

IMPACTS DE L'AMÉNAGEMENT FORESTIER INTENSIF SUR L'HABITAT, LE  
COMPORTEMENT HIVERNAL, LA SURVIE ET LA DENSITÉ DE POPULATION DE LA  
MARTRE D'AMÉRIQUE (*MARTES AMERICANA*) DANS LE NORD-OUEST DU NOUVEAU-  
BRUNSWICK

THÈSE PRÉSENTÉE À LA FACULTÉ DES ÉTUDES SUPÉRIEURES ET DE LA RECHERCHE  
EN VUE DE L'OBTENTION DE LA MAÎTRISE ÈS SCIENCES FORESTIÈRES

ISABELLE LAURION

FACULTÉ DE FORESTERIE  
UNIVERSITÉ DE MONCTON, CAMPUS D'EDMUNDSTON  
DÉCEMBRE 2005

## AVANT PROPOS

Le présent document a été rédigé selon la forme traditionnelle de présentation d'une thèse de maîtrise à l'Université de Moncton. Les différents résultats présentés à l'intérieur de cette thèse proviennent d'un relevé de végétation réalisé à l'été 2002, de trois sessions de piégeage automnal (2001 à 2003) et du suivi radiotéléométrique d'une population de martres effectué pendant l'hiver 2003. Ce projet fait partie d'une étude qui s'échelonne sur plusieurs années et comporte plusieurs volets. Les résultats présentés dans cette thèse seront combinés à ceux obtenus tout au long de l'étude pour faire l'objet de publications. Les différents co-auteurs seront l'ensemble des étudiants-es de cycles supérieurs qui ont participé à l'étude ainsi que le directeur de ce projet, le professeur Claude Samson.

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche, le professeur Claude Samson, pour sa patience, sa grande disponibilité et ses précieux conseils. Merci aussi aux autres membres de mon jury de thèse, soit Lise Caron, qui a également siégé à mon comité de supervision, et Ian Thompson. Je voudrais aussi remercier mes nombreux assistants de terrain, Peter Boutot, Yvette Cyr, Marjorie Girardot, Judith Laforest, Jessica Prentice, Jean-Guy Roy, Stefan Schwarzmans, Normand Sirois et Wayne Vandijk qui ont permis de réaliser la prise de données. Merci également au personnel de J.D. Irving Limited, tout particulièrement à Gaétan Pelletier pour ses efforts constants à vouloir nous faciliter la tâche dans toutes les étapes du projet ainsi que pour son implication à l'intérieur de mon comité de supervision et à Charles Neveu pour son expertise de piégeage, sa disponibilité et son énergie contagieuse. Merci aussi à la compagnie pour m'avoir gracieusement hébergée dans l'un de ses camps forestiers durant l'été 2002.

Je suis également reconnaissante envers tous ceux qui ont donné de leur précieux temps pour me permettre de solutionner bon nombre des problèmes que j'ai rencontrés, entre autres Vilis Nams pour les modifications qu'il a dû apporter, à ma demande, au programme LOCATE II, Alain Caron pour ses précieux conseils sur les tests statistiques d'analyses de sélection d'habitat, le personnel de l'Université de Moncton, Campus d'Edmundston, notamment Sylvain Couturier pour son aide avec ArcView et le système de GPS et Hector Adégbidi pour ses réponses rapides à mes nombreuses questions de statistiques. Merci également à François Potvin et Laurier Breton du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, à Dan Harrison de l'University of Maine et au personnel de l'hôpital vétérinaire du Madawaska pour leurs judicieux conseils relatifs aux travaux de terrain et merci à Pierre Ouellette pour sa disponibilité lors des sorties d'avion.

Ce projet n'aurait jamais été possible sans la participation financière du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), du Conseil de la faune du Nouveau-Brunswick, de la compagnie forestière J.D. Irving Limited, du

Service canadien des forêts, du Réseau de gestion durable des forêts et du ministère de la Formation et Développement de l'emploi du Nouveau-Brunswick. Le ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick a grandement contribué à la réalisation de ce projet par le biais du prêt de motoneiges et d'un camion et plus particulièrement en fournissant une aide technique sur le terrain durant l'hiver 2002-2003. Le Parc National du Canada Forillon nous a également été d'un grand secours en nous prêtant le matériel nécessaire pour la télémétrie en avion.

Finalement, je tiens à remercier ma famille, mon conjoint et mes amis pour leur soutien et leurs encouragements tout au long de cette aventure.

## SOMMAIRE

L'aménagement sylvicole intensif simplifie la structure des peuplements notamment en réduisant la taille et l'abondance des débris ligneux et des chicots qui s'y trouvent. L'aménagement intensif est ainsi susceptible d'avoir un impact sur l'habitat de la martre d'Amérique (*Martes americana*), puisque cette dernière recherche des peuplements ayant une structure complexe. Le but de ma recherche était d'évaluer les effets de l'aménagement forestier intensif sur les caractéristiques de l'habitat, les préférences d'habitat hivernal, la densité et la survie des martres dans un territoire où on retrouve une superficie importante de plantations aménagées de manière intensive. Dans un premier temps, j'ai caractérisé l'habitat retrouvé dans différents types de plantations et de peuplements d'origine naturelle. Dans un second temps, j'ai voulu tester l'hypothèse nulle selon laquelle l'abondance de bois mort ne représentait pas un facteur limitant pour la martre dans un territoire soumis à un aménagement intensif. Si cette hypothèse s'avère exacte, la martre devrait installer son domaine vital dans le paysage sans privilégier les peuplements d'origine naturelle. À l'intérieur de son domaine vital, l'animal devrait utiliser aléatoirement les plantations et les peuplements d'origine naturelle. De plus, la survie et la densité des martres devraient être semblables dans l'aire d'étude comparativement à ce qui a été rapporté dans la littérature dans des forêts non aménagées comparables.

L'étude s'est déroulée dans une forêt aménagée du nord-ouest du Nouveau-Brunswick. Plus de 37% de la superficie de l'aire d'étude était recouvert de plantations âgées de plus de 20 ans. Un inventaire de l'habitat a été effectué durant l'été 2002 et des sessions de captures vivantes de martres ont été réalisées durant les automnes 2001 à 2003. Durant l'hiver 2002-2003, neuf individus âgés de  $\geq 1$  an ont été suivis par radiotéléométrie.

L'inventaire d'habitat a révélé que l'abondance des chicots et des débris ligneux au sol est beaucoup plus élevée dans les peuplements d'origine naturelle que dans les plantations âgées de plus de 20 ans. Ces plantations, tout comme les peuplements d'origine naturelle, rencontraient cependant les seuils minimums de hauteur, de

fermeture du couvert et de surface terrière recommandés pour la martre. Les analyses de préférences d'habitat ont révélé qu'à l'échelle du paysage, aucun type de peuplement ne semblait être préféré par les neuf martres qui ont été suivies. Par contre, à l'intérieur du domaine vital, les peuplements d'origine naturelle étaient recherchés par les individus suivis alors que les plantations âgées de plus de 20 ans étaient sous-utilisées par rapport à leur disponibilité. Le taux de survie (0,6) et la densité de population (0,7 martre/km<sup>2</sup>) des martres de l'aire d'étude semblent généralement inférieurs à ce qui est rapporté dans la littérature pour des forêts non aménagées. Ces différences ne sont toutefois pas statistiquement significatives.

Il est difficile d'extrapoler à l'ensemble de la population les résultats obtenus sur un nombre aussi restreint d'individus suivis sur une période de quelques mois. Néanmoins, la sous-utilisation des plantations âgées de plus de 20 ans à l'intérieur du domaine vital des martres suivies pourrait s'expliquer par la faible abondance de chicots et de débris ligneux au sol. Il faudrait suivre un plus grand nombre de martres pour s'assurer que ce comportement est observé dans l'ensemble de la population. La comparaison des résultats à des blocs témoins dominés par la présence de peuplements d'origine naturelle permettrait une évaluation plus objective de la densité et de la survie des martres. Il serait aussi pertinent d'étudier le régime alimentaire des martres dans le secteur ainsi que l'abondance et la disponibilité des proies dans les différents types de peuplement.

## TABLE DES MATIÈRES

	Page
AVANT PROPOS.....	ii
REMERCIEMENTS.....	iii
SOMMAIRE .....	v
TABLE DES MATIÈRES .....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTE DES FIGURES.....	xi
CHAPITRE 1: Introduction .....	1
1.1 Demande en matière ligneuse et aménagement forestier intensif.....	1
1.2 Effets de l'aménagement intensif sur l'écosystème forestier et l'habitat faunique.....	2
1.3 Importance de la structure du peuplement dans l'habitat de la martre .....	3
1.3.1 Contraintes hivernales.....	5
1.4 Bilan des connaissances sur les préférences d'habitat de la martre .....	6
1.4.1 Préférences à l'échelle du paysage.....	7
1.4.2 Préférences à l'échelle du peuplement.....	8
1.5 Objectifs et Hypothèses.....	10
CHAPITRE 2 : Méthodologie.....	12
2.1 Aire d'étude.....	12
2.2 Inventaire de l'habitat .....	18
2.3 Capture des martres.....	20
2.4 Suivi radiotéléométrique .....	21
2.4.1 Précision des localisations télémétriques.....	22
2.4.2 Classification des localisations par types d'habitat.....	23
2.5 Domaines vitaux.....	24
2.6 Sélection d'habitat.....	25
2.7 Dynamique de population .....	28
2.7.1 Taux de survie .....	28
2.7.2 Densité de population.....	28
2.8 Traitements statistiques.....	29
2.8.1 Caractérisation d'habitat .....	29
2.8.2 Domaines vitaux et préférences d'habitat.....	29
2.8.3 Taux de survie et densité de population.....	30
CHAPITRE 3 : Résultats .....	31
3.1 Comparaison de la structure des différents types d'habitat .....	31
3.1.1 Surface terrière, hauteur et fermeture du couvert arborescent .....	31
3.1.2 Abondance et dimension des chicots .....	33
3.1.3 Abondance de débris ligneux .....	34
3.1.4 Obstruction visuelle latérale et abondance de tiges de conifères à branches basses. ....	36
3.2 Suivi télémétrique .....	37
3.2.1 Précisions des localisations télémétriques .....	37
3.3 Domaines vitaux.....	39
3.4 Sélection d'habitat.....	40

3.5	Dynamique de population .....	42
3.5.1	Taux de survie .....	42
3.5.2	Densité de population.....	43
CHAPITRE 4	: Discussion.....	44
4.1	Comparaison de la structure observée dans les différents types de peuplements .....	44
4.1.1	Surface terrière, hauteur et fermeture du couvert.....	44
4.1.2	Abondance et dimension du bois mort.....	45
4.1.3	Densité de tiges de conifères à branches basses et obstruction visuelle latérale .....	48
4.2	Domaines vitaux.....	48
4.3	Sélection d'habitat.....	50
4.3.1	Sélection d'habitat à l'échelle du paysage .....	50
4.3.2	Sélection d'habitat à l'échelle du peuplement .....	52
4.3.3	Influence de la qualité des données télémétriques sur les préférences d'habitat observées .....	54
4.4	Dynamique de population .....	56
4.4.1	Taux de survie .....	56
4.4.2	Densité de population.....	57
4.5	Implications pour l'aménagement.....	60
CHAPITRE 5	: Conclusion.....	63
RÉFÉRENCES	.....	66
ANNEXE A	Âges (ans) des peuplements servant à déterminer leur stade de maturité (adapté du Ministère des Ressources naturelles et de l'énergie du Nouveau-Brunswick, 1994) .....	80
ANNEXE B	Taille des domaines vitaux des neufs martres suivies par radiotélémétrie dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, durant l'hiver 2003, en fonction du nombre de localisations obtenues.....	81
ANNEXE C	Utilisation et disponibilité (%) des différents types de peuplements par les martres suivies par radiotélémétrie durant l'hiver 2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick (échelle du paysage).....	84
ANNEXE D	Utilisation et disponibilité (%) des différents types de peuplements par les martres suivies par radiotélémétrie durant l'hiver 2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick (échelle du peuplement)...	85

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Distribution des peuplements dans les deux secteurs de l'aire d'étude, district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, 2003. ....	17
Tableau 2.	Surface terrière (m <sup>2</sup> /ha) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.....	31
Tableau 3.	Hauteur de la strate dominante (m) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.....	32
Tableau 4.	Fermeture hivernale du couvert (%) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.....	32
Tableau 5.	Volume des chicots ≥ 10 cm de DHP (m <sup>3</sup> /ha) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.....	33
Tableau 6.	Surface terrière des chicots ≥ 10 cm de DHP (m <sup>2</sup> /ha) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.....	34
Tableau 7.	Densité de chicots (moyenne ± erreur type) selon leur DHP dans les peuplements inventoriés (n) dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.....	35
Tableau 8.	Volume (m <sup>3</sup> /ha) de débris ligneux (masses racinaires, troncs et souches) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.....	36
Tableau 9.	Obstruction visuelle latérale hivernale (%) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.....	36
Tableau 10.	Densité de tiges de conifères à branches basses à une hauteur de 50 à 150 cm (nombre de tiges/ha) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.....	37
Tableau 11.	Estimation de l'erreur de positionnement des localisations télémétriques obtenues au sol avec la technique du <i>homing</i> et celles en avion, lors de tests conduits dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, durant l'hiver 2003. ....	38
Tableau 12.	Superficies des ellipses d'erreur associées aux localisations télémétriques obtenues à l'hiver 2003 et utilisées dans la délimitation des contours des domaines vitaux des martres et dans les analyses de sélection d'habitat à l'échelle du peuplement. ....	39
Tableau 13.	Indices de préférences d'habitat (Utilisation - Disponibilité) à l'échelle du paysage pour les neuf martres suivies par radiotélémétrie durant l'hiver 2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick.....	41
Tableau 14.	Indices de préférences d'habitat (Utilisation - Disponibilité) à l'échelle du peuplement pour les neuf martres suivies par radiotélémétrie durant l'hiver 2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick.....	41
Tableau 15.	Taux de survie des martres suivis par radiotélémétrie entre les automnes 2002 et 2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick. ....	42

Tableau 16.	Densités (nombre/km <sup>2</sup> ± I.C. 95%) des martres (adultes et juvéniles) dans les deux secteurs d'études durant les automnes 2001 à 2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick. ....	43
Tableau 17.	Comparaison des taux de survie annuelle mesurés en 2002-2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, avec ceux rapportés dans certaines études. ....	57

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Localisation du district de Black Brook et de l'aire d'étude.....	15
Figure 2.	Composition forestière des deux secteurs d'étude (Jardine Brook et Skin Gulch). .....	16
Figure 3.	Distribution des ellipses d'erreur associées aux localisations télémétriques obtenues à l'hiver 2003 et utilisées dans les analyses selon leur proportion couverte par un seul type de peuplement.....	39

## CHAPITRE 1

### Introduction

#### 1.1 Demande en matière ligneuse et aménagement forestier intensif

La consommation mondiale de matière ligneuse est susceptible d'augmenter de 50% d'ici l'an 2050 (Service canadien des forêts, 2000). Un des moyens privilégiés par l'industrie forestière pour répondre de façon soutenue à cette demande est d'accroître la productivité des sites par une sylviculture plus intensive. Typiquement, la première étape d'un programme d'aménagement intensif consiste à remettre en production un site déboisé par la plantation de semis. Par la suite, la compétition entre les tiges est contrôlée par un dégagement chimique ou mécanique. Lorsque le peuplement atteint un stade de développement suffisamment avancé, des éclaircies permettent de récolter des tiges ayant un diamètre commercialisable. Les éclaircies sont répétées à intervalles réguliers et aboutissent à la récolte finale du peuplement lorsque la croissance des tiges ralentit. Dans un contexte d'aménagement forestier intensif, un des objectifs principaux des éclaircies est de maximiser le rendement en matière ligneuse en réduisant la perte de volume causée par la compétition et la mortalité naturelle des tiges (Nyland, 1996). La mise en terre de semis de conifères, combinée à l'épandage d'herbicide et aux éclaircies précommerciales et commerciales, permet aux peuplements de croître plus rapidement que les peuplements non aménagés (Martin, 2003) en outrepassant les stades de successions dominés par des essences non commerciales ou moins désirables.

Plusieurs provinces canadiennes, notamment le Québec (Ministère des Ressources naturelles, 2000a, 2000b) et le Nouveau-Brunswick (Ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie (MRNÉNB), 2002) souhaitent se doter de politiques forestières de rendement accru basé sur une sylviculture plus intensive. Au Nouveau-Brunswick, la possibilité forestière des résineux est récoltée en entier depuis le début des années 1990 (Erdle, 1999). L'aménagement intensif permettrait vraisemblablement d'accroître l'approvisionnement de fibres résineuses. Selon une récente étude commanditée conjointement par l'industrie forestière et le MRNÉNB, il serait ainsi possible de

doubler la possibilité forestière sur les terres de la Couronne d'ici 40 ans en intensifiant les travaux de sylviculture (Jaakko Pöyry Management Consulting, 2002).

## **1.2 Effets de l'aménagement intensif sur l'écosystème forestier et l'habitat faunique**

L'aménagement sylvicole intensif est susceptible d'avoir des impacts importants sur l'écosystème forestier, notamment en simplifiant la structure des peuplements. Après plusieurs rotations de relativement courte durée, une sylviculture intensive risque de résulter en une composition végétale et une structure peu diversifiées (Thompson, 1988; Buskirk, 1992; Sturtevant, Bissonette, Long & Roberts, 1997). En effet, il est reconnu que l'exploitation forestière a pour effet de diminuer l'âge moyen des peuplements dans un territoire et d'y réduire le nombre de strates végétales et d'arbres de forte dimension (Bunnell, Kremsater & Wind, 1999). De plus, les éclaircies successives réduisent significativement l'abondance de chicots et de débris ligneux grossiers (troncs au sol, souches, masses racinaires exposées, etc.) dans les peuplements (Freedman, Woodley & Loo, 1994; Bunnell *et al.*, 1999; Duvall & Grigal, 1999; Graves, Fajvan & Miller, 2000).

