, écureuil).

3.5 Manipulation et marquage des individus capturés

Les individus capturés ont été anesthésiés avec une injection de Tiletamine-zolazepam (Télazol; A.H. Robins Co., Richmond Va.; 4 mg/kg de masse corporelle estimée). Chaque animal a été pesé et muni d'une étiquette de plastique à l'oreille (Y-Text[™]; Coopérative Purdel, Bic, Québec), selon un code de couleur pour les différentes régions du parc. Les individus considérés adultes (au moins 40 kg pour une femelle et 60 kg pour un mâle) ont été munis d'un collier émetteur.

Diverses mesures corporelles et observations ont été notées pour chaque individu capturé : âge estimé, sexe, masse corporelle, tour du cou, tour de poitrine, longueur totale, longueur et largeur des coussinets des pattes antérieures et postérieures, rythme respiratoire, température rectale, présence ou absence de lait chez les femelles adultes. Les mesures corporelles ont été prises à l'aide d'un ruban à mesurer souple (précision de 0,5 cm). La masse corporelle a été déterminée en suspendant l'ours (dans un filet) à une balance (Salter modèle 235; précision de 0,5 kg) accrochée à une perche d'aluminium. Une prémolaire a aussi été prélevée chez 22 individus pour déterminer l'âge véritable de l'animal. Dans les cas de jeunes d'un an et demi (*yearling*), nous n'en avons pas prélevé. Dans certains cas (n=7), nous avons décidé de ne pas prélever une dent pour diverses raisons: respiration

anormale, anesthésie faible, présence des juvéniles autour du site, dents trop serrées ou absence de prémolaires.

3.6 Télémétrie

3.6.1 Suivis télémétriques

Des suivis discontinus des individus ont été réalisés durant les deux saisons de terrain par deux méthodes distinctes : repérages aériens et triangulation au sol. Les repérages aériens étaient réalisés à bord d'un Cessna-172 et étaient prévus à des intervalles de cinq jours. Les techniques habituelles (White et Garrot 1990) ont été suivies. Cependant, les conditions météorologiques difficiles ont souvent obligé le retard ou l'annulation des sorties en avion.

Malgré la topographie accidentée du parc national Forillon, des localisations par triangulation à partir du sol ont été obtenues. Au moins une sortie était effectuée au sol entre chaque sortie en avion. Les localisations des ours à partir des données de triangulation ont été calculées par le logiciel Locate II. Lorsque c'était possible, au moins trois visées étaient prises pour la triangulation. Nous avons systématiquement éliminé les localisations dont l'ellipse d'erreur à 95 % donnée par le logiciel était supérieure à 1,0 km². Dans certains cas, cependant, deux visées seulement ont été utilisées et il n'a donc pas été possible d'obtenir une approximation de l'erreur sur notre localisation. Ces localisations obtenues à partir de deux visées ont tout de même été conservées, mais nous nous sommes assurés qu'au moins 20 ° séparaient les visées.

3.6.2 Précision en télémétrie

La précision des localisations aériennes a été calculée à l'aide de colliers émetteurs (n=20) cachés à différents endroits connus du parc, puis localisés par télémétrie en avion. Ces endroits étaient représentatifs de situations réelles et répartis dans différents secteurs et habitats du parc.

Des tests ont permis de vérifier le biais et la précision de nos visées lors de la télémétrie par triangulation au sol. Des colliers ont été cachés (n=42, répartis également entre les deux années) à des endroits connus et cinq visées ont été prises à la boussole à partir d'un autre endroit pour chacun des colliers. Les distances et la topographie entre un collier caché et l'observateur étaient représentatives des situations rencontrées durant les sorties de télémétrie. Ces tests ont été réalisés par chaque observateur (n=2). Nous avons considéré comme des observations aberrantes (Lee et al. 1985) les erreurs (différence entre le vrai azimut et l'azimut estimé) supérieures ou égales à 15 °. Les visées qui donnaient au moins une observation aberrante (n1=9 et n2=11) n'ont pas été retenues pour les calculs du biais et de la précision (Lee et al. 1985). Les données de triangulation ont été corrigées pour tenir compte du biais obtenu.

Nous avons calculé la superficie moyenne des ellipses d'erreur à 95 % pour nos localisations au sol. La précision moyenne des localisations au sol a été définie comme étant le rayon d'un cercle de superficie égale à la superficie moyenne des ellipses.

3.7 Analyses des données de télémétrie

3.7.1 Domaines vitaux et zones d'utilisation intensive

Le domaine vital fait traditionnellement référence à la zone utilisée par un animal pour ses activités normales (Burt 1943). Cette définition n'est pas très rigoureuse et peut être interprétée de différentes façons (Harris et al. 1990, White et Garrot 1990). Il est en effet difficile de trouver un critère objectif pour définir une activité « normale ». De plus, le domaine vital entier d'un ours peut être utilisé de façon hétérogène. La plupart des espèces utilisent de façon plus intensive certaines zones dans lesquelles une grande proportion des localisations devraient être obtenues (Harris et al. 1990). Le domaine vital d'un individu comprend donc une ou des zones d'utilisation intensive (*core area*, Harris et al. 1990), où l'activité est concentrée et à partir de laquelle (ou desquelles) l'animal peut effectuer des excursions vers des sources de nourriture plus ou moins éloignées (Samson 1995).

La taille des domaines vitaux a été calculée à l'aide du logiciel Ranges V (Larkin et Halkin 1994) par la méthode du polygone convexe (Mohr 1947). Cette méthode est la seule qui permet d'effectuer des comparaisons strictes entre différentes études (Harris et al. 1990). Elle est simple d'exécution et elle est toujours la plus utilisée par les chercheurs malgré le grand nombre d'autres méthodes développées (Worton 1987, White et Garrot 1990). Elle consiste à relier les localisations externes pour former un polygone dont tous les angles internes sont inférieurs à 180 degrés.

Le polygone convexe est fortement influencé par le nombre de localisations utilisées car plus le nombre d'observations est élevé, plus on est susceptible de retrouver l'animal à des localisations extrêmes lors de ses excursions (White et Garrot 1990). La taille du domaine vital a donc tendance à augmenter avec le nombre de localisations utilisées. De plus, le domaine vital déterminé par cette méthode peut contenir de grandes superficies peu ou pas utilisées par l'animal (Worton 1987). Le polygone concave peut être utilisé pour tenter de remédier à cette faiblesse du

polygone convexe (White et Garrot 1990). Cependant il comporte également de nombreuses faiblesses et son utilisation ne donne pas de meilleurs résultats (White et Garrot 1990) que la méthode que nous avons retenue.

Nous avons utilisé l'analyse par groupement (*cluster analysis, nearest-neighbour distance*; Kenward 1987, Samson 1995) afin de déterminer la ou les zones d'utilisation intensive. Cette méthode donne une meilleure représentation des zones les plus utilisées que la méthode du polygone convexe puisqu'elle peut morceler les grandes zones et délimiter exclusivement les petites zones très utilisées. Le ou les polygones englobant 80 % des localisations pour chaque femelle ont été retenus pour représenter la ou les zones d'utilisation intensive. Ce pourcentage a été choisi d'après le point de changement de pente d'un graphique de l'aire des polygones en fonction du pourcentage d'utilisation (Harris et al. 1990). Seules les localisations en avion ont été utilisées pour déterminer les zones d'utilisation intensive. Les localisations à partir du sol se concentraient trop souvent dans un même secteur en raison de la topographie et du réseau d'accès limité pour effectuer la télémétrie au sol.

Un postulat important pour l'analyse spatiale et la sélection d'habitat est l'indépendance statistique entre les localisations. White et Garrot (1990) mentionnent qu'on peut généralement parler d'indépendance entre deux localisations si le temps qui les sépare est suffisant pour qu'un ours se déplace d'un bout à l'autre de son domaine vital. Dans le cas présent, deux localisations successives (avion et sol confondus) sont séparées d'au moins 24 heures. Nos observations nous laissent croire que ce temps est amplement suffisant pour un tel déplacement. Certains auteurs déterminent le temps d'indépendance d'après une courbe de la distance entre deux localisations en fonction de l'intervalle de temps qui les sépare (Potvin 1997). Les distances entre deux localisations successives pour les femelles de l'étude ne diffèrent pas significativement pour des intervalles de 1 à 16 jours (test de Kruskal-Wallis sur les moyennes par ours par intervalle, $n=162$, d.l.=15, $X^2=16,13$ et $p=0,3736$). De plus, les localisations sont réparties dans toutes les saisons et sur

toute la longueur de la période d'activités. Nous avons donc considéré que toutes nos localisations étaient indépendantes entre elles.

Afin de connaître le nombre minimal de localisations requises pour bien évaluer la taille d'un domaine vital, Harris et al. (1990) proposent de déterminer le nombre de localisations à partir duquel la taille du domaine vital atteint une asymptote. Nous avons construit le graphique (figure 3) de la taille du domaine vital (polygone convexe à 100 %) en fonction du nombre de localisations pour six ours avec au moins 46 localisations en 1998 (011, 491, 571, 641, 681 et 700). Les localisations au sol et en avion ont été regroupées puis ont été ajoutées de façon aléatoire, comme recommandé pour des suivis discontinus (Harris et al. 1990). Bien que nos données n'atteignent pas vraiment une asymptote, la pente de la courbe diminue considérablement à partir de 20 localisations. À l'exception d'un individu avec 19 localisations, nous avons obtenu plus de 20 localisations par année pour chacun. Nous avons donc conservé les données de tous les individus pour les analyses.

Les tailles des domaines vitaux (polygone convexe à 95 %) et des zones d'utilisation intensive ont été comparées entre 1997 et 1998 par des tests des rangs signés de Wilcoxon pour données appariées.

Les chevauchements annuels entre les domaines vitaux et entre les zones d'utilisation intensive ont été analysés à partir des matrices de chevauchement calculées par le logiciel Ranges V. Les domaines vitaux calculés par la méthode du polygone convexe à 95 % (avec localisations en avion seulement) ont été utilisés.

3.7.2 Utilisation des zones aménagées ou fréquentées par les visiteurs

Une zone tampon de 500 m à partir du centre de chaque camping a été délimitée afin de déterminer l'attraction des femelles vers les aires de camping. La proportion des localisations annuelles dans les zones tampons a été calculée à partir des données

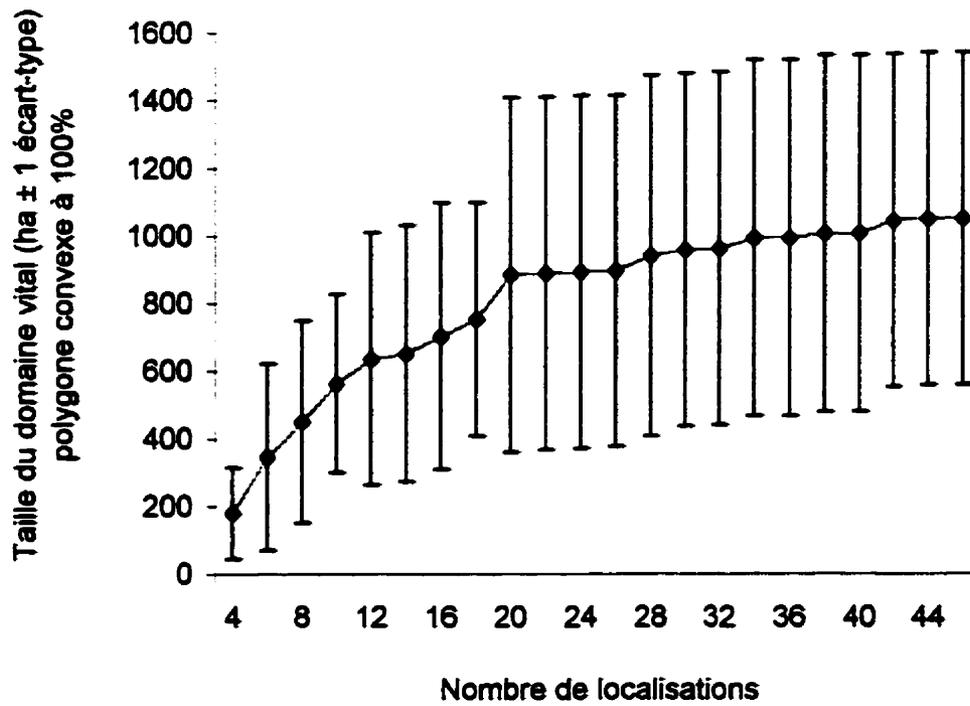


Figure 3 : Taille moyenne du domaine vital (polygone convexe) en fonction du nombre de localisations utilisées pour 6 ours femelles avec au moins 46 localisations en 1998.

en avion seulement.

La même analyse a été effectuée pour la vallée de l'Anse-au-Griffon. Celle-ci semble être une zone particulièrement utilisée par les ours et elle est fréquentée par de nombreux visiteurs du parc. À l'aide de la carte topographique numérisée du parc, nous avons délimité la vallée par la zone de 0 à 60 mètres d'altitude longeant la Rivière de l'Anse-au-Griffon. Le secteur de la vallée de l'Anse-au-Griffon, majoritairement composé de friches et traversé par un sentier à usages multiples très achalandé, *Le Portage*, est un des endroits du parc national Forillon où il a été le plus facile d'observer des ours durant l'année 1997. En 1998, ce secteur a également été utilisé par les ours mais surtout au printemps.

3.7.3 Sélection d'habitats

De façon stricte, le terme « habitat » fait référence aux ressources et aux conditions présentes dans une région, qui produisent son occupation (survie, reproduction) par un organisme donné (Hall et al. 1997). Il relie la présence d'une espèce, d'une population ou d'un individu à des caractéristiques physiques et biologiques d'une région. Ce terme implique plus que la végétation et sa structure et fait référence à la somme des ressources nécessaires à un organisme. Dans la présente étude, le terme « habitat » sera utilisé de façon générale pour parler des types de milieux qui peuvent être utilisés par l'ours, comme les différentes associations végétales ou les zones aménagées par l'humain. Il ne fait pas référence aux conditions physiques et biotiques détaillées de ces milieux.

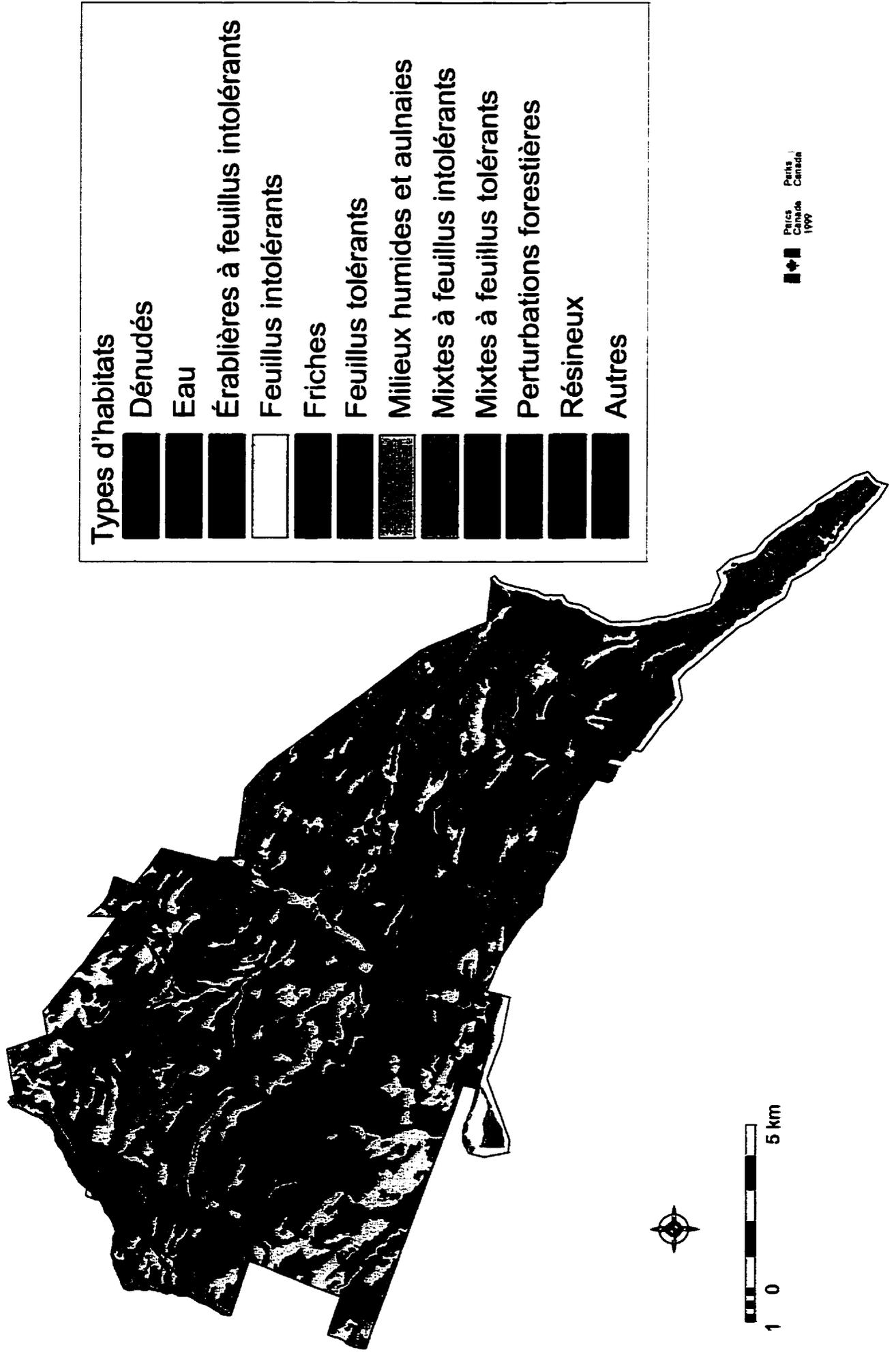
La sélection est un processus par lequel l'animal choisit quelles composantes de l'habitat il utilisera (Johnson 1980). En écologie, la sélection est déterminée en comparant l'utilisation et la disponibilité des habitats.

La disponibilité de l'habitat fait référence à son accessibilité par l'animal. Ce terme est parfois différent de l'abondance, qui réfère seulement à la quantité dans le milieu (Hall et al.1997). En absence de barrières infranchissables dans la région à l'étude, nous pouvons considérer que tous les habitats présents sont disponibles pour l'ours. Cependant, la disponibilité des habitats pour un animal en particulier peut être influencée par des comportements sociaux intraspécifiques comme la territorialité. La préférence est une conséquence du processus de sélection résultant en une utilisation disproportionnée de certaines ressources (Hall et al. 1997). On parle de préférence lorsqu'une ressource est utilisée plus que proportionnellement à sa disponibilité et d'évitement lorsqu'elle l'est moins (White et Garrot 1990).

Les polygones de la carte écoforestière du parc et des alentours ont été classifiés selon la catégorie d'habitats qu'ils représentent pour l'ours (figure 4, tableau 1). Les feuillus tolérants correspondent aux érables et au bouleau jaune. Les feuillus intolérants comprennent les peupliers et le bouleau blanc. Les perturbations forestières représentent les peuplements qui ont subi une perturbation sévère (épidémie sévère, chablis total ou coupe totale). Les campings et les autres aires aménagées (stationnement, accueil, centre opérationnel) représentent ensemble une superficie trop restreinte pour être considérés comme une catégorie particulière dans l'analyse. Le stationnement de Penouille a été exclu de la disponibilité de même que les aires du poste d'accueil de l'Anse-au-Griffon et du centre opérationnel. Le Camping Des-Rosiers a été classé parmi les friches et celui de Petit-Gaspé comme un groupement d'essences résineuses. Les plans d'eau ont été ignorés lors des analyses.

Les localisations obtenues en avion et au sol ont été superposées aux catégories d'habitats à l'aide du logiciel Spans Explorer. Une zone tampon a été établie autour de chaque localisation afin de tenir compte de l'imprécision des localisations. Cette zone est un cercle de rayon égal à la précision moyenne pour chaque type de localisations (sol ou aérien). La superficie de chaque catégorie d'habitats à l'intérieur

Figure 4: Types d'habitats disponibles pour l'ours noir au parc national Forillon



de cette zone a été déterminée. Ces superficies ont été utilisées pour l'analyse de sélection d'habitats.

Tableau 1: Catégories d'habitats pour l'analyse de sélection d'habitats par l'ours noir au parc national Forillon et abondance relative de chacune.

Catégorie d'habitats	Code	Pourcentage (%) de la superficie du parc
Feuillus intolérants	FI	12,1
Feuillus tolérants	FT	8,4
Érablières à feuillus intolérants	ERFI	7,5
Mélangés à feuillus intolérants	MFI	44,8
Mélangés à feuillus tolérants	MFT	9,0
Résineux	RES	12,1
Friches	FRI	2,8
Perturbations forestières	PER	1,6
Milieus humides et aulnaies	HUM	1,1
Dénudés	D	0,5

La précision d'une carte écoforestière s'avère parfois très mauvaise lorsque nous avons à utiliser les détails de celle-ci. Cependant, la précision est très acceptable pour les besoins de l'étude car seuls les groupements d'essences de la carte sont utilisés et ils sont souvent regroupés en catégories d'habitats.

L'analyse de la sélection d'habitats a été effectuée sur une base saisonnière: printemps, été et automne. Ces saisons ont été déterminées selon les changements majeurs observés dans le régime alimentaire des ours. Les fruits ont commencé à être abondamment utilisés par les ours à partir de la mi-juillet. Des changements

dans les espèces de fruits consommés ont aussi été remarqués à la mi-septembre. Ainsi, le printemps est la période allant de la sortie des tanières jusqu'à la mi-juillet, l'été s'étend de la mi-juillet à la mi-septembre et l'automne correspond à la période après la mi-septembre.

Les pourcentages d'utilisation ont été comparés selon que les données venaient d'une localisation aérienne ou au sol, par un test de Friedman (Friedman 1937, Conover 1980). Nous voulions déterminer s'il était acceptable de regrouper toutes les localisations pour faire les analyses puisque nous suspicions un biais des localisations au sol en faveur de l'utilisation des friches. Ces dernières sont principalement situées en bordure des routes. De plus, le succès de localisation a été très faible au sol principalement en raison de la topographie accidentée du parc. En avion, le taux de succès de localisation a été de plus de 99 %. L'utilisation est significativement différente entre les données recueillies au sol et en avion pour quatre saisons sur six, soit les trois saisons de 1998 et l'été 1997 (tableau 2). Les analyses de sélection d'habitats pour les trois saisons de 1998 et l'été 1997 ont été effectuées à partir des localisations en avion seulement. Les localisations au sol ont été ajoutées à celles en avion pour le printemps et l'automne 1997 puisqu'il n'y a pas de différences dans l'utilisation observée.

Tableau 2: Résultats des tests de Friedman utilisés pour comparer l'utilisation à partir des localisations au sol et de celles en avion. Un astérisque (*) indique que le test est significatif

	Printemps 1997	Printemps 1998	Été 1997	Été 1998	Automne 1997	Automne 1998
d.l.	14 et 9	13 et 9	15 et 9	12 et 9	14 et 9	10 et 9
n	150	140	160	130	150	110
F	1,93	3,56	2,66	3,53	0,94	3,27
p	0,0540	0,0006 *	0,0071 *	0,0007 *	0,4934	0,0017 *

L'analyse de sélection d'habitats a été réalisée par le test non paramétrique de Friedman (Friedman 1937, Alldredge et Ratti 1986 et 1992, White et Garrot 1990, Waller et Mace 1997). Ce test est une analyse de variance sur les rangs de la différence entre les pourcentages d'utilisation et de disponibilité pour un dispositif en bloc complet (Alldredge et Ratti 1986). Dans ce cas-ci, les habitats représentent les traitements et les ours sont les blocs. Dans le cas d'une sélection significative, la méthode utilise des comparaisons multiples pour déterminer quels habitats sont significativement différents (Conover 1980).

Une première analyse de sélection a été réalisée en considérant que la disponibilité des habitats est la même pour chaque ours et qu'elle correspond à tous les habitats à l'intérieur des limites du parc. Dans ce cas-ci, nous considérons donc que les comportements de territorialité n'empêchent pas chaque individu d'avoir accès à tous les sites du parc. Nous avons choisi de faire l'analyse avec les limites du parc puisque les ours semblent éviter le territoire adjacent. Ils ont en effet évité ce territoire de façon significative par rapport à la région à l'intérieur du parc puisque $2,95 \pm 1,17$ % des localisations en avion ($n=880$) ont été obtenues à l'extérieur du parc alors que cette dernière région représente 14,01 % de la superficie de l'aire d'étude.