Ainsi, dans une plantation de conifères aménagée de façon intensive, la structure du peuplement risque d'être simplifiée, avec des tiges ayant le même âge, sensiblement la même taille et le même diamètre, sans compter une réduction de l'abondance de bois mort (débris ligneux et chicots) (Moore & Allen, 1999). Les peuplements non aménagés, pour leur part, conservent une structure généralement plus complexe, avec une strate arbustive diversifiée, des arbres d'essences, d'âges et de dimensions variés, des arbres mourants et des chicots dont la chute crée des trouées ainsi que des amoncellements de débris ligneux au sol. La lutte contre le feu et les insectes nuisibles, également un objectif de l'aménagement intensif, ajoute à la simplification de la structure des peuplements en éliminant des causes de mortalité naturelle des tiges (Radeloff, Mladenoff & Boyce, 2000).

En modifiant ainsi les caractéristiques des peuplements, l'aménagement intensif des forêts est susceptible d'avoir un impact sur l'habitat d'un grand nombre d'espèces

fauniques, particulièrement celles qui utilisent les débris ligneux grossiers et les chicots ou qui nécessitent une strate arbustive diversifiée. En Fennoscandie, où la sylviculture intensive est pratiquée depuis plus de 80 ans, près de 50% des espèces menacées le sont en raison de la foresterie intensive (Berg, Ehnstrom, Gustafsson, Hallingback & Jonsell, 1994; Nilsson & Ericson, 1997). Certaines études montrent que diverses communautés animales ne peuvent combler tous leurs besoins en nourriture et en abri dans les plantations, et que ces communautés tendent à s'appauvrir lorsque les peuplements aménagés intensivement dominent le paysage forestier (Parker, Kimball & Dalzell, 1994; Angelstam, 1995; Esseen, Ehnström, Ericson & Sjöberg, 1997; Easton & Martin, 1998; Gagné, Bélanger & Huot, 1999; Moore & Allen, 1999; Waldick, Freedman & Wassersug, 1999; Linden *et al.*, 2000; de Bellefeuille *et al.*, 2001; Imbeau, Monkkonen et Desrochers, 2001; Siitonen, 2001; Thompson, Baker & Ter-Mikaelian, 2003; Guénette & Villard, sous presse). Toutefois, les effets de l'aménagement des plantations n'ont pas encore été mesurés précisément pour un grand nombre d'espèces en Amérique du Nord. Avant de s'engager dans d'éventuelles politiques d'aménagement ligneux intensif, il est donc essentiel d'évaluer les impacts de ces pratiques sur la faune forestière susceptible d'être affectée.

### **1.3 Importance de la structure du peuplement dans l'habitat de la martre**

La martre d'Amérique (*Martes americana*) fait partie des espèces forestières qui pourraient être affectées par un aménagement sylvicole intensif à grande échelle. Ainsi, la perte de grandes étendues de forêt mature contribue au déclin et à l'extirpation de certaines populations de martres (Bissonette, Fredrickson & Tucker, 1989; Thompson, 1991; Buskirk, 1992; Gibilisco, 1994). Sur la majeure partie de son aire de distribution, la martre est associée aux peuplements résineux mûrs ou surannés (Koehler & Hornocker, 1977; Bateman, 1982; Snyder & Bissonette, 1987; Bissonette *et al.*, 1989; Buskirk 1992; Buskirk & Ruggiero, 1994; Thompson & Curran, 1995). Dans certaines régions du nord-est de l'Amérique de Nord, la martre ne semble cependant pas rechercher uniquement ces types de peuplements. En effet, au Maine, en Ontario et au Québec, la martre utilise également des peuplements mixtes (Soutière, 1979; Steventon & Major, 1982; Chapin, Harrison & Phillips, 1997a; Potvin, 1998; Payer & Harrison,

1999b, 2000a;) et feuillus (Chapin *et al.*, 1997a; Payer & Harrison, 1999b, Poole *et al.*, 2004). Certaines études ont également documenté l'utilisation par la martre de coupes partielles (Soutière, 1979; Steventon & Major, 1982; Fuller & Harrison, 2000), et aussi de peuplements se régénérant à la suite d'une défoliation par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clem.) (Potvin, 1998; Payer & Harrison, 2000a).

Les différences régionales dans les préférences d'habitat de la martre suggèrent que la complexité de la structure des peuplements est l'élément déterminant dans la qualité de l'habitat pour la martre (Buskirk & Ruggiero, 1994; Bissonette, Harrison, Hargis & Chapin, 1997; Chapin *et al.*, 1997a; Payer & Harrison, 1999b; Potvin, Bélanger & Lowell, 2000). Ainsi, l'espèce recherche les peuplements qui ont une structure complexe et dans le nord-est de l'Amérique du Nord, cette complexité peut se retrouver dans des peuplements d'âge et de composition variés.

Une strate arborescente dense et une fermeture du couvert adéquate représentent des composantes structurelles importantes pour la martre puisqu'elles lui permettent d'échapper à ses prédateurs terrestres et aviaires (Strickland & Douglas, 1987; Buskirk & Ruggiero, 1994). En effet, vu sa petite taille, la martre est vulnérable à la prédation, notamment par le pékan (*Martes pennanti*), le lynx du Canada (*Lynx canadensis*), le coyote (*Canis latrans*), le renard roux (*Vulpes vulpes*) et certains rapaces (Hargis & McCullough, 1984; Strickland & Douglas, 1987; Bissonette, Fredrickson & Tucker, 1988; Thompson, 1994; Hodgman, Harrison, Phillips & Elowe, 1997). Les débris ligneux grossiers au sol, les chicots, la strate arbustive et les branches basses jouent également un rôle important dans le couvert de fuite de l'animal (Hargis & McCullough, 1984; Buskirk & Ruggiero, 1994; Thompson, 1994; Bissonette *et al.*, 1997; Hodgman *et al.*, 1997). De plus, ces éléments procurent à la martre des gîtes de repos et, durant la saison estivale, de maternité (Chapin, Phillips, Harrison & York, 1997b; Ruggiero, Pearson et Henry, 1998; Bull & Heater, 2000). La diversité de la structure du peuplement procure également à la martre un accès à des proies variées (Sherburne & Bissonette, 1994; Thompson & Curran, 1995; Watt, Baker, Hogg, McNicol & Naylor,

1996). En effet, la forme allongée de la martre lui permet de se faufiler parmi les débris où elle capture des petits mammifères comme les musaraignes (*Sorex* spp.), les souris (*Peromyscus* spp.) et les campagnols (*Microtus* spp. et *Clethrionomys gapperi*). La présence de branches basses et d'une strate arbustive abondante permet à la martre de débusquer des proies comme le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*).

La simplification de la structure des peuplements résultant de l'aménagement ligneux intensif soulève des questionnements quant à la capacité de ces peuplements à répondre aux besoins de la martre. Alors que l'impact des coupes à blanc sur la martre a été largement étudié (e.g. Soutière, 1979; Wolff, 1980; Steventon & Major, 1982; Thompson, 1994; Chapin, Harrison, Katnik & Phillips, 1996; Bissonette *et al.*, 1997; Chapin, Harrison & Katnik, 1998; Potvin, 1998; Payer & Harrison, 1999a, 2000a; Potvin *et al.*, 2000) et que l'effet des coupes partielles a également reçu une certaine attention (Soutière, 1979; Steventon & Major, 1982; Fuller & Harrison, 2000), aucune étude n'a, à la lumière des documents consultés, porté sur la biologie de la martre d'Amérique vivant dans des peuplements aménagés de manière intensive.

### 1.3.1 Contraintes hivernales

La saison hivernale semble être particulièrement limitative pour la martre (Lofroth & Steventon, 1990). Au Maine, Hodgman *et al.* (1997) ont rapporté que le taux de mortalité de la martre est plus élevé durant la saison froide et ce pour les deux sexes. Cette mortalité plus élevée serait causée par plusieurs facteurs. Buskirk et Powell (1994) suggèrent que le couvert de neige rend la martre plus visible pour ses prédateurs. De plus, le rapport surface/volume élevé de la martre (Iversen, 1972; Chappell, 1980), sa fourrure peu isolante (Scholander, Walters & Hock, 1950) et ses réserves lipidiques limitées (Buskirk, 1983, cité dans Buskirk, Harlow & Forrest, 1988) font en sorte qu'elle est peu adaptée pour minimiser les pertes de chaleur (Buskirk *et al.*, 1988; Buskirk & Harlow, 1989). Durant l'hiver, les besoins énergétiques de la martre augmentent à cause des températures plus froides et de la réduction de la disponibilité de la nourriture (Raine, 1983; Buskirk *et al.*, 1988). Les gros débris ligneux, les branches basses de conifères et les arbustes interceptent et/ou percent la neige, ce qui permet à la martre

d'accéder à des poches d'air sous nivales où la température est moins basse (Hargis & McCullough, 1984; Buskirk, Forrest, Raphael & Harlow, 1989; Corn & Raphael, 1992; Payer & Harrison, 2000a). La présence de chicots est également souvent associée avec l'accès aux cavités sous nivales (Bateman, 1986; Corn & Raphael, 1992). Ces accès sous niveaux jouent également un rôle primordial dans la survie de l'animal en lui procurant un accès aux petits mammifères (Marshall, 1951; Steventon & Major, 1982; Corn & Raphael, 1992; Sherburne & Bissonette, 1994; Bissonette *et al.*, 1997). Les attributs structuraux près du sol jouent aussi un rôle important dans la thermorégulation de l'animal en lui fournissant des sites de repos à l'abri des intempéries (Buskirk *et al.*, 1989; Buskirk & Powell, 1994; Taylor & Buskirk, 1994; Bissonette *et al.*, 1997). Ainsi, Steventon et Major (1982) et Chapin *et al.* (1997b) ont trouvé que respectivement 96,8% et 92,5% des gîtes de repos examinés durant l'hiver se trouvaient sous la neige. Selon Steventon et Major (1982), plus de 80% des accès sous niveaux étaient reliés à la présence des débris ligneux ou des chicots.

Certaines études ont montré que l'utilisation de l'habitat par la martre est influencée par la quantité de débris ligneux disponible en hiver (Steventon & Major, 1982; Raine, 1983; Sherburne & Bissonette, 1994; Bowman & Robitaille, 1997; Gilbert, Wright, Lauten & Probst, 1997). Ainsi, selon Thompson (1988) la raréfaction de débris ligneux pourrait expliquer l'utilisation réduite des peuplements de seconde venue par les martres. Caron (1996) suggère qu'à cause de la raréfaction des débris ligneux dans les plantations aménagées intensivement, les martres auraient un accès plus limité aux petits mammifères qui se trouvent sous la neige, bien que cette source de nourriture y soit aussi abondante que dans les peuplements d'origine naturelle.

#### **1.4 Bilan des connaissances sur les préférences d'habitat de la martre**

Les études portant sur les préférences d'habitat doivent tenir compte de différentes échelles spatiales car la sélection d'habitat s'effectue selon un processus hiérarchique. Johnson (1980) propose quatre niveaux où la sélection d'habitat peut s'opérer : 1) l'aire de répartition géographique, 2) le domaine vital, 3) les composantes formant le domaine vital et 4) le micro-habitat. J'ai étudié la sélection d'habitat à deux échelles, soient celle

du domaine vital (ou échelle du paysage) et celle des composantes du domaine vital (ou échelle du peuplement). À l'échelle du paysage, les analyses de sélection d'habitat permettent de définir si la martre préfère ou évite certains types de milieux lors de l'établissement de son domaine vital. Ce dernier est défini comme la superficie dans laquelle un animal se déplace pour effectuer ses activités normales de quête alimentaire, de repos et de reproduction (Harris *et al.*, 1990). À l'échelle du peuplement, ces mêmes analyses permettent de déterminer si, à l'intérieur de son domaine vital, la martre utilise certains types de peuplements de façon disproportionnée.

#### 1.4.1 Préférences à l'échelle du paysage

Dans un paysage hétérogène, l'habitat disponible pour la martre comporte différents types de peuplements. Lorsque des milieux inadéquats occupent une grande proportion du territoire, la martre devra effectuer de grands déplacements afin de trouver suffisamment de milieux de bonne qualité pour subvenir à ses besoins. Ainsi, des domaines vitaux plus vastes ont été observés chez les individus qui occupaient des forêts aménagées comparativement à ceux des forêts non exploitées (Soutière, 1979; Thompson & Colgan, 1987; Potvin & Breton, 1997; Potvin, 1998; Fuller & Harrison, 2000). Selon divers auteurs, les martres évitent les zones coupées à blanc lorsqu'elles choisissent l'endroit où établir leur territoire (Thompson & Colgan, 1987; Thompson, 1994; Anonyme, 2000). Selon une revue de littérature réalisée par Thompson et Harestad (1994), les coupes à blanc en régénération supportent de 0 à 33% de la densité de martres des forêts environnantes, et ce jusqu'à 45 ans après la perturbation d'origine. Dans les forêts aménagées, les milieux de moindre qualité pour la martre feront partie du domaine vital de l'animal mais ne feront pas l'objet d'une utilisation aussi grande que les milieux de bonne qualité. Les coûts énergétiques associés à la défense d'un domaine vital plus vaste ainsi qu'aux déplacements plus grands limitent la proportion de milieux de moindre qualité que la martre peut inclure à l'intérieur de son domaine vital. Ainsi, les travaux de Chapin *et al.*, (1998), Potvin *et al.* (2000) et Payer et Harrison (1999a) ont montré que la martre n'occupait pas des domaines vitaux composés de  $\geq 30-40\%$  de coupes à blanc, provoquant ainsi une diminution de la densité de la population. Fuller et Harrison (2000) soutiennent de leur côté que l'utilisation d'un paysage diminue lorsque

la proportion combinée de coupes à blanc et de coupes partielles dépasse cette limite. Selon ces travaux, il existerait donc un seuil de milieux marginaux au-delà duquel un paysage forestier n'est plus propice à la martre.

Théoriquement, l'aménagement forestier intensif a le potentiel de réduire la durée des effets néfastes des coupes à blanc sur la martre puisqu'il permet aux peuplements de croître plus rapidement. Cependant, les effets bénéfiques de l'aménagement intensif sur l'habitat de la martre risquent d'être contrebalancés par la réduction des éléments structuraux des peuplements comme les chicots et les débris ligneux. Un peuplement aménagé intensivement, comme une plantation de résineux, fournira un excellent couvert permettant à la martre d'échapper à ses prédateurs terrestres et aériens mais limitera la disponibilité des accès sous niveaux et des gîtes de maternité. Les plantations pourraient alors être utilisées pour effectuer certaines activités (*e.g.* : prédation de lièvres et d'écureuils roux (*Tamiasciurus hudsonicus*)), mais il est possible que la martre reste dépendante pour sa survie à long terme et sa reproduction de la présence, dans le paysage, de peuplements ayant une structure plus complexe. Les effets à long terme de l'aménagement intensif dépendraient alors de la superficie et de l'agencement des plantations avec les peuplements ayant une structure complexe.

#### 1.4.2 Préférences à l'échelle du peuplement

Plusieurs auteurs ont rapporté que la martre évite les secteurs déboisés (Soutière, 1979; Thompson, 1994; Chapin *et al.*, 1996, 1998; Bissonette *et al.*, 1997; Potvin, 1998; Payer & Harrison, 1999a, 2000a; Potvin *et al.*, 2000), et ce particulièrement durant l'hiver (Koehler & Hornocker, 1977; Steventon & Major, 1982). Wolff (1980) a conclu que la strate arborescente des parterres de coupes à blanc en régénération n'était pas suffisamment haute et dense pour offrir à la martre un couvert de fuite adéquat. Dans une étude effectuée au Maine, Payer et Harrison (2000a) ont découvert que la martre évitait les peuplements se régénérant à la suite d'une coupe à blanc mais qu'elle utilisait de façon intensive des peuplements de même âge issus d'une épidémie de tordeuses des bourgeons de l'épinette. La surface terrière des deux types de peuplements était similaire mais les peuplements défoliés par les insectes contenaient un plus grand volume de

chicots, de troncs au sol et de masses racinaires exposées, et les arbres résiduels étaient plus hauts. Selon les auteurs, la structure verticale que procurent les chicots pourrait compenser pour la disponibilité réduite d'arbres vivants, particulièrement quand les gros débris ligneux sont abondants et la strate arbustive est dense. Au Québec, Potvin (1998) a obtenu des résultats similaires en observant que les martres de certains de ses secteurs d'étude préféraient davantage les jeunes peuplements se régénérant à la suite d'une épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette que les peuplements résineux mûrs et surannés. Pour favoriser l'habitat de la martre, plusieurs auteurs (*e.g.* Buskirk & Ruggiero, 1994; Potvin, 1998; Payer & Harrison, 1999b, 2000a) insistent sur le maintien de chicots et de débris ligneux dans les peuplements. Par exemple, Payer et Harrison (2000a, b) recommandent de maintenir une surface terrière et un volume de chicots d'au moins 4,5 m<sup>2</sup>/ha et 10 m<sup>3</sup>/ha, respectivement, dans les peuplements. Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) minimum des chicots devrait être de 10 cm (Payer & Harrison, 1999b). De plus, la qualité des peuplements équiennes pour la martre semble améliorée lorsque des gros débris ligneux et une strate arbustive complexe sont maintenus au-delà des seuils requis par l'animal (Payer, 1999, cité dans Payer & Harrison, 1999b). Selon la littérature disponible, il semble qu'aucun auteur n'ait précisé à ce jour de seuils minimums de débris ligneux.

Selon Payer et Harrison (1999b, 2000a, 2003), la martre recommence à utiliser les peuplements ayant été coupés à blanc lorsque la surface terrière combinée des arbres et des chicots atteint 18 m<sup>2</sup>/ha et lorsque la hauteur moyenne des arbres atteint un minimum de 9 m. D'autres auteurs affirment que pour qu'un peuplement soit utilisé par la martre, la fermeture du couvert doit être supérieure à 30% (Koehler & Hornocker, 1977; Spencer, Barrett & Zielinski, 1983; Thompson, 1994; Thompson & Harestad, 1994). Selon Payer et Harrison (2000b), il est possible d'effectuer des coupes partielles tout en maintenant un habitat de qualité pour la martre dans les peuplements, à condition de conserver suffisamment de structure au sol (bois mort et strate arbustive), et de maintenir une quantité de chicots, une surface terrière et une hauteur du couvert minimales. Au Maine, Steventon et Major (1982) ont ainsi rapporté que les peuplements ayant subi des coupes partielles semblaient fortement utilisées par la martre. De même la

densité de la population dans les peuplements aménagés par des coupes partielles était similaire à celle dans les peuplements matures non aménagés (Soutière, 1979).

Dans la plupart des études portant sur la sélection d'habitat de la martre, la disponibilité du bois mort semblait plus élevée que le seuil critique requis par la martre (*e.g.* Thompson & Colgan, 1994; Chapin *et al.*, 1997b; Payer & Harrison, 1999b, 2000a, 2003). Ainsi, lors de ces études, les accès sous la neige étaient disponibles en quantité suffisante pour la martre et ne s'avéraient donc pas un facteur limitant. À l'heure actuelle, aucune étude n'a été réalisée sur un territoire où une grande partie de l'habitat disponible à la martre est composé de peuplements sous aménagement ligneux intensif depuis plusieurs décennies. La surface terrière, la fermeture du couvert et la hauteur de la strate arborescente de ces peuplements sont probablement suffisantes pour répondre à certains des besoins de la martre. Cependant, l'abondance de bois mort est très vraisemblablement faible dans ces peuplements et, dans ces conditions, pourrait représenter un facteur limitant pour la martre.

## 1.5 Objectifs et Hypothèses

Le but de ma recherche est d'évaluer les effets de l'aménagement forestier intensif sur les caractéristiques de l'habitat, les préférences d'habitat hivernal, la densité et la survie des martres dans un territoire où on retrouve une superficie importante de plantations aménagées de manière intensive. Dans un premier temps, j'ai caractérisé l'habitat retrouvé dans différents types de plantations et de peuplements d'origine naturelle et je l'ai comparé avec les critères établis par Payer et Harrison (1999a) afin d'établir quels milieux étaient propices à la martre. Dans un second temps, j'ai voulu tester l'hypothèse nulle selon laquelle l'abondance de bois mort ne représente pas un facteur limitant pour la martre dans un territoire soumis à un aménagement intensif. Cette hypothèse sera acceptée si les prédictions suivantes concernant le comportement et la dynamique de population de la martre sont exactes :

- 1- Les martres vont installer leur domaine vital de façon aléatoire dans le paysage, sans égard à la distribution des peuplements d'origine naturelle. Ainsi, chez des

martres suivies par radiotélémétrie, la proportion de peuplements d'origine naturelle contenue dans le domaine vital des martres sera donc proportionnelle à celle retrouvée dans le paysage environnant.

- 2- Durant l'hiver, la martre utilisera aléatoirement les peuplements d'origine naturelle à l'intérieur de son domaine vital. Ainsi, chez des martres suivies par radiotélémétrie, la proportion des localisations observées dans les peuplements d'origine naturelle sera proportionnelle à la superficie que ce type d'habitat occupe dans le domaine vital.
- 3- La survie et la densité des martres seront semblables dans l'aire d'étude comparativement à ce qui a été rapporté dans la littérature dans des forêts non aménagées comparables.

## CHAPITRE 2

### Méthodologie

#### 2.1 Aire d'étude

L'étude s'est déroulée dans le district de Black Brook (47°18'44"N, 67°42'38"O) dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick, Canada, sur les terres privées de la compagnie forestière J.D. Irving Limited. Le district de Black Brook est situé dans la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent (Service canadien des forêts, 2001), dans l'écozone des maritimes de l'Atlantique (Groupe de travail sur la stratification écologique, 1995) et principalement dans l'écorégion des hauts plateaux du sud (J.D. Irving Limited, 2002). Le drainage du sol est relativement bon dans la majeure partie du district et la topographie du secteur est généralement ondulée (J.D. Irving Limited, 2002). Les sols du district reposent majoritairement sur un lit de roches sédimentaires et à l'échelle de la province, ces sols sont classés comme très fertiles (J.D. Irving Limited, 2004). La normale des températures quotidiennes varie entre un minimum de -18,4°C en janvier et un maximum de 23,8°C en juillet. Il tombe en moyenne 768,9 mm de pluie et 353,5 cm de neige par année, pour une accumulation de neige au sol qui atteint un maximum moyen de 82 cm à la fin du mois de février (données pour Saint-Léonard (47°9'N, 67°49'O, Altitude : 242,90 m), Environnement Canada, 2004).

Des peuplements de feuillus tolérants composés d'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.), de bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.) et de hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrh.) couvrent le sommet des collines bien drainées et se transforment en peuplements mixtes dans le haut des pentes, avec comme essences dominantes le bouleau jaune et le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) (J.D. Irving Limited, 2004; G. Pelletier, Directeur forestier du District de Black Brook, J.D. Irving Limited, communication personnelle). Dans les sites avec peu de relief où le drainage est pauvre, on retrouve davantage de peuplements mixtes ou de conifères. Le sapin baumier est abondant et se retrouve dans les peuplements mixtes avec l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss), l'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.) et l'épinette noire (*Picea*

*mariana* (Mill.) B.S.P) le long des pentes et dans les vallées. Dans les sites mal drainés, le thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.) côtoie le sapin baumier et l'épinette noire. Les forêts du district de Black Brook sont dominées par des peuplements matures de plus de 70 ans et des peuplements en régénération de moins de 30 ans alors qu'une faible proportion de la forêt se situe à un âge intermédiaire (J.D. Irving Limited, 2004).

Au cours des derniers siècles, la forêt du district de Black Brook a été affectée par plusieurs perturbations majeures, tant d'origine naturelle qu'anthropique. Plusieurs épidémies de tordeuses des bourgeons de l'épinette se sont succédées sur le territoire, les dernières ayant eu lieu aux environs des décennies 1880, 1920, 1950 et, plus récemment, dans les décennies 1970 et 1980 (G. Pelletier, communication personnelle). Le feu n'est pas considéré comme étant une perturbation naturelle majeure dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick, avec des cycles de feu de 650 à 800 ans (Wein & Moore, 1977). Les derniers grands feux dans le district de Black Brook avaient été allumés dans des communautés locales avoisinantes et s'étaient propagés au district, brûlant ainsi 12% du territoire dans la décennie précédent 1945 (Etheridge, MacLean, Wagner & Wilson, sous presse).

La forêt de la région est exploitée pour la matière ligneuse depuis plus d'un siècle. Le secteur de Black Brook a une superficie de 188 584 ha, dont près de 94% est couverte par des terres forestières productives. À peu près 77% des terres du district ont comme vocation primaire la récolte de bois, alors que le reste (23%) est constitué entre autres de réserves écologiques, de ravages de cerfs de Virginie et de zones tampons où l'exploitation n'est toutefois pas nécessairement exclue (J.D. Irving Limited, 2002). Actuellement, la majorité de la superficie du district, *i.e.* 51%, est couverte par des peuplements résineux (> 75% de résineux), 27% par des peuplements feuillus (< 25% de résineux), et 16% par des peuplements mixtes (25 à 75% de résineux).

Environ 36% de la superficie du district est couverte par des plantations de résineux. Certaines des plantations d'épinettes (*Picea sp.*) retrouvées sur les terres de la compagnie dans le district de Black Brook sont parmi les plus vieilles plantations

industrielles au Canada (47 ans) (G. Pelletier, communication personnelle). Les plantations subissent toute une série d'interventions sylvicoles, débutant par la mise en terre de semis d'épinettes blanches, rouges ou noires sur un parterre de coupe à blanc où les déchets de coupe ont préalablement été écrasés par une machinerie lourde dans le but de faciliter le travail des planteurs. Depuis 1990, les plantations d'épinettes blanches et noires comportent respectivement 7% de semis de pins blancs et 4% de semis de thuyas occidentaux. Selon l'abondance de la végétation compétitrice, la compagnie procédera éventuellement à une ou deux applications d'herbicide aux cours des trois premières années et à un dégagement mécanique environ 12 ans après l'établissement du peuplement. Une première éclaircie commerciale est réalisée lorsque le peuplement atteint environ 25 ans, puis d'autres éclaircies sont effectuées, environ à tous les 10 ans, jusqu'à la récolte finale du peuplement, qui est prévue lorsque celui-ci est âgé de 55 à 75 ans.

J'ai étudié la martre dans un secteur de 117 km<sup>2</sup> situé dans le nord du district de Black Brook (figure 1). Ce secteur a été choisi à cause de sa forte proportion de plantations âgées de > 20 ans. Les limites de l'aire d'étude ont été définies arbitrairement par les sites de piégeage, chacun entouré d'une zone-tampon de 1500 m, ainsi que par les domaines vitaux des martres étudiées (polygones convexes englobant 95% des localisations), définis *a posteriori*. L'aire d'étude est accessible en camion, en motoneige ou à pied, avec 2,24 km de chemins par km<sup>2</sup>.

L'aire d'étude comporte deux secteurs (figure 2). Le premier, appelé le « Jardine Brook », était composé de 43% de plantations âgées entre 21 et 30 ans qui n'avaient pas encore subi d'éclaircies commerciales. Plus de 53% du reste de la superficie était couvert par des peuplements matures d'origine naturelle, principalement des peuplements résineux (tableau 1). Plus à l'ouest se situait le second secteur, appelé le « Skin Gulch », dont 29% de la superficie était couverte de plantations âgées entre 31 et 42 ans. Une première éclaircie commerciale a été effectuée dans la majorité de ces plantations (76%) il y a près de 10 ans. Le reste du secteur était principalement couvert de peuplements d'origine naturelle, soit des peuplements résineux matures et des

peuplements feuillus immatures (tableau 1). Les secteurs du Jardine Brook et du Skin Gulch contenaient des proportions relativement faibles de coupes récentes, c'est-à-dire de plantations de moins de 20 ans (tableau 1).

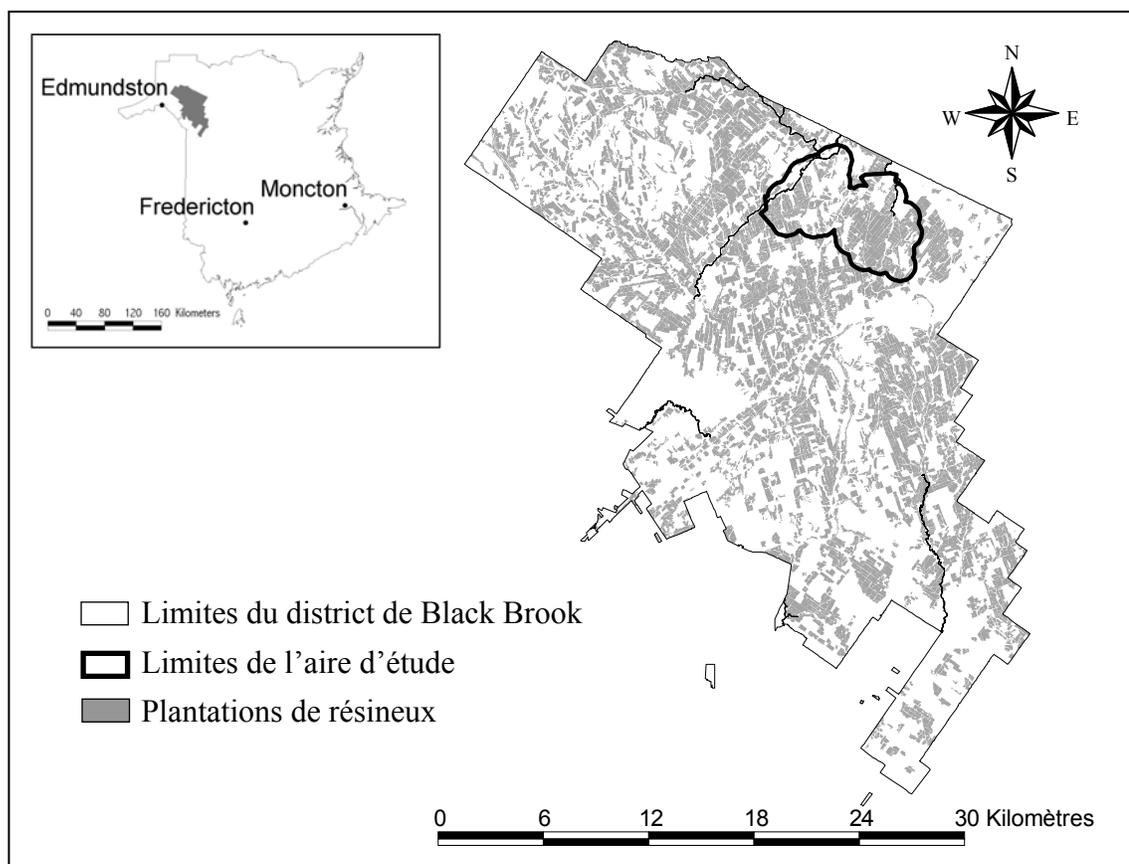


Figure 1. Localisation du district de Black Brook et de l'aire d'étude.

Contrairement aux plantations du Skin Gulch qui ont été établies à la suite de coupes régulières, les plantations du Jardine Brook ont été établies à la suite de coupes de récupération. En effet, un incendie forestier, peu avant 1945, de même qu'une épidémie sévère de tordeuse des bourgeons de l'épinette entre 1973 et 1975, ont perturbé le secteur du Jardine Brook. Les peuplements étant très dégradés, ils ont été coupés à blanc puis reboisés à la fin des années 1970 (G. Pelletier, communication personnelle).

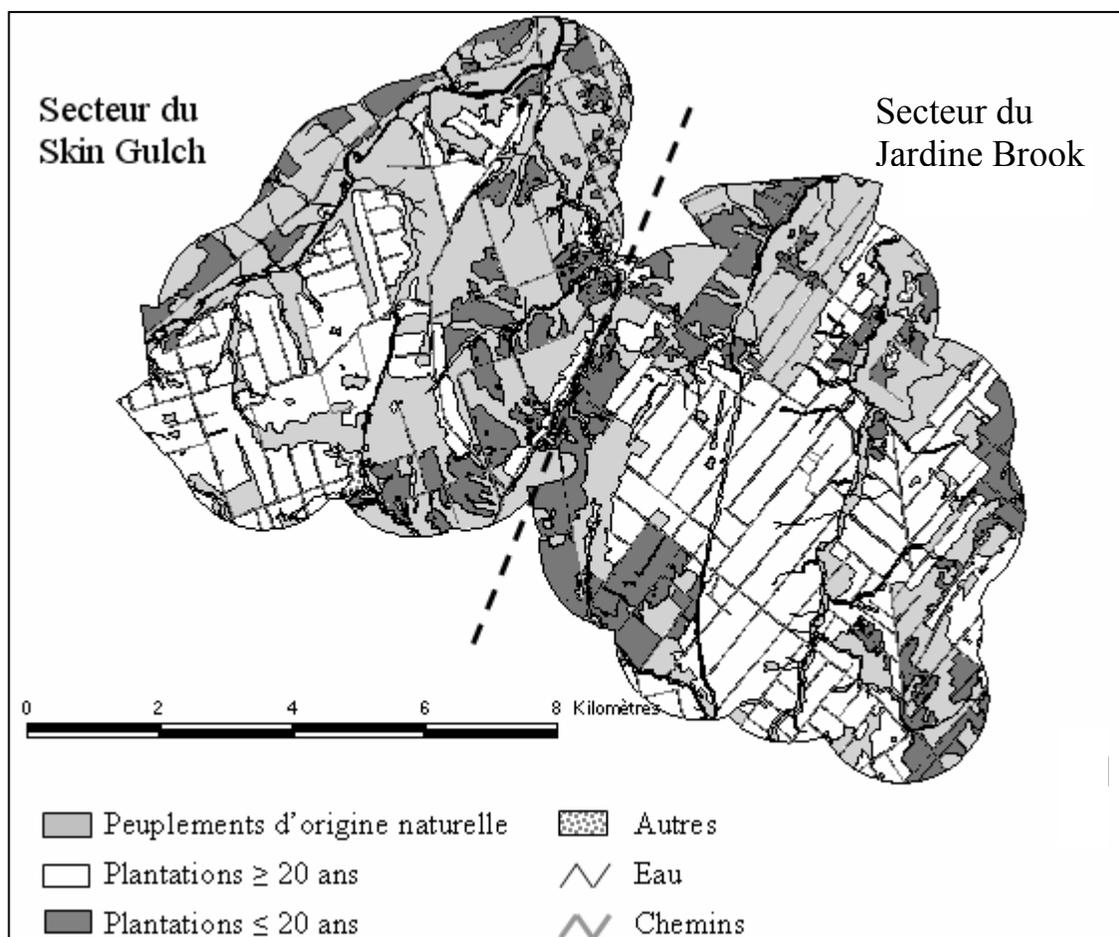


Figure 2. Composition forestière des deux secteurs d'étude (Jardine Brook et Skin Gulch).