Dans une seconde analyse, nous avons considéré que la disponibilité d'habitats pour un ours correspond à ce qui se trouve dans son domaine vital. Puisque les domaines vitaux des ours adultes varient peu d'une année à l'autre (Pelchat et Ruff 1986, Boileau 1993), les types d'habitats ou de couverts dans ceux-ci sont plus représentatifs de ce qui est disponible pour les ours que ce qui se trouve dans l'aire d'étude entière (Pelchat et Ruff 1986). Nous avons utilisé le domaine vital à 100 % par la méthode du polygone convexe. Celui-ci représente bien tout ce qui est accessible pour un ours tout en tenant compte des comportements de territorialité ou d'évitement qui pourraient être présents entre les individus. Il inclut de grandes zones peut-être inutilisées par l'individu mais qui lui seraient accessibles s'il le désirait. Les petites superficies des domaines à l'extérieur du parc ont été négligées.

Les zones d'utilisation intensive ont été superposées à la carte écoforestière à l'aide du logiciel Spans Explorer. Les proportions d'habitats à l'intérieur des zones d'utilisation intensive des ours ont été comparées aux proportions dans le parc par un test non paramétrique de Friedman.

3.7.4 Chronologie de la dormance hivernale et visites des tanières

Nous avons considéré qu'un ours était en dormance à partir du moment où il était localisé par avion trois fois consécutives au même endroit à la fin de sa période d'activités. La date d'entrée en dormance est, par convention, la date de la première localisation à cet endroit. Nous avons cependant considéré en dormance trois ours qui ont été localisés seulement deux fois au même endroit, dont une fois après le 28 octobre 1997, date de la première accumulation de neige. Les comportements de dormance hivernale ont commencé à partir de la mi-octobre en 1997 mais en 1998, les ours étaient toujours actifs le 6 novembre lorsque nous avons cessé les travaux de terrain. Seules les dates exactes d'entrée en tanière de 1997 sont donc connues.

En 1997, nous avons considéré que l'emplacement de la tanière correspondait à la dernière localisation obtenue. En 1998, les tanières n'ont pu être localisées durant l'automne. Un survol additionnel a été réalisé en février 1999 afin de les localiser.

Les colliers émetteurs des individus toujours en vie ont été enlevés lors de visites dans les tanières durant l'hiver 1998-99. Diverses mesures morphométriques ont été prises, lorsque les conditions le permettaient, de la même façon que lors des captures au printemps 1997. Le nombre de jeunes ou d'oursins présents avec les femelles de même que le sexe de chacun de ceux-ci ont été déterminés. Finalement, une brève description de la tanière et de sa localisation a été réalisée.

3.8 Taux de mortalité

Le taux de mortalité a été déterminé en divisant le nombre d'ours marqués abattus par le nombre d'ours marqués au total. Nous avons utilisé l'information fournie par les chasseurs qui ont avisé le Service de Conservation après avoir abattu un ours muni d'une étiquette. Cependant, les taux obtenus sont des minimums puisque nous ne savons pas si tous les animaux abattus et munis d'une étiquette ont été rapportés. Un taux de mortalité a été déterminé pour les femelles adultes avec un collier, pour lesquelles nous connaissions le sort de chacune à la fin de l'étude.

3.9 Estimation de la taille de la population

Un dérivé de la méthode de capture-marquage-recapture de Petersen (Krebs 1989) a été utilisé pour estimer la taille de la population d'ours du parc. Une session d'observations d'ours a servi pour le second échantillonnage au lieu d'une deuxième session de captures. Cinq observateurs ont récolté les données durant la saison 1998. L'observateur devait noter à chaque fois qu'il voyait un ours si ce dernier portait une étiquette à l'oreille ou non. Les oursons avec leur mère ont été exclus des observations. L'estimateur de Petersen (avec *binomial confidence intervals* à 95 %) a été utilisé selon les indications de Krebs (1989) où $N = C * M / R$ et où M représente le nombre d'individus marqués dans la population, C est le nombre d'observations lors de la seconde session d'échantillonnage et R est le nombre d'individus vus qui portaient une marque. Cet estimateur a été abondamment utilisé pour sa clarté et son caractère intuitif (Krebs 1989).

Cette méthode exige de respecter certaines conditions d'application afin de conserver son efficacité. Premièrement, la population doit être fermée et sa taille doit être constante. De plus, tous les animaux doivent avoir une chance égale d'être capturés au départ et un animal marqué doit avoir la même chance d'être observé qu'un non marqué. Finalement, les animaux ne doivent pas perdre leur marque entre la période de marquage et la période d'observations subséquente. La population du parc n'est

pas une population fermée puisqu'il y a de la mortalité et des nouveaux arrivants (immigration, naissance). Cependant, le premier postulat peut être violé si les individus marqués et les non-marqués ont une chance égale de mourir au cours de la période d'intérêt. Le recrutement qui pourrait survenir entre le marquage et la période d'observations entraînerait une diminution du nombre d'individus marqués par rapport aux non marqués, ce qui aurait tendance à surestimer la taille de la population. Mais, dans ce dernier cas, N demeure un bon estimé de la population au temps où les observations ont été faites. Nous avons donc considéré que les conditions d'application de ce modèle étaient respectées.

3.10 Évaluation de l'écorçage par les ours dans les peuplements contenant du cèdre

Tous les peuplements résineux du parc dont le cèdre est l'essence principale (qui occupe au moins 50 % de la partie résineuse du peuplement) ou l'essence compagne (qui occupe au moins 25 % de la partie résineuse du peuplement) ont été identifiés ($N=86$) d'après la carte écoforestière du parc. Nous avons tiré de façon aléatoire 25 peuplements parmi ceux-ci. Cependant, huit peuplements ont été éliminés avant le tirage aléatoire puisqu'ils étaient pratiquement inaccessibles. Parmi les 25 peuplements tirés au hasard, 23 ont été échantillonnés, puisque les deux autres étaient mal cartographiés. Ces peuplements étaient des cédrières à sapin baumier (CS, $n=14$), des sapinières à cèdre (SC, $n=7$) et des cédrières pures (CC, $n=2$).

Trois parcelles de diamètre variable (méthode du prisme; prisme de facteur 2 métrique) ont été échantillonnées dans chaque peuplement. Elles étaient situées respectivement au quart, à la moitié puis aux trois quarts de la distance du plus long axe dans le peuplement. Pour certains peuplements difficiles d'accès ou à contours irréguliers, les parcelles ont été réparties également sur l'ensemble de la zone accessible.

Des mesures ont été prises sur tous les arbres de la parcelle de diamètre supérieur ou égal à 80 mm (plus petit diamètre observé pour un arbre écorcé durant l'échantillonnage préliminaire). Les mesures ou observations effectuées comprenaient le dhp (diamètre à hauteur de poitrine), l'état de l'arbre (vivant ou mort) et la présence ou non d'écorçage. Dans un cas d'écorçage, le nombre de marques différentes sur l'arbre, la hauteur maximale de chaque marque, la proportion de la circonférence affectée et l'épaisseur de la cicatrice formée ont été notés. Nous avons utilisé un ruban à dhp de précision 1mm. La proportion de la circonférence affectée a été estimée selon quatre classes (0-25 %, 25-50 %, 50-75 % et 75-100 %) et les centres de classes ont été utilisés pour les calculs. L'épaisseur de la cicatrice a été mesurée à l'aide d'un pied à coulisse de précision 1mm. La hauteur maximale des marques a été mesurée à partir du sol jusqu'au point le plus haut où l'écorce était enlevée. Pour 22 arbres dont la hauteur maximale était trop grande pour être mesurée, nous avons considéré qu'elle était de 300 cm.

Des carottes ont été prélevées sur au moins une marque d'écorçage choisie aléatoirement par parcelle. Deux carottes ont été prélevées: une sur la cicatrice (partie toujours vivante de l'arbre) et l'autre sur la partie morte (sur la marque). Les carottes ont été sablées finement puis l'âge des échantillons a été estimé en comptant le nombre de cernes annuels de croissance à l'aide d'une loupe binoculaire. Lorsque le cœur de l'arbre était présent sur les deux échantillons, l'âge des marques a été déterminé en faisant la différence entre les âges des parties vivante et morte. Dans certains cas plus complexes (n=10), les cernes annuels ont été mesurés à l'aide d'un micromètre Henson (précision 0,01 mm) relié à un ordinateur. Les deux échantillons ont alors été interdatés afin de déterminer l'âge des marques.

Les pourcentages moyens d'arbres affectés, les pourcentages moyens de mortalité pour les cèdres sains et affectés, les dhp moyens, les hauteurs moyennes et le nombre moyen de marques par arbre ont été calculés selon les formules pour l'échantillonnage par grappes de 2^e degré (Frontier 1983). Le premier degré

correspond aux peuplements et le second aux parcelles. Le test non paramétrique de Mann-Withney a été réalisé sur les dhp et les pourcentages de mortalité.

3.11 Logiciels statistiques utilisés

Le logiciel Locate II version 1.6 a permis d'estimer les localisations au sol à partir de la triangulation. Le logiciel Ranges V (Larkin et Halkin 1994) a été utilisé pour les analyses de domaines vitaux. Le logiciel Spans Explorer a permis de réaliser les superpositions des localisations d'ours et des domaines vitaux avec la carte écoforestière du parc. Le logiciel SAS 6.12 pour Windows a été utilisé pour les tests statistiques. Les graphiques ont été réalisés à l'aide du logiciel Microsoft Excel 97.

CHAPITRE IV

RESULTATS

4.1 Évaluation de la production de fruits

La production de fruits par le cornouiller stolonifère a été meilleure en 1998 qu'en 1997. L'espèce a produit significativement plus de grappes en 1998 (test de t avec données appariées, $p < 0,01$, $n=6$) mais le nombre de fruits par grappe n'était pas significativement différent entre les deux années (test de t avec données appariées, $p=0,16$, $n=6$). La production de framboises a cependant été significativement supérieure en 1997 (test de t avec données appariées, $p < 0,01$, $n=6$) comparativement à 1998. La production de fruits de cornouiller du Canada n'a pas été significativement différente entre les deux années (test de t avec données appariées, $p=0,96$, $n=5$).

En 1998, la phénologie de la végétation montrait une avance d'environ deux semaines comparativement à 1997. Le tableau 3 résume le suivi temporel de la maturation des fruits et l'abondance de ceux-ci. Les premiers fruits à devenir disponibles, en juillet, ont été les fraises (*Fragaria* spp.) et les mûres (*Rubus pubescens*). Les fruits du sureau pubescent (*Sambucus pubens*), les framboises, les fruits de salsepareille (*Aralia nudicaulis*) et ceux du cornouiller du Canada sont arrivés à maturité peu de temps après. Le cornouiller stolonifère a été disponible à partir du début août en 1997 et un peu plus tôt l'année suivante. En 1997, ils ont

Tableau 3 : Suivi temporel de la maturation et indice d'abondance pour certaines espèces de fruits du parc national Forillon.

Noms latins et français	Maturation des fruits						Abondance relative des fruits ¹	
	Début		Maximum		Disparition		1997	1998
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
<i>Amelanchier</i> spp.		21-07	déb. août				a	a
Amelanchier (petites poires)								
<i>Aralia nudicaulis</i>	05-08		mi-août	mi-août	déb. sept	déb. sept	m	a
Aralie à tige nue (salsepareille)								
<i>Cornus canadensis</i>	31-07	20-07	mi-août		mi-sept		m	a
Cornouiller du Canada								
<i>Cornus stolonifera</i>	01-08	21-07	mi-août		fin sept		a	a
Cornouiller stolonifère (hart rouge)								
<i>Corylus cornuta</i>			fin août	déb. sept			r	a
Noisetier à long bec								
<i>Fragaria</i> spp.	03-07	01-07	fin juil	mi-juil	mi-août	fin juil	a	a
Fraisier								
<i>Prunus pensylvanica</i>	20-08	02-08	fin août	fin août	déb. oct		m	a
Cerisier de Pennsylvanie (merisier)								
<i>Prunus virginiana</i>	26-08	25-08	mi-sept	déb. sept	mi-oct		a	a
Cerisier de Virginie (c. à grappes)								
<i>Rubus idaeus</i>	31-07	20-07	mi-août	déb. août	mi-sept		a	a
Framboisier								
<i>Rubus pubescens</i>	18-07	07-07	fin juil	fin juil	fin août	déb. août	a	a
Ronce (catherinettes)								
<i>Sambucus pubens</i>	20-07	10-07	déb. août		mi-août	déb. août	a	a
Sureau pubescent								
<i>Sorbus americana</i>	04-09	01-09	mi-sept	fin sept	mi-oct	hiver	r	a
Sorbier d'Amérique (cormier)								
<i>Viburnum trilobum</i>	24-08	04-09	mi-sept		mi-oct		a	a
Viorne trilobée (pimbina)								

¹ a: abondant, m: moyen, r: rare

presque tous été consommés par les ours et, en octobre, ils étaient pratiquement introuvables dans le parc excepté dans le camping Des Rosiers, ouvert au public jusqu'à la fin septembre. Les cerises (*Prunus pensylvanica* et *P. virginiana*) ont été disponibles à la fin août en 1997 mais au début août l'année suivante.

Les cerises de Pennsylvanie ont été très abondantes en 1998 comparativement à l'année précédente (tableau 3). Le sorbier d'Amérique (*Sorbus americana*) n'a produit que très peu de fruits en 1997 alors que la production a été très bonne en 1998. Ces fruits étaient matures à partir du début septembre. Des observations sur le terrain montrent également que la production de fruits d'amélanchier (*Amelanchier* spp.) a été plus importante en 1998, bien qu'elle ait été bonne en 1997.

4.2 Régime alimentaire de l'ours noir

Le régime alimentaire de l'ours noir au parc national Forillon a été déterminé à partir de l'analyse du contenu des fèces (tableau 4). Certains items peuvent cependant être sous-estimés. Par exemple, la chair animale est totalement digérée et il est donc impossible de l'identifier dans les fèces.

Au printemps (début mai à mi-juillet), les ours se sont concentrés sur la végétation herbacée. Ils ont d'abord utilisé surtout les graminées et les cypéracées puis, plus tard, les prêles (*Equisetum* sp.) et les pissenlits (*Taraxacum* sp.) quand ceux-ci ont fait leur apparition en juin (un peu plus tôt en 1998). Les ours ont également utilisé d'autres herbacées latifoliées (*Trifolium* sp. surtout).

Durant l'été (mi-juillet à mi-septembre), les ours se sont nourris principalement de fruits. Les graines de fruits représentent 83,1 % du volume des fèces de la fin de l'été 1997 et jusqu'à 85,5 % du volume de celles de 1998 (tableau 5). Les fraises ont été les premières à être consommées dès le début juillet. Elles ont rapidement été remplacées par la salsepareille et les framboises. Plus tard durant l'été, les fruits du

Tableau 4 : Résultats de l'analyse des fèces d'ours noir du parc national Forillon présentés en pourcentage (%) moyen du volume d'une fèce.

1997	n	Graminées/carex	Pissenlit	Prêles	Autres latifoliées	Fruits	Invertébrés ¹	Vertébrés ²	Autres ³
Fin mai	16	58,3	5,2	15,0	0,9	0	0	0,5	20,0 ⁴
Début juin	25	40,4	5,8	47,6	2,4	0	0,3	0,7	2,7
Fin juin	23	37,7	31,2	12,8	11,6	0,1	0,5	2,1	4,0
Début juil	19	5,5	44,2	18,2	21,9	2,5	3,1	0	4,5
Fin juil	39	20,7	10,2	12,9	18,6	14,4	11,3	1,1	10,8
Début août	21	8,8	0	5,1	12,2	53,2	9,6	3,8	7,3
Fin août	38	3,4	0,4	0	1,8	83,1	6,7	1,2	3,4
Début sept	32	5,4	0,1	0,5	7,3	81,4	2,4	0,1	2,8
Fin sept	40	11,0	1,1	2,4	3,8	79,1	0,9	0,2	1,5
Début oct	17	19,4	0	0	13,4	59,0	1,3	0	6,8
Fin oct	9	45,5	0,3	0	12,8	35,6	0,4	0	5,4
Total 1997	279	23,3	9,0	10,4	9,7	37,1	3,3	0,9	4,9
1998	n	Graminées/carex	Pissenlit	Prêles	Autres latifoliées	Fruits	Invertébrés	Vertébrés	Autres
Début mai	7	86,1	0	5,2	5,7	0	0,6	0,4	2,0
Fin mai	22	66,9	5,7	18,3	2,9	0	0,3	4,0	1,9
Début juin	20	23,9	40,6	18,6	9,0	0	1,0	4,8	2,1
Fin juin	21	17,4	21,1	38,8	13,2	0,3	4,2	0,8	4,2
Début juil	16	4,0	9,6	20,8	46,1	7,9	7,6	0,4	3,7
Fin juil	16	3,0	0	15,5	22,5	47,8	5,0	1,9	4,2
Début août	17	5,6	0	2,7	13,3	72,9	2,8	0,8	1,9
Fin août	21	6,4	0	2,5	4,8	82,6	1,3	0,5	1,8
Début sept	17	4,2	0	0,4	6,9	85,5	0,5	1,7	0,7
Fin sept	28	15,6	0,8	0	12,9	68,0	0,9	0,1	1,8
Début oct	17	23,9	0	0	17,8	55,7	0	0,2	2,4
Fin oct	21	16,5	0	0	8,1	73,6	0	0,3	1,4
Total 1998	223	22,8	6,5	10,2	13,6	41,2	2,0	1,3	2,3

¹ Les invertébrés sont représentés majoritairement par des fourmis mais également par d'autres insectes et d'autres invertébrés.

² Les vertébrés sont représentés majoritairement par des mammifères (poils, os) mais aussi par des oiseaux.

³ La catégorie AUTRES inclut les autres matières végétales, les matières synthétiques et les inconnus.

⁴ Principalement dû à une fèce contenant 90 % de matière synthétique et 2 fèces contenant des bourgeons de bouleau et de peuplier.

Tableau 5 : Contenu en fruits des fèces d'ours noir du parc national Forillon présenté en pourcentage (%) moyen du volume d'une fèce.

1997	n	Aralie	Fraise	Framboise	Amélanchier	Cornouiller stolonifère	Cerisier	Viome	Sorbier	Noisetier	Pomme	Autres ¹
Fin juin	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	T ²
Début juli	19	1,8	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fin juli	39	7,3	3,2	0,1	0	0,8	0	1,4	0	0	0	1,7
Début août	21	10,4	0,9	1,4	0	38,6	0	0	0	0	0	1,9
Fin août	38	19,0	0,8	3,9	0	56,4	0,1	0	0	0	0,1	2,8
Début sept	32	2,6	0	0,7	0	77,2	0,9	0	0	0	0	T
Fin sept	40	1,1	0,1	T	0	66,2	3,6	7,7	0	0,1	0	T
Début oct	17	0	0	0	0	42,2	0	16,0	0	0	0,7	T
Fin oct	9	0	0	0	0	0,3	0,3	9,5	0	0	7,4	18,1 ³
Total 1997	279 ⁴	5,0	0,7	0,7	0	31,6	0,6	2,6	0	0,0	0,3	1,4

1998	n	Aralie	Fraise	Framboise	Amélanchier	Cornouiller stolonifère	Cerisier	Viome	Sorbier	Noisetier	Pomme	Autres
Fin juin	21	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Début juli	16	1,2	5,0	0,2	0,2	T	0	0	0	0	0	1,2
Fin juli	16	15,3	T	1,0	23,2	0,3	0	6,1	0	0	0	1,9
Début août	17	34,2	0	2,6	4,6	30,4	0,8	0	0	T	0	0,4
Fin août	21	14,5	0	0,7	0	57,2	7,6	0	0	1,8	0	0,8
Début sept	17	10,7	0	2,2	0	57,4	7,2	0	0,4	6,6	0	1,1
Fin sept	28	0	0	0	0	35,3	11,8	4,6	6,5	9,6	0	0,1
Début oct	17	0	0	0	0	31,9	0,1	0	22,9	0	0,9	0
Fin oct	21	0	0	0	0	24,1	0,3	0	49,2	0	0	0
Total 1998	223	6,0	0,4	0,5	2,0	21,2	2,8	1,0	7,2	1,9	0,1	0,4

¹ La catégorie AUTRES correspond aux fruits du rosier, à ceux du cornouiller du Canada, aux groseilles et aux gadelles.

² T: Trace.

³ Principalement des fruits de rosier.

⁴ Les valeurs annuelles de n incluent les valeurs pour les périodes avant la fin juin, durant lesquelles les fèces ne contenaient pas de fruits.

cornouiller stolonifère ont dominé le régime alimentaire de l'ours. En 1997, la production de cerises et de fruits d'amélanchier a été très mauvaise dans la région et ces fruits ont été peu utilisés par les ours comparativement à 1998.

À l'automne, les fèces contenaient également des fruits en majeure partie, mais ils ont été partiellement remplacés par les graminées et les carex en fin de saison (fin octobre), particulièrement en 1997 alors que le sorbier d'Amérique n'a pas produit de fruits. Durant cette année, les fruits de cornouiller stolonifère ont été utilisés intensivement jusqu'à la mi-octobre (tableau 5). Les ours ont également consommé d'autres espèces en quantité moindre, comme la viorne trilobée (*Viburnum trilobum*), les cerises et les pommes (*Malus* spp.). En 1998, la production de fruits a été très bonne pour le sorbier et les cerises. Les ours se sont alors progressivement tournés vers le sorbier pour remplacer partiellement le cornouiller stolonifère. À la fin octobre 1998, les fèces étaient constituées des fruits du sorbier à 49,2 %. Durant cette saison, les graminées et les carex ont été moins utilisés par les ours qu'en 1997.

Tout au long de leurs périodes d'activités, les ours ont utilisé de façon plus ou moins constante les fourmis et quelques autres invertébrés (au plus 11,3 % du volume des fèces au début de l'été 1997). Ils ont aussi consommé des petits mammifères et des oiseaux principalement au printemps 1998 pour au plus 4,8 % du volume des fèces.

4.3 Capture, manipulation et marquage des ours

Au total, 34 ours ont été capturés et marqués lors de 40 captures dont six dans la cage (annexe A). Le succès de capture est de 6,0 nuits-piège et 3,2 nuits-cage par capture. Vingt et un individus ont été considérés adultes et munis d'un collier émetteur, soit 20 femelles et un mâle. Le mâle a perdu son collier le jour suivant et n'a donc pas fait partie de l'étude. L'analyse d'âge par les dents a révélé que deux autres mâles capturés étaient en réalité des adultes et qu'une des femelles munies d'un collier était âgée de seulement trois ans. Dans les 34 individus capturés, 10

étaient des mâles (3 mâles adultes, 2 jeunes d'un an et 5 juvéniles) et 24 des femelles (1 jeune d'un an, 18 adultes, 5 juvéniles). Les femelles qui ont été munies de colliers émetteurs ont été capturées dans la vallée de l'Anse-au-Griffon et aux alentours (n=10), le long de la route 197 (n=3), le long de la route 132 (n=3), à l'est de la route 132 (n=3) et dans les sentiers de skis de fond (n=1) (figure 5).