Seulement 7% de la superficie des peuplements d'origine naturelle avait reçu un traitement sylvicole dans l'ensemble des deux secteurs, soit la coupe sélective (58% coupe progressive, 18% coupe de récupération et 9% coupe de jardinage et 15% coupe partielle non définie).

La topographie du secteur du Skin Gulch est davantage accidentée que celle du Jardine Brook, avec une altitude qui varie entre 145 et 345 m. L'altitude moyenne est de 222 m, dans le secteur du Skin Gulch et de 232 m dans le secteur du Jardine Brook. Le bassin hydrographique primaire des secteurs d'étude est celui de la Baie des Chaleurs. Le drainage se fait directement par la rivière Restigouche (secteur du Skin Gulch) ou par

l'entremise de la rivière Jardine Brook qui se jette dans la Restigouche (secteur du Jardine Brook).

Tableau 1. Distribution des peuplements dans les deux secteurs de l'aire d'étude, district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, 2003.

	Secteur				Total	
	Jardine Brook		Skin Gulch		km <sup>2</sup>	%
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%		
Plantations âgées de 0-10 ans	7,7	12,1	7,2	13,3	14,9	12,7
Plantations âgées de 11-20 ans	3,7	5,8	0,0	0,0	3,7	3,1
Plantations âgées de 21-30 ans	27,3	43,1	0,2	0,4	27,6	23,5
Plantations âgées de 31-42 ans	0,7	1,1	157	29,0	16,4	14,0
<b>Total plantations</b>	<b>39,4</b>	<b>62,1</b>	<b>23,1</b>	<b>42,8</b>	<b>62,5</b>	<b>53,2</b>
Feuillus immatures <sup>1</sup>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0
Résineux immatures	0,8	1,2	0,7	1,3	1,4	1,2
Inconnus immatures	0,4	0,7	0,0	0,0	0,4	0,4
Feuillus matures	3,2	5,0	11,5	21,3	14,6	12,5
Résineux matures	16,2	25,6	15,2	28,2	31,5	26,8
<b>Total peuplements d'origine naturelle</b>	<b>20,6</b>	<b>32,5</b>	<b>27,4</b>	<b>50,8</b>	<b>48,0</b>	<b>40,9</b>
Cours d'eau	0,1	0,2	0,4	0,8	0,5	0,4
Milieux improductifs	3,3	5,2	3,1	5,7	6,4	5,4
<b>Grand total</b>	<b>63,5</b>	<b>100,0</b>	<b>54,0</b>	<b>100,0</b>	<b>117,4</b>	<b>100,0</b>

<sup>1</sup> L'âge des peuplements servant à déterminer le stade de maturité est présenté dans l'annexe A.

La dernière année de piégeage commercial de la martre dans les secteurs du Skin Gulch et du Jardine Brook remonte à 1999. Depuis, il n'y a pas eu de piégeage commercial à l'intérieur d'un rayon d'environ 3 km autour des sites de piégeage de

l'étude. À l'extérieur de cette zone, le piégeage commercial prend place deux semaines par année, habituellement de la fin novembre au début décembre.

## **2.2 Inventaire de l'habitat**

Un inventaire de l'habitat a été réalisé entre les mois de mai et août 2002. La stratification du plan d'échantillonnage de cet inventaire a été élaborée à partir d'une base de données géoréférencée de l'aire d'étude fournie par la compagnie J.D. Irving Limited. Cette base, disponible à partir du système d'information géographique ArcView GIS 3.2 (Environmental Systems Research Institute (ESRI), 1996), a été développée par interprétation (réalisée par la compagnie, avec validation et calibration sur le terrain) de photographies aériennes (1 :12 500) qui dataient de 1982. L'âge des peuplements a été ajusté à la hausse. La superficie minimale cartographiée était de 1 ha. La base de données a été mise à jour en intégrant les opérations sylvicoles réalisées à chaque année.

Les différents types de peuplements contenus à l'intérieur de l'aire d'étude ont été regroupés en quatre types, soient les peuplements d'origine naturelle, les plantations âgées de 0-10 ans, les plantations âgées de 21-30 ans et les plantations âgées de 31-42 ans. Dans le but d'augmenter la puissance des analyses statistiques et de simplifier l'interprétation des résultats, les peuplements d'origine naturelle ont été regroupés en un seul type, peu importe leurs âges et leurs compositions. Des parcelles d'échantillonnage ( $n = 120$ ) ont été distribuées aléatoirement dans l'aire d'étude, en imposant une distance minimale de 250 m entre les points. Pour qu'un point soit retenu comme le centre d'une parcelle d'échantillonnage, il devait se situer à une distance minimale de 50 m des chemins et de 20 m des cours d'eau et des bordures des autres types de peuplement, tout en demeurant accessible à pied (à moins de 500 m d'un chemin). Les parcelles ont été distribuées entre les différents types de peuplements de façon proportionnelle à leur superficie relative.

Le protocole d'inventaire pour caractériser l'habitat de la martre à l'intérieur de l'aire d'étude était semblable à celui utilisé par Potvin (1998) et Payer et Harrison

(2000a). D'abord, un transect de 11,3 m était disposé à partir du centre de chaque parcelle en direction nord et un second en direction sud. Le long de ce transect, tous les troncs d'arbres renversés (faisant un angle de moins de 45° avec le sol) de plus de 7,6 cm de diamètre au point d'intersection avec le transect (Payer & Harrison, 2000a) étaient dénombrés. Pour être comptabilisés, ces éléments devaient s'élever, à un quelconque point, à plus de 50 cm au-dessus du sol, afin qu'ils soient potentiellement disponibles pour la martre lorsque la neige recouvre le sol. Les troncs très décomposés et partiellement incorporés au sol étaient exclus, vu leur faible intérêt pour la martre (Potvin, 1998; Payer & Harrison, 2000a). La longueur totale du débris et le diamètre aux deux extrémités étaient mesurés (Payer & Harrison, 2000a). Le volume des troncs au sol était calculé comme une portion d'un cône et le volume de troncs par hectare était calculé en utilisant la méthode proposée par de Vries (1986).

La fermeture du couvert était ensuite évaluée visuellement (en utilisant des classes de 10%) au centre et aux extrémités nord et sud des transects. Dans le but de mesurer la densité de la strate arbustive, l'obstruction visuelle à une distance de 11,3 m était également évaluée aux extrémités nord et au sud des transects à l'aide d'une planche à profil séparée verticalement en quatre sections de 50 cm. Afin de pouvoir estimer l'obstruction visuelle et la fermeture du couvert durant les mois d'hiver, la proportion de feuillus était notée lors des mesures pour être ensuite retranchée. Pour tenir compte de l'épaisseur de neige au sol, l'obstruction visuelle hivernale a été retenue uniquement pour les sections de 50 à 200 cm au-dessus du sol. Par la suite, les tiges de conifères (excluant le mélèze (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch)) de plus de 1,5 m de hauteur ayant des rameaux vivants de façon continue sous 1,5 m étaient dénombrées dans une parcelle de 2 m par 22,6 m centré sur les transects.

La hauteur (par classe de 50 cm) et le diamètre à mi-hauteur (par classe de 2 cm) de toutes les souches de 50 à 200 cm de hauteur étaient aussi notés dans un rayon de 11,3 m à partir du centre de la parcelle. Le volume des souches était calculé comme celui d'un cylindre (Corn & Raphael, 1992). Les chicots étaient dénombrés dans la même parcelle circulaire. Un chicot était défini comme tout arbre mort faisant un angle

de 45 à 90° avec le sol et qui s'élevait à plus de 2 m du sol. Les chicots ont été classés selon leur hauteur, au mètre près, et leur DHP, par classe de 2 cm. Le volume de chaque chicot était calculé en utilisant la formule d'un cône (Payer & Harrison, 2000a). Toujours dans cette parcelle circulaire, les masses racinaires exposées ont été dénombrées. Le diamètre de la masse racinaire, le diamètre à la base du tronc et la distance entre les racines et la base du tronc ont été mesurés. Le pourcentage de racines exposées par rapport à ce qui reste sous la terre a aussi été estimé. Le volume de chaque masse racinaire était calculé comme une portion d'un cône, ajustée selon le pourcentage de racines exposé.

La hauteur de la strate dominante de la parcelle était mesurée au mètre près pour les arbres de  $\leq 12$  m à l'aide d'un clinomètre. Une hauteur de 15 m était donnée aux arbres ayant une hauteur variant de 12 à 18 m et de 22 mètres pour les arbres ayant une hauteur  $> 18$  m. Finalement, tous les arbres de plus de 7,5 cm de DHP ont été identifiés et dénombrés à l'aide d'un prisme de facteur deux à partir du centre de la parcelle. Le DHP de chaque arbre de la parcelle a été noté.

### **2.3 Capture des martres**

Le protocole de capture, de manipulation et de marquage des martres était similaire à celui utilisé par Potvin (1998) et par Payer et Harrison (1999a) et a été approuvé par le comité de bons soins aux animaux de l'Université de Moncton (no. protocole 01-16). Les sessions de piégeage se tenaient durant l'automne, au cours des mois de novembre et décembre. Des cages (Tomahawk no.202, Tomahawk Live Trap Co., Tomahawk, Wisconsin) étaient disposées systématiquement à tous les 500 à 800 m les unes des autres. Un espacement de cet ordre maximisait la probabilité que chaque martre rencontre au moins un piège à l'intérieur de son domaine vital. Les cages étaient séparées par au moins 20 m des chemins. Les mêmes sites de piégeage ( $n = 89$  à 97, selon les années) ont été utilisés durant chaque année de piégeage. Chaque site de piégeage était appâté avec de la viande de castor environ une semaine avant d'ouvrir les pièges et un leurre commercial pour martre (Makwa, Stoneham, Qc) était appliqué sur des branches avoisinantes à une hauteur entre 1 et 3 m. À l'ouverture des pièges, chaque

cage était posée au sol, aux travers de débris ligneux lorsqu'ils étaient disponibles. Une planche de plastique était déposée sur la cage et le piège était recouvert de branches de conifères, pour le camoufler et protéger la martre des intempéries. Le leurre à martres était appliqué à nouveau sur des branches hautes ainsi qu'à l'entrée du piège, lequel était appâté avec un morceau de carcasse de castor. Les pièges étaient ouverts de six à huit jours et visités chaque journée. L'appât et le leurre étaient renouvelés au besoin.

Toutes les martres capturées étaient transférées dans un cône de contention dans le but de déterminer leur sexe par palpation. Les martres étaient alors pesées et étiquetées aux deux oreilles à l'aide d'étiquettes métalliques numérotées (National band and tags Co., modèle 1005-3). À l'automne 2002 et 2003, une prémolaire (PM1) a été prélevée sur la majorité des animaux capturés afin de déterminer ultérieurement leur âge (Laboratoire Matson, Montana, USA). À l'automne 2002, 10 individus ont été munis de colliers émetteurs (AVM Instrument Company, Ltd, Colfax, Californie, modèle BTW, 18,8g ou Lotek Wireless Inc., Newmarket, Ontario, modèle SMRC-4, 38g). Ces animaux étaient tous des martres âgées de  $\geq 1$  an qui avaient été capturées dans le même secteur l'année précédente. La masse des colliers utilisés ne représentait pas plus de 6,5% du poids de l'animal. Les martres dont une dent devait être prélevée ou qui devait être munies d'un collier émetteur étaient anesthésiées à l'aide d'une injection intramusculaire d'une solution 10 : 1,5 d'hydrochlorure de kétamine et de glycopyrrolate (10 à 18 mg de kétamine par kg de masse corporelle; Payer & Harrison, 1999a). Dans certains cas, l'animal était transféré dans une boîte hermétique pour être anesthésiée par inhalation d'isoflurane (Potvin, 1998).

## **2.4 Suivi radiotéléométrique**

Le suivi radiotéléométrique a été réalisé durant l'hiver 2003. Les martres munies d'un collier émetteur ont été localisées à partir d'un avion Cessna 172, en utilisant la technique décrite par Gilmer *et al.*, (1981), ou au sol, en utilisant les techniques de triangulation et/ou de *homing* (Lenth, 1981; White & Garrott, 1990; Samuel & Fuller, 1996). Les repérages étaient effectués uniquement durant le jour. Les localisations faites à partir d'un avion ont été enregistrées par un système de positionnement global (GPS)

et/ou notées à la main sur des cartes topographiques à l'échelle variant du 1 : 37 594 (12/17 des sorties) à 1 : 53 872. Un GPS a également été utilisé pour les localisations effectuées par *homing*. Le logiciel LOCATE II v.1.82 (Nams, 2000) a été utilisé pour localiser les martres par triangulation. La triangulation a été effectuée à partir de 113 stations permanentes dont les coordonnées géographiques avaient préalablement été déterminées à l'aide d'un GPS. Tous les repérages télémétriques ont ensuite été transférés sur le système d'information géographique ArcView GIS 3.2. Les localisations des animaux ont ainsi pu être superposées à la carte forestière afin d'identifier l'habitat dans lequel l'animal se trouvait.

#### 2.4.1 Précision des localisations télémétriques

Puisque la martre est un animal de faible taille et qu'elle est souvent cachée dans un abri, elle n'est pratiquement jamais observée lors des repérages télémétriques. Les localisations obtenues sont donc des estimations de la position réelle de l'animal et comportent une certaine erreur. Il est important de pouvoir évaluer cette erreur de positionnement afin de connaître la précision des localisations. La technique usuelle pour évaluer la précision des localisations est de placer des colliers à des endroits connus et de mesurer la distance séparant la localisation réelle du collier et celle estimée à partir des différentes techniques de repérage utilisées (Lee, White, Garrott, Bartmann & Alldredge, 1985; Zimmerman & Powell, 1995). À partir de cette donnée et selon la technique de repérage utilisée, des ellipses d'erreur peuvent être établies, lesquelles contiennent la superficie où l'animal a 95% des chances de réellement se trouver (White & Garrott, 1990; Nams, 2000).

Pour déterminer l'erreur de positionnement des localisations obtenues à partir de l'avion, des colliers ont été disposés au sol et localisés à 33 reprises du haut des airs (à l'aide d'une carte et/ou d'un GPS). La précision a été calculée à partir de la distance entre la localisation estimée et la véritable localisation des colliers au sol. Pour les localisations effectuées par *homing*, l'erreur de positionnement a été déterminée en mesurant la distance entre 13 points localisés sur la carte (base de données GIS) et leurs positions réelles sur le terrain, enregistrées à l'aide d'un GPS. Cette erreur de

positionnement correspond en fait à la précision de la carte et du GPS. Elle n'a pas été prise en considération pour les autres techniques de repérage car elle était négligeable comparativement à la précision des triangulations et des repérages en avion. Les ellipses d'erreur des localisations obtenues par *homing* et en avion ont été construites en utilisant un rayon égal à l'erreur de positionnement sous laquelle 95% des localisations se situaient lors des tests de terrain. La superficie des ellipses d'erreur était donc constante d'une localisation à l'autre pour une même technique de localisation.

Pour les localisations effectuées au sol par triangulation, les coordonnées géographiques des localisations et des contours des ellipses d'erreur ont été déterminées avec le logiciel LOCATE II (Nams, 2000), à partir des écarts types de l'erreur de visée (en degrés). Pour les localisations effectuées avec 3 visées ou plus, le logiciel déterminait l'écart type à l'aide de la méthode suggérée par Nams (2000). Pour les localisations obtenues à partir de seulement 2 visées, l'écart type était fixe et basé sur des tests effectués sur le terrain avec 9 colliers dissimulés. Un total de 33 visées a servi à établir l'erreur de visée entre l'azimut estimé sur le terrain et l'azimut réel déterminé à l'aide de ArcView GIS 3.2 après avoir localisé le collier. Le programme GIS 1.1 (Nams, 2003) a permis de convertir les sorties de LOCATE II sous une forme utilisable par le système d'information géographique ArcView GIS 3.2, logiciel avec lequel la taille des ellipses d'erreur a été calculée. Avec la technique de triangulation, la taille et la forme des ellipses d'erreur varient d'une localisation à l'autre, selon la distance qui sépare l'observateur de l'animal ainsi que le nombre de visées et l'angle formé par les visées (Nams, 2000).

#### 2.4.2 Classification des localisations par types d'habitat

Plus la taille de l'ellipse d'erreur est grande, plus la probabilité qu'elle englobe plus d'un type de peuplement augmente. Lorsque l'ellipse d'erreur inclut plusieurs types d'habitat différents, il y a des risques que la classification de la localisation soit incorrecte (White & Garrott, 1990). L'effet de l'erreur dans les estimés des localisations est de réduire la puissance des tests de sélection d'habitat (White & Garrott, 1990; Nams 1989). J'ai donc éliminé les ellipses les plus grandes, afin d'exclure les localisations

ayant une trop grande probabilité de classification dans un mauvais habitat. Pour ce faire, je n'ai utilisé que les localisations dont la superficie de l'ellipse était <30 ha. Parmi les ellipses ayant une superficie de plus de 30 ha, j'ai conservé uniquement celles dont plus de 75% de la superficie était représentée par un même type de peuplements. L'habitat dans lequel était localisé l'animal était donc représenté par la proportion de chaque type de peuplement contenue dans l'ellipse d'erreur des différentes localisations (Pelchat & Ruff, 1986).

## 2.5 Domaines vitaux

Il existe plusieurs méthodes permettant de déterminer les limites du domaine vital à partir de localisations télémétriques (Harris *et al.*, 1990). Comme Potvin (1998) et Payer et Harrison (1999a), j'ai choisi d'utiliser le polygone convexe minimum avec 95% des localisations (polygone 95%) pour délimiter les contours du domaine vital de chaque martre. J'ai éliminé 5% des localisations, soit les localisations les plus extrêmes, susceptibles de représenter des excursions effectuées par l'animal et qui sont moins représentatives de ses déplacements habituels (White & Garrott, 1990). J'ai utilisé le critère d'ordination proposé par White & Garrott (1990) pour éliminer ces localisations, basé sur la contribution de chaque localisation à l'augmentation de la superficie du domaine vital. La méthode du polygone convexe est la plus fréquemment utilisée pour calculer la taille des domaines vitaux, elle permet de comparer, dans une certaine mesure, la taille des domaines vitaux obtenues de différentes études (Harris *et al.*, 1990).

J'ai calculé la taille des domaines vitaux à partir des localisations estimées, en faisant abstraction des ellipses d'erreur. Puisqu'il est impossible de savoir où se situe la vraie localisation à l'intérieur des ellipses, la superficie ainsi obtenue est approximative, bien qu'elle reflète la situation la plus probable. Les contours des domaines vitaux ainsi obtenus ont été calculés avec l'extension « Animal movement » du logiciel ArcView GIS 3.2.

Pour un même individu, la taille du domaine vital augmente à mesure que s'ajoutent de nouvelles localisations. La superficie utilisée par l'animal atteint une

asymptote lorsque les localisations subséquentes se situent à l'intérieur du domaine vital. Dans ce cas, la superficie délimitée est considérée comme étant représentative de l'étendue des déplacements de l'animal. J'ai donc vérifié si la taille du domaine vital atteignait une asymptote pour chaque individu suivi à mesure que j'ajoutais les nouvelles localisations (Harris *et al.*, 1990; Potvin, 1998). Puisque la taille du domaine vital n'augmentait pas de façon constante, j'ai utilisé l'équation d'une courbe logarithmique qui correspondait le mieux au jeu de données de chaque martre pour déterminer le début de l'asymptote. J'ai considéré que l'asymptote commençait quand un ajout de quatre localisations faisait augmenter la taille du domaine vital de moins de 10% (Payer & Harrison, 1999a).

## 2.6 Sélection d'habitat

Le principe de base d'une analyse de préférence d'habitat consiste à comparer l'utilisation et la disponibilité des différents types de milieu pour chaque animal (Manly, McDonald & Thomas, 1993). Pour chacun des habitats retenus, j'ai utilisé l'indice de sélection de Strauss (U-D) (Alldredge & Ratti, 1986, 1992), où U représente l'utilisation et D la disponibilité. L'hypothèse nulle est que les martres utilisent les types d'habitat de façon aléatoire, proportionnellement à leur disponibilité et donc que pour chaque habitat, l'indice (U-D) est égal à zéro.

La martre étant un animal terrestre, les milieux aquatiques n'ont pas été pris en considération lors des analyses de sélection d'habitat. Ainsi, les rivières, les lacs et les étangs ont été retirés de la superficie disponible pour les martres lors du calcul des indices de sélection. En me basant sur les résultats obtenus lors de mes analyses de végétation, j'ai regroupé les différents types d'habitat selon leur potentiel pour la martre en considérant les seuils minimums de caractéristiques structurales mentionnées dans la littérature (Potvin, 1998; Payer & Harrison, 1999a) tels que la surface terrière, la hauteur du peuplement ainsi que l'abondance des chicots. Le fait de regrouper certains peuplements entre eux permettait d'augmenter la puissance des analyses statistiques. En effet, si un type d'habitat donné est peu abondant, il peut ne pas être disponible pour certains individus. Ces individus ne peuvent alors pas être pris en considération dans les

analyses car ils ne fournissent aucune information sur la manière dont ils utilisent l'habitat (Aebischer, Robertson & Kenward, 1993). Le fait d'exclure ces individus des analyses diminue la puissance des tests statistiques en réduisant l'effectif (Scherrer, 1984; Alldredge & Ratti, 1986). Pour contrer ce problème, j'ai regroupé les types d'habitat de sorte que chaque type de milieu soit disponible pour tous les individus (Alldredge & Ratti, 1986; Aebischer *et al.*, 1993).

Ainsi, les plantations âgées de < 20 ans et les milieux non productifs en terme de bois (chemins forestiers, milieux humides, etc.) ont été regroupés ensemble pour former un groupe représentant les milieux théoriquement à faible potentiel pour la martre car ils ne rencontraient aucun des critères de surface terrière, de hauteur du peuplement, de fermeture du couvert et d'abondance de chicots suggérés dans la littérature. Les plantations âgées de 21-30 ans et de 31-42 ans ont été regroupées ensemble car elles répondaient aux critères de surface terrière, de hauteur et de fermeture du couvert suggérés dans la littérature mais ne rencontraient pas le seuil d'abondance de chicots proposé et comportaient peu de débris ligneux. Finalement, les peuplements d'origine naturelle ont été regroupés ensemble, peu importe leur âge et leur composition, car ils rencontraient tous les critères de surface terrière, de hauteur, de fermeture du couvert et d'abondance de chicots recommandés en plus de contenir une quantité de débris ligneux nettement supérieure à celle retrouvée dans les autres milieux. Les différents habitats ont donc été regroupés en trois catégories, soit les milieux à faible potentiel, les plantations âgées de > 20 ans et les peuplements d'origine naturelle.

À l'échelle du paysage, l'utilisation de l'habitat correspondait à la proportion de la superficie du domaine vital couvert par un type de milieu alors que la disponibilité correspond à la superficie occupée par le milieu dans le paysage environnant. Il n'existe toutefois pas de consensus pour établir les limites de l'habitat disponible à l'échelle du paysage. Plusieurs études utilisent de façon arbitraire l'ensemble de l'aire d'étude comme étant l'habitat disponible à l'échelle du paysage pour les martres (*e.g.* Thompson, 1994; Chapin *et al.*, 1996; Potvin, 1998; Payer & Harrison, 1999a). Cette superficie inclut généralement les sites de piégeage, chacun entouré d'une zone de

bordure ainsi que les domaines vitaux des martres qui ont été étudiées. Cette définition implique que chacune des martres suivies connaissait la totalité de l'aire d'étude avant d'établir son domaine vital. Elle implique aussi que les mâles et les femelles ont exploré les mêmes superficies. Or, les mâles ont généralement des domaines vitaux de 1,5 à 3 fois plus vastes que ceux des femelles (Soutière, 1979; Steventon & Major, 1982; Wynne & Sherburne, 1984; Bateman, 1986; Buskirk & McDonald, 1989; Katnik, Harrison & Hodgman, 1994). Ces dernières sont donc susceptibles d'avoir des déplacements plus restreints que les mâles lors de la dispersion. En me basant sur la définition de Hall, Krausman et Morrison (1997), j'ai défini comme étant « disponible » une portion du territoire qui est accessible et connu de l'animal et où celui-ci a la possibilité d'établir ou non son domaine vital. À l'instar de Pelletier (2005), j'ai défini l'habitat disponible à l'échelle du paysage comme étant le domaine vital d'un individu entouré d'une zone tampon équivalente au diamètre de son domaine vital. La superficie contenue dans les ellipses d'erreur qui dépassaient des domaines vitaux a été ajoutée à l'utilisation.

Les milieux présents au-delà des cours d'eau importants (> 20 m de largeur) ont été considérés disponibles car les martres se dispersent principalement durant l'automne et les mois suivants (Archibald & Jessup, 1984), et que la glace permet aux individus à la recherche d'un domaine vital de traverser les rivières relativement larges. En effet, au cours des hivers 2002 et 2003, j'ai eu l'occasion d'observer à quelques reprises des pistes de martres traverser des cours d'eau de cette envergure. De plus, durant l'hiver 2003, une martre suivie par radiotélémétrie a été observée des deux côtés d'une importante rivière. À l'échelle du peuplement, l'utilisation correspond à la proportion des localisations télémétriques dans un type de milieu et la disponibilité est la proportion de la superficie du domaine vital couverte par ce type de milieu. J'ai calculé le domaine vital (polygone 95%), en ajoutant la superficie incluse dans les ellipses d'erreur à la périphérie du domaine vital.

## 2.7 Dynamique de population

### 2.7.1 Taux de survie

Le suivi radiotéléométrique des neuf martres étudiées m'a permis d'estimer des taux de survie pour les martres adultes ( $\geq 1$  an). Puisque ces martres ont continué de faire l'objet d'un repérage téléométrique après la saison hivernale, les taux de survie estivale et annuelle ont également pu être calculés. Le taux de survie quotidienne des martres pour la période  $i$  a été calculé selon la formule suivante :

$$s_i = (x_i - d_i) / x_i$$

où  $x_i$  représente le nombre de jours-contacts avec les martres suivies par radiotéléométrie et  $d_i$  le nombre de mortalités durant l'intervalle  $i$  (Heisey & Fuller, 1985; Samuel & Fuller, 1996). Les taux de survie par période ont été calculés en élevant le taux de survie quotidienne à un facteur de puissance déterminé par le nombre de jours couverts par la période. Si un collier cessait de fonctionner, j'ai inclus les jours où le collier fonctionnait jusqu'à la date où j'ai perdu le signal mais je n'ai pas considéré l'animal comme étant mort (Payer & Harrison, 1999a). Les deux secteurs ont été regroupés pour les analyses afin d'accroître la taille de l'échantillon. Les mâles et les femelles ont été analysés séparément pour trois périodes, soient l'hiver (du 1<sup>er</sup> novembre au 30 avril), l'été (du 1<sup>er</sup> mai au 31 octobre) et l'année entière.

### 2.7.2 Densité de population

L'abondance de martres a été estimée dans chacun des secteurs à l'aide d'un modèle capture-marquage-recapture pour une population fermée de type Schnabel programmé avec le logiciel PopAn-5 v. 5B.4 (2000) (Arnason, Schwarz & Boyer, 1998). La densité absolue, *i.e.* le nombre de martres/km<sup>2</sup>, a été évaluée en divisant l'abondance estimée par la superficie des secteurs échantillonnés. Cette superficie a été estimée en supposant que chaque piège avait un rayon d'action de 500 m, soit environ l'équivalent du rayon du domaine vital d'une femelle adulte (polygone 95%), selon mes résultats de

suivi télémétrique. Un rayon d'action de cette envergure a également été utilisé par d'autres auteurs (*e.g.* Thompson, 1994; Potvin, 1998).

## 2.8 Traitements statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées en utilisant les logiciels SPSS v. 10,0 pour Windows (SPSS Inc., 2000) et SAS v. 8,2 (SAS Institute Inc., 1992).

### 2.8.1 Caractérisation d'habitat

J'ai comparé la valeur moyenne de chaque variable entre les différents types de peuplement à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) lorsque les données étaient distribuées normalement, et à l'aide du test non paramétrique de Kruskal-Wallis lorsque les conditions de normalité n'étaient pas respectées (Scherrer, 1984). La normalité de la distribution ainsi que l'équivariance ont été testées à l'aide des tests de Shapiro-Wilk et de Levene, respectivement (Scherrer, 1984). Lorsque l'ANOVA indiquait une différence significative ( $P < 0,05$ ) j'ai utilisé un test de comparaison multiple de Dunnett T3 (Social Sciences Teaching and Research Statistics Center, 2003) afin de déterminer entre quels types de peuplement se situait la différence. Lorsque le test de Kruskal-Wallis indiquait une différence significative ( $P < 0,05$ ), les moyennes étaient comparées deux à deux à l'aide de tests de Mann-Whitney en ajustant le seuil de rejet avec la correction de Bonferroni ( $\alpha/k$  où  $k$  représente le nombre de comparaisons possibles; Scherrer, 1984). Les valeurs moyennes de fermeture du couvert durant l'hiver, de surface terrière, de hauteur de la canopée ainsi que de volume et de surface terrière de chicots ont été comparées aux seuils critiques mentionnés par Payer et Harrison (1999a) à l'aide d'un test de Student (Scherrer, 1984).

### 2.8.2 Domaines vitaux et préférences d'habitat

La taille des domaines vitaux a été comparée entre les mâles et les femelles en utilisant un test de Mann-Whitney. Les préférences d'habitat ont été analysées en utilisant une analyse de variance multivariée (MANOVA, test de Hotelling) similaire à la méthode proposée par Aebischer *et al.* (1993). Comme plusieurs autres auteurs (*e.g.*

Crête, Ouellet, Tremblay & Arsenault, 2001; Rouleau, Crête et Ouellet, 2002; Mosnier, Ouellet, Sirois et Fournier, 2003), je n'ai toutefois pas tenu compte de la transformation log-ratio car son efficacité est très controversée dans la littérature (McClellan, Rumble, King & Baker, 1998). Les conditions d'application de multinormalité des résiduels ont été vérifiées à l'aide des tests d'asymétrie (Skewness) et d'aplatissement (Kurtosis) de Mardia (1975). Lorsque la MANOVA affichait un résultat significatif, des ANOVAs ont été utilisées afin de déterminer quels types d'habitat étaient sous ou surutilisés (Rouleau *et al.*, 2002) et les indices de préférence des différents types de peuplements ont été comparés entre eux à l'aide de tests de *t* appariés (Morin, 2002) en ajustant le seuil de rejet avec la correction de Bonferroni. Cette analyse permettait de déterminer si certains types de peuplements étaient préférés par rapport à d'autres.

### 2.8.3 Taux de survie et densité de population

Un intervalle de confiance 95% (I.C. 95%) a été calculé pour les taux de survie hivernale, estivale et annuelle des mâles et des femelles. Ces intervalles de confiance ont été utilisés pour comparer le taux de survie des martres entre les sexes pour une même période et entre les différentes périodes pour un même sexe. J'ai considéré qu'il n'y avait pas de différence significative lorsque les intervalles se chevauchaient. La densité des martres a été comparée entre les secteurs ainsi que d'une année à l'autre pour chaque secteur à l'aide des intervalles de confiance.

## CHAPITRE 3

### Résultats

#### 3.1 Comparaison de la structure des différents types d'habitat

Dû à des contraintes de terrain, certaines variables n'ont pas pu être mesurées dans la totalité des parcelles échantillonnées. Ainsi, le nombre de parcelles (n) pour un même type de peuplement est parfois différent d'une variable à l'autre.

##### 3.1.1 Surface terrière, hauteur et fermeture du couvert arborescent

La surface terrière ( $F = 25,774$ , d.d.l. = 3,  $P < 0,001$ ) ainsi que la hauteur ( $\chi^2 = 81,670$ , d.d.l. = 3,  $P < 0,001$ ) sont significativement différentes entre les différents types de peuplement (tableaux 2 et 3). Les tests de Dunnett T3 et de Mann-Whitney montrent respectivement que la surface terrière et la hauteur du couvert sont significativement différentes d'une classe d'âge à l'autre parmi les plantations (tableaux 2 et 3). Seules les plantations âgées de 31-42 ans ont une surface terrière et une hauteur similaires à celles retrouvées dans les peuplements d'origine naturelle. Les tests de  $t$  de Student indiquent que seules les plantations âgées de 0-10 ans ne remplissent pas les critères de surface terrière  $\geq 18 \text{ m}^2/\text{ha}$  et de hauteur  $\geq 9 \text{ m}$  ( $t = -107,000$ , d.d.l. = 11,  $P < 0,001$  et  $t = -3,419$ , d.d.l. = 11,  $P < 0,01$ ).

Tableau 2. Surface terrière ( $\text{m}^2/\text{ha}$ ) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.

Type de peuplement	Moyenne <sup>1</sup>	Erreur type	$t$	d.d.l.
Plantations âgées de 0-10 ans	0,2 <sup>A</sup>	0,2	-107,000*	11
Plantations âgées de 21-30 ans	22,0 <sup>B</sup>	2,0	1,998	39
Plantations âgées de 31-42 ans	29,8 <sup>C</sup>	2,0	5,939	21
Peuplements d'origine naturelle	30,1 <sup>C</sup>	1,7	6,984	45

<sup>1</sup> Les types de peuplements identifiés par une lettre identique ne sont pas significativement différents entre eux (comparaisons multiples de Dunnett T3,  $P < 0,05$ )

\* Indique une surface terrière significativement  $< 18 \text{ m}^2$  (test de  $t$  de Student,  $P < 0,05$ )

Tableau 3. Hauteur de la strate dominante (m) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.

Type de peuplement	Moyenne <sup>1</sup>	Erreur type	<i>t</i>	d.d.l.
Plantations âgées de 0-10 ans	3,3 <sup>A</sup>	1,7	-3,419*	11
Plantations âgées de 21-30 ans	9,4 <sup>B</sup>	0,3	1,462	39
Plantations âgées de 31-42 ans	16,3 <sup>C</sup>	0,7	9,853	20
Peuplements d'origine naturelle	18,4 <sup>C</sup>	0,6	14,497	45

<sup>1</sup> Les types de peuplements identifiés par une lettre identique ne sont pas significativement différents entre eux (comparaisons de Mann-Whitney,  $\alpha = 0,05/k$  où  $k =$  nombre de comparaisons simultanées)

\* Indique une hauteur significativement  $< 9$  m (test de *t* de Student,  $P < 0,05$ )

La fermeture du couvert est différente selon le type de peuplement ( $F = 29,45$ , d.d.l. = 3,  $P < 0,001$ ). Le test de comparaison multiple de Dunnett T3 indique que la fermeture du couvert des plantations âgées de 21-30 ans n'est pas significativement différente de celle des plantations plus vieilles, ni de celle des peuplements d'origine naturelle (tableau 4). Les plantations âgées de 31-42 ans ont cependant une fermeture du couvert plus grande que les peuplements d'origine naturelle. Les tests de *t* de Student montrent que la fermeture du couvert demeure égale ou supérieure au minimum de 30% suggéré dans la littérature dans tous les types de peuplements, à l'exception des plantations âgées de 10 ans et moins où le couvert est absent à la hauteur où les mesures ont été prises.