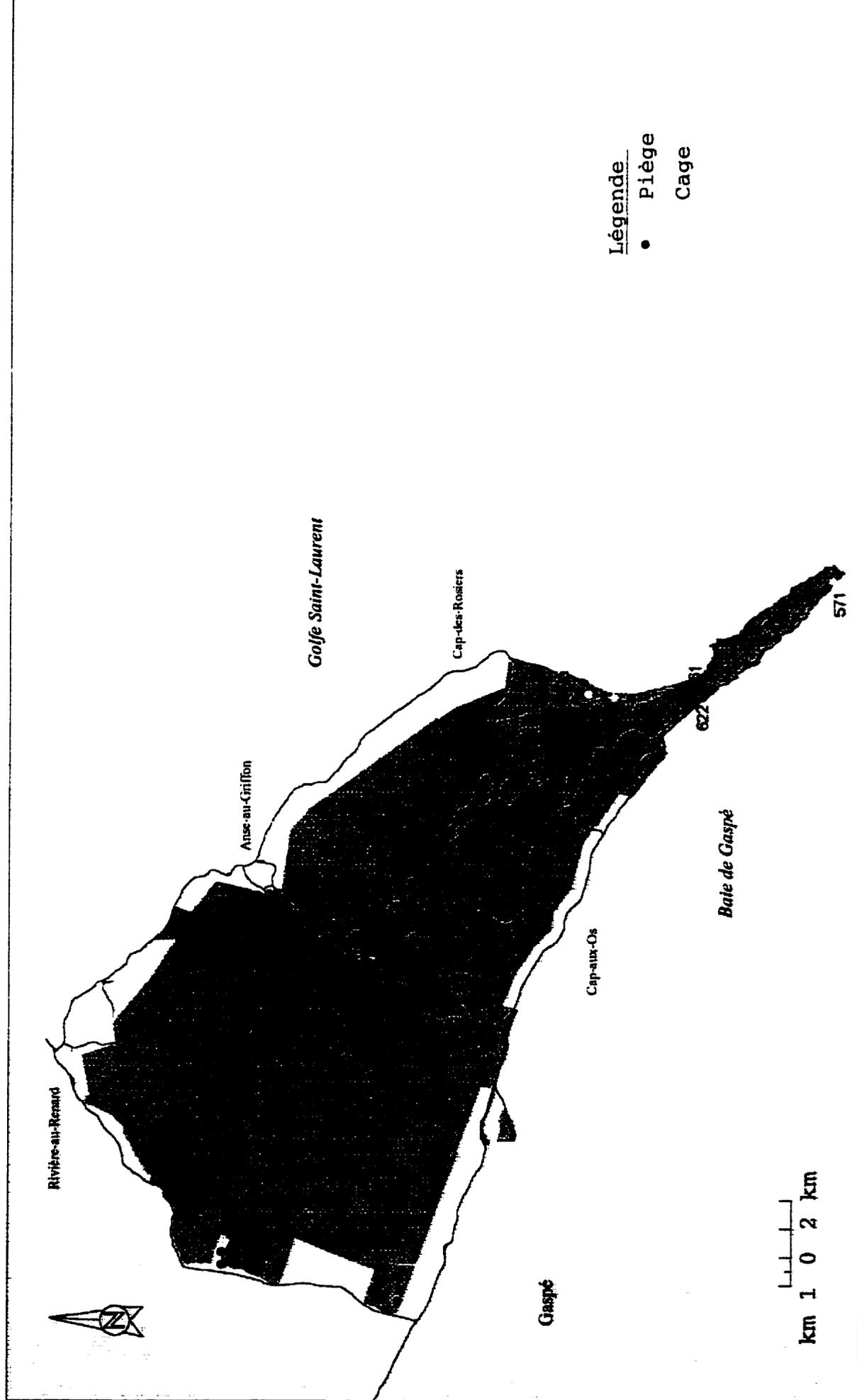
L'âge des femelles munies d'un collier émetteur varie de 3 à 14 ans (annexe A). La masse corporelle moyenne de ces femelles est de $53,5 \pm 7,9$ kg (41,5 à 75,0 kg, n=20). Si on enlève les deux femelles de 3 et 4 ans, la masse corporelle moyenne des femelles adultes (au moins 5 ans) est de $53,8 \pm 8,1$ kg (41,5 à 75,0 kg, n=18). Ces masses ont été prises au printemps et représentent probablement un minimum annuel. L'annexe B présente les caractéristiques morphologiques des ours capturés.

4.4 Suivi par télémétrie

Les sorties en avion ont été réalisées à des intervalles moyens de $6,2 \pm 2,5$ jours (n=404, 2 à 19 jours) en 1997 et $6,2 \pm 2,9$ (n=458, 2 à 16 jours) jours en 1998. En 1997, 129,25 heures de vol en Cessna-172 ont permis 429 localisations de 20 femelles alors que 123,25 heures en 1998 ont permis 489 localisations de 17 femelles. Chaque femelle suivie a été localisée au moins 20 fois et au plus 26 fois en 1997 selon les dates de capture et d'entrée en tanière. En 1998, chaque femelle a été localisée entre 28 et 31 fois.

Des localisations des femelles ont également été obtenues par triangulation au sol. Au total, nous avons obtenu 190 localisations de 19 femelles (une n'ayant jamais été localisée au sol) en 1997 (chaque femelle localisée entre 4 et 19 fois) et 277 localisations de 17 femelles en 1998 (de 1 à 47 localisations par femelle).

Figure 5 :
Sites de capture des ours femelles adultes munies d'un collier émetteur.



4.5 Précision en télémétrie

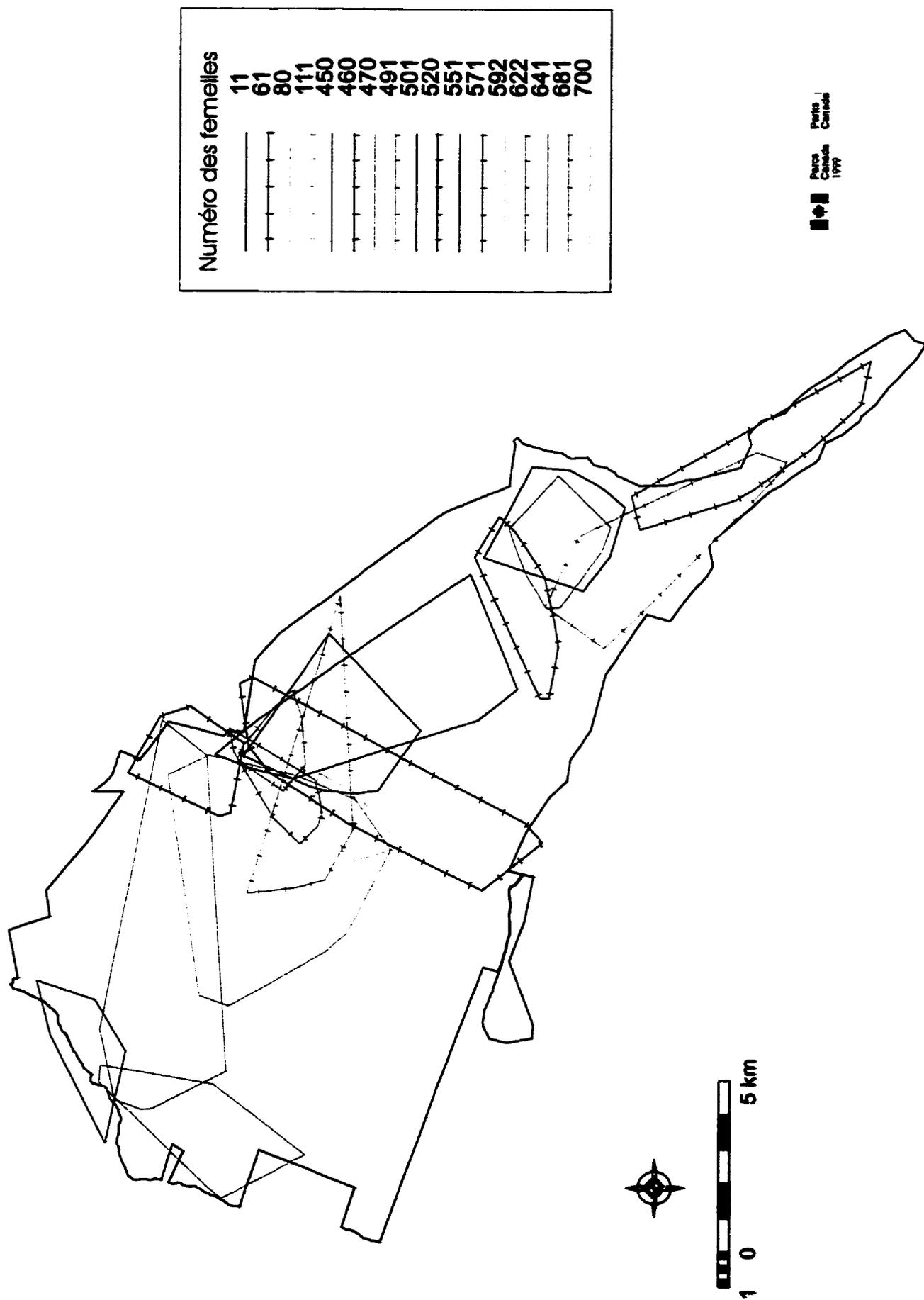
La précision moyenne des localisations en avion est de 207,7 m (n=19; une donnée aberrante obtenue à la première sortie en avion a été enlevée). Le biais et la précision sur les visées lors de la télémétrie au sol est de $1,3 \pm 5,3$ ° pour l'observateur 1 (n=33) et de $2,5 \pm 5,8$ ° pour l'observateur 2 (n=31). Le biais est significativement différent de zéro pour l'observateur 2 (test des rangs signés de Wilcoxon, $p=0,002$) alors qu'il ne l'est pas pour l'observateur 1 ($p=0,34$). La précision moyenne des localisations par triangulation au sol est de 204,6 m (n=372). Horner et Powell (1990) ont obtenu une erreur moyenne légèrement supérieure à la nôtre pour leurs localisations au sol dans des conditions de terrain similaires à celles observées à Forillon.

4.6 Domaines vitaux et zones d'utilisation intensive

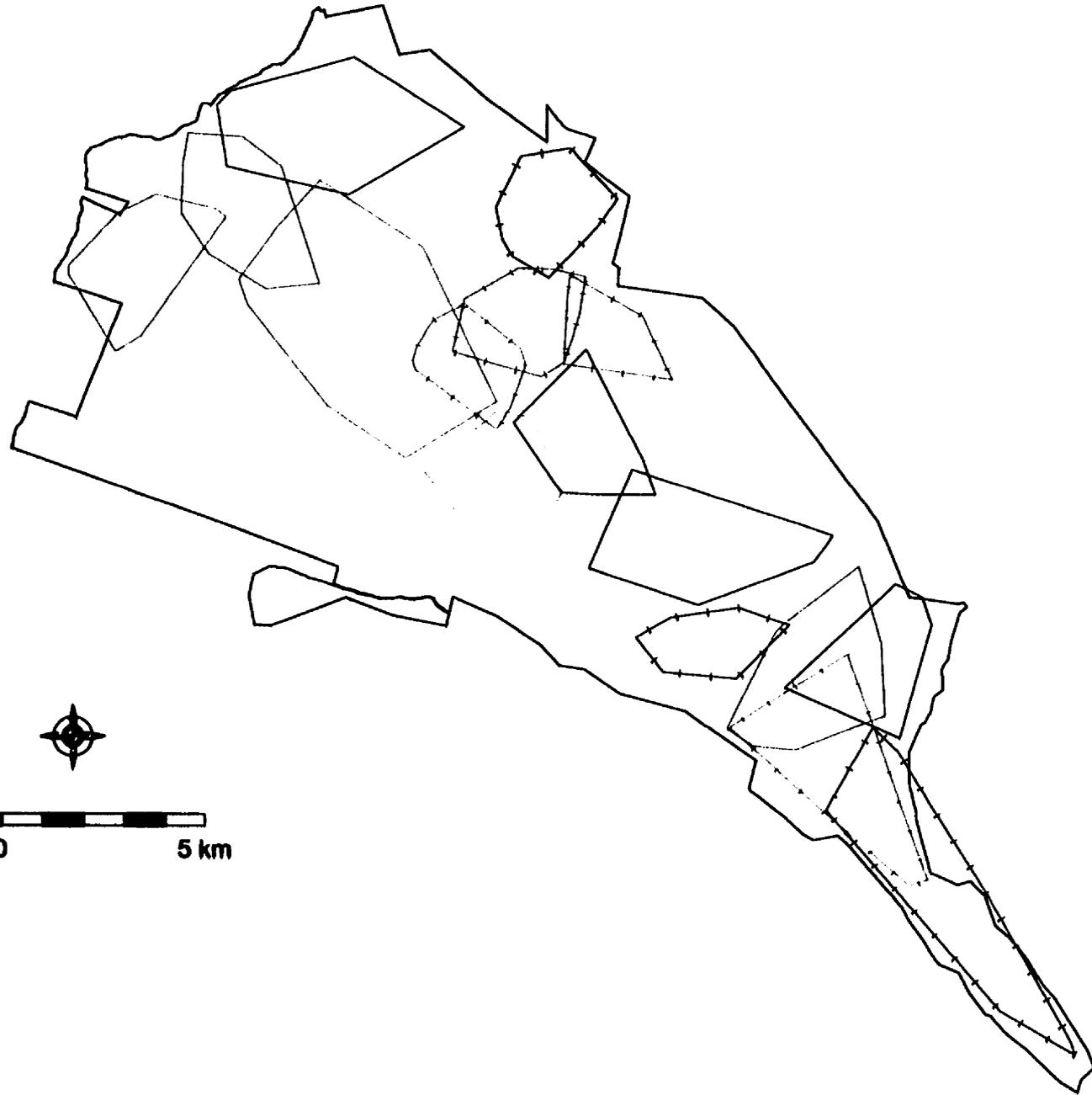
La taille moyenne des domaines vitaux des femelles (polygone convexe à 95 %; figures 6 et 7) est de $12,3 \pm 8,4$ km² en 1997 et $9,8 \pm 5,2$ km² en 1998 (tableau 6). Ces tailles ne sont pas significativement différentes d'une année à l'autre (test des rangs signés de Wilcoxon, n=16, $p=0,323$) et la taille moyenne annuelle est de $11,1 \pm 7,1$ km² (n=33). Il est à noter que le polygone convexe à 95 % représente moins de 80 % de la superficie du polygone à 100 %. L'exclusion de 5 % des localisations a donc amputé plus de 20 % de sa superficie.

Les domaines vitaux de deux femelles (151,571 et 151,622 MHz) incluent chacun une zone au-dessus de l'eau, dans le Golfe Saint-Laurent, soit 6,3 et 0,7 km² respectivement (polygones convexes à 100 % calculés pour les deux ans). Ces zones au-dessus de l'eau sont un exemple concret que le polygone convexe peut inclure des superficies peu ou pas utilisées par un animal. Dans ce cas-ci, les animaux n'ont pas pu utiliser ces zones marines. Dans d'autres cas cependant, sur la terre ferme par exemple, il est souvent impossible de dire si l'animal a utilisé ou non toute la superficie du polygone.

**Figure 6: Domaines vitaux (polygone convexe à 95%)
des ours femelles adultes en 1997**

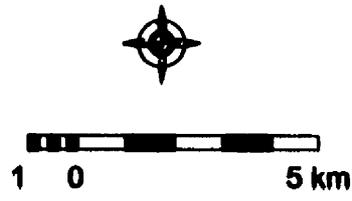


**Figure 7: Domaines vitaux (polygone convexe à 95%)
des ours femelles adultes en 1998**



Numéro des femelles

—————	11
—+—+—+—+—	61
—————	80
—————	111
—————	450
—+—+—+—+—	460
—+—+—+—+—	470
—+—+—+—+—	491
—————	501
—————	551
—+—+—+—+—	571
—+—+—+—+—	592
—+—+—+—+—	622
—————	641
—+—+—+—+—	681
—————	700





 Parcs Canada
 1999

Tableau 6 : Taille des domaines vitaux annuels (en ha) des ours femelles par la méthode des polygones convexes à 100 % et 95 % avec les localisations (n) obtenues à partir du sol et en avion.

Femelle ¹	1997				1998				Total			
	n	100 %	95 %	95 % ²	n	100 %	95 %	95 % ²	n	100 %	95 %	95 % ²
011	39	1050	830	956	68	978	703	718	107	1305	884	918
061	26	926	776	672	35	789	722	604	61	1233	932	774
080	23	1280	1224	1082	31	944	716	799	54	1444	1367	1344
111	31	1780	563	1259	42	905	526	506	73	2116	665	702
450	30	1763	1405	1352	39	957	836	716	69	2027	1013	981
460	31	2904	646	630	49	800	605	435	80	3259	873	816
470	25	2940	2838	2838	30	991	875	875	55	3258	3181	3181
491	39	496	380	329	72	686	428	409	111	875	468	400
501	33	2949	2016	2372	32	2177	1171	1141	65	4117	3394	3930
520	30	2163	2115	2080								
551	19	1727	582	582	30	1523	1304	1298	49	2890	1738	1738
571	35	1713	1135	1027	46	1916	1454	1368	81	2734	1491	1405
592	34	3213	2972	3177	32	2576	2536	2405	66	4410	4218	3349
622	30	1957	1859	1548	51	1382	1224	1111	81	2072	1861	1681
641	40	852	829	663	49	1494	1300	1070	89	1635	1385	1233
681	39	567	371	398	70	878	528	631	109	1079	569	702
700	33	667	381	328	64	854	773	635	97	1506	917	900
Moyenne		1702,8	1230,8	1252,4		1240,6	981,4	920,1		2247,6	1559,8	1503,3
Écart-type		896,0	843,0	879,7		558,5	522,4	495,9		1086,1	1103,3	1058,0

¹ Le numéro correspond aux décimales de la fréquence du collier émetteur.

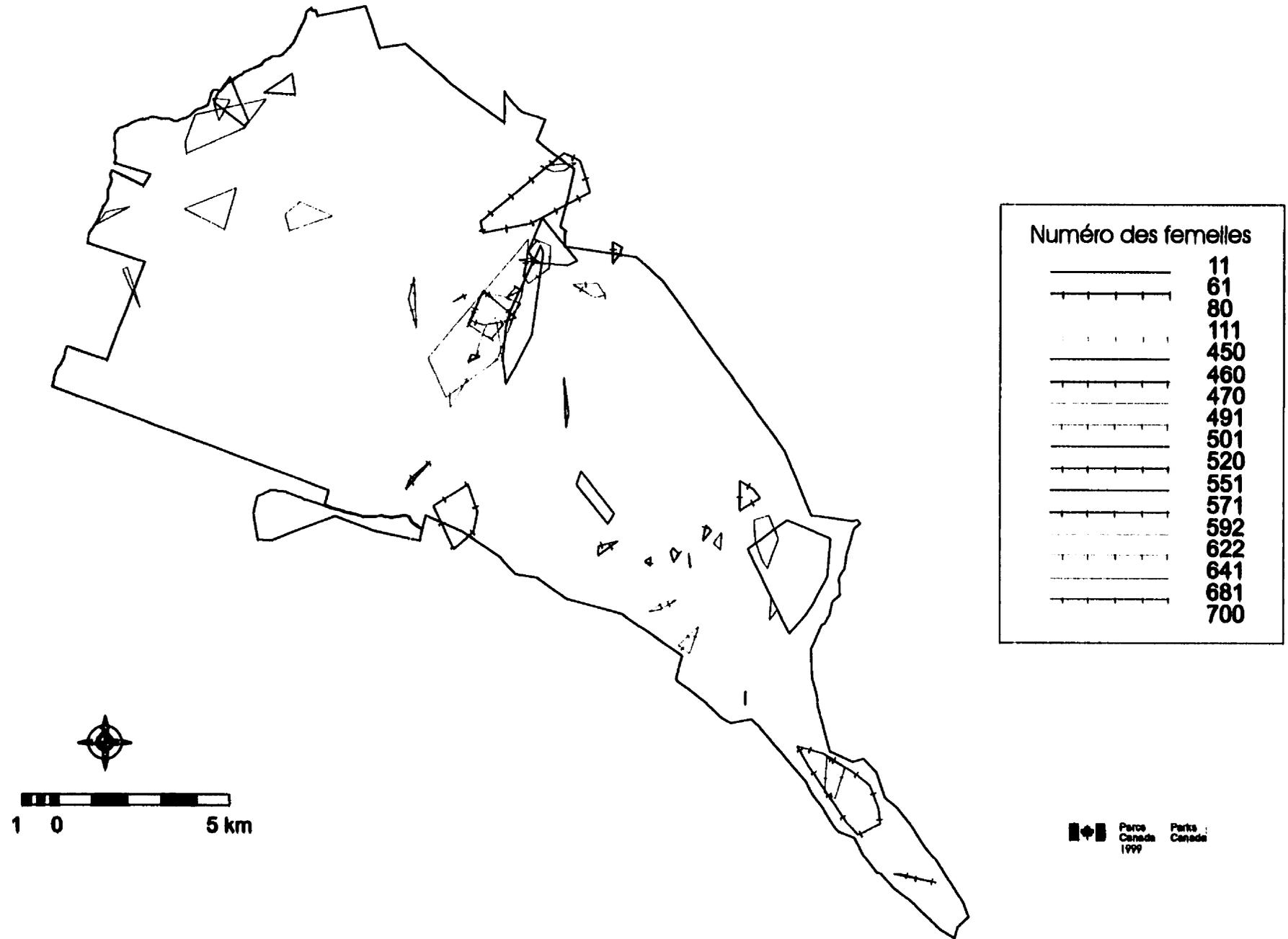
² Localisations en avion seulement. Les valeurs de n vont de 18 à 25 pour 1997 et de 28 à 31 pour 1998.

L'analyse par groupement avec 80 % des localisations a donné un patron d'utilisation annuel qui varie de 1 à 5 zones d'utilisation intensive par femelle (figures 8 et 9, tableau 7). Cette utilisation différente par chacune des femelles pourrait être expliquée par de nombreux facteurs écologiques, par exemple la composition de l'habitat, les relations intraspécifiques ou les relations avec divers agents de dérangement. Les zones représentent en moyenne $1,8 \pm 1,5 \text{ km}^2$ en 1997 ($n=17$) et $2,9 \pm 3,3 \text{ km}^2$ ($n=16$) en 1998. Il n'y a pas de différence significative d'une année à l'autre (test des rangs signés de Wilcoxon, $n=16$, $p=0,130$) et la moyenne annuelle est de $2,3 \pm 2,6 \text{ km}^2$. L'ensemble des zones d'utilisation intensive d'une femelle représente en moyenne $12,6 \pm 11,3 \%$ de son domaine vital (polygone convexe à 100 %) en 1997 et $21,1 \pm 12,4 \%$ en 1998. Ceci n'est pas significativement différent d'une année à l'autre ($n=16$, $p=0,057$) et donne une moyenne de $17,0 \pm 12,5 \%$. Les femelles ont donc passé en moyenne 80 % de leur temps dans 17 % de leur domaine vital.