Tableau 4. Fermeture hivernale du couvert (%) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.

Type de peuplement	Moyenne <sup>1</sup>	Erreur type	<i>t</i>	d.d.l.
Plantations âgées de 0-10 ans	0,0 <sup>A</sup>	0,0	-	-
Peuplements d'origine naturelle	42,6 <sup>B</sup>	2,8	4,458	45
Plantations âgées de 21-30 ans	53,2 <sup>BC</sup>	5,2	4,444	17
Plantations âgées de 31-42 ans	61,4 <sup>C</sup>	1,9	16,979	16

<sup>1</sup> Les types de peuplements identifiés par une lettre identique ne sont pas significativement différents entre eux (comparaisons multiples de Dunnett T3,  $P < 0,05$ )

### 3.1.2 Abondance et dimension des chicots

Le volume et la surface terrière des chicots sont significativement différents entre les types de peuplements (respectivement,  $\chi^2 = 66,615$ , d.d.l. = 3,  $P < 0,001$  et  $\chi^2 = 66,026$ , d.d.l. = 3,  $P < 0,001$ ). Les tests de Mann-Whitney montrent que le volume de chicots dans les plantations âgées de 31-42 ans est plus élevé que celui dans les plantations plus jeunes et que le volume et la surface terrière des chicots des peuplements d'origine naturelle sont significativement supérieurs à ceux des plantations, peu importe leurs âges (tableaux 5 et 6). En effet, le volume et la surface terrière des chicots des plantations représentent respectivement moins de 10,2 et 12,3% de ceux des peuplements d'origine naturelle. Selon les tests de  $t$  de Student, les peuplements d'origine naturelle sont les seuls à rencontrer les critères de volume et de surface terrière minimum proposés par Payer et Harrison (1999b) ( $\geq 10 \text{ m}^3/\text{ha}$  et  $\geq 4,5 \text{ m}^2/\text{ha}$ , respectivement).

Tableau 5. Volume des chicots  $\geq 10 \text{ cm}$  de DHP ( $\text{m}^3/\text{ha}$ ) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.

Type de peuplement	Moyenne <sup>1</sup>	Erreur type	$t$	d.d.l.
Plantations âgées de 21-30 ans	0,0 <sup>A</sup>	0,0	-	-
Plantations âgées de 0-10 ans	0,6 <sup>A</sup>	0,6	-14,719*	11
Plantations âgées de 31-42 ans	1,1 <sup>B</sup>	0,3	-34,825*	21
Peuplements d'origine naturelle	11,0 <sup>C</sup>	1,8	0,534	45

<sup>1</sup> Les types de peuplements identifiés par une lettre identique ne sont pas significativement différents entre eux (comparaisons de Mann-Whitney,  $\alpha = 0,05/k$  où  $k$  = nombre de comparaisons simultanées)

\* Indique un volume significativement  $< 10 \text{ m}^3/\text{ha}$  (test de  $t$  de Student,  $P < 0,05$ )

Tableau 6. Surface terrière des chicots  $\geq 10$  cm de DHP ( $\text{m}^2/\text{ha}$ ) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.

Type de peuplement	Moyenne <sup>1</sup>	Erreur type	<i>t</i>	d.d.l.
Plantations âgées de 21-30 ans	0,0 <sup>A</sup>	0,0	-	-
Plantations âgées de 31-42 ans	0,4 <sup>B</sup>	0,1	-51,053*	21
Plantations âgées de 0-10 ans	0,5 <sup>A</sup>	0,5	-8,431*	11
Peuplements d'origine naturelle	3,9 <sup>C</sup>	0,6	-1,060	45

<sup>1</sup> Les types de peuplements identifiés par une lettre identique ne sont pas significativement différents entre eux (comparaisons de Mann-Whitney,  $\alpha = 0,05/k$  où  $k =$  nombre de comparaisons simultanées)

\* Indique une surface terrière de chicots significativement  $< 4,5 \text{ m}^2/\text{ha}$  (test de *t* de Student,  $P < 0,05$ )

La densité de chicots  $\geq 10$ , 20, 30 et 40 cm de DHP varie d'un type de peuplement à l'autre (tableau 7; DHP  $\geq 10$  cm :  $\chi^2 = 67,515$ , d.d.l. = 3,  $P < 0,01$ ; DHP  $\geq 20$  cm :  $\chi^2 = 51,684$ , d.d.l. = 3,  $P < 0,01$ ; DHP  $\geq 30$  cm :  $\chi^2 = 30,662$ , d.d.l. = 3,  $P < 0,01$  et DHP  $\geq 40$  cm :  $\chi^2 = 11,430$ , d.d.l. = 3,  $P < 0,01$ ). Selon les tests de Mann-Whitney, l'abondance de chicots ne diffère pas entre les plantations âgées de 0-10 ans et celles âgées de 21-30 ans; toutes deux sont pratiquement exemptes de chicots  $\geq 10$  cm de DHP. La majorité des chicots  $\geq 10$  cm de DHP se retrouvent dans les peuplements d'origine naturelle où les chicots  $\geq 10$ , 20 et 30 cm de DHP sont significativement plus abondants que dans les plantations âgées de 21-30 ans et de 31-42 ans.

### 3.1.3 Abondance de débris ligneux

Le volume total de débris ligneux est significativement différent selon le type de peuplement ( $\chi^2 = 45,388$ , d.d.l. = 3,  $P < 0,001$ ; tableau 8). Les tests de Mann-Whitney indiquent que les volumes de débris ligneux dans les plantations âgées de 21-30 ans et de 31-42 ans sont similaires entre eux mais nettement inférieurs à ce qui est retrouvé dans les peuplements d'origine naturelle. La quantité de débris ligneux présente dans les plantations âgées de 0-10 ans est semblable à celle des peuplements d'origine naturelle et supérieure à ce que l'on retrouve dans les plantations plus âgées.

Tableau 7. Densité de chicots (moyenne  $\pm$  erreur type) selon leur DHP dans les peuplements inventoriés (n) dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.

Type de peuplement	n	Nombre de chicots/ha <sup>1</sup>			
		DHP $\geq$ 10cm	DHP $\geq$ 20cm	DHP $\geq$ 30cm	DHP $\geq$ 40cm
Plantations âgées de 21-30 ans	40	0,0 $\pm$ 0,0 <sup>A</sup>	0,0 $\pm$ 0,0 <sup>A</sup>	0,0 $\pm$ 0,0 <sup>A</sup>	0,0 $\pm$ 0,0 <sup>A</sup>
Plantations âgées de 0-10 ans	12	2,1 $\pm$ 2,1 <sup>A</sup>	2,1 $\pm$ 2,1 <sup>A</sup>	2,1 $\pm$ 2,1 <sup>AB</sup>	2,1 $\pm$ 2,1 <sup>AB</sup>
Plantations âgées de 31-42 ans	22	30,7 $\pm$ 5,4 <sup>B</sup>	2,3 $\pm$ 1,6 <sup>A</sup>	0,0 $\pm$ 0,0 <sup>A</sup>	0,0 $\pm$ 0,0 <sup>AB</sup>
Peuplements d'origine naturelle	46	122,8 $\pm$ 17,9 <sup>C</sup>	39,1 $\pm$ 6,6 <sup>B</sup>	12,5 $\pm$ 2,6 <sup>B</sup>	4,4 $\pm$ 1,4 <sup>B</sup>

<sup>1</sup> Les types de peuplements identifiés par une lettre identique ne sont pas significativement différents entre eux pour une même classe de DHP (comparaisons de Mann-Whitney,  $\alpha = 0,05/k$  où k = nombre de comparaisons simultanées)

Tableau 8. Volume ( $\text{m}^3/\text{ha}$ ) de débris ligneux (masses racinaires, troncs et souches) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.

Type de peuplement	n	Moyenne <sup>1</sup>	Erreur type
Plantations âgées de 31-42 ans	18	2,7 <sup>A</sup>	1,3
Plantations âgées de 21-30 ans	28	3,0 <sup>A</sup>	1,2
Plantations âgées de 0-10 ans	12	19,9 <sup>B</sup>	7,0
Peuplements d'origine naturelle	46	35,6 <sup>B</sup>	6,9

<sup>1</sup> Les types de peuplements identifiés par une lettre identique ne sont pas significativement différents entre eux (comparaisons de Mann-Whitney,  $\alpha = 0,05/k$  où  $k =$  nombre de comparaisons simultanées)

### 3.1.4 Obstruction visuelle latérale et abondance de tiges de conifères à branches basses.

Le test de Kruskal-Wallis indique que l'obstruction visuelle hivernale est significativement différente selon les peuplements ( $\chi^2 = 38,645$ , d.d.l. = 3,  $P < 0,001$ ; tableau 9). Dans les plantations âgées de 21-30 ans, l'obstruction visuelle était significativement supérieure à celle de tous les autres peuplements alors qu'elle est semblable pour les peuplements d'origine naturelle et les plantations âgées de 31-42 ans.

Tableau 9. Obstruction visuelle latérale hivernale (%) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.

Type de peuplement	n	Moyenne <sup>1</sup>	Erreur type
Plantations âgées de 0-10 ans	12	9,4 <sup>A</sup>	6,5
Plantations âgées de 31-42 ans	17	17,9 <sup>AB</sup>	5,0
Peuplements d'origine naturelle	46	27,9 <sup>B</sup>	3,8
Plantations âgées de 21-30 ans	17	77,5 <sup>C</sup>	4,9

<sup>1</sup> Les types de peuplements identifiés par une lettre identique ne sont pas significativement différents entre eux (comparaisons de Mann-Whitney,  $\alpha = 0,05/k$  où  $k =$  nombre de comparaisons simultanées)

La densité de tiges de conifères à branches basses varie significativement selon le type de peuplement ( $\chi^2 = 38,645$ , d.d.l. = 3,  $P < 0,001$ ; tableau 10). Les tests de Mann-

Whitney indiquent que la densité de tiges de conifères à branches basses dans les peuplements d'origine naturelle est plus faible que dans les plantations de âgées de 21-30 ans et plus élevée que dans les plantations âgées de 31-42 ans. Ce dernier type de peuplement est presque exempt de tiges de conifères à branches basses.

Tableau 10. Densité de tiges de conifères à branches basses à une hauteur de 50 à 150 cm (nombre de tiges/ha) des peuplements inventoriés dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, été 2002.

Type de peuplement	n	Moyenne <sup>1</sup>	Erreur type
Plantations âgées de 31-42 ans	17	0,0 <sup>A</sup>	0,0
Plantations âgées de 0-10 ans	12	18,4 <sup>AB</sup>	18,4
Peuplements d'origine naturelle	45	496,5 <sup>B</sup>	118,1
Plantations âgées de 21-30 ans	19	2002,8 <sup>C</sup>	467,2

<sup>1</sup> Les types de peuplements identifiés par une lettre identique ne sont pas significativement différents entre eux (comparaisons de Mann-Whitney,  $\alpha = 0,05/k$  où k = nombre de comparaisons simultanées)

### 3.2 Suivi télémétrique

Un total de 31 sorties (17 sorties en avion et 14 au sol), en moyenne deux par semaine, ont été réalisées entre le 10 janvier et le 30 avril 2003. Les deux tiers, *i.e.* 66% des localisations ont été obtenues par avion, 30% par triangulation et 4% par *homing*. Chaque martre a été repérée à un intervalle moyen de 5,0 jours (étendue = 1 à 14). La période moyenne de contact avec le collier-émetteur était de 85 jours (n = 9, étendue = 56 à 110).

#### 3.2.1 Précisions des localisations télémétriques

Le tableau 11 montre la précision obtenue sur les localisations lors de tests de terrain pour les trois techniques de repérage qui mènent à des ellipses d'erreur à superficie fixe. Les tests sur le terrain ont permis de constater que la technique du *homing* menait à des localisations très précises (0,1 ha) alors que le repérage par avion avec comme seul support une carte du territoire donnaient des localisations avec de plus

grandes ellipses d'erreur (79 ha). L'utilisation d'un GPS lors des repérages par avion diminuait la taille des ellipses à 23 ha. Les ellipses d'erreur des localisations obtenues par triangulation (n = 47) étaient de tailles variables mais se sont avérées plus petites que celles obtenues à partir des airs, avec une superficie moyenne de 11 ha (erreur type = 2).

Tableau 11. Estimation de l'erreur de positionnement des localisations télémétriques obtenues au sol avec la technique du *homing* et celles en avion, lors de tests conduits dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, durant l'hiver 2003.

Technique de localisation	n	Erreur de positionnement (m) <sup>1</sup>				
		Moyenne	95% <sup>2</sup>	Erreur type	Min	Max
<i>Homing</i>	13	14	≤ 20	1	6	20
Avion (Carte)	19	214	≤ 501	33	48	514
Avion (GPS)	14	183	≤ 268	25	63	393

<sup>1</sup> Distance entre la localisation estimée et la position réelle des colliers-émetteurs

<sup>2</sup> Erreur de positionnement à l'intérieur de laquelle se trouvent 95% des localisations lors des tests de terrain. Cette distance correspondra au rayon de l'ellipse d'erreur.

Au total, cinq localisations (sur cinq martres différentes) étaient entourées d'une ellipse d'erreur > 30 ha dont < 75% de la superficie était couverte par le même type de peuplement. Ces localisations ont été éliminées car jugées trop imprécises. Le tableau 12 décrit la taille des ellipses d'erreur des 146 localisations utilisées dans la délimitation des contours des domaines vitaux (polygone 95%) et dans les analyses de sélection d'habitat à l'échelle du peuplement. De ce nombre, 93% sont entourées d'une ellipse ayant une superficie inférieure à 25 ha. Puisque la plupart des localisations retenues (61%) ont été obtenues avec un GPS à partir d'un avion, la majorité des ellipses d'erreur ont une superficie de 20 à 25 ha (moyenne = 23 ha).

La figure 3 montre la proportion de ces ellipses d'erreur qui est couverte par un seul type de peuplement. Ainsi, la superficie de 62% des ellipses était couverte à plus de 75% par un seul type de peuplement.

Tableau 12. Superficies des ellipses d'erreur associées aux localisations télémétriques obtenues à l'hiver 2003 et utilisées dans la délimitation des contours des domaines vitaux des martres et dans les analyses de sélection d'habitat à l'échelle du peuplement.

Taille des ellipses (ha)	Nombre	Proportion (%)
< 10	40	27
10,0 - 14,9	4	3
15,0 - 19,9	1	1
20,0 - 24,9	90	62
25,0 - 29,9	2	1
≥ 30	9	6
<b>Total</b>	<b>146</b>	<b>100</b>

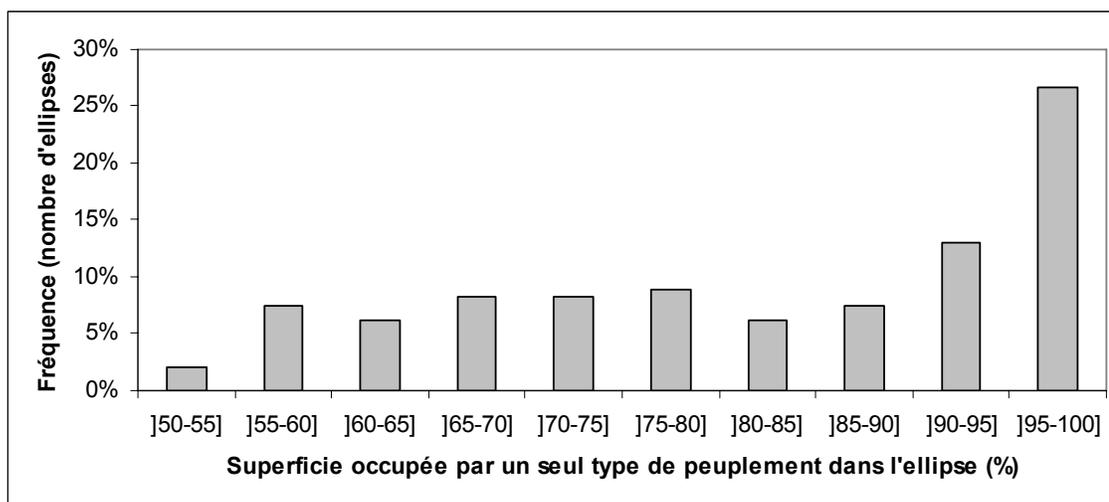


Figure 3. Distribution des ellipses d'erreur associées aux localisations télémétriques obtenues à l'hiver 2003 et utilisées dans les analyses selon leur proportion couverte par un seul type de peuplement.

### 3.3 Domaines vitaux

Le domaine vital de chacun des neuf individus suivi par radiotélémétrie a été délimité. Le nombre moyen de localisations utilisées par animal pour définir les contours

des domaines vitaux à l'aide du polygone 95% était de  $16,2 \pm 1,6$  (moyenne  $\pm$  erreur type) (étendue = 10 à 23).

La superficie des domaines vitaux n'atteint généralement pas d'asymptote (annexe B). Seul le mâle M000 a un domaine vital apparemment asymptotique, et ce à partir de 19 localisations. Les domaines vitaux de la femelle F021 et du mâle M100 sont près d'atteindre l'asymptote : selon la courbe logarithmique, la taille de leurs domaines pourrait atteindre une asymptote à partir de 22 localisations alors que les martres ont été localisées à 21 reprises. Le décès des individus F181, M220 et M121 durant le suivi télémétrique et la perte de contact prématurée avec le signal de la martre F258 expliquent le faible nombre de localisations pour ces martres et potentiellement l'absence d'asymptote.