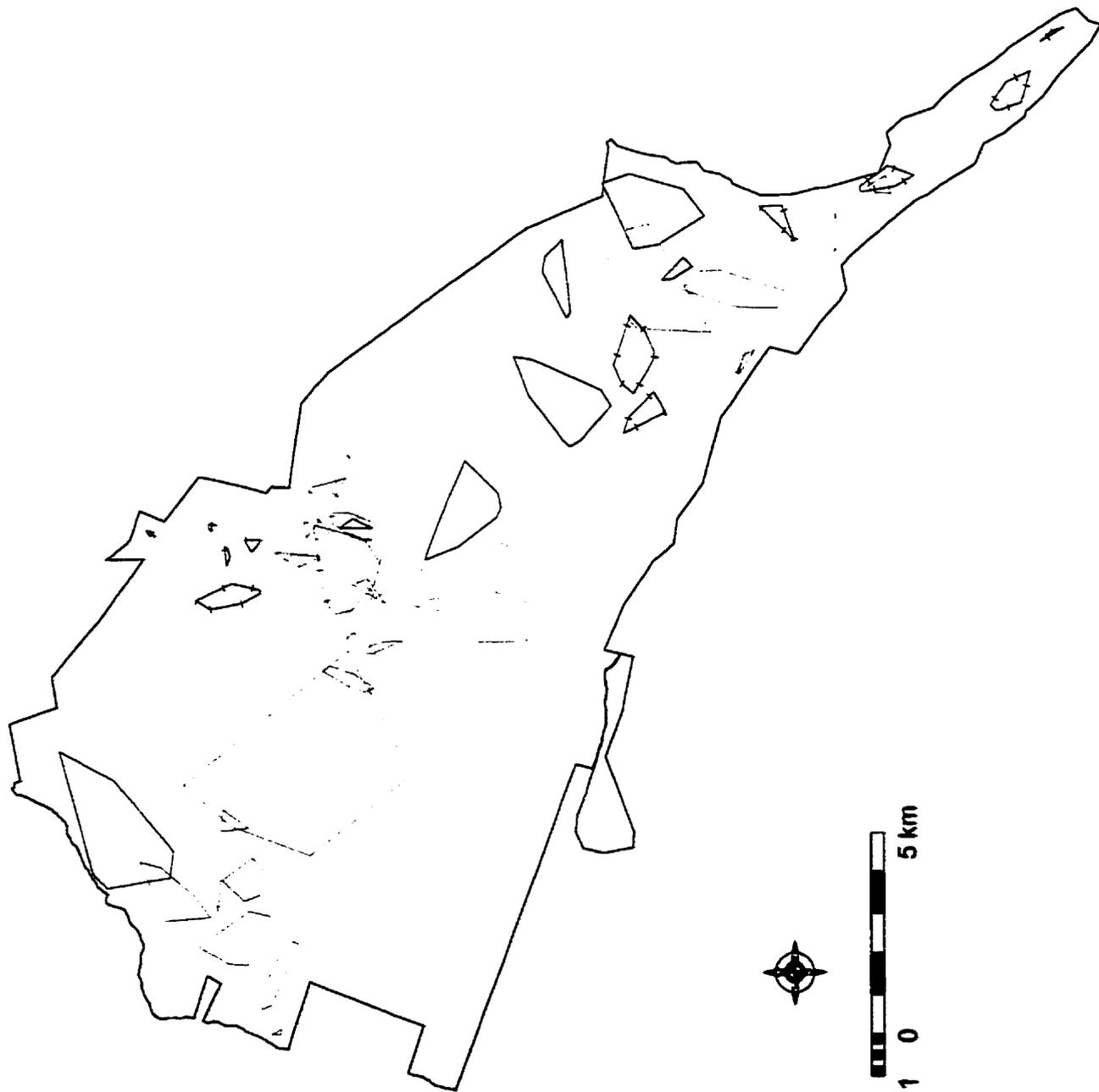
4.7 Chevauchement des domaines vitaux et des zones d'utilisation intensive

Les femelles ont montré plus de chevauchement entre leurs domaines vitaux (polygone convexe à 95 %) en 1997 qu'en 1998 (figures 6 et 7). Quarante-deux paires de femelles avaient une partie de leurs domaines vitaux en commun en 1997 alors que seulement 18 paires de femelles montraient du chevauchement en 1998 (annexe C). Ces chiffres sont de 35 paires et de 18 paires si on enlève la femelle de 1997 qui a été tuée en 1998 (151,520 MHz). De plus, lorsqu'il y avait du chevauchement, les pourcentages de chevauchement étaient plus importants la première année. Ainsi, le pourcentage moyen de chevauchement du domaine vital d'une femelle qui chevauche celui d'une autre femelle est de $23,5 \pm 23,3 \%$ ($n=84$) et de $14,8 \pm 15,9 \%$ ($n=36$) respectivement en 1997 et 1998, ce qui est significativement différent (test de Wilcoxon, $p=0,0441$).

**Figure 8: Zones d'utilisation intensive (analyse par groupement à 80%)
pour les ours femelles adultes en 1997**



**Figure 9: Zones d'utilisation intensive (analyse par groupement à 80%)
pour les ours femelles adultes en 1998**



Numéro des femelles	
11	11
61	61
80	80
111	111
450	450
460	460
470	470
491	491
501	501
551	551
571	571
592	592
622	622
641	641
681	681
700	700

Tableau 7 : Caractéristiques des zones d'utilisation intensive des ours femelles déterminées par une analyse par groupement de 80 % des localisations en avion ¹.

Femelle ²	1997			1998		
	Nombre de zones	Superficie des zones (ha)	Proportion du domaine vital ³	Nombre de zones	Superficie des zones (ha)	Proportion du domaine vital ³
011	1	459	44	2	287	29
061	1	326	35	5	66	8
080	3	38	3	4	179	19
111	2	126	7	4	60	7
450	2	200	11	2	220	23
460	5	48	2	2	155	19
470	3	259	9	3	193	19
491	2	86	17	3	106	15
501	2	152	5	2	334	15
520	4	154	7			
551	2	89	5	1	476	31
571	2	255	15	4	116	6
592	2	563	18	1	1462	57
622	4	67	3	4	176	13
641	4	79	9	2	402	27
681	4	78	14	2	252	29
700	2	68	10	4	160	19
Moyenne	2,6	179,2	12,6	2,8	290,1	21,1
Écart-type	1,2	150,8	11,3	1,2	333,2	12,3

¹ Les valeurs de n sont de 18 à 25 en 1997 et de 28 à 31 en 1998.

² Le numéro correspond aux décimales de la fréquence du collier émetteur.

³ Le domaine vital est déterminé par la méthode du polygone convexe à 100 %.

Les femelles ont également montré plus de chevauchement de leurs zones d'utilisation intensive en 1997 qu'en 1998 (figures 8 et 9; annexe D). Un chevauchement a été observé pour 23 et 10 paires de femelles respectivement pour ces deux années (22 paires en enlevant 151,520 en 1997). De même, lorsqu'il y avait chevauchement des zones, le pourcentage de chevauchement était significativement plus grand en 1997 qu'en 1998 (test de Wilcoxon, $p=0,0483$), soit de $19,0 \pm 25,2 \%$ ($n=46$) et $7,7 \pm 10,5 \%$ ($n=20$) respectivement.

4.8 Utilisation transfrontalière du milieu

Durant l'étude, les femelles ont évité le territoire de la péninsule situé à l'extérieur des limites du parc national Forillon. Elles ont été localisées $2,95 \pm 1,17 \%$ ($n=880$) du temps à l'extérieur des limites, la région à l'extérieur du parc représentant $14,01 \%$ de l'aire d'étude. Plus de localisations ont été obtenues à l'extérieur du parc en 1997 ($5,61 \pm 2,41 \%$, $n=392$) qu'en 1998 ($0,82 \pm 0,90 \%$, $n=488$).

La moitié des 20 femelles ont été localisées au moins une fois à l'extérieur du parc lors des survols aériens, principalement dans les secteurs de l'Anse-au-Griffon, le long de la route 197 et à Cap-aux-Os. En 1997, huit femelles ont été localisées au moins une fois à l'extérieur (au plus quatre fois chacune) alors que seulement quatre l'ont été en 1998 (une seule fois pour deux femelles et deux fois pour les autres). Deux femelles qui sont sorties du parc en 1997 ont été abattues lors d'une de ces sorties, à moins de 500 mètres des limites. De plus, une femelle qui avait l'habitude de sortir en 1997 et en 1998 a aussi été abattue en juillet 1998.

4.9 Utilisation des aires aménagées ou fréquentées par les visiteurs

4.9.1 Utilisation de la vallée de l'Anse-au-Griffon

Plusieurs observations en 1997 ont montré que certaines femelles de l'étude utilisaient la vallée de l'Anse-au-Griffon de façon intensive. Les femelles semblaient tolérer la présence des autres femelles lorsqu'elles se trouvaient dans les friches de la vallée. Par exemple, un survol en avion a permis de localiser six femelles adultes dans moins d'un kilomètre carré au cours de l'été 1997. Onze femelles ont utilisé le secteur de la vallée de l'Anse-au-Griffon en 1997, comparativement à six en 1998 alors que deux des femelles de 1997 ne faisaient plus partie de l'étude.

Les localisations dans la vallée de l'Anse-au-Griffon représentaient $30,6 \pm 4,7$ % des localisations totales en avion en 1997 ($n=392$) et $8,8 \pm 2,6$ % en 1998 ($n=489$) pour un total de $18,5 \pm 2,6$ % pour les deux années. La vallée couvre $14,2 \text{ km}^2$, soit $5,7$ % de la superficie du parc. Les femelles ont donc utilisé cette portion du parc de façon plus importante que sa disponibilité en 1997 et de façon légèrement moins importante en 1998 selon les données de télémétrie.

4.9.2 Utilisation des aires de camping

Au cours de l'étude, des ours ont été observés à quelques reprises à proximité ou à l'intérieur des aires de camping. Une femelle de l'étude (151,661 MHz) a été abattue par les gardes du Service de Conservation du parc suite à des visites trop régulières dans le camping Petit-Gaspé en juillet 1997. À part cette dernière, les ours observés n'ont pas montré de comportements de quête active de nourriture de source anthropique ou de comportements agressifs envers les visiteurs.

D'après les données de télémétrie, les femelles de l'étude n'ont pas montré d'attraction particulière pour les aires de camping. Elles ont utilisé les zones tampons

autour des campings de façon proportionnelle à leur disponibilité. En 1997, $1,5 \pm 1,3$ % des localisations ($n=392$) étaient situées dans un rayon de 500 m d'un camping alors qu'en 1998 cette proportion était de $1,8 \pm 1,3$ % ($n=489$). Pour toute la durée de l'étude, $1,7 \pm 0,9$ % des localisations étaient à moins de 500 m d'un camping. Les zones tampons autour des campings représentent 1,17 % du parc.

4.10 Sélection d'habitats

La première analyse a été effectuée en considérant que tout le parc était également disponible pour chaque femelle. Des habitats ont été sélectionnés par les femelles à toutes les saisons sauf à l'automne 1998 (tableau 8). Durant cette dernière saison, les femelles ont utilisé les différents habitats de façon proportionnelle à leur disponibilité. Les figures 10 et 11 montrent la sélection saisonnière des différents habitats pour 1997 et pour le printemps et l'été 1998. Les friches et les milieux humides ont toujours été préférés, de même que les milieux dénudés. À première vue, les observations de terrain laissaient effectivement croire que les friches seraient un habitat utilisé de façon plus importante que sa disponibilité, surtout en 1997.

Tableau 8 : Résultats des tests de Friedman sur la sélection d'habitats lorsque la disponibilité de l'habitat est égale pour chaque ours femelle et correspond à la superficie totale du parc. Un astérisque (*) indique que le test est significatif.

	Printemps 1997 ¹	Printemps 1998	Été 1997	Été 1998	Automne 1997 ¹	Automne 1998
d.l.	19 et 9	16 et 9	17 et 9	16 et 9	16 et 9	15 et 9
n	200	170	180	170	170	160
F	11,43	2,04	13,49	2,33	2,44	0,83
p	0,0001*	0,0385*	0,0001*	0,0176*	0,0131*	0,5921

¹ Données venant des localisations en avion et à partir du sol.

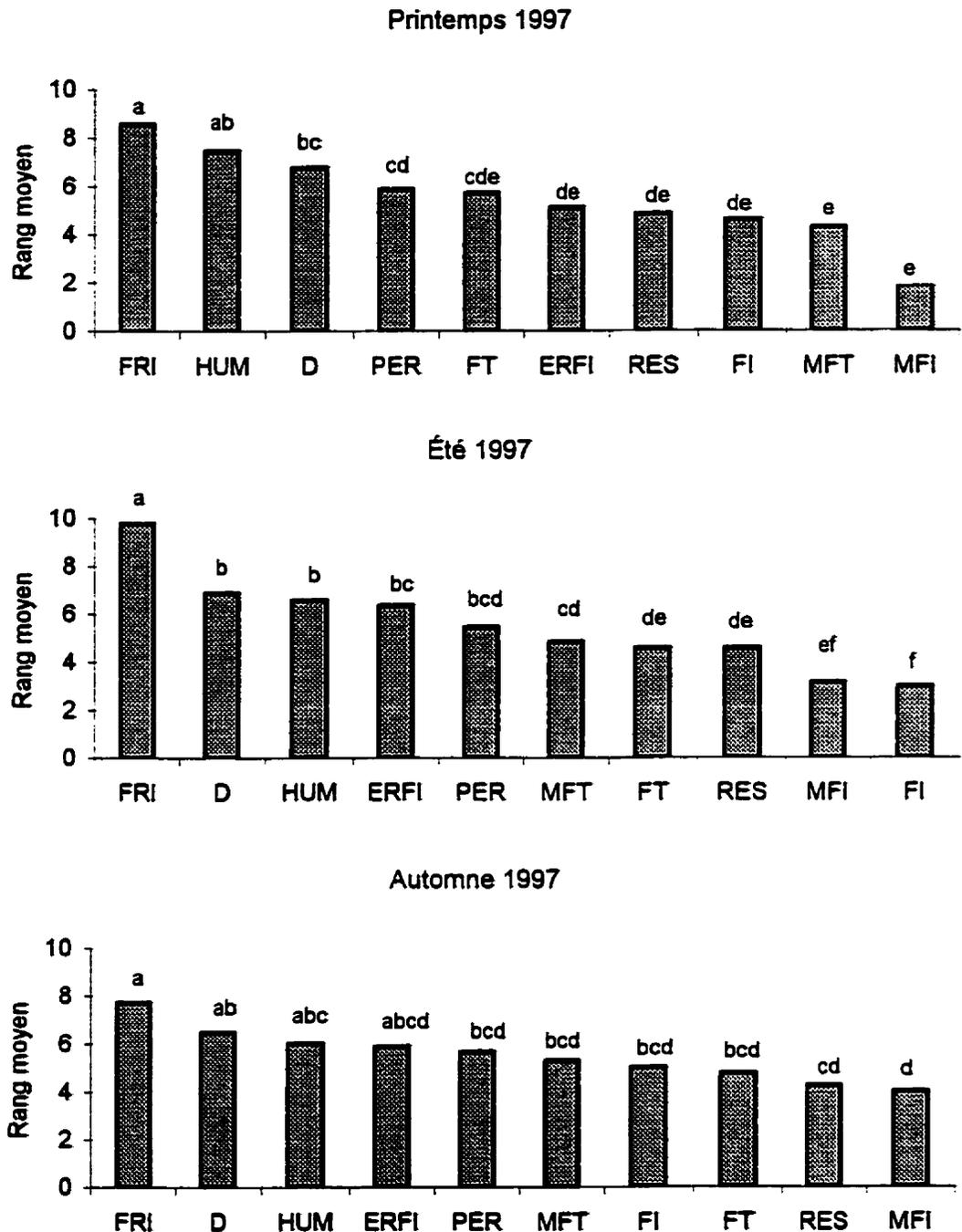


Figure 10 : Sélection d'habitats saisonnière en 1997 par le test de Friedman lorsque la disponibilité d'habitats est égale pour chaque ours femelle et correspond à la superficie totale du parc national Forillon. Une même lettre minuscule au-dessus de différents habitats signifie que ces derniers ne sont pas significativement différents en terme de sélection.

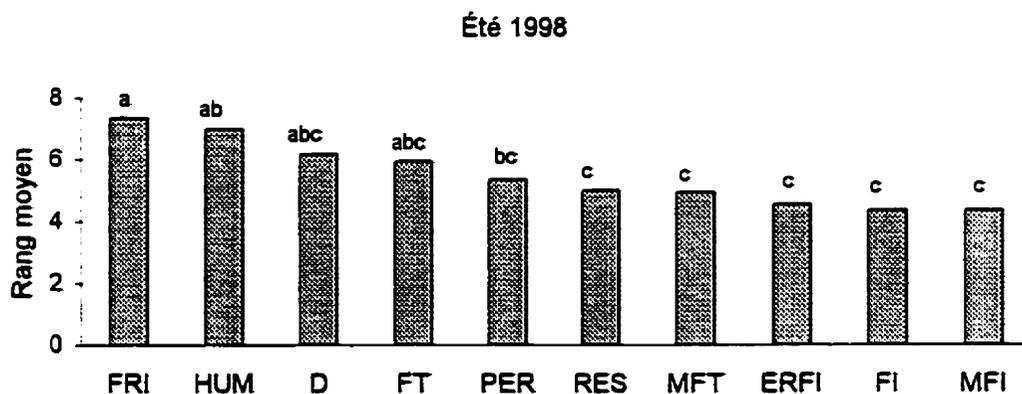
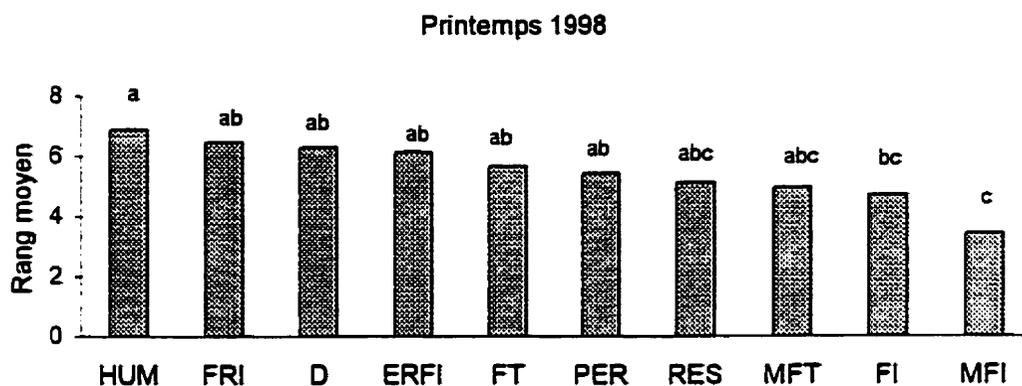


Figure 11 : Sélection d'habitats saisonnière en 1998 par le test de Friedman lorsque la disponibilité d'habitats est égale pour chaque ours femelle et correspond à la superficie totale du parc national Forillon. Une même lettre minuscule au-dessus de différents habitats signifie que ces derniers ne sont pas significativement différents en terme de sélection.

Dans la seconde analyse, nous avons considéré que seule la superficie de son domaine vital (polygone convexe à 100 %) était disponible à chaque femelle. Elles ont montré une sélection d'habitats significative pour le printemps et l'été 1997 et pour l'été 1998 (tableau 9). Les friches ont été préférées en 1997 (figure 12). À l'été 1998, la sélection a été moins évidente pour un habitat en particulier (figure 12). Les femelles ont franchement évité les érablières à feuillus intolérants et les peuplements mélangés à feuillus tolérants. Les autres habitats ont été sélectionnés à peu près également.

Tableau 9 : Résultats du test de Friedman pour la sélection d'habitats lorsque la disponibilité des habitats pour chaque ours femelle correspond à ce qui se trouve dans son domaine vital (portion à l'intérieur du parc). Un astérisque (*) indique que le test est significatif.

	Printemps 1997 ¹	Printemps 1998	Été 1997	Été 1998	Automne 1997 ¹	Automne 1998
d.l.	16 et 9	16 et 9	16 et 9	16 et 9	16 et 9	15 et 9
n	157	157	157	157	157	148
F	7,62	0,84	14,48	2,78	1,83	1,67
p	0,0001*	0,5818	0,0001*	0,0052*	0,0679	0,1026

¹ Données venant des localisations en avion et à partir du sol.

Les proportions des habitats dans les zones d'utilisation intensive des femelles ont été significativement différentes de leurs proportions dans le parc en 1997 (test de Friedman; d.l.=16 et 9, n=170, F=5,47, p=0,0001) mais aucune différence significative n'a été observée en 1998 (d.l.=15 et 9, n=160, F=1,45, p=0,1722). En 1997, les zones d'utilisation intensive contenaient effectivement une proportion plus importante de friches par rapport au parc (figure 13). Les milieux humides et les dénudés étaient également plus présents dans les zones d'utilisation intensive que dans le parc durant cette même année.

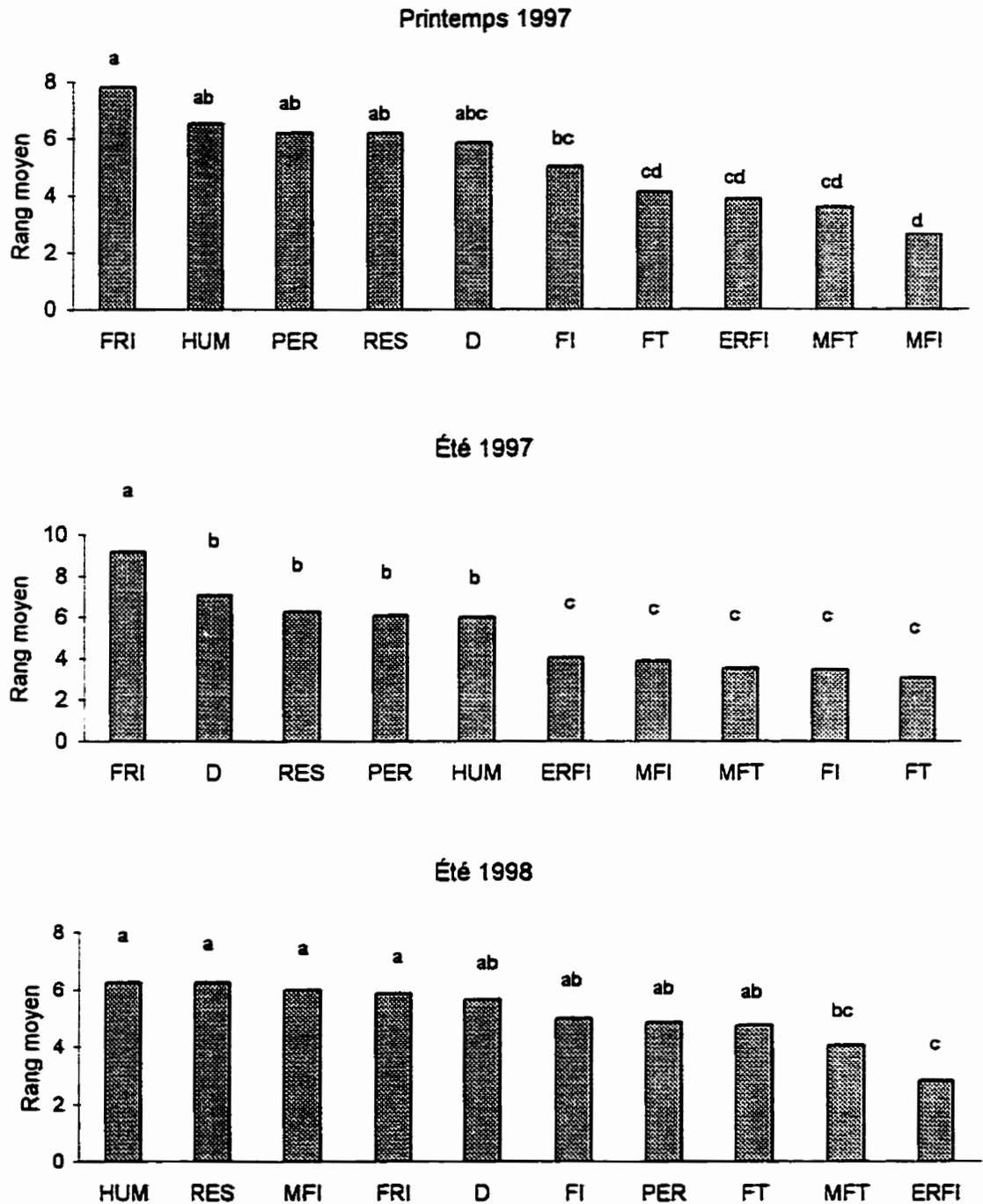


Figure 12 : Sélection d'habitats saisonnière par le test de Friedman lorsque la disponibilité en habitats correspond à la superficie du domaine vital (polygone convexe 100 %) pour chaque ours femelle. Une même lettre minuscule au-dessus de différents habitats signifie que ces derniers ne sont pas significativement différents en terme de sélection.

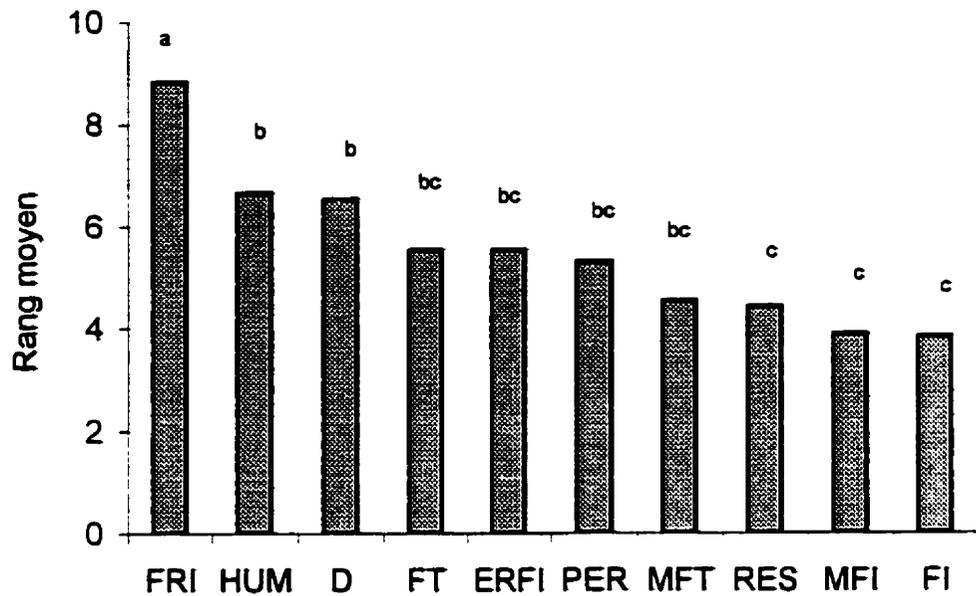


Figure 13 : Comparaison des pourcentages de chaque type d'habitats dans les zones d'utilisation intensive des ours femelles en 1997 par rapport aux pourcentages dans le parc par un test de Friedman. Une même lettre minuscule au-dessus de deux ou plusieurs habitats signifie qu'il n'y a pas de différences significatives entre eux.