Le test de Mann-Whitney indique que la taille du domaine vital des femelles ( $74,0 \pm 16,1$  ha) est significativement inférieure à celle des mâles ( $547,3 \pm 100,9$  ha;  $Z = -2,324$ ,  $P = 0,02$ ).

### **3.4 Sélection d'habitat**

Les annexes C et D donnent les proportions d'utilisation et de disponibilité des trois types de peuplements pour les neuf martres étudiées à l'échelle du paysage et du peuplement, respectivement.

À l'échelle du paysage, la MANOVA n'indique pas de différence entre l'utilisation et la disponibilité des différents types d'habitat ( $F = 3,003$ ,  $P = 0,117$ ) pour les neuf martres suivies par radiotélémétrie. Les différents types d'habitat sont donc utilisés aléatoirement (tableau 13).

Tableau 13. Indices de préférences d'habitat (Utilisation - Disponibilité) à l'échelle du paysage pour les neuf martres suivies par radiotélémétrie durant l'hiver 2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick.

Types d'habitat	Indice (%) <sup>1</sup>	Erreur type
Peuplements d'origine naturelle	-9,7	4,7
Milieus à faible potentiel	-7,5	2,5
Plantations > 20 ans	+17,2	5,7

<sup>1</sup> Indice de préférence d'habitat = Utilisation-Disponibilité

À l'échelle du peuplement, la MANOVA indique une différence significative ( $F = 6,809$ ,  $P = 0,023$ ), ce qui signifie qu'au moins un des habitats est utilisé de façon disproportionnée par rapport à sa disponibilité. Les ANOVAs indiquent une surutilisation significative des peuplements d'origine naturelle par rapport à leur disponibilité et une sous-utilisation significative des plantations âgées de > 20 ans (tableau 14). Les tests de  $t$  appariés indiquent par ailleurs que l'indice de préférence des peuplements d'origine naturelle est significativement plus élevé que celui des autres types de peuplement.

Tableau 14. Indices de préférences d'habitat (Utilisation - Disponibilité) à l'échelle du peuplement pour les neuf martres suivies par radiotélémétrie durant l'hiver 2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick.

Types d'habitat	Indice (%) <sup>1,2</sup>	Erreur type	$F$
Plantations > 20 ans	-7,9 <sup>A</sup>	2,7	8,328 *
Milieus à faible potentiel	-0,3 <sup>A</sup>	2,1	0,024
Peuplements d'origine naturelle	+8,2 <sup>B</sup>	1,6	25,858 *

<sup>1</sup> Indice de préférence d'habitat = Utilisation-Disponibilité

<sup>2</sup> Les types de peuplements identifiés par une lettre identique ne sont pas significativement différents entre eux (tests de  $t$  appariés,  $\alpha = 0,05/k$  où  $k$  = nombre de comparaisons simultanées)

\* Indique une différence significative entre l'utilisation et la disponibilité (ANOVAs,  $P < 0,05$ )

### 3.5 Dynamique de population

#### 3.5.1 Taux de survie

Selon les intervalles de confiance, le taux de survie hivernale des neuf individus suivis par radiotélémétrie (mâles et femelles regroupés) est inférieur à celui de l'été (tableau 15). En effet, pour les mères suivies durant l'année 2002-2003, tous les individus décédés durant le suivi télémétrique ( $n = 3$ ) ont perdu la vie à la fin de l'hiver, soit au cours du mois de mars. Une femelle et un mâle sont décédés de cause apparemment naturelle (probablement d'inanition) et un autre mâle est décédé suite à un impact à la tête dont la cause est inconnue. Il n'y a pas de différence entre les mâles et les femelles pour les taux de survie hivernale et annuelle. Je n'ai pas comparé la survie estivale entre les mâles et les femelles car une seule femelle était encore vivante à cette période.

Tableau 15. Taux de survie des mères suivis par radiotélémétrie entre les automnes 2002 et 2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick.

Période	Sexe	n <sup>1</sup>	Jours-contacts	Taux de survie	I.C. 95%
Hivernale	Mâles	6	802	0,6	0,5 - 0,8
	Femelles	3	358	0,6	0,4 - 0,9
	Total	9	1160	0,6	0,5 - 0,8
Estivale	Mâles	4	736	1,0	1,0 - 1,0
	Femelles	1	184	1,0	-
	Total	5	920	1,0	1,0 - 1,0
Annuelle	Mâles	6	1675	0,6	0,5 - 0,8
	Femelles	3	573	0,5	0,3 - 0,9
	Total	9	2248	0,6	0,5 - 0,8

<sup>1</sup> n indique le nombre d'animaux suivis

### 3.5.2 Densité de population

Durant les sessions de capture des automnes 2001 à 2003, un total de 1385 nuits-pièges a permis la capture de 57 différents individus (33 mâles et 24 femelles) dans les deux secteurs d'étude.

Selon les intervalles de confiance, la densité automnale de martres (adultes et juvéniles) en 2001 était relativement semblable dans les deux secteurs. En 2002, elle était plus élevée dans le secteur du Skin Gulch alors qu'en 2003, les deux secteurs avaient à nouveau une densité similaire (tableau 16). En regroupant les trois années de piégeage consécutives, les densités de martres des deux secteurs sont semblables. En moyenne, la densité mesurée dans les deux secteurs à chaque année variait de 0,6 à 0,7 martre/km<sup>2</sup> (tableau 16).

Tableau 16. Densités (nombre/km<sup>2</sup> ± I.C. 95%) des martres (adultes et juvéniles) dans les deux secteurs d'études durant les automnes 2001 à 2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick.

Secteur	2001	2002	2003	Moyenne
Jardine Brook	0,6 ± 0,2	0,4 ± 0,4	0,7 ± 0,2	0,6 ± 0,4
Skin Gulch	0,7 ± 0,1	1,0 ± 0,2	0,5 ± 0,1	0,8 ± 0,5
Moyenne	0,8 ± 0,2	0,7 ± 0,9	0,6 ± 0,3	0,7 ± 0,7

## CHAPITRE 4

### Discussion

#### 4.1 Comparaison de la structure observée dans les différents types de peuplements

##### 4.1.1 Surface terrière, hauteur et fermeture du couvert

La surface terrière et la hauteur des plantations âgées de 31-42 ans sont similaires à celles des peuplements d'origine naturelle, alors qu'elles sont plus élevées que celles observées dans les plantations âgées de 21-30 ans. Néanmoins, la fermeture du couvert, de même que la hauteur et la surface terrière des plantations âgées de > 20 ans ainsi que celles des peuplements d'origine naturelle sont supérieures aux seuils minimums proposés dans la littérature pour convenir aux besoins de la martre (Koehler & Hornocker, 1977; Thompson, 1994; Thompson & Harestad, 1994; Payer & Harrison, 1999b). Ainsi, les éclaircies commerciales réalisées il y a environ 10 ans dans les plantations du secteur du Skin Gulch ne semblent pas avoir réduit la surface terrière et la fermeture du couvert en deçà des seuils recommandés. Les effets à court terme de l'éclaircie commerciale sur l'habitat de la martre n'ont toutefois pas été mesurés dans le cadre de cette étude. Cependant, la surface terrière résiduelle suite à une éclaircie commerciale dans les plantations d'épinettes est généralement > 18 m<sup>2</sup>/ha (G. Pelletier, communication personnelle). Il serait donc étonnant que ces éclaircies réduisent la surface terrière et la fermeture du couvert en deçà des minimums requis par la martre.

Les plantations rencontrent les seuils minimums de surface terrière, de hauteur et de fermeture du couvert recherchés par la martre à l'âge d'environ 20 ans. La sylviculture intensive pratiquée dans les plantations a donc le potentiel de réduire la durée de certains effets négatifs des coupes à blanc sur la martre. En effet, ces interventions remettent le parterre de coupe en production plus rapidement, permettent une croissance plus soutenue des tiges (Martin, 2003) et favorisent le développement d'essences résineuses qui contribueront davantage à la fermeture du couvert hivernal. Ainsi, dans des peuplements coupés à blanc il y a 13-21 ans et qui n'ont pas fait l'objet

d'un aménagement intensif, Payer et Harrison (2000a) ont mesuré des surfaces terrières médianes de 8 m<sup>2</sup>/ha alors que dans l'aire d'étude, la surface terrière mesurée dans les plantations âgées de 21-30 ans (moyenne de 23 ans pour n = 40 parcelles) s'élève à 22 m<sup>2</sup>/ha.

#### 4.1.2 Abondance et dimension du bois mort

Les chicots, surtout de gros diamètre, sont rares dans les plantations comparativement à ce qui est retrouvé dans les peuplements d'origine naturelle. Ainsi, le volume et la surface terrière des chicots dans les plantations âgées de > 20 ans de mon aire d'étude étaient de 88 à 100% plus faible que dans les peuplements d'origine naturelle. Cette différence va dans le même sens que celle rapportée par Duvall et Grigal (1999) où la biomasse de chicots des peuplements aménagés âgés de ≤ 30 ans représentait 1% de celle retrouvée en peuplements non aménagés. Peu importe leur âge, les plantations dans l'aire d'étude ne rencontrent pas, à l'heure actuelle, les critères de volume ( $\geq 10 \text{ m}^3/\text{ha}$ ) et de surface terrière ( $\geq 4,5 \text{ m}^2/\text{ha}$ ) de chicots proposés par Payer et Harrison (1999b). Selon Duvall et Grigal (1999), l'aménagement intensif affecte particulièrement les chicots. Watt *et al.* (1996) suggèrent de conserver au moins 2 chicots/ha de > 30 cm de DHP pour subvenir aux besoins de la martre. De plus, Payer et Harrison (1999b) suggèrent que pour avoir une certaine valeur pour la martre, le DHP moyen des chicots (en incluant uniquement les chicots de DHP  $\geq 10 \text{ cm}$ ) dans un peuplement doit être  $\geq 21 \text{ cm}$ . Or, les plantations âgées > 20 ans ne remplissent aucun de ces critères. En effet, aucune plantation âgée de > 20 ans ne contient de chicots ayant un DHP supérieur à 30 cm. De plus, le DHP moyen des chicots dans les plantations âgées de 31-42 ans était de  $12,6 \pm 0,6 \text{ cm}$  (moyenne  $\pm$  erreur type) alors que les plantations âgées de 21-30 ans ne possèdent aucun chicot de DHP supérieur à 10 cm.

Lors des coupes totales effectuées au cours des 10 dernières années, certains chicots de fort diamètre ont été laissés sur place (G. Pelletier, communication personnelle). Ainsi, contrairement aux plantations plus vieilles, les plantations âgées de 0-10 ans contiennent, à faible densité, des chicots ayant  $\geq 40 \text{ cm}$  de DHP. Malgré cette nouvelle mesure, la surface terrière et le volume de chicots laissés sur place demeurent

en deçà des seuils suggérés par Payer et Harrison (1999b). De plus, ces pratiques sont récentes et il est difficile de savoir pendant combien de temps les chicots resteront debout et combien de temps les débris ligneux résultant de leur chute prendront pour se décomposer. La mortalité naturelle des tiges du peuplement pourrait compenser la faible disponibilité de bois mort présent lors de l'établissement de ce dernier. Cependant, les éclaircies successives ont pour objectif de récolter en premier les tiges moribondes, susceptibles de devenir des chicots. Par conséquent, l'abondance et la dimension des chicots et des débris ligneux grossiers au sol sont réduits dans les peuplements éclaircis (Bunnell *et al.*, 1999; Graves *et al.*, 2000). Selon Bryan (2003), la production de bois mort n'est pas significative dans des peuplements d'épinettes et de sapins récoltés avant l'âge de 60 ans car la majorité des tiges sont récoltées avant leur sénescence. Ainsi, à moins que des mesures particulières soient adoptées précisément dans le but de favoriser les structures de bois mort, les peuplements aménagés de façon intensive conserveront des niveaux de chicots et de débris ligneux considérablement inférieurs à ceux des peuplements d'origine naturelle.

Malgré les différences d'âge et de traitement, le volume total de débris ligneux au sol dans les plantations âgées de 21-30 ans n'est pas significativement différent de celui des plantations âgées de 31-42 ans. Dans ces dernières, les débris ligneux au sol proviennent principalement des déchets de coupe des éclaircies commerciales. Selon Steventon et Major (1982) ces débris ligneux sont généralement de faible taille, ce qui risque de limiter leur utilisation par les martres. De plus, la plupart des déchets de coupe dans les plantations âgées de 31-42 ans ne s'élevait pas à plus de 50 cm au dessus du sol et n'était donc pas comptabilisée puisqu'ils ne peuvent être utilisés par la martre durant l'hiver. La quantité de débris ligneux qu'on y retrouve ne représente qu'environ 8% de ce que contiennent les peuplements d'origine naturelle. Ce résultat est relativement similaire à celui rapporté par Duvall et Grigal (1999) qui ont observé que les peuplements de pins rouges aménagés âgés de  $\leq 30$  ans contenaient 80% moins de débris ligneux que les peuplements semblables non aménagés. Ainsi, les plantations âgées de  $> 20$  ans possèdent une surface terrière, une hauteur et une fermeture de couvert suffisantes pour la martre mais la quantité de débris ligneux et de chicots qu'on

y retrouve est nettement inférieure à ce que contiennent les peuplements d'origine naturelle.

Depuis environ 20 ans, l'utilisation d'abatteuses multifonctionnelles lors de la récolte permet de laisser les débris de coupe sur place, ce qui est en partie responsable du niveau de débris ligneux plus important retrouvé dans les plantations âgées de 0-10 ans. En effet, contrairement aux plantations plus vieilles, les plantations récentes (0-10 ans) contiennent des quantités de débris ligneux comparables à ce qui se trouve dans les peuplements d'origine naturelle. Ces débris proviennent principalement des déchets de coupe précédant l'établissement de la plantation. Duvall et Grigal (1999) et Moorman, Russell, Sabon et Guynn (1999) ont remarqué que ces structures se décomposent rapidement, contribuant à la faible abondance de débris ligneux habituellement présents dans les peuplements aménagés. C'est effectivement ce qui semble se produire dans mon aire d'étude car on ne retrouve pratiquement aucun débris ligneux dans les plantations âgées de > 20 ans. Le passage de la machinerie lourde pour écraser les déchets de coupe avant le reboisement favorise certainement l'accélération de la décomposition de ces structures sur les parterres de coupe. Cependant, plusieurs autres facteurs peuvent avoir influencé la quantité de débris ligneux au sol laissée après la coupe à blanc initiale. Par exemple, dans le secteur du Jardine Brook, le système de récolte par arbres entiers utilisé au moment de la coupe faisait en sorte que les branches et les débris étaient amenés en bordure du chemin. Par la suite, un incendie forestier aux environs de 1979 aurait brûlé la litière et ce qu'il restait de bois mort sur le site, ce qui explique le peu de débris ligneux sur le parterre de coupe (G. Pelletier, communication personnelle). Dans le secteur du Skin Gulch, par contre, le passage d'une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette avant la coupe à blanc et le système de récolte par troncs entiers sont quelques-uns des facteurs qui auraient dû faire en sorte que les débris au sol soient abondants à la suite de la coupe. Or, 30 ans plus tard, la quantité de débris ligneux au sol est négligeable dans les plantations de ce secteur.

#### 4.1.3 Densité de tiges de conifères à branches basses et obstruction visuelle latérale

De façon générale, l'exploitation forestière a pour effet de diminuer le nombre de strates végétales présentes dans un peuplement (Bunnell *et al.*, 1999). Ceci est particulièrement vrai pour les plantations âgées de 31-42 ans de mon aire d'étude, dont le sous-bois était relativement dégagé. À la suite de l'éclaircie commerciale, une régénération sous couvert a néanmoins commencé à s'établir en certains endroits. Celle-ci était toutefois constituée de feuillus ou de résineux très dispersés ou encore de taille inférieure à ce qui était comptabilisé dans nos inventaires, de sorte que la densité de tiges de conifères à branches basses mesurée demeure pratiquement nulle pour ce type de peuplement. Il est possible que la régénération s'accroisse avec la venue prochaine de la seconde éclaircie commerciale. L'obstruction visuelle latérale hivernale des plantations âgées 31-42 ans est actuellement semblable à celle retrouvée dans les peuplements d'origine naturelle alors que celle des plantations âgées de 21-30 ans est supérieure à ce qui est observé dans tous les autres types de peuplements. Les plantations âgées de 21-30 ans, en attente d'une première éclaircie commerciale, possèdent une seule strate végétale, relativement dense et composée essentiellement d'épinettes. Contrairement à ce qui est observé dans les plantations plus âgées, l'élagage naturel de ces plantations n'a pas encore opéré. Les plantations âgées de 21-30 ans possèdent donc une densité de tiges de conifères à branches basses très élevée, ce qui explique vraisemblablement l'obstruction visuelle qui y est plus de deux fois supérieure à celle de tous les autres types de peuplements.