4.11 Chronologie de la dormance hivernale

Le tableau 10 présente les dates d'entrée en tanière des 17 femelles de 1997. En 1998, les femelles étaient toujours actives le 6 novembre et les dates exactes d'entrée en tanière ne sont pas connues.

Tableau 10: Dates du début de la dormance hivernale pour les femelles adultes à l'automne 1997.

Fréquence (MHz)	Date	Fréquence (MHz)	Date
151,011	18/10/97	151,520	18/10/97
151,061	22/10/97	151,551	22/10/97
151,080	15/10/97	151,571	09/10/97
151,111	22/10/97	151,592	26/10/97 ²
151,450	19/10/97	151,622	18/10/97
151,460	30/10/97 ¹	151,641	22/10/97
151,470	15/10/97	151,681	26/10/97 ²
151,491	19/10/97	151,700	01/10/97
151,501	26/10/97 ²		

¹ Date de la dernière localisation. La femelle se trouvait à la même place deux semaines auparavant mais il y a eu déplacement entre temps.

² Deux localisations au même endroit entre cette date et la fin de la saison de terrain.

4.12 Visites des tanières à l'hiver 1998-99

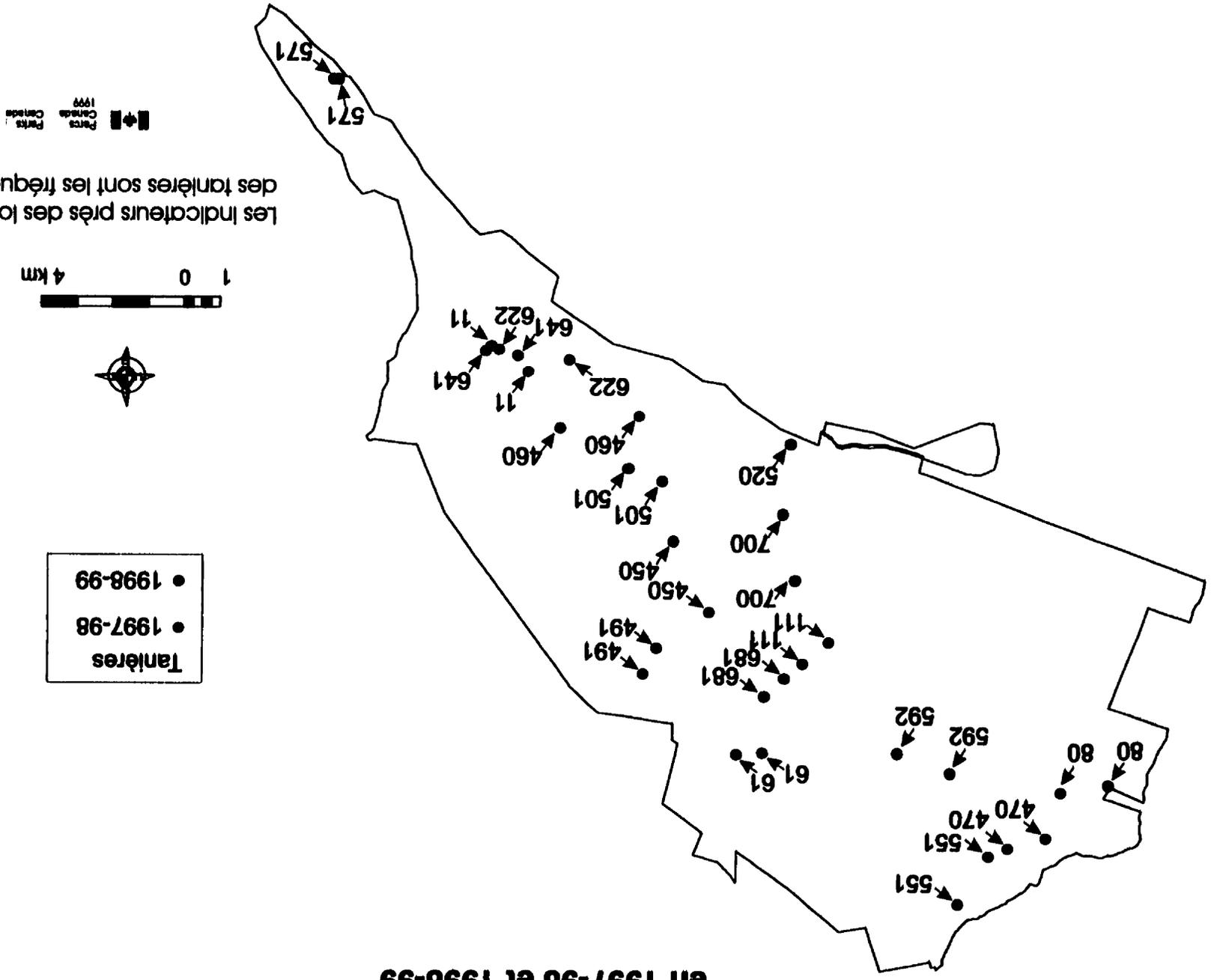
Les femelles ne semblent pas choisir de sites particuliers ou de caractéristiques particulières pour l'établissement de leur tanière. Les tanières ont pris la forme de trous sous les racines d'un cèdre, d'une épinette, d'un bouleau ou d'un pin blanc, de cheminées dans un tronc d'arbre creux, de trous dans la terre sur le bord d'une falaise, de cavités dans une paroi rocheuse et de trous sous des souches d'arbres renversés. La figure 14 montre l'emplacement des tanières des hivers 1997-98 et 1998-99 pour les femelles munies de colliers émetteurs.

L'annexe E présente les diverses mesures morphométriques qui ont été récoltées pour les 16 femelles visitées. On y retrouve également des données concernant les oursons ou les jeunes présents. Les données n'ont pas été récoltées lorsque l'accès à la tanière était trop difficile pour sortir la femelle (n=5). La masse corporelle moyenne des femelles lors des visites des tanières était de $72,3 \pm 14,5$ kg (n=10). À ce moment, toutes ces femelles étaient adultes (au moins 5 ans). La différence entre la masse corporelle lors des captures et celle lors des visites de tanières est intéressante à noter (annexes B et E). En effet, les femelles accompagnées de jeunes d'un an dans leur tanière avaient pratiquement la même masse corporelle que lors des captures. Elles montrent une faible augmentation de masse de $1,2 \pm 4,6$ kg (n=3 ; de -2,0 à 6,5). Par contre, les femelles qui ont mis bas au cours de l'hiver 1998-99 et qui étaient donc seules durant l'été précédent montrent une augmentation de masse corporelle de $28,2 \pm 3,9$ kg comparativement à leur masse lors des captures (n=7).

4.13 Causes et taux de mortalité

Deux ours ont été tués durant des manipulations réalisées dans le cadre de l'étude. Lors des captures, un ours s'est pris le cou dans un collet et est mort étouffé.

Figure 14: Localisation des tanières des ours femelles du parc national Forillon en 1997-98 et 1998-99



Pendant une visite de tanière, une femelle adulte (fréquence 151,622 MHz) est morte suite à l'anesthésie. Le taux de mortalité dû à l'étude est donc de 5,9 % (n=34).

Quatre femelles munies de colliers émetteurs ont été abattues pour contrôle de déprédation au cours de l'étude. La première (fréquence 151,661 MHz) a été abattue en juillet 1997 dans le parc par les gardes du Service de Conservation. Deux autres femelles (151,530 et 151,431 MHz) ont été abattues en 1997 par des résidents des villages en périphérie du parc. En juillet 1998, une quatrième femelle (151,520 MHz) a été abattue pour contrôle de déprédation à l'extérieur du parc.

Un mâle sous-adulte marqué d'une étiquette (# 9) a été abattu à la carabine lors de la saison de chasse du printemps 1997 à Cap-des-Rosiers. Deux mâles juvéniles (étiquettes # 6 et # 7) ont été capturés durant la saison de piégeage au printemps 1998, respectivement à Cap-des-Rosiers et à Saint-Yvon, à plus de 50 km au nord-ouest du parc.

Les accidents routiers figurent parmi les autres causes de mortalité potentielles dans la région du parc national Forillon. Par exemple, un ours non marqué a été frappé par une voiture sur la route 197 en octobre 1997.

Les taux de mortalité annuelle par contrôle de la déprédation ont été d'au moins 8,8 % (n=34) en 1997 et de 3,3 % (n=30) en 1998. Les taux de mortalité annuelle par la chasse et le piégeage ont été d'au moins 2,9 % (n=34) en 1997 et 6,7 % (n=30) en 1998. Au total, les taux de mortalité annuelle ont été d'au moins 11,8 % (n=34) en 1997 et 10,0 % (n=30) en 1998. Ces chiffres sont des minimums puisque nous ne connaissons pas le sort de tous les ours à la fin de l'étude (White et Garrot 1990).

En tenant compte exclusivement des femelles munies d'un collier, les taux de mortalité par contrôle de déprédation ont été de 15,0 % en 1997 (n=20) et de 5,9 % en 1998 (n=17). Ces taux sont plus représentatifs puisque le sort de chaque femelle était connu à la fin de l'étude.

4.14 Estimation de la taille de la population

Trente-quatre ours ont été marqués au début de la saison 1997 avec une étiquette à l'oreille. Parmi ceux-ci, trois femelles adultes et un mâle sous-adulte ont été abattus au cours de cette même saison. Nous avons donc considéré que 30 ours étaient marqués au début de la saison 1998 et nous avons utilisé ce chiffre pour l'estimation de la population. Au total, 49 observations (pour lesquelles on a pu voir si l'individu portait une étiquette ou non) ont été effectuées en 1998 par les cinq observateurs. Les observations d'individus marqués étaient au nombre de 20. La taille de la population du parc national Forillon est estimée à 74 ours (de 55 à 115 ours) selon l'estimateur de Petersen et son intervalle de confiance (Krebs 1989), ce qui équivaut à une densité entre 2,3 et 4,7 ours/10 km².

4.15 Écorçage par les ours dans les peuplements contenant du cèdre

Les cèdres du parc national Forillon présentent des signes évidents d'écorçage par les ours. Toutes les sorties de terrain permettent d'observer le phénomène. Cependant, les vieilles marques ne présentent pas autant d'indices sur leur origine que les marques fraîches qu'on a pu observer. Durant les deux années de l'étude, les marques fraîches ont toutes été observées au printemps, sur le cèdre, le sapin baumier et le peuplier faux-tremble.

L'écorçage se présente sous la forme de grandes lanières d'écorce arrachées habituellement d'un trait à partir de la base (figure 15). Sur la plupart des cèdres, l'écorce demeure attachée par la partie supérieure. Avec les années, une cicatrice se développe de chaque côté de la blessure, formant un bourrelet plus ou moins épais. Sur quelques arbres, des marques de griffes sont incrustées dans le cambium découvert. Elles sont habituellement horizontales ou obliques, suggérant que l'ours donne un simple coup de griffes pour arracher la lanière d'écorce (figure 16). Chez les arbres récemment écorcés (probablement moins d'une semaine), des



Figure 15 : Écorçage d'un sapin baumier (ancienne marque).

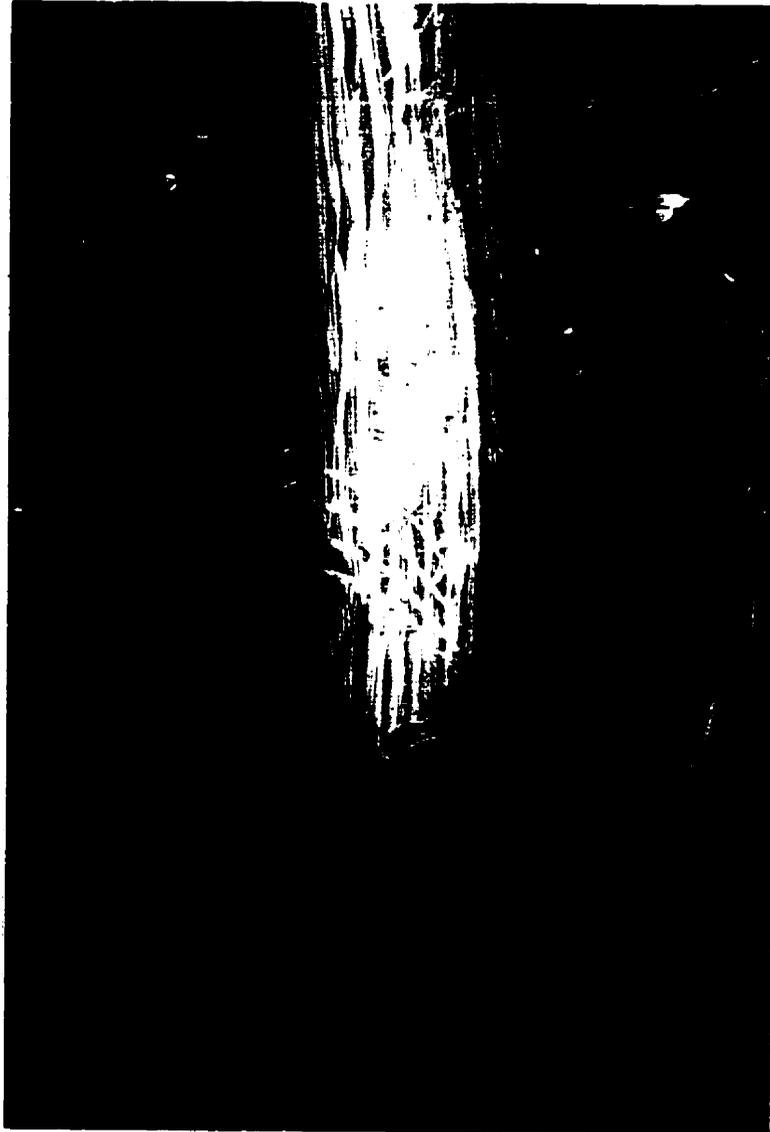


Figure 16 : Écorçage d'un cèdre par un ours noir (marque récente).

marques verticales sont également présentes sur la presque totalité du cambium mis à nu (figure 16). Selon nos observations, ces marques disparaissent très rapidement et ne sont plus visibles après deux semaines. Ce sont des séries de lignes de quelques millimètres de largeur disposées parallèlement deux à deux dans le sens vertical. Il nous a été impossible d'observer un ours laisser ces marques. Ces marques sont de toute évidence différentes des marques que pourraient laisser les griffes. Selon nous, elles pourraient être laissées par les ours qui gratteraient le cambium découvert avec leurs dents, probablement dans un but alimentaire.

Tous les peuplements visités pour échantillonnage (n=23) montraient des signes évidents d'écorçage par les ours dans au moins deux des trois parcelles et 73,9 % des peuplements étaient affectés dans les trois parcelles (toutes les essences confondues). De façon globale, 89,9 % (n=69) des parcelles visitées montraient des signes d'écorçage sur l'une ou l'autre des essences présentes. Les peuplements qui ne présentaient pas le phénomène étaient des cédrières à sapin baumier (n=4) et des sapinières à cèdre (n=3). Parmi les sept parcelles qui ne présentaient pas de signes d'écorçage, quatre ne contenaient aucun cèdre. En ne tenant compte que de l'écorçage sur le cèdre, 95,2 % des parcelles qui contenaient du cèdre (n=63) présentaient des signes d'écorçage par les ours.

Les essences affectées par le phénomène d'écorçage dans les peuplements visités étaient le cèdre, les épinettes blanche et noire (*Picea mariana*), le sapin baumier et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloïdes*, deux observations seulement dans toutes les parcelles visitées). Le tableau 11 présente les pourcentages moyens d'arbres affectés par l'écorçage dans un peuplement.

Tableau 11 : Pourcentages d'arbres par peuplement qui présentaient des signes d'écorçage par les ours pour les différentes essences ligneuses (n=23).

Essence	Pourcentage d'arbres affectés par peuplement ¹
Sapin baumier	0,3 ± 1,2
Épinettes blanche et noire	5,6 ± 11,8
Cèdre	66,5 ± 23,2

¹ Ces données proviennent d'un échantillonnage dans des cédrières à sapin baumier, des sapinières à cèdre et des cédrières pures.

Aucun signe de mortalité n'a été observé chez les épinettes blanche et noire et le sapin baumier affectés par l'écorçage. Cependant, peu d'arbres affectés ont été observés pour ces essences. Le pourcentage de mortalité moyen chez les cèdres non affectés par le phénomène d'écorçage était de $4,1 \pm 8,6$ % (n=21). Les cèdres affectés présentaient pour leur part $13,3 \pm 21,5$ % de mortalité, ce qui est significativement plus élevé ($p=0.033$) que chez les cèdres sains.

Le dhp moyen des cèdres affectés est de $238,4 \pm 76,4$ mm (n=23). Ceci est significativement plus élevé ($p=0,024$) que le dhp moyen des cèdres sains de $191,3 \pm 72,6$ mm (n=21).

Les marques sur le cèdre étaient d'une hauteur maximale moyenne de $121,7 \pm 29,2$ cm (n=23). Un cèdre affecté présentait en moyenne $1,9 \pm 0,5$ marques différentes (n=23, 1 à 11 marques par arbre). La proportion de la circonférence affectée par une marque laissée sur un cèdre était très variable, allant de moins du quart jusqu'à 100 % de la circonférence.

Parmi les cèdres affectés, les arbres morts étaient affectés sur plus de 62,5 % de la circonférence, sauf un individu affecté sur 37,5 % de sa circonférence. La proportion totale de la circonférence affectée par l'ensemble des marques sur un cèdre est en

moyenne de $51,0 \pm 19,4$ % (n=23). Les cèdres affectés sur 100 % de la circonférence présentaient un taux de mortalité de 86,6 % (n=35). Les signes de mortalité n'étaient pas encore visibles chez certains individus dont les marques étaient récentes, ce qui pourrait expliquer un taux de mortalité inférieur à 100 % dans ce dernier cas. Les cèdres affectés sur 75 à 99 % (n=118), 50 à 74 % (n=66) et 25 à 49 % (n=121) de leur circonférence montraient des taux de mortalité respectifs de 13,5 %, 3,0 % et 0,8 %. Les arbres affectés sur moins de 25 % de la circonférence étaient tous vivants (n=113).

Nous avons réussi à déterminer l'âge approximatif de 51 marques à l'aide de l'analyse dendrochronologique. Les carottes des autres marques (n=6) présentaient des irrégularités qui rendaient les résultats trop incertains et nous les avons rejetées. Le but de l'exercice était de voir si une tendance existait à travers les années dans le phénomène d'écorçage au parc national Forillon. Les résultats (figure 17) ne nous permettent pas de conclure à une tendance à travers les années mais le phénomène d'écorçage semble avoir pris de l'importance à partir de 1973 et plus particulièrement en 1978. L'écorçage semble avoir été négligeable entre 1953 et 1972.

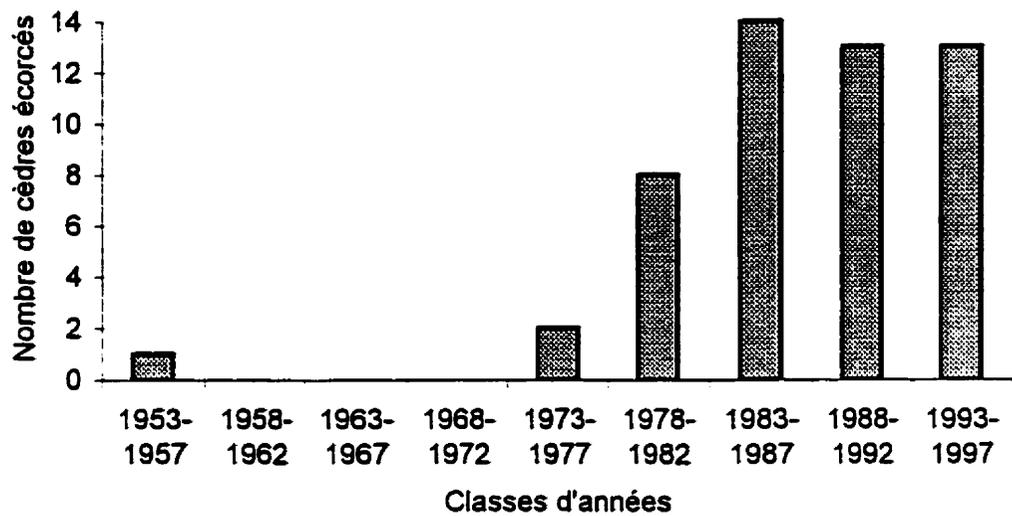


Figure 17: Évolution du phénomène d'écorçage des cèdres au parc national Forillon déterminé par l'analyse dendrochronologique.

CHAPITRE V

DISCUSSION

5.1 Production de fruits et régime alimentaire de l'ours

Comme attendu, le régime alimentaire de l'ours noir au parc national Forillon a varié en fonction de la phénologie et de la disponibilité de la végétation, particulièrement des fruits. Dans l'aire d'étude, les fruits sont habituellement disponibles à partir de la mi-juillet mais certaines espèces ne produisent des fruits qu'à l'automne, comme le sorbier d'Amérique ou le cerisier de Pennsylvanie. Des variations annuelles peuvent également survenir et la végétation a montré une avance d'environ deux semaines sur l'année précédente en 1998. De plus, le sorbier d'Amérique, le cerisier de Pennsylvanie et l'amélanchier n'ont pratiquement pas produit de fruits en 1997 alors que leur production a été très bonne en 1998.

Au printemps, les ours ont consommé principalement des plantes herbacées. Ils ont d'abord consommé des graminées et des cypéracées. Les graminées ont également été consommées par l'ours en début de saison au Tennessee (Beeman et Pelton 1980), en Caroline du Nord (Hellgren 1988), au Québec (Lachapelle et al. 1984, Boileau 1993, Samson 1995), au Montana (Jonkel et Cowan 1971) et en Alaska (Hatler 1972). Les cypéracées ont été consommées au printemps au Maine (Hugie 1982) et dans l'état de New York (Costello 1992 dans Costello et Sage 1994). Les graminoides (graminées et cypéracées) constituaient l'élément principal du régime alimentaire au Wyoming (Irwin et Hammond 1985). Les ours de Forillon ont ensuite consommé des

pissenlits et des prêles lorsque ceux-ci sont apparus en juin. Ces herbacées faisaient partie du régime alimentaire d'été au parc de la Gaspésie (Boileau 1993), à Terre-Neuve (Anions 1997) et en Alberta (Holcroft et Herrero 1991). Les prêles étaient également consommées au printemps au Montana (Tish 1961) et en Alaska (Hatler 1972).

Il est peu surprenant que le régime alimentaire de l'ours à Forillon soit constitué de petits fruits charnus non seulement en été mais également tard à l'automne. Des études dans d'autres régions où les fruits secs indéhiscent sont absents ont montré que les ours consomment surtout des fruits mais aussi des plantes herbacées durant l'été et l'automne (Messier 1981 dans Lachapelle 1981, Young et Ruff 1982, Pelchat et Ruff 1986, Boileau 1993, Anions 1997). Les ours se concentrent alors dans des milieux producteurs de fruits (Costello et Sage 1994), comme les coupes forestières (Samson 1995) ou les champs à proximité de peuplements matures (Hugie 1982). Les espèces de fruits consommées varient d'une région à l'autre en fonction de la disponibilité. Les espèces qui ont été utilisées à Forillon sont toutefois mentionnées dans la littérature : la salsepareille (Pelchat et Ruff 1986, Costello 1992 dans Costello et Sage 1994, Boileau 1993, Samson 1995, Anions 1997), les fraises (Hugie 1982, Costello 1992 dans Costello et Sage 1994, Anions 1997), les framboises (Hugie 1982, Holcroft et Herrero 1991, Costello 1992 dans Costello et Sage 1994, Boileau 1993, Samson 1995, Anions 1997), l'amélanchier (Hugie 1982, Irwin et Hammond 1985, Boileau 1993), les cerises (Hugie 1982, Costello 1992 dans Costello et Sage 1994, Samson 1995, Kasbohm et al. 1995), le sorbier (Costello 1992 dans Costello et Sage 1994, Anions 1997) et le cornouiller stolonifère (Preble 1908 dans Tish 1961, Boileau 1993). Les noisettes, qui ont été consommées à Forillon surtout en 1998, sont mentionnées par Pelchat et Ruff (1986) parmi les items principaux du régime alimentaire.

Les fruits du sorbier ont été l'élément principal du régime alimentaire d'automne en 1998. En 1997, le sorbier n'a pas produit de fruits et les ours se sont concentrés sur les fruits du cornouiller stolonifère. Aucune étude n'a rapporté une importance aussi

grande des fruits du cornouiller stolonifère dans le régime alimentaire de l'ours noir. Cependant, cette espèce est très abondante à Forillon dans les friches alors qu'elle n'est probablement pas abondante dans plusieurs régions forestières qui abritent des populations d'ours noir. Elle était consommée au parc de la Gaspésie (Boileau 1993), dans la région Athabaska-McKenzie et au Montana (Preble 1908 dans Tish 1961) durant l'automne. D'autres espèces de cornouiller ont aussi été consommées par l'ours en Virginie, en Pennsylvanie, au Colorado et au Maine (Tish 1961). Vu son abondance dans les friches du parc national Forillon et des territoires adjacents, le cornouiller stolonifère constitue une ressource facile d'accès pour les ours. De plus, cette espèce n'a pas montré une faible production de fruits en 1997 comme le sorbier et le cerisier de Pennsylvanie. L'ours semble cependant préférer le sorbier lorsque celui-ci est disponible durant l'automne. Il semble effectivement consommer les fruits du cornouiller stolonifère en automne seulement pour compléter son alimentation ou encore pour remplacer les fruits du sorbier lorsque ces derniers sont rares.

La préférence pour le sorbier, lorsqu'il est disponible, pourrait être due aux habitats auxquels les deux espèces de fruits sont associées. Le sorbier se retrouve dans des milieux forestiers ou du moins le long des bordures alors que le cornouiller est associé aux milieux ouverts. L'ours ne s'aventure habituellement pas à plus de 100 mètres de la bordure d'un milieu ouvert, malgré l'abondance de nourriture, afin de demeurer près d'un couvert de protection (Hugie 1982). La composition des fruits pourrait également expliquer cette préférence. Les fruits du sorbier contiennent une plus grande proportion de leur masse qui est digestible par l'ours puisque les graines sont toutes petites alors que la graine du cornouiller est très grosse. De plus, la composition en glucides solubles (calculée pour le glucose sur 100 grammes de fruits frais) est de 2,6 % pour le cornouiller stolonifère et de 7,97 % pour le sorbier (Usui et al. 1994). En comparaison, ce pourcentage est de 11,36 pour les fruits de l'amélanchier, de 11,45 pour les cerises de Pennsylvanie et de 16,38 pour la salsepareille. Les fruits de salsepareille ont été les seconds fruits les plus utilisés par les ours au parc national Forillon en août. En juillet 1998, le fruit le plus abondant du régime a été celui de

l'amélanchier. En 1997, ce dernier a produit très peu de fruits et aucune observation n'en a été faite dans les fèces.

Dans certaines populations, l'ours noir consomme de la matière animale à l'occasion (Boileau 1993, Anions 1997). Dans l'aire d'étude, les fèces d'ours analysées contenaient très peu de résidus (poils, plumes) provenant de mammifères ou d'oiseaux ce qui suggère que la population d'ours de Forillon n'effectue pas de prédation intense sur les mammifères, par exemple les jeunes orignaux. Il se peut cependant que la consommation de carcasse soit sous-estimée puisque seuls les poils, les plumes et les os sont identifiables dans les fèces et que l'ours mange habituellement une carcasse après avoir retourné puis enlevé la peau de celle-ci (Franzmann et Schwartz 1998). Les populations d'ours reconnues pour être prédatrices cohabitent habituellement avec de fortes densités de proies. C'est le cas, par exemple, du parc national Gros Morne à Terre-Neuve où la population d'orignaux est une des plus importantes au Canada et où les résidus d'orignaux représentent jusqu'à 34 % des fèces au début de l'été (Anions 1997). Schwartz et Franzmann (1991) ont aussi trouvé des taux élevés de prédation par l'ours sur les jeunes orignaux dans des perturbations liées au feu en Alaska.

La consommation de ressources alimentaires alternatives (déchets domestiques, produits agricoles) par l'ours noir est souvent reliée à une disponibilité insuffisante de nourriture naturelle, comme par exemple lors d'une année de faible production de fruits (Hugie 1982, Shooley et al. 1994a, Anions 1997, Fortin et al. 1997). Au parc national Forillon, les fèces d'ours ne contenaient pas de déchets domestiques ni de produits agricoles. Les observations n'ont d'ailleurs pas montré de déprédation fréquente dans les terrains de camping ou sur les terres adjacentes au parc. Lors de l'année de faible production de fruits, en 1997, les ours ont utilisé les fruits du cornouiller stolonifère de façon plus intense. Ceux-ci ont été consommés entièrement en 1997 et, à la fin septembre, il n'était à peu près plus possible d'en trouver dans le parc.

5.2 Sélection d'habitats

Les milieux perturbés, qui sont intéressants pour l'ours, sont peu abondants au parc national Forillon. Les milieux agricoles abandonnés au début des années 1970, aujourd'hui des friches, constituent des milieux très intéressants pour une population d'ours dans un contexte de conservation. De tels milieux ouverts de dimension relativement grande présenteraient un intérêt beaucoup moindre en présence de chasse ou de prédation puisqu'ils n'offrent pas de couvert de protection. Dans une aire protégée, ces milieux peuvent cependant être utilisés lorsque la nourriture en forêt est peu abondante. Les ours y trouvent en quantité importante les plantes herbacées dont ils se nourrissent au printemps, les fruits qu'ils consomment en été et certaines espèces de fruits utilisées durant l'automne, particulièrement le cornouiller stolonifère dans l'aire d'étude. Quelques perturbations ont également touché les forêts du parc (Levesque 1997). L'épidémie de tordeuses des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) a affecté les peuplements résineux entre 1975 et 1984 ce qui a créé d'autres milieux perturbés. Cependant, ces milieux sont pratiquement déjà trop vieux pour la productivité en fruits. En périphérie du parc, les terres privées sont parsemées de coupes de petites superficies et, à l'ouest du parc, ces coupes atteignent de grandes dimensions sur les terres publiques. Plus récemment, l'épidémie d'arpenteuse de la pruche (*Lambdina fiscellaria fiscellaria*) a également affecté les peuplements du parc en 1997 et créé de nouveaux milieux perturbés. À l'occasion, les chablis causent également des perturbations d'importance variable dans les forêts du parc, surtout dans les sapinières mûres et surannées (Levesque 1997).

Dans la superficie totale du parc en 1997, les femelles ont préféré les friches à toutes les saisons alors que les milieux humides et les dénudés étaient aussi des habitats recherchés. À l'intérieur des domaines vitaux, les peuplements résineux et les perturbations forestières étaient également des habitats recherchés au printemps et à l'été 1997 en plus des friches et des milieux humides. Le régime alimentaire de l'ours en 1997 était constitué principalement de cornouiller stolonifère durant l'été et l'automne et de plantes herbacées au printemps. Les friches, les perturbations

forestières et les milieux humides correspondent en effet aux milieux où la production de plantes herbacées est plus hâtive au printemps, où les plantes sont de qualité supérieure et où la production de fruits est intéressante. Quant au cornouiller stolonifère, il est très abondant dans les friches. Finalement, les peuplements résineux sont visités par les ours au parc national Forillon, du moins en début de saison lorsque l'écorçage est effectué sur les cèdres. Il est alors possible que cette utilisation apporte une préférence à l'échelle du domaine vital au printemps et à l'été.

En général, les ours ont montré une sélection moins forte pour des habitats particuliers en 1998. Dans tout le parc, les friches ont été préférées seulement durant l'été tout comme les milieux humides. Il n'y a pas eu de sélection particulière à l'automne. Au printemps, aucun habitat n'a semblé significativement plus préféré qu'un autre, à part les peuplements mélangés à feuillus intolérants qui ont semblé évités. Dans les domaines vitaux, les ours n'ont rien sélectionné de particulier au printemps ou à l'automne. Durant l'été, tous les habitats ont été utilisés à peu près de la même façon proportionnellement à leur disponibilité sauf les peuplements mixtes à feuillus tolérants et les érablières à feuillus intolérants qui ont été évités. Au parc national de la Mauricie, Samson (1995) n'avait pas trouvé de sélection au printemps. Les résultats de Pelchat et Ruff (1986) démontrent que les femelles sont moins sélectives dans leur choix d'habitats quand la nourriture est abondante mais qu'elles préfèrent les habitats qui produisent de la nourriture et évitent ceux qui n'en produisent pas lorsque la nourriture est rare. À Forillon, il y a effectivement eu une sélection plus forte lors de l'année de faible production de fruits en 1997. De plus, la préférence a été accordée aux habitats où la nourriture était abondante.

Au printemps 1998, l'absence de sélection, et particulièrement l'absence de sélection pour les friches, pourrait être expliquée par l'avance de deux semaines de la phénologie des plantes comparativement à l'année précédente. La différence entre les milieux forestiers et ouverts pour la production de végétation herbacée a en effet été moins marquée en 1998 qu'en 1997 ce qui a pu permettre aux ours de s'alimenter plus en forêt, par exemple en bordure des ouvertures et le long des sentiers. Meddleton et

Litvaitis (1990) rapportent en effet une utilisation intense par l'ours noir le long des chemins forestiers. À l'automne 1998, les ours ont consommé beaucoup moins de graminées et de carex qu'en 1997 et se sont concentrés sur les fruits du sorbier. Le sorbier est présent dans pratiquement tous les habitats ce qui pourrait expliquer l'absence de préférence pour les friches ou les milieux humides à l'automne. Costello et Sage (1994) n'ont effectivement pas trouvé de différences dans la productivité du sorbier d'Amérique entre les différents habitats qu'ils ont étudiés dans l'état de New York.

Finalement, il est peu probable que les tests de sélection réussissent à détecter une préférence pour les habitats très abondants d'une aire étudiée. La préférence pour un habitat découle d'une utilisation forte de celui-ci par rapport à sa disponibilité. Un habitat abondant peut être très utilisé sans que le test ne puisse détecter une différence significative entre son utilisation et sa disponibilité. Dans notre cas, les peuplements mixtes, qui sont les plus abondants dans l'aire d'étude (54 % de la superficie du parc et 52 % de l'aire d'étude), ne ressortent pas comme un habitat préféré par les ours même si 43 % des localisations des femelles ont été obtenues dans ces derniers. Cette faiblesse des tests de sélection de pouvoir difficilement détecter une préférence pour les milieux les plus abondants n'est toutefois pas dramatique dans la présente étude. En effet, ces milieux très abondants ne sont habituellement pas problématiques au niveau de la gestion des populations puisque leur abondance assure justement que leur maintien dans le milieu, pour la survie de l'espèce en question, n'est pas précaire.

Les ours du parc national Forillon semblent donc rechercher les milieux perturbés, particulièrement les friches, surtout lors des années de faible production de fruits comme en 1997. Dans les friches, les fruits demeurent disponibles même lors de ces années de mauvaise production. Les milieux perturbés forestiers ne semblent pas attirer fortement les ours au parc national Forillon, probablement parce qu'ils sont trop vieux pour présenter une forte production en petits fruits. Les friches semblent donc être l'habitat le plus important pour les ours dans l'aire d'étude.

Des préférences pour des milieux perturbés ou ouverts ont été observées dans plusieurs études: les coupes forestières durant l'été en Mauricie (Samson 1995) et en Gaspésie (Boileau 1993) et pendant l'automne en forêt boréale en Ontario (Obbard et Kolenosky 1994), les perturbations dues à une épidémie au parc national Fundy (Chamberland 1997), les champs de framboises et de bleuets au Maine (Hugie 1982), les milieux ouverts ou perturbés de petite superficie au printemps et en été au New Hampshire (Meddleton et Litvaitis 1990). L'augmentation de la production de petits fruits après création d'une ouverture en forêt a été rapportée dans plusieurs régions du Nord-Est et du centre Nord des États-Unis (Rogers 1976, Arimond 1979 dans Costello et Sage 1994, Clark et al. 1987 dans Costello et Sage 1994, Noyce et Coy 1990, Costello et Sage 1994). Les milieux forestiers perturbés constituent donc un habitat intéressant pour l'alimentation de l'ours à la fin de l'été et en automne en forêt boréale, du moins jusqu'à 10 ans après une coupe (Obbard et Kolenosky 1994) ou une perturbation. Les habitats ayant subi des traitements sylvicoles procureraient l'abondance maximale de fruits utilisés en été, surtout les framboises et les cerises, jusqu'à 16 ans après coupe (Costello et Sage 1994).

Schooley et al. (1994a) ont trouvé dans le Nord du Maine des variations annuelles dans la sélection d'habitats par l'ours durant l'automne. De telles variations annuelles peuvent être attendues dans des régions où la production des fruits varie annuellement. La plupart des plantes ligneuses polycarpiques, qui incluent les arbustes ou les arbres producteurs de fruits charnus, semblent montrer une alternance d'années de bonne et de mauvaise production de fruits (Herrera et al. 1998). Plusieurs études sur l'ours noir ont présenté des données regroupées à travers les années (Hugie 1982, Elowe 1984 dans Schooley et al. 1994a, Young et Beeman 1986 dans Schooley et al. 1994a, Hellgren et al. 1991) ce qui a pu masquer des phénomènes intéressants dans l'utilisation des ressources (Schooley et al. 1994a). Nos données ont été analysées sur une base annuelle et saisonnière afin d'éviter ce problème et des variations ont effectivement été observées dans la sélection d'habitats.

5.3 Utilisation transfrontalière du milieu

Malgré leurs attraits pour les ours en raison de la présence de milieux perturbés (coupes forestières, friches, champs agricoles) et de zones résidentielles, les territoires adjacents au parc ont été peu utilisés par les femelles par rapport à leur disponibilité dans l'aire d'étude. La moitié des femelles de l'étude sont demeurées dans le parc et les autres sont sorties rarement et pour une courte période de temps. Cette constatation est surprenante puisque la superficie de l'aire protégée est restreinte. Au parc national de la Mauricie et au parc national Fundy, tous les ours sortaient du parc durant l'été pour aller s'alimenter dans les coupes forestières (Samson 1995) ou les champs de bleuets (Chamberland 1997) respectivement.

De tels déplacements transfrontaliers rendent les populations vulnérables. Les villages voisins du parc national Forillon sont situés à proximité des frontières du parc et les ours qui fréquentent ces endroits sont rapidement repérés. De plus, la chasse et le piégeage se pratiquent en périphérie du parc. La chance de survie d'un ours qui utilise de façon régulière ce territoire est donc très limitée. Malgré la faible utilisation du territoire adjacent au parc par les femelles, le contrôle de la déprédation qui s'y exerce demeure la cause principale de mortalité des femelles adultes à Forillon. Ainsi, 15 % des femelles de l'étude ont été abattues pour cause de déprédation en 1997 et 5,9 % de celles toujours en vie l'année suivante l'ont été en 1998. Cette mortalité a été plus importante durant l'année de nourriture moins abondante, en 1997. De même, il y a eu plus de localisations à l'extérieur du parc durant cette première année ($5,6 \pm 2,4$ % des localisations en 1997 comparativement à $0,8 \pm 0,9$ % en 1998).

Il existe peut-être une « tradition » chez les femelles du parc qui expliquerait que la plupart d'entre elles n'utilisent pas les territoires adjacents. Si pratiquement toutes les femelles qui prennent l'habitude de sortir régulièrement du parc se font tuer en peu de temps, celles qui demeurent dans la péninsule sont nécessairement celles qui sortent très peu du parc. En supposant que les jeunes femelles occupent un espace

près du domaine vital de la mère ou à même celui-ci, une tradition de non-transgression de la frontière pourrait ainsi s'établir, sauf peut-être lors des années de pénurie de nourriture.

Aucune femelle de l'étude n'a été localisée à l'ouest de la route 197. Cependant, il est impossible de conclure à l'effet de la route à partir de nos observations. Cette dernière peut entraîner un effet de barrière qui découragerait les femelles à traverser. Cependant, nous savons que des jeunes ours sortent tout de même du parc pour aller vers l'ouest. La route 197 n'est donc pas actuellement un obstacle infranchissable pour les ours. Il est possible que les femelles adultes du parc n'aient pas à sortir et que leur fidélité au parc ne soit pas liée à la présence de la route. Quoi qu'il en soit, le territoire à l'ouest de la route 197 ne semble pas être utilisé par les femelles du parc même si de nombreuses coupes forestières s'y trouvent. Cette constatation implique que les apports génétiques nouveaux dans le parc viennent nécessairement des mâles étrangers qui entrent dans l'aire d'étude puisque les femelles du parc ne semblent pas en sortir.

Nous n'avons pas obtenu de données concernant les déplacements des mâles adultes et très peu de données pour les juvéniles. Plusieurs hypothèses pourraient expliquer notre faible succès de capture des mâles adultes. Premièrement, les mâles ont un grand domaine vital et font de grands déplacements ce qui diminue les chances qu'ils passent aux sites de piégeage avant une femelle qui réside dans le secteur. Deuxièmement, il pourrait y avoir moins de mâles adultes que de femelles adultes dans le parc puisque quelques gros mâles adultes pourraient se partager la ressource (territoire et femelles) et limiter l'accès aux autres mâles. Dans les individus non adultes capturés, le rapport des sexes chez les jeunes (moins de 5 ans) est de 1,16 mâles par femelle, ce qui est très proche d'un ratio égal. Cependant, les mâles quittent habituellement le territoire pour aller s'établir ailleurs lors de la rupture de la famille, ce qui laisserait plus de femelles sur le territoire. Nous ne connaissons toutefois pas les taux de mortalité respectifs des jeunes mâles et femelles au parc national Forillon.

Il aurait été intéressant d'avoir quelques mâles adultes munis de collier afin de voir la différence entre leur utilisation de l'espace et celle des femelles. Les mâles effectuent habituellement des déplacements plus importants que les femelles et occupent des domaines vitaux plus grands (Rogers 1977, Hugie 1982, Young et Ruff 1982, Fimbel et al. 1991, Boileau 1993, Samson 1995). Selon une étude au New Jersey, les mâles seraient plus associés aux développements résidentiels ou aux zones agricoles que les femelles et ces zones seraient plus utilisées durant l'automne (Fimbel et al. 1991). Cette plus forte attirance serait due à leurs déplacements plus grands qui les amènent dans des milieux inhabituels et qui augmentent ainsi leur chance de rencontrer des humains (Fimbel et al. 1991). Au parc national Forillon, nous ne possédons pas les données nécessaires pour conclure à quoi que ce soit concernant l'attirance des mâles à l'extérieur du parc. Peut-être que l'utilisation du territoire adjacent au parc est sous-estimée par l'étude des femelles seulement et que les cas de déprédation sont plus fréquents que nous pensons. Le juvénile tué à Anse-à-Valleau soutient la possibilité que les jeunes mâles s'établissent loin du domaine vital maternel, à l'extérieur de l'aire d'étude, après avoir quitté leur mère. Rogers (1977) parle de déplacements sur des distances aussi grandes que 324 km du lieu de naissance. Cependant, nous ne pouvons pas conclure à ce sujet vu la faible quantité de données que nous possédons.

5.4 Utilisation de l'espace et étendue des déplacements

Plusieurs ours femelles ont concentré leurs activités dans la vallée de l'Anse-au-Griffon en 1997. Ce secteur est principalement constitué de friches et le cornouiller stolonifère y est très abondant, de même que plusieurs autres espèces de fruits. L'intérêt très marqué pour le cornouiller en 1997, alors que le sorbier n'était pas disponible, a probablement causé cette utilisation disproportionnée de la vallée, particulièrement en automne. Les friches du parc pourraient jouer le rôle d'habitat "de secours" et éviter aux ours de sortir du parc pour trouver leur nourriture lorsque celle-ci est rare.

Les friches du parc sont surtout concentrées dans la vallée de l'Anse-au-Griffon mais également dans la plaine de Cap-des-Rosiers et dans le secteur sud du parc (figure 4). L'achalandage de la vallée de l'Anse-au-Griffon par les visiteurs est très fort durant la période touristique. Les gens y circulent à vélo, à pied ou à cheval. Cette utilisation du secteur ne semble pas décourager les ours à utiliser eux aussi le secteur en plein jour. Au contraire, les friches du secteur sud, un secteur très achalandé mais où les rencontres avec les ours sont plus rares, sont situées le long des routes. La circulation automobile pourrait tenir les ours à distance. Il est donc peu surprenant que de nombreux visiteurs rencontrent un ours de très près dans la vallée. Certains individus sont en effet peu farouches à l'humain et peuvent être approchés par les visiteurs insouciantes. Cependant, les rencontres avec un ours dans la vallée de l'Anse-au-Griffon n'ont jamais résulté en attaques sérieuses ou blessures aux visiteurs. Les ours qui s'y trouvent y sont probablement attirés par les friches et la plupart montrent un comportement normal de crainte face aux humains.

Les aires de camping n'ont été ni particulièrement recherchées ni évitées par les ours durant les deux années de l'étude. Les bâtiments de service et les poubelles "anti-ours" sont bien adaptés pour éviter d'attirer les ours. De plus, la majorité des campeurs sont sensibilisés à la présence potentielle des ours et portent une attention particulière à la gestion de leurs déchets sur les sites de campings. Les ours qui ont utilisé les secteurs de camping, à l'exception d'une femelle en 1997 (151,661 MHz), y venait probablement plus pour s'alimenter de pissenlits ou de cornouiller stolonifère. Ces espèces sont particulièrement abondantes dans les campings Des-Rosiers et Cap-Bon-Ami et au centre récréatif près du camping Petit-Gaspé.

La taille des domaines vitaux annuels des femelles au parc national Forillon ($11,1 \pm 7,1$ km²) se compare à ce qui a été observé en Alberta en forêt boréale (Pelchat et Ruff 1986), au Maine en forêt mixte (Hugie 1982) et au New Jersey (Fimbel et al. 1991). Cependant, cette taille est plus restreinte que celles de plusieurs autres populations du Nord de l'Amérique du Nord (Alt et al. 1980, Meddleton et Litvaitis 1990, Boileau 1993, Pacas et Paquet 1994, Samson 1995, McCarthy 1997), qui

varient entre 41 km² et 295 km². Dans l'aire d'étude, les tailles annuelles des domaines vitaux des femelles ne sont pas significativement différentes d'une année à l'autre. De même, la taille des zones d'utilisation intensive des femelles n'a pas varié entre les deux années. En effet, les ours adultes conservent habituellement une stabilité géographique de leur domaine d'année en année (Alt et al. 1980).

Même si les ours femelles adultes montrent de la territorialité chez certaines populations (Hugie 1982, Young et Ruff 1982, Pelchat et Ruff 1986, Rogers 1977), il peut exister des chevauchements substantiels entre les domaines vitaux des femelles (Horner et Powell 1990, Pacas et Paquet 1994, Samson 1995). Au parc national Forillon, les femelles adultes ont montré plus de chevauchement entre leurs domaines vitaux ou entre leurs zones d'utilisation intensive en 1997, année de faible production de fruits, qu'en 1998.

Les femelles ne semblent donc pas utiliser une superficie plus grande lorsque la nourriture est moins abondante de façon générale. Elles semblent alors cependant être moins territoriales et se regrouper davantage dans des habitats où la nourriture demeure facile à trouver, comme les friches où les fruits du cornouiller stolonifère étaient tout de même abondants en 1997. Bien que ces fruits ne semblent pas l'item préféré des ours lorsqu'ils ont le choix, ils permettent aux femelles de combler leurs besoins alimentaires lors des années de rareté de nourriture. Les zones d'utilisation intensive de 1997 contiennent significativement plus de friches que l'ensemble du parc alors que la proportion des habitats dans les zones de 1998 ne diffère pas de la proportion dans le parc. Au contraire de ce que nous observons à Forillon, des femelles en Alberta utilisent des domaines vitaux plus grands (39 km²) lorsque la nourriture est rare (Pelchat et Ruff 1986) même si la taille de ces domaines vitaux est comparable à celle de Forillon pour les années de bonne production de nourriture.

Le comportement de territorialité des femelles pourrait être lié à la présence de jeunes ou d'ours avec celles-ci. À Forillon, sensiblement le même nombre de femelles étaient accompagnées d'ours lors des deux années (entre 4 et 7 en

1997 et 5 en 1998) ce qui laisse croire que les différences annuelles dans les chevauchements seraient plutôt dues à la disponibilité de nourriture qu'au statut reproducteur des femelles.

5.5 Chronologie de la dormance hivernale

En 1997, les femelles ont débuté leur dormance à partir de la deuxième semaine d'octobre, au moins un mois plus tôt qu'en 1998. Une année de faible production de nourriture comme en 1997 peut entraîner une dormance hivernale hâtive (Hugie 1982, Samson 1995, Schooley et al. 1994b) puisque les principaux facteurs qui influencent l'entrée en tanière sont la disponibilité de la nourriture et le début de la couverture permanente de neige. Au Parc national de la Mauricie, les ours débutent leur dormance en novembre lorsque les faines sont abondantes mais en octobre lors des années de faible production (Samson 1995). La production de fruits d'automne (cerises, fruits du sorbier) a été mauvaise à Forillon en 1997 alors qu'elle a été très bonne l'année suivante. À la mi-novembre 1998, les sorbiers offraient encore beaucoup de fruits et les ours sont demeurés actifs beaucoup plus tard. À ce facteur s'ajoute celui des conditions météorologiques: la première précipitation de neige dans le parc est tombée avant la fin octobre en 1997 alors qu'en 1998 il n'y avait pas encore d'accumulation au début décembre.

5.6 Densité de la population, taux de mortalité et évolution de la population

La densité d'ours de Forillon serait de 3 ours/10 km² (de 2,3 à 4,7). Cette densité est comparable à celle de la Réserve Papineau Labelle au sud du Québec (Jolicoeur et Lemieux 1990) et à une densité rapportée par Young et Ruff (1982) dans une forêt boréale en Alberta où la chasse était interdite. Cependant, plusieurs études en forêt mixte ou boréale ont rapporté des densités inférieures, de l'ordre de 0,3 à 2,8 ours/10 km² (Hugie 1982, Rogers 1987, Jolicoeur et al. 1992 dans Samson 1996, Boileau

1993, Forbes et al. 1994, Samson 1995). Obbard et Kolenosky (1994) parlent quant à eux d'une densité de 6,0 ours/10 km² en forêt boréale en Ontario et Young et Ruff (1982) rapportent une augmentation de densité jusqu'à 6,3 ours /10 km² dans la forêt d'Alberta mentionnée plus haut.

Lindzey et al. (1976 dans Alt et al. 1980) suggèrent qu'un synchronisme existerait dans la production de jeunes, donnant des années de forte production et d'autres de faible production d'oursons. Young et Ruff mentionnent également un changement annuel dans la production de jeunes, apparemment lié aux variations dans la production de fruits en Alberta. Jonkel et Cowan (1971) et Rogers (1977) ont également trouvé que les taux de reproduction diminuaient quand la production de fruits était pauvre au Montana et au Minnesota respectivement. Les visites de tanières nous ont permis de déterminer que 68,8 % des femelles adultes (n=16) ont mis bas au cours de l'hiver 1998-99. Les autres ont mis bas en 1997 puisqu'elles étaient accompagnées de juvéniles dans leur tanière ou avaient été observées sur le terrain en présence d'oursons en 1998. En 1997, au moins 38,5 % (n=13) des femelles adultes avaient donc mis bas. Ce chiffre est un minimum puisqu'il est basé sur les oursons présents avec les femelles au printemps 1998. Bien que nos données ne permettent pas de conclure à ce sujet, cette constatation suggère que le taux de reproduction est effectivement plus élevé lors d'une année de bonne production.

Les femelles ne semblent pas attirées vers les aires de camping du parc où il pourrait y avoir des problèmes potentiels de déprédation. Cependant, l'utilisation des territoires adjacents au parc, bien que faible par rapport à leur disponibilité, constitue une menace pour la population d'ours du parc national Forillon par le contrôle de déprédation qui s'y exerce. La présence de la route 197 pourrait à long terme devenir un obstacle aux déplacements des ours si les développements urbains s'accroissent et finissent par occuper toute la largeur de la péninsule le long de cette route. L'immigration peut contribuer à sauver de petites populations en contrant les problèmes reliés à la perte de variabilité génétique et à la consanguinité (Harris 1984 dans Stacey et Taper 1992).

Chez l'ours noir, une espèce opportuniste, les populations sont assez résistantes aux variations environnementales. De plus, même si les échanges génétiques devenaient rares entre les territoires à l'ouest de la route 197 et la péninsule, la population d'ours de Forillon devrait être isolée totalement pour plusieurs générations avant que la situation devienne inquiétante au niveau génétique. En effet, il suffirait d'un seul immigrant qui réussisse à se reproduire par année pour maintenir un apport génétique suffisant dans une population (Wright 1978 dans Stacey et Taper 1992, Caughley 1994).

La population d'ours du parc national Forillon présente une densité relativement élevée comme les observations antérieures à l'étude le laissaient croire. Cependant, nous pensons que cette densité est appelée à diminuer à long terme lorsque les friches à l'intérieur du parc seront graduellement remplacées par un couvert forestier. La politique d'intégrité écologique de Parcs Canada implique en effet de laisser la succession végétale naturelle agir sur les peuplements forestiers. Pour comprendre l'importance des friches et de la nourriture qu'on y retrouve, il suffit de rappeler que les ours avaient consommé presque entièrement les fruits de cornouiller stolonifère dans le parc à l'automne 1997. Les friches de Forillon montrent heureusement une succession végétale lente. En effet, en comparant les types de couvert dans le parc en 1993 et en 1975 (Levesque 1997), nous observons que la superficie occupée par les friches a très peu diminué. Il est donc raisonnable de penser que celles-ci pourront procurer une nourriture abondante à la population d'ours pour au moins 10 ou 15 ans encore. Le besoin d'utiliser les territoires adjacents pourrait augmenter lorsque ces dernières n'existeront plus dans le parc. Leur disparition diminuerait la production des espèces comme le framboisier et le cornouiller stolonifère dans le parc. Les milieux forestiers perturbés créés par les épidémies ou les chablis produiraient une certaine quantité de fruits. Par contre, il est probable que cette quantité soit insuffisante pour combler les besoins alimentaires d'une population de la taille de celle actuellement présente. Dans le futur, les excursions des ours à l'extérieur du parc pourraient être plus fréquentes surtout lors des années de faible production de fruits. Les ours pourraient rechercher les habitats ouverts en périphérie, de même que les sites où

l'accessibilité à la nourriture anthropique est facile. Les cas de déprédation et la mortalité reliée à ceux-ci pourraient alors facilement augmenter tout comme la mortalité par la chasse. La population d'ours du parc pourrait donc devenir beaucoup plus vulnérable et l'effectif risque de diminuer.

5.7 Écorçage par les ours dans les peuplements du parc

Plusieurs explications ont été avancées concernant le comportement d'écorçage des arbres par les ours. L'écorçage pourrait avoir une fonction sociale en permettant de délimiter le territoire (Rogers 1977, Burst et Pelton 1983 dans Fréchette 1992) ou une fonction alimentaire en permettant la consommation du cambium (Hawthorne 1980 et Burst et Pelton 1983 dans Fréchette 1992) ou d'insectes sous l'écorce (Rogers 1977). Cependant, les informations connues sur le sujet ne permettent pas de déterminer de façon précise la fonction de ce comportement dans l'écologie de l'ours noir (Rogers 1987). Il est aussi possible que l'écorçage ait différentes fonctions selon les circonstances ou encore aucune fonction particulière.

Au parc national Forillon, le phénomène est très important et il semble que ce comportement de l'ours ait surtout lieu en début de saison. Une sélection pour les peuplements résineux, en plus des friches, a d'ailleurs été observée durant le printemps et l'été à l'intérieur des domaines vitaux. L'essence la plus utilisée pour l'écorçage au parc national Forillon est le cèdre et les peuplements qui en contiennent sont tous affectés. Dans les peuplements résineux dont le cèdre occupe au moins 25 % de la partie résineuse, 66,5 % des cèdres sont affectés. Les effets sur la croissance ou la survie de l'arbre ne sont pas évidents lorsque les marques affectent moins de 50 % de la circonférence du tronc. Cependant, les ours peuvent réutiliser un arbre déjà affecté ($1,9 \pm 0,5$ marques par arbre; de 1 à 11) ce qui augmente l'effet du phénomène. Les arbres affectés sur une proportion plus grande de leur circonférence montrent en effet un taux de mortalité très élevé. Ce taux est

de 13,5 % pour les cèdres affectés sur plus de 75 % de la circonférence alors que le taux de mortalité chez les cèdres non affectés est de $4,1 \pm 8,6$ %.

Le phénomène d'écorçage semble avoir pris de l'importance au cours des années 1970 au parc national Forillon. Cette augmentation du phénomène pourrait être reliée à la création du parc et à la suppression des activités de chasse, de piégeage et d'exploitation forestière dans le parc qui aurait permis à la population d'ours d'augmenter ou d'utiliser ce territoire protégé de façon plus intensive.

5.8 Recommandations

Les recommandations qui suivent visent à assurer une meilleure conservation et une meilleure gestion de l'ours noir dans le contexte d'aire protégée de petite superficie en favorisant le maintien d'une quantité suffisante d'habitats importants pour cette espèce, en limitant le potentiel de conflits avec l'humain et en assurant un lien entre la population d'un parc et celles résidant à l'extérieur. Les recommandations sont d'abord émises de façon générale pour les régions de forêt boréale ou mixte où les arbres producteurs de fruits secs indéhiscents sont absents. Certaines recommandations sont par la suite appliquées plus directement à la problématique du parc national Forillon. Les deux dernières recommandations visent particulièrement une meilleure gestion de la population d'ours dans l'aire d'étude.

1) Maintien des milieux perturbés

Le maintien ou le renouvellement des milieux perturbés ou ouverts producteurs de petits fruits à l'intérieur d'un parc de petite superficie serait très favorable pour une population d'ours noir. Les agents naturels de perturbation qui ouvrent le couvert forestier et favorisent la régénération ne devraient pas être contrôlés. Les arrosages contre les épidémies d'insectes devraient donc, autant que possible, être évités dans l'aire protégée afin de permettre le renouvellement de milieux forestiers perturbés.

Étant donné la petite superficie des aires protégées et leur situation souvent critique par rapport aux développements humains avoisinants, il est plus problématique de laisser agir les feux d'origine naturelle sans intervenir pour les arrêter. Cependant, de petites superficies qui seraient affectées par les feux à l'intérieur de ces aires protégées deviendraient favorables à plusieurs populations animales, notamment l'ours noir, par la régénération qui y serait favorisée.

Au parc national Forillon, les milieux perturbés permettraient probablement aux ours de demeurer davantage à l'intérieur du parc malgré la disparition progressive des friches. Les sorties du parc sont peu fréquentes pour l'instant mais contribuent grandement à la mortalité dans la population. Les milieux perturbés d'origine naturelle (épidémie, chablis) seront les seuls milieux rajeunis du parc lorsque les friches seront progressivement remplacées par des peuplements forestiers plus âgés. En plus d'être bons pour la population d'ours, ces peuplements forestiers rajeunis par des agents naturels de perturbation favoriseraient plusieurs autres espèces animales (lièvre, orignal, cerf de Virginie).

2) Prévention des conflits dans les aires aménagées et sur les sentiers

Afin de réduire la possibilité de conflits entre les visiteurs et les ours dans les parcs en forêt boréale, les aires aménagées et les sentiers ne devraient pas être associés aux milieux ouverts recherchés par l'ours (comme les friches), aux milieux humides et aux milieux perturbés ni aux essences productrices de petits fruits tels le sorbier, les cerisiers et le cornouiller stolonifère.

Au parc national Forillon, les friches sont recherchées par les ours au printemps et en été puis à l'automne lors des années où la production des fruits de sorbier ou de cerisier est faible. Les fruits mentionnés ci-haut sont également très attirants pour les ours, notamment le cornouiller stolonifère dans les friches lors des années pendant lesquelles les autres espèces de fruits sont plus rares. Certaines aires aménagées et

sentiers abondamment utilisés par les visiteurs se retrouvent actuellement dans ces milieux à haut risque de fréquentation par l'ours. Le sentier à usages multiples *Le Portage* dans la vallée de l'Anse-au-Griffon passe directement dans les friches où le cornouiller stolonifère est très abondant. Celui-ci est splendide et est fréquenté par de nombreux visiteurs en toutes saisons. Les rencontres avec un ou des ours y sont donc très probables. Actuellement, les sites du camping Des-Rosiers sont bordés de cornouiller stolonifère. Habituellement, la présence des nombreux campeurs en saison touristique est suffisante pour tenir les ours à distance. Cependant, les ours utilisent les friches à proximité du camping et il serait facile pour eux de s'aventurer à l'intérieur du camping en fin de saison lorsqu'il y a moins de campeurs. Par exemple, les fruits du cornouiller stolonifère ont été abondamment consommés en 1997 et pratiquement tous les arbustes du parc étaient dégarnis de leurs fruits à la fin septembre, excepté ceux présents dans le camping Des-Rosiers. Le camping était ouvert jusqu'au 30 septembre et, après cette date, plusieurs ours s'y sont précipités pour se nourrir des derniers fruits disponibles. Il n'était alors pas rare d'observer plus de 20 fèces d'ours par jour simplement sur les routes sillonnant le camping. Il serait probablement plus prudent d'ouvrir le camping Petit-Gaspé en fin de saison au lieu de celui de Des Rosiers.

3) Sensibilisation des visiteurs et des campeurs

Les campeurs et les utilisateurs d'un parc de conservation doivent être conscients des problèmes et des mesures de prévention reliés à la présence des ours. Il est nécessaire que des mesures préventives soient appliquées par tous les visiteurs et les employés d'un parc afin d'éviter les conflits avec les ours. Un effort supplémentaire de sensibilisation devrait être déployé auprès des visiteurs et des campeurs. De plus, une attention encore plus grande devrait être portée aux installations défectueuses par le personnel du parc.

Au parc national Forillon, les visiteurs semblent assez sensibles à la problématique des ours dans les parcs nationaux et la plupart adoptent des comportements adéquats quant à la gestion des ordures et de la nourriture sur les sites de camping ou lors d'activités récréatives. De plus, la plupart des visiteurs respectent les règles de sécurité adéquates lorsqu'ils rencontrent un ours. Cependant, une minorité d'utilisateurs des parcs ne comprennent pas suffisamment l'importance de ces gestes de prévention et ne respectent pas les règles de sécurité. En effet, il suffit d'une poubelle accessible pendant une nuit ou d'un site de camping où la nourriture n'est pas adéquatement rangée pour inculquer à un ours un comportement de recherche active de nourriture de source anthropique. Ces cas de négligence ne pardonnent pas et habituellement la seule solution vraiment efficace et sécuritaire est l'élimination de l'ours qui cause des problèmes.

Le déplacement d'un ours problématique dans un autre secteur s'est avérée inefficace à plusieurs reprises au parc national Forillon. Un déplacement plus loin, à l'extérieur du parc, peut s'avérer une bonne solution pour éliminer le problème dans le parc. Cependant, le problème n'est que déplacé puisque l'ours peut créer de nouveaux problèmes dans ces secteurs, autour des chalets ou des camps de chasse par exemple. De plus, les gestionnaires des territoires adjacents aux aires protégées ne sont habituellement pas intéressés à accepter un ours problématique sur leur territoire. Le conditionnement inverse est très difficile à appliquer au parc national Forillon vu l'achalandage impressionnant des sites de camping durant la saison touristique. Pour que cette technique soit efficace, l'ours doit être conditionné à chaque nouvelle visite dans le secteur en question, ce qui est pratiquement impossible à réaliser avec un ours sans collier émetteur. Cette technique demeure donc douteuse quant à son efficacité réelle.

4) Entretien de relations avec les gestionnaires des territoires voisins

Il est nécessaire que les gestionnaires des aires protégées entretiennent de bons échanges avec les gestionnaires des territoires adjacents pour assurer la protection adéquate d'une population de grands mammifères dans une aire protégée de dimension restreinte. La gestion d'une population de grands mammifères à l'échelle régionale constitue la meilleure voie pour assurer une population viable dans le secteur d'une aire protégée de petite superficie, comme le parc national Forillon. La dimension restreinte de l'aire protégée rend souvent impossible le maintien de l'intégrité écologique pure d'une population de grands mammifères à l'intérieur du parc. Les agents anthropiques qui agissent sur la population, notamment la chasse, le piégeage et le contrôle de la déprédation en périphérie ont en effet trop d'impacts. Cependant, l'intégrité écologique pourrait être vue dans ce cas-ci comme le maintien d'une population dont la structure d'âge s'apparente à celle retrouvée chez une population contrôlée de façon naturelle, c'est-à-dire une répartition des femelles dans plusieurs classes d'âge (des jeunes et des vieilles femelles). Au contraire, dans une population très chassée, les individus seraient majoritairement jeunes avec très peu de vieux individus.

Au parc national Forillon, la structure d'âge dans la population d'ours ressemble à ce qu'on pourrait observer dans une population contrôlée de façon naturelle. En effet, les femelles semblent présenter une structure d'âge acceptable, avec de jeunes femelles mais aussi des femelles de plus de 10 ans.

5) Acquisition de terres le long de la frontière ouest du parc national Forillon

Les gestionnaires du parc national Forillon devraient continuer le projet d'acquisition des terres privées le long de la route 197 afin de conserver un ou des corridors forestiers suffisamment larges entre le parc et les territoires à l'ouest de cette route. Ce corridor permettrait également de conserver une portion sans développement

urbain le long de la route 197. Même si ces territoires ne feront pas partie intégrante des limites du parc national Forillon, ils devraient être gérés comme une zone tampon où la chasse pourrait être interdite. Éventuellement, les coupes forestières à l'ouest de la route 197 pourraient devenir nécessaires pour répondre aux besoins alimentaires des ours. Ce corridor faciliterait la circulation des ours entre le parc et celles-ci en leur évitant de devoir circuler dans des secteurs résidentiels où la chasse et le contrôle de la déprédation seraient fortement pratiqués. De plus, ce corridor contribuerait à assurer un apport génétique nouveau aux femelles du parc par les déplacements des mâles d'un territoire à l'autre.

6) Acquisition de connaissances supplémentaires au parc national Forillon

Le suivi de la végétation devrait se poursuivre au parc national Forillon afin de déterminer s'il existe un cycle de production de fruits pour les espèces les plus utilisées par l'ours noir ou si les années de faible productivité sont aléatoires et/ou inhabituelles. Le sorbier d'Amérique, le cerisier de Pennsylvanie, le cornouiller stolonifère, l'amélanchier, le framboisier et la salsepareille devraient faire l'objet d'un suivi à long terme.

Les parcelles pour le dénombrement des fruits du cornouiller stolonifère et du framboisier sont toujours en place dans le parc et pourraient être échantillonnées à chaque année lors du pic d'abondance respectif de chaque espèce. Une technique objective devrait être développée pour le suivi de la productivité des fruits des autres espèces. À défaut d'une technique très élaborée, un suivi purement qualitatif pourrait être réalisé comme lors des deux années de l'étude. Cependant, ces suivis qualitatifs permettent seulement de déterminer les grands changements dans la production de fruits. Ils doivent de plus être effectués par un même observateur d'année en année et celui-ci doit visiter plusieurs secteurs avant de se faire une idée de la production de fruits d'une année. Ces méthodes demeurent très subjectives.

Afin de maximiser les résultats du marquage d'animaux, le suivi de la population d'ours devrait se poursuivre à l'aide des étiquettes de couleur à l'oreille. Bien que ce suivi ne puisse pas apporter de données exhaustives sur la population d'ours, il apporterait des informations supplémentaires sur les causes de mortalité en périphérie du parc et les déplacements effectués par les ours du parc. Ces informations pourraient être obtenues facilement avec un investissement minimal en temps et en argent. À cette fin, la participation des trappeurs et des chasseurs de la région et des agents de conservation de la Société de la Faune et des Parcs est souhaitable lorsque des ours qui portent une étiquette sont abattus ou capturés sur les territoires adjacents au parc. Finalement, un effort particulier devrait être poursuivi par certains employés du parc, quelques naturalistes et gardes de parc par exemple, afin de noter précisément leurs observations d'ours marqués.

BIBLIOGRAPHIE

- Allredge, J.R. et J.T. Ratti. 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wildl. Manage.* 50:157-165.
- Allredge, J.R. et J.T. Ratti. 1992. Further comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wild. Manage.* 56:1-9.
- Alt, G.L., G.J. Matula, F.W. Alt et J.S. Lindzey. 1980. Dynamics of home range and movements of adult black bears in northeastern Pennsylvania. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 4:131-136.
- Anions, M. 1997. Seasonal variation and diversity of food items of black bear in a mixed forest of Gros Morne National Park as revealed by scat analysis. Présentation orale (non publiée) au Parks Canada Regional Bear Workshop, Halifax.
- Beeman, L.E. et M.R. Pelton. 1980. Seasonal foods and feeding ecology of black bears in the Smoky Mountains. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 4:141-148.
- 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.
- Boileau, F. 1993. Utilisation de l'habitat par l'ours noir (*Ursus americanus*) dans le parc de conservation de la Gaspésie. Thèse de maîtrise. Université Laval, Québec. 55 p.
- Burt, W.H. 1943. Territoriality and home range concepts applied to small mammals. *J. Mammal.* 24:346-352.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *J. Anim. Ecol.* 63:215-244.
- Chamberland, P. 1997. Black bear habitat ecology related to food abundance and diversity, horizontal cover and forest management, Fundy national Park. Présentation orale (non publiée) au Parks Canada Regional Bear Workshop, Halifax.
- Clark, J.D., D.L. Clapp, K.G. Smith et B. Ederington. 1994. Black bear habitat use in relation to food availability in the interior highlands of Arkansas. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9:309-318.
- Conover, W.J. 1980. Practical nonparametric statistics. Second edition. John Wiley and sons, New York. 493 p.

- Costello, C.M. et R.W. Sage. 1994. Predicting black bear habitat from food abundance under 3 forest management systems. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9:375-387.
- Fimbel, C.C., L.J. Wolgast et P.A. McConnell. 1991. Use of fragmented habitat and provision site by black bears in New Jersey. *Trans. Northeast Sect. Wildl. Soc.* 48:81-97.
- Forbes, G. et J.B. Théberge. 1996. Cross-boundary management of Algonquin park wolves. *Conserv. Biol.* 4:1091-1097.
- Forbes, G., P. Chamberland, Daigle et W. Ballard. 1994. The Lack of problem bear issue in Fundy national park. *East. Workshop Black Bear Res. and Manage.* 12.
- Fortin, C. 1995. *Écologie comparée du Coyote, du Lynx du Canada et du Renard roux au parc national Forillon. Thèse de maîtrise. Université Laval, Québec. 199 p.*
- Fortin, C. 1996. *Problématique d'isolement potentiel des populations animales du PNF en relation avec la route 197. Résumé de conférence no 18 dans Intégrité écologique du parc national Forillon: vers un partenariat durable. Rapport interne non publié. Patrimoine canadien, Parcs Canada, Service de la conservation des ressources naturelles, Québec.*
- Fortin, C., C. McCarthy, S. Day, S. Mahoney et D. Anions. 1997. Use of electrified fence to deter black bears from Lomond landfill site, Gros Morne National Park. *Présentation écrite (non publiée) au Parks Canada Regional Bear Workshop, Halifax.*
- Franzmann, A.W. et C.C. Schwartz. 1998. Ecology and management of the North American moose. *A Wildlife Management Institute Book. Smithsonian Institution Press, Washington. 733 p.*
- Fréchette, S. 1992. *Analyse des possibilités d'application des données de l'inventaire écologique à l'évaluation de la qualité de l'habitat de l'ours noir dans la région de l'Outaouais. Thèse de maîtrise. Université Laval, Québec. 180 p.*
- Friedman, M. 1937. The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance. *J. Am. Stat. Assoc.* 32:675-701.
- Frontier, S. 1983. *Stratégies d'échantillonnage en écologie. Les Presses de l'Université Laval, Québec. 494 p.*

- Grandtner, M., Z. Majcen, J. Rouffignat et R. Ducasse. 1973. Analyse et cartographie de la végétation du parc national Forillon. Non publié. Ministère des affaires indiennes et du Nord, Parcs Canada, Québec, 7 volumes.
- Hall, L.S., P.R. Krausman et M.L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildl. Soc. Bull.* 25:173-182.
- Harris, S., W.J. Cresswell, P.G. Forde, W.J. Trehwella, T. Woody et S. Wray. 1990. Home range analysis using radio-tracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal. Rev.* 20:97-123.
- Hatler, D.F. 1972. Food habits of black bears in interior Alaska. *Can. Field-Nat.* 86:17-31.
- Hellgren, E.C. 1988. Ecology and physiology of a black bear population in Great Dismal Swamp and reproductive physiology in the captive female black bear. Ph. D. Thesis. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia. 231 p.
- Hellgren, E.C. et D.S. Maehr. 1992. Habitat fragmentation and black bears in the eastern United States. *East. Workshop Black Bear Res. and Manage.* 11:154-165.
- Hellgren, E.C., M.R. Vaughan et D.F. Stauffer. 1991. Macrohabitat use by black bears in a southeastern wetland. *J. Wildl. Manage.* 55:442-448.
- Herrera, C.M., P. Jordano, J. Guitian et A. Traveset. 1998. Annual variability in seed production by woody plants and masting concept: reassessment of principles and relationship to pollination and seed dispersal. *Am. Nat.* 152 :576-594.
- Horner, M.A. et R.A. Powell 1990. Internal structure of home range of black bears and analyses of home-range overlap. *J. Mammal.* 71:402-410.
- Holcroft, A.C. et S. Herrero. 1991. Black bear, *Ursus americanus*, food habits in Southwestern Alberta. *Can. Field-Nat.* 105:335-345.
- Hugie, R.D. 1982. Black bear ecology and management in the northern conifer-deciduous forests of Maine. Ph. D. Thesis. University of Montana, Missoula. 203 p.
- Irwin, L.L. et F.M. Hammond. 1985. Managing black bear habitats for food items in Wyoming. *Wildl. Soc. Bull.* 13:477-483.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65-71.

- Jolicoeur, H. et R. Lemieux. 1990. Comparaison de deux méthodes pour évaluer la densité d'ours noir à la réserve de Papineau-Labelle. MLCP, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec. 61 p.
- Jonkel, C.J. et I. McT. Cowan. 1971. The black bear in the spruce-fir forest. *Wildl. Monogr.* 27:1-57.
- Kasbohm, J.W., M.R. Vaughan et J.G. Kraus. 1995. Food habits and nutrition of black bears during a gypsy moth infestation. *Can. J. Zool.* 73:1771-1775.
- Kenward, R. 1987. *Wildlife Radio Tagging – Equipment, field techniques and data analysis.* Academic Press, London, Great Britain. 225 p.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology.* Harper and Row Publishers, New York. 654 p.
- Lachapelle, A. 1981. Étude de la prédation de l'ours noir sur l'original (Rapport d'étape). MLCP, Service de l'Aménagement et de l'Exploitation de la faune, Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue.
- Lachapelle et al. 1984. Importance de l'original dans le régime alimentaire des ours noirs du sud-ouest du Québec. *Alces* 20:79-93.
- Larkin, R.P. et D. Halkin 1994. Wildlife software. A review of software packages for estimating animal home ranges. *Wildl. Soc. Bull.* 22:274-287.
- Lee, J.E., C.G. White, R.A. Garrott, R.M. Bartmann et A.W. Alldredge. 1985. Accessing accuracy of a radiotelemetry system for estimating animal locations. *J. Wildl. Manage.* 49:658-663.
- Levesque, F. 1997. Conséquences de la dynamique de la mosaïque forestière sur l'intégrité écologique du parc national Forillon. Thèse de maîtrise. Université Laval, Québec. 186 p.
- Majcen, Z. 1981. Les forêts du parc national Forillon. Étude phytosociologique. Études écologiques, publié sous la direction de M.M. Grandtner, Laboratoire d'écologie forestière, Université Laval, Québec. 158 p.
- Mattson, D.J. 1990. Human impacts on bear habitat use. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8:33-56.
- McCarthy, C. 1997. An overview of the black bear ecology study in Gros Morne National Park, 1993-1996. Présentation orale (non publiée) au Parks Canada Regional Bear Workshop, Halifax.

- Meddleton K.M. et J.A. Litvaitis. 1990. Movement patterns and habitat use of adult female and subadult black bears in northern New Hampshire. *Trans. Northeast Sect. Wildl. Soc.* 47:1-9.
- Mohr, C.O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *Am. Midl. Nat.* 37:223-249.
- Noyce, K.V. et P.L. Coy. 1990. Abundance and productivity of bear food species in different forest types of northcentral Minnesota. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8:169-181.
- Obbard, M.E. et G.B. Kolenosky. 1994. Seasonal movements of female black bears in the boreal forest of Ontario in relation to timber harvesting. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9:363.
- Pacas, C.J. et P.C. Paquet. 1994. Analysis of black bear home range using a geographic information system. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9:419-425.
- Pelchat, B.O. et R.L. Ruff. 1986. Habitat and spatial relationships of black bears in boreal mixedwood forest of Alberta. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 6:81-92.
- Potvin, F. 1997. La martre d'Amérique (*Martes americana*) et la coupe à blanc en forêt boréale : une approche télémétrique et géomatique. Thèse de doctorat. Université Laval, Québec. 212 p.
- Pritchard, G.T. et C.T. Robbins. 1990. Digestive and metabolic efficiencies of grizzly and black bears. *Can. J. Zool.* 68:1645-1651.
- Rogers, L.L. 1976. Effects of mast and berry crop failure on survival, growth and reproductive success of black bears. *Trans. N. Amer. Wildl. and Nat. Res. Conf.* 41:431-438.
- Rogers, L.L. 1977. Social relationships, movements, and population dynamics of black bears in northeastern Minnesota. Ph. D. thesis. University of Minnesota, Minneapolis. 194 p.
- Rogers, L.L. 1987. Effects of food supply and kinship on social behavior, movements, and population growth of black bears in northeastern Minnesota. *Wildl. Monogr.* 97:1-72.
- Rossel, C.R. et J.A. Litvaitis. 1994. Application of harvest data to examine responses of black bears to land-use changes. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9:275-281.

- Samson, C. 1995. Écologie et dynamique de population de l'ours noir (*Ursus americanus*) dans une forêt mixte protégée du sud du Québec. Thèse de doctorat. Université Laval, Québec. 201 p.
- Samson, C. 1996. Modèle d'indice de qualité pour l'habitat de l'ours noir (*Ursus americanus*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec. 57 p.
- Samson, C. et J. Huot. 1998. Movements of female black bears in relation to landscape vegetation type in southern Québec. *J. Wildl. Manage.* 62 :718-727.
- Schoen, J.W. 1990. Bear habitat management : a review and future perspective. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8:143-154.
- Schooley R.L., C.R. McLaughlin, W.B. Krohn et G.J. Matula. 1994a. Spatiotemporal patterns of macrohabitat use by female black bear during fall. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9:339-348.
- Schooley R.L., C.R. McLaughlin, G.J. Matula et W.B. Krohn. 1994b. Denning chronology of female black bear: effects of food, weather and reproduction. *J. Mammal.* 75:466-477.
- Schwartz, C.C. et A.W. Franzmann. 1991. Interrelationship of black bears to moose and forest succession in the northern coniferous forest. *Wildl. Monogr.* 113:1-58.
- Stacey, P.B. et M. Taper. 1992. Environmental variation and persistence of small populations. *Ecol. Appl.* 2 :18-29.
- Tish, E.L. 1961. Seasonal food habits of black bear in the Whitefish Range of Northwestern Montana. M.S. Thesis. Montana State University.
- Usui, M., Y. Kakuda et P.G. Kevan. 1994. Composition and energy values of wild fruits from the boreal forest of northern Ontario. *Can. J. Plant Sci.* 74:581-587.
- Waller, J.S. et R.D. Mace. 1997. Grizzly bear habitat in Swan Mountains, Montana. *J. Wildl. Manage.* 61:1032-1039.
- White, G.C. et R.A. Garrot. 1990. *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data.* Academic Press, Inc., London. 383 p.
- Worton, B.J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecol. Modell.* 38:277-298.
- Young, B.F. et R.L. Ruff. 1982. Population dynamics and movements of black bears in east central Alberta. *J. wildl. manage.* 46:845-860.

ANNEXES

Annexe A
Informations concernant les captures et le marquage des ours

Date	Durée de l'intervention (h:min)	Site de piégeage ¹	Statut ²	Sexe	Numéro de l'étiquette ³	Fréquence du collier (MHz)	Age estimé ⁴	Age réel (an)
24/05/97		À vue, 7	c	f	dj3	151,661	a	10
27/05/97		12	c	m	gj5		y	
28/05/97		cage DR	c	m	dj6		y	
28/05/97		cage DR	c	m(?)	dj7		y	
28/05/97	2:25	5	c	m	dj9		sa	3
28/05/97	0:50	4	c	m	dj4		sa	3
28/05/97	1:10	7	c	f	dj8	151,622	sa	4
29/05/97	1:06	11	c	f	do59	151,431	a	9
29/05/97	1:00	15	c	m	dj10		sa	
30/05/97	0:50	2	c	m	dj11		sa	6
30/05/97	1:03	1	r	f	dj3	151,661	a	
30/05/97		À vue, 10	c	f	do62	151,681	a	
31/05/97	1:00	12	c	f	go57	151,592	a	14
31/05/97	0:55	cage CBA	c	m	dj13	perdu	a	
31/05/97	1:20	13	c	f	dj12	151,641	a	7
02/06/97		17	c	f	do55	151,530	a	12
02/06/97	0:20	2	r	m	dj7		y	
02/06/97		16	c	f	go64		y	
03/06/97	1:05	18	r	f	go57	151,592	a	
03/06/97	0:28	30	r	f	do62	151,681	a	
04/06/97	0:10	cage CBA	r	m	dj6		y	
04/06/97	1:00	24	c	m	db47		sa	7
05/06/97	0:30	1	r	m	dj6 ou dj7		y	
05/06/97	0:55	26	c	f	db80	151,551	a	
06/06/97	0:50	27	c	f	do58	151,491	a	11
06/06/97	1:30	29	c	f	do63	151,501	a	
06/06/97	2:32	17	c	f	do56	151,700	a	7
08/06/97	2:05	25	c	f	gb28	151,470	a	5
08/06/97	0:49	28	c	f	db27	151,061	a	12
08/06/97	1:14	11	c	f	do61	151,111	a	8
09/06/97	1:00	cage PTG	c	f	do54	151,520	a	9
09/06/97		15	c	f	dj24		sa	
09/06/97	2:12	21	c	m	gb29		y	
11/06/97	1:00	8	c	f	gj14	151,011	a	7
12/06/97		3	c	f	dj17	151,460	a	11
14/06/97	0:50	cage CG	c	f	dj15	151,571	a	3
15/06/97	0:52	36	c	f	do53	151,450	a	9
15/06/97	1:20	22	c	f	db50	151,080	a	8
16/06/97	0:36	35	c	f	go65		sa	
20/06/97	0:55	38	c	f	go66		sa	3

¹ Voir la description des sites de piégeage à la page suivante.

² c: capture, r: recapture

³ d: oreille droite, g: oreille gauche, j: jaune, b: blanc, o: orange

⁴ a: adulte, sa: sous-adulte (2-4 ans), y: yearling (1½ an)

Description des sites de piégeage

Numéro du site	Description
1	Cap-Bon-Ami (face au camping)
2	Cédrière face au camping Des Rosiers
3	Carrière Laurencelle
4	Anse aux sauvages (lisière de forêt)
5	Sentier de Cap-Gaspé (site d'observation des baleines)
6	Anse St-Georges
7	Grande-Grave
8	Stationnement <i>Le castor</i>
9	Anse-au-Griffon (ligne frontière)
10	Portage (côté nord)
11	Portage (Ruisseau English)
12	Portage (face au sentier <i>La Cédrière sud</i>)
13	"Point A" sur la route 132
14	Ruisseau Des Rosiers - Route 132
15	Route du Havre
16	Jonction <i>Les Crêtes - Le Portage</i>
17	Portage (côte de la Grande Cavée)
18	Portage (courbe de la Petite Cavée)
19	Anse aux Sauvages (lisière de forêt)
20	Portage (côté nord)
21	Ruisseau de la Division
22	Ruisseau de la Division (s. Lac au Renard)
23	Jonction <i>La Cédrière - Le Portage</i>
24	Fort Péninsule
25	Rivière-au-Renard (forêt)
26	Rivière-au-Renard (champs)
27	Portage (côté nord)
28	Accueil de l'Anse-au-Griffon
29	Portage (entrée nord)
30	Portage (Ruisseau English)
31	Portage (champs jonction <i>La Cédrière</i>)
32	Portage (Entrée sud)
33	Carrière Laurencelle
34	St-Majorique (ligne frontière)
35	Sentier <i>La Cédrière</i>
36	Sentier <i>La Cédrière</i> (pont)
37	Sentier <i>Le Ruisseau</i>
38	Jonction Sentiers <i>Le Ruisseau sud - Le Castor</i>
Aussi:	Cage à Cap-Gaspé
	Cage à Cap-Bon-Ami
	Cage au camping Des Rosiers
	Cage dans le sentier <i>Le Portage</i> (Jonction <i>La Cédrière</i>)

Annexe B

Mesures morphométriques des ours capturés

Numéro de l'étiquette ¹	Fréquence du collier (Mhz)	Sexe	Age ²	Masse (kg)	Tour du cou (cm)	Tour de poitrine (cm)	Longueur totale (cm)	Patte avant			Patte arrière			Temp. rectale (°C)	Rythme resp. (#/min)	Lait
								long.1 (cm)	long.2 (cm)	largeur (cm)	Long.1 (cm)	Long.2 (cm)	largeur (cm)			
dj3	151,661	f	10	75	52	90	136	5,5	10	11	14	18,5	10	38,2	16	non
gj5		m	y	15	31	49	109							37,9		
dj6		m	y	23,5	32	51,5	115	5	8	8,5	10,5	13,5	8			
dj7		m(?)	y	27,5	33	54	114									
dj9		m	3	36	39	60,5	140	5,5	10	9	13	16,5	8,5	38,2	24	
dj4		m	3	51	48,5	71	161	5	9	10	14	17,5	9	37,8	16	
dj8	151,622	f	4	45	43,5	69	149	6,5	9,5	11	13,5	16	10,5	37,8	20	non
do59	151,431	f	9	58	50,5	74,5	155	5,5	10	11	14	18	10		28	non
dj10		m	sa	31	35,5	61	129	5,5	9,5	10,5	13,5	17	10	37	40	
dj11		m	6	41,5	42	68,5	144	7,5	11,5	11,5	14	18	9,5	37,8	20	
do82	151,681	f	a	61	48	76										non
go57	151,592	f	14	41,5	43,5	70	151	6	9,5	10	13	16	9	37,5	24	non
dj13	perdu	m	a	148	72	110,5	193	8,5	13	14	18	22	13,5	37,6	22	
dj12	151,641	f	7	49	43,5	70,5	145,5	6	10	10,5	13	16,5	9	38,2		oui
do55	151,530	f	12	49	43,5	77	144	6	10	9	12	16	9	37,8		non
go64		f	y	15	27	49	110	3,5	7	7,5	9	12	7			non
db47		m	7	43	43	64,5	146	6	10	10	13,5	16,5	8,5	37,2	36	
db80	151,551	f	a	58	43,5	78	147	6	10	9,5	12	15,5	9	39,8	160	oui
do58	151,491	f	11	51	42	70	152	5	8,5	10,5	12	16	9	37,4	20	oui
do63	151,501	f	a	44	41	66	143	5,5	10	10	12,5	15	9,5	37,2	28	non
do56	151,700	f	7	55,5	43	71	156	5	9,5	10	13	15,5	9,5	37,5	28	non
gb28	151,470	f	5	51	49,5	70,5	149,5	5	9	9	12	15,5	8,5	38,5		non
db27	151,061	f	12	55,5	47	77	157	6	10,5	10	12,5	16	9	37,5		non
do61	151,111	f	8	51	43,5	73,5	149	6	9,5	10	13	16,5	9,5	38,6	28	oui
do54	151,520	f	9	63	46	75	160	6	10,5	10,5	14	17,5	10,5	37,8	24	oui
dj24		f	sa	37,5	36		140	5	9	10	12	15	9	39,5	48	non
gb29		m	y	20,5	30	48	117	4,5	7,5	8,5	11	15	8,5	38,6	20	
gj14	151,011	f	7	56,5	45,5	74	158	5	9	9,5	12,5	15,5	8,5	37	20	non
dj17	151,460	f	11	53	42	71	156	4,5	8,5	9	13	17	9	37,8		oui
dj15	151,571	f	3	56	46,5	70	149	5	9	10,5	12	15,5	8,5			non
do53	151,450	f	9	55,5	43,5	71	151	5	10	9	11,5	15	8,5		20	non
db50	151,080	f	8	41,5	38	64	146,5	5	8,5	9,5	11,5	16	8		16	non
go65		f	sa	25,5	31,5	53	125	4,5	8,5	8,5	11	14	7		24	non
go66		f	3	28	32	52	127	4,5	7,5	9,5	11	14	8			non

¹ d: oreille droite, g: oreille gauche, j: jaune, b: blanc, o: orange

² a: adulte, sa: sous-adulte (2-4 ans), y: yearling (1½ an)

Annexe C

**Pourcentages de chevauchement entre les domaines vitaux annuels des
différents couples de femelles dont les domaines se chevauchent**

Couples de femelles ¹	1997		Couples de femelles ¹	1998	
	% domaine 1 ²	% domaine 2 ³		% domaine 1 ²	% domaine 2 ³
011 - 460	13,0	19,9	011 - 622	22,4	14,6
011 - 622	20,6	12,7	011 - 641	52,8	35,8
011 - 641	61,6	89,2	061 - 681	1,0	0,9
061 - 470	42,1	10,1	080 - 470	8,5	7,7
061 - 491	0,4	0,8	111 - 592	55,0	11,81
061 - 501	5,1	1,5	111 - 681	30,4	24,3
061 - 592	38,0	8,1	111 - 700	2,4	1,9
061 - 681	2,4	4,0	450 - 491	2,2	3,7
080 - 470	19,0	7,5	450 - 501	5,1	3,4
080 - 551	4,0	7,4	450 - 700	8,5	9,6
111 - 450	43,6	41,0	460 - 641	1,7	0,8
111 - 491	4,8	18,0	470 - 551	10,4	7,1
111 - 501	32,1	17,1	470 - 592	23,8	8,7
111 - 520	35,3	21,7	491 - 681	12,6	8,4
111 - 592	55,4	22,1	551 - 592	0,6	0,3
111 - 681	17,5	54,8	571 - 622	30,9	38,3
111 - 700	12,4	48,0	592 - 681	1,1	3,9
450 - 491	18,9	77,7	622 - 641	38,1	39,9
450 - 501	74,3	42,5			
450 - 520	54,1	35,4			
450 - 592	1,6	0,8			
450 - 681	6,3	21,2			
450 - 700	2,3	9,1			
460 - 622	0,6	0,2			
460 - 641	12,5	11,7			
470 - 551	3,3	14,7			
470 - 592	22,0	19,9			
491 - 501	90,3	12,7			
491 - 520	82,5	13,2			
491 - 592	13,6	1,5			
491 - 681	37,6	31,4			
501 - 520	23,0	26,3			
501 - 592	1,1	0,8			
501 - 681	5,1	30,6			
520 - 592	8,3	5,5			
520 - 681	5,6	29,0			
520 - 700	9,4	58,6			
571 - 622	36,6	24,1			
592 - 681	9,3	72,6			
592 - 700	8,2	78,2			
622 - 641	11,0	25,2			
681 - 700	2,6	3,0			

¹ Les numéros des femelles sont les décimales de la fréquence du collier émetteur.

² Pourcentage du domaine vital de l'individu 1 qui est chevauché par celui de l'individu 2.

³ Pourcentage du domaine vital de l'individu 2 qui est chevauché par celui de l'individu 1.

Annexe D
Pourcentages de chevauchement entre les zones d'utilisation intensive
annuelles des différents couples de femelles qui montrent du
chevauchement

Couples de femelles ¹	1997		Couples de femelles ¹	1998	
	% zone 1 ²	% zone 2 ³		% zone 1 ²	% zone 2 ³
011 - 641	8,3	47,1	011 - 641	13,5	9,7
061 - 470	4,4	5,9	111 - 592	47,4	2,1
061 - 501	0,0	1,9	111 - 681	16,0	4,0
080 - 470	11,3	9,6	450 - 491	4,7	8,9
080 - 551	22,6	3,5	460 - 641	2,9	1,2
111 - 450	5,5	19,7	470 - 551	10,1	4,1
111 - 592	88,2	82,4	470 - 592	6,8	1,0
111 - 681	51,1	23,0	491 - 681	0,2	0,1
111 - 700	12,6	30,9	571 - 622	9,3	6,1
450 - 491	13,8	6,3	622 - 641	0,5	0,2
450 - 501	4,5	3,8			
450 - 592	10,1	7,4			
450 - 681	3,0	25,5			
470 - 551	9,2	20,8			
491 - 501	36,6	0,8			
491 - 592	2,9	5,7			
491 - 681	5,2	0,0			
501 - 681	0,7	0,9			
520 - 592	2,1	0,7			
571 - 622	17,0	61,1			
592 - 681	13,5	92,6			
592 - 700	10,6	83,8			
681 - 700	3,6	4,1			

¹ Les numéros des femelles sont les décimales de la fréquence du collier émetteur.

² Pourcentage de la zone d'utilisation intensive de l'individu 1 chevauché par celle de l'individu 2.

³ Pourcentage de la zone d'utilisation intensive de l'individu 2 chevauché par celle de l'individu 1.

Annexe E
Mesures morphométriques des ours femelles et données concernant les jeunes ou les oursons
lors des visites de tanières à l'hiver 1998-99

Fréquence du collier (MHz)	Masse (kg)	Tour du cou (cm)	Tour de poitrine (cm)	Longueur totale (cm)	Patte avant		Patte arrière		Temp. rectale (°C)	Rythme cardiaque (batt./min)	Nombre et sexe des jeunes ou oursons
					Long. (cm)	Largeur (cm)	Long. (cm)	Largeur (cm)			
151,011											0
151,061	87	57	104	159,5	5,3	9,8	12,5	8,5	36,1	138	3 oursons (3F)
151,080											3 oursons (2M,1F)
151,111	84		100,5	164	5,9	10,2	13,5	9,4	37,5	158	2 oursons (2F)
151,450	62	45	72	163	4,5	9,5	12,5	8	36,7	144	3 juvéniles
151,460	82	47	103	170	5,5	8,5	13,5	7,5	36,9	145	3 oursons (3M)
151,470	49	47,5	78,5	157,5	5	10,5	12,8	8,5	37	136	1 juvénile
151,491	50	48	96	174	6	11,5	14	11,2	36,7		1 juvénile
151,501	65	43,2	80,4	162,1	5,2	10,1	13,4	9,2	36,6	140	2 oursons (2M)
151,551											2 juvéniles (1M, ?)
151,571	84	49	93	170,5	5,5	10,5	14	9	35,5	108	2 oursons (2F)
151,592											2 oursons (1M,1F)
151,622		47	82	158,5	5,5	11	15	9,5			2 oursons (2F)
151,641	77,5	52	101	162	5	10,5	12,5	8,5	37,1		3 oursons (3M)
151,681											1 ourson (F)
151,700	82	56	104,5	167	5,5	10,5	12,5	8,2	150		2 oursons (2F)