## 4.2 Domaines vitaux

La taille des domaines vitaux rapportée dans la littérature varie beaucoup d'une étude à l'autre, notamment en fonction de la localisation géographique (Buskirk & McDonald, 1989) et de la disponibilité de la nourriture (Thompson & Colgan, 1987). Il est également délicat de comparer mes résultats avec ceux rapportés dans d'autres études à cause de différences dans les méthodes pour délimiter le domaine vital et dans l'effort d'échantillonnage. J'ai donc limité la comparaison avec les études utilisant la méthode

du polygone 95%. En hiver, dans des forêts non aménagées du Maine, la taille des domaines vitaux des mâles est d'environ 2 km<sup>2</sup> et celle des femelles d'environ 1,7 km<sup>2</sup> (Phillips, Harrison & Payer, 1998; Payer & Harrison, 1999a). Au Québec, Potvin (1998) a observé des domaines vitaux hivernaux de 6,0 km<sup>2</sup> pour les mâles dans des paysages non aménagés. Les domaines vitaux hivernaux des mâles suivis lors de mon étude semblent plus vastes que ceux observés au Maine mais semblables à ceux décrits au Québec, avec une superficie moyenne de 5,5 km<sup>2</sup>. Pour leur part, les femelles ont des domaines vitaux d'une superficie moyenne de 0,7 km<sup>2</sup>, ce qui est relativement petit. Ainsi, dans des forêts aménagées du Québec, Potvin (1998) a observé des domaines vitaux hivernaux de 7,5 km<sup>2</sup> pour les mâles et de 6,0 km<sup>2</sup> pour les femelles. Dans des forêts aménagées par coupes à blanc au Maine, la taille des domaines vitaux hivernaux est de 4,2 km<sup>2</sup> pour les mâles et de 2,5 km<sup>2</sup> pour les femelles (Payer & Harrison, 1999a). Toujours au Maine, mais dans des forêts aménagées également par coupes sélectives, la taille des domaines vitaux hivernaux varie de 6,3 à 9,2 km<sup>2</sup> pour les mâles et de 2,5 à 3,3 km<sup>2</sup> pour les femelles (Steventon & Major, 1982; Fuller & Harrison, 2000).

Il est difficile d'utiliser la taille des domaines vitaux pour évaluer la qualité relative de l'habitat dans mon aire d'étude comparativement à celles obtenues dans d'autres régions. D'une part, je n'ai pas suivi un grand nombre d'individus, en particulier de femelles, et mes résultats ne couvrent qu'une année de recherche. D'autre part, la taille moyenne des domaines vitaux est probablement sous-estimée puisque la superficie de la majorité des domaines vitaux en fonction du nombre de localisations n'atteignait pas d'asymptote. Il est donc possible que les domaines vitaux de mes mâles aient été plus grands si davantage de localisations avaient été obtenues. Ceci est particulièrement vrai pour les femelles, où les domaines vitaux de deux des trois individus suivis ont été délimités avec seulement 10 et 12 localisations. En hiver, Potvin (1998) a obtenu une asymptote après > 20 localisations et Payer et Harrison (1999a) à partir de 25 localisations.

Les femelles possèdent généralement des domaines vitaux plus petits que ceux des mâles (Soutière, 1979; Steventon & Major, 1982; Wynne & Sherburne, 1984; Bateman,

1986; Buskirk & McDonald, 1989; Katnik *et al.*, 1994; Powell, 1994). Les femelles de mon aire d'étude n'échappent pas à cette règle. En hiver, les mâles ont un domaine vital plus de sept fois plus vaste que celui des femelles. Le rapport des superficies des domaines vitaux mâles/femelles peut cependant être exagéré à cause de la taille du domaine vital des femelles qui est probablement davantage sous-estimée.

### 4.3 Sélection d'habitat

#### 4.3.1 Sélection d'habitat à l'échelle du paysage

L'analyse de variance multivariée (MANOVA) indique qu'à l'échelle du paysage, aucun des trois types de peuplements examinés (plantations âgées de > 20 ans, peuplements d'origine naturelle et milieux à faible potentiel) n'est utilisé de façon significativement disproportionnelle par rapport à sa disponibilité. La martre semble donc installer son domaine vital aléatoirement dans le paysage, sans égard aux différents types de peuplements qu'il contient. Ce résultat va à l'encontre de ma prédiction de départ voulant que la martre installe son domaine vital dans les endroits où il y a davantage de peuplements d'origine naturelle.

L'absence de préférence d'habitat à l'échelle du paysage pourrait être due à différents biais dans la méthode utilisée pour délimiter l'habitat disponible. La façon dont on délimite l'habitat disponible a une influence directe sur les résultats des analyses de sélection d'habitat, en particulier pour celles effectuées à l'échelle du paysage (Johnson, 1980; Aebischer *et al.*, 1993). Par exemple, si on inclut dans cette superficie un secteur auquel les martres n'avaient pas accès, les milieux s'y trouvant sembleront évités alors que si ces milieux étaient accessibles, ils seraient peut-être recherchés par l'animal. La martre est reconnue comme un animal très territorial (Archibald & Jessup, 1984; Katnik *et al.*, 1994; Powell, 1994), les domaines vitaux des individus d'un même sexe se chevauchent rarement (*e.g.* Hawley & Newby, 1957; Wynne & Sherburne, 1984; Katnik *et al.*, 1994; O'Doherty, Ruggiero & Henry, 1997; Potvin, 1998). Théoriquement, la délimitation de l'habitat disponible à l'échelle du paysage pour chaque individu devrait inclure uniquement les secteurs qui ne sont pas occupés par

d'autres martres (Katnik *et al.*, 1994). Toutefois, je n'avais aucune information sur les secteurs qui étaient déjà occupés lorsque les martres étudiées se sont établies dans l'aire d'étude. De plus, je n'ai pas suivi toutes les martres résidentes des secteurs du Jardine Brook et du Skin Gulch au cours de l'étude. En effet, certaines martres ont été capturées mais n'ont pas fait l'objet d'un suivi radiotéléométrique. Aussi, les sessions de piégeage se sont déroulées dans des secteurs où la proportion de plantation était élevée alors qu'aucun piégeage n'a été effectué au pourtour de ces secteurs. Or, c'est précisément là que se concentrent les peuplements d'origine naturelle. Ces peuplements ont été inclus dans ce qui était considéré comme disponible pour les martres étudiées, alors qu'il est fort probable qu'ils aient été utilisés par des martres qui n'ont pas été piégées. Si tel est le cas, la disponibilité des peuplements d'origine naturelle a été surestimée. L'indice de sélection d'habitat pour ces peuplements est alors sous-estimé et celui des plantations âgées de > 20 ans surestimé.

Selon Buskirk *et al.* (1989), les juvéniles ne sont pas aussi sélectifs que les adultes parce qu'ils peuvent ne pas reconnaître un bon habitat ou en être exclus par les adultes. Ainsi, Thompson (1994) a trouvé que certaines martres relativement jeunes (< 3 ans) pouvaient occuper des domaines vitaux dans des habitats suboptimaux et qu'elles étaient exposées à un risque élevé de prédation. Or, les individus suivis par radiotéléométrie lors de mon étude étaient également relativement jeunes puisqu'ils avaient entre 1 et 4 ans (moyenne  $\pm$  erreur type :  $2,0 \pm 0,4$ ). De plus, la structure d'âge de la population en général comporte une proportion élevée de martres âgées de 1 et 2 ans (Pelletier, 2005). Ainsi, le jeune âge des martres suivies par radiotéléométrie pourrait être responsable de l'absence de préférence d'habitat à l'échelle du paysage.

Les peuplements d'origine naturelle regroupent des peuplements de différentes compositions (feuillus, mixtes, résineux) et à différents stades de développement (immature, mature). Ainsi, le fait de regrouper ces habitats en un seul groupe peut avoir masqué certaines préférences relatives à certains types de peuplements d'origine naturelle. Par exemple, une sélection en faveur des peuplements résineux matures pourrait avoir été contrebalancée par un évitement des peuplements de feuillus

immatures. Un plus grand échantillon de martres permettrait d'augmenter la puissance des analyses et ainsi distinguer entre les types de peuplements d'origine naturelle. De plus, les plantations des secteurs du Jardine Brook et du Skin Gulch ont été regroupées lors des analyses, malgré leurs différences d'âge, de traitement et de répartition spatiale. Comme je n'ai suivi que 2 individus résidant dans le secteur du Jardine Brook, j'ai décidé de les regrouper avec les martres du secteur du Skin Gulch pour accroître la puissance de l'analyse. Il est cependant possible que l'indice de préférence des martres pour les différents types de peuplements ait divergé d'un secteur à l'autre.

#### 4.3.2 Sélection d'habitat à l'échelle du peuplement

Des analyses réalisées à différentes échelles spatiales peuvent mener à diverses conclusions (Buskirk & Powell, 1994) car la martre répond différemment à l'exploitation forestière selon l'échelle considérée (Payer & Harrison, 1999a). Dans une étude de Payer & Harrison (1999a), les martres forcées d'établir leur territoire dans des habitats marginaux compensaient en utilisant les habitats de façon plus sélective à l'intérieur de leur domaine vital. Cette situation semble s'appliquer à mon étude puisque, contrairement à ce qui a été observé à l'échelle du paysage, les martres étudiées sous-utilisent les plantations âgées de  $> 20$  ans à l'échelle du peuplement. Cette sous-utilisation s'est faite au profit des peuplements d'origine naturelle, dont l'utilisation dépassait la disponibilité à l'intérieur du domaine vital. Ce dernier comportement était conforme à la prédiction que j'avais émise au départ.

Fuller & Harrison (2000) ont trouvé que les martres utilisaient peu les peuplements ayant subis des coupes partielles durant l'hiver car la fermeture du couvert forestier de leurs peuplements était inférieure à 30% à ce moment de l'année. De plus, la surface terrière des peuplements qu'ils ont étudiés était inférieure à  $13 \text{ m}^2/\text{ha}$ , donc sous le seuil de  $18 \text{ m}^2/\text{ha}$  proposé par Payer et Harrison (1999b, 2003). Dans mon aire d'étude, la surface terrière, la hauteur et la fermeture du couvert des plantations âgées de  $> 20$  ans étaient supérieures aux seuils critiques requis par la martre selon la littérature. La sous-utilisation des plantations âgées de  $> 20$  ans et la préférence des peuplements d'origine naturelle s'expliquent probablement par les différences dans l'abondance de bois mort.

Ces éléments sont en effet utilisés par la martre pour accéder aux accès sous niveaux pour se reposer, chasser et se protéger des intempéries (Marshall, 1951; Hargis & McCullough, 1984; Steventon & Major, 1982; Bateman, 1986; Buskirk *et al.*, 1989; Corn & Raphael, 1992; Buskirk & Powell, 1994; Sherburne & Bissonette, 1994; Taylor & Buskirk, 1994; Bissonette *et al.*, 1997).

Les résultats obtenus pour l'obstruction visuelle latérale suggèrent que la densité de la strate arbustive n'est pas un facteur limitant dans les plantations âgées de > 20 ans. La présence d'une strate arborescence haute et dense et d'une bonne fermeture du couvert offre probablement un couvert de fuite suffisant pour la martre. La faible abondance de tiges de conifères à branches basses dans les plantations âgées de 31-42 ans pourrait cependant contribuer à limiter l'accès des martres aux cavités sous nivales dans ce type de peuplement. L'abondance du lièvre risque également d'être affecté par cette variable.

Or, les préférences d'habitat sont également influencées par la disponibilité et l'accessibilité des proies (Thompson & Curran, 1995). Par exemple, Fuller et Harrison (2000) suggèrent que la faible densité de lièvres présents dans les peuplements traités par coupes partielles était en partie responsable de la sous-utilisation de ces peuplements lors d'une étude réalisée en hiver. Des estimations d'abondance de proies ont été effectuées dans l'aire d'étude à l'été 2004 et les plantations âgées de > 20 ans semblaient contenir moins de campagnols à dos roux que les peuplements d'origine naturelle, alors que l'abondance des autres espèces de petits mammifères semblaient équivalente (C. Samson, communication personnelle). Caron (1996) a comparé l'abondance des proies de la martre dans les plantations âgées de 21-30 ans avec celle mesurée dans les peuplements résineux d'origine naturelle dans le District de Black Brook. Elle a observé qu'en général l'abondance des petits mammifères variait peu entre les plantations et les peuplements d'origine naturelle. Le lièvre et l'écureuil roux avaient toutefois tendance à être plus abondants dans les peuplements d'origine naturelle. L'écureuil roux, la gélinotte huppée et le lièvre d'Amérique sont des proies vers lesquelles la martre pourrait se tourner durant l'hiver (Bateman, 1986; Thompson & Colgan, 1987; Dempsey

& Cumberland, 1993; Buskirk & Ruggiero, 1994; Potvin, 1998; Cumberland, Dempsey & Forbes, 2001). Selon Raine (1987), Thompson et Colgan (1990), Dempsey et Cumberland (1993) et Cumberland *et al.* (2001), la stratégie de prédation de la martre consisterait à chasser pour des proies de grande taille en capturant les petits mammifères au passage. Dans ces conditions, les accès sous niveaux deviennent peut-être moins limitatifs pour la quête alimentaire (Thompson & Colgan, 1994), du moins dans les milieux où les proies de grande taille sont disponibles. Il est donc possible que la préférence des martres pour les peuplements d'origine naturelle soit le résultat d'une recherche de sites pour la thermorégulation combinée à la recherche de proies de grande taille. Il existe cependant de grandes variations dans les densités de population des petits mammifères entre les années (Thompson & Colgan, 1987). Ainsi, les données sur la disponibilité et l'accessibilité des proies dans l'aire d'étude pour l'année pendant laquelle l'étude s'est déroulée sont insuffisantes pour permettre la validation de cette hypothèse.

L'indice de sélection des milieux à faible potentiel est plus faible que celui des peuplements d'origine naturelle, mais similaire à celui des plantations âgées de > 20 ans. Toutefois, l'utilisation des milieux à faible potentiel n'était pas différente de la disponibilité à l'intérieur du domaine vital. L'absence de différence significative entre l'utilisation et la disponibilité s'explique vraisemblablement par la faible présence de ce type de milieu dans le domaine vital. De plus, la petite taille de l'échantillon limite la puissance de l'analyse. Dans ces conditions, il y a peu de chance de trouver une différence significative.

#### 4.3.3 Influence de la qualité des données télémétriques sur les préférences d'habitat observées

La martre étant surtout diurne durant l'hiver (Thompson & Colgan, 1994), les repérages télémétriques devraient être représentatifs des périodes d'activité et de repos de l'espèce, même s'ils ont été réalisés en totalité durant le jour. Les localisations de chaque martre sont également séparées par  $\geq 20$  heures, ce qui devrait assurer leur indépendance temporelle et spatiale. En effet, Katnik *et al.* (1994) ont estimé que pour

les martres qu'ils avaient étudiées, les localisations étaient indépendantes les unes des autres lorsqu'elles étaient prises à intervalles de  $\geq 18$  heures. De son côté, Potvin (1998) a également utilisé toutes les localisations télémétriques qu'il avait obtenues, même celles séparées par moins d'une journée.

L'avion n'est apparemment pas le moyen le plus précis pour localiser des martres. Or, la plupart de mes données (66%) ont été récoltées par ce moyen. Potvin (1998) a rapporté une erreur moyenne de 223 m en avion alors que Payer et Harrison (1999b) ont rapporté une erreur moyenne de 93,3 m (écart type = 46,0). White et Garrott (1990) soulignent que des erreurs de plus de 500 m ont parfois été rapportées pour des localisations aériennes lorsque l'animal ne pouvait pas être localisé visuellement. De façon courante, on estime que l'erreur obtenue lorsqu'un animal est localisé par avion est de 100 à 200 m (Samuel & Fuller, 1996). L'erreur moyenne que j'ai calculée pour mes données était de 214 ou 183 m, selon que la martre était localisée à l'aide d'une carte ou d'un GPS. Pour réduire les erreurs de classification dues à l'imprécision des localisations, plusieurs auteurs n'ont utilisé que les localisations avec une ellipse d'erreur inférieure à 25 ha pour les analyses d'habitat à l'échelle du paysage et  $< 10$  ha pour celles à l'échelle du peuplement (Payer & Harrison, 1999a; Chapin *et al.*, 1997a). Dans le cas de la présente étude, seulement 27% des localisations avaient une ellipse d'erreur  $< 10$  ha. Ainsi, une des faiblesses principales de mon étude de la sélection de l'habitat est l'imprécision de mes données télémétriques. L'impact est d'autant plus grand pour l'analyse à l'échelle du peuplement puisque celle-ci repose sur le type de peuplement dans lequel se situe l'animal à chacune des localisations (Potvin, 1998). L'effet de l'imprécision des localisations est de réduire la puissance des tests de sélection d'habitat en augmentant la variabilité dans la mesure de l'utilisation (White & Garrott, 1990; Nams, 1989). Cependant, malgré le nombre relativement faible d'individus étudiés et le « bruit de fond » engendré par l'imprécision de mes localisations, les analyses statistiques ont tout de même ressorti des préférences d'habitat significatives.

## 4.4 Dynamique de population

### 4.4.1 Taux de survie

Les taux de survie annuelle sont variables d'une étude à l'autre (tableau 17). Les taux de survie annuelle que j'ai mesurés pour les mâles et les femelles sont relativement semblables à ceux rapportés dans la majorité des études effectuées dans l'est de l'Amérique du Nord (tableau 17). Les intervalles de confiance des mesures sont très étendus, autant pour les résultats que j'ai obtenus que pour ceux tirés de la littérature, ce qui explique probablement l'absence de différence significative du point de vue statistique, malgré la tendance des taux de survie de mon aire d'étude à être plus faibles que ceux observés dans d'autres études. Afin de permettre une comparaison valable, j'ai ajusté les taux de survie rapportés dans la littérature en excluant, le cas échéant, les cas de mortalité causés par le piégeage. J'ai donc supposé que la mortalité par le piégeage était additive à la mortalité naturelle. Ainsi, certains des taux de survie observés par Thompson (1994) et Potvin et Breton (1997) sont peut-être surestimés car la mortalité due au piégeage pourrait être partiellement compensatoire pour la mortalité naturelle (Hodgman *et al.*, 1997). Il faut également tenir compte de la petite taille de mon échantillon ( $n = 3$  femelles et  $n = 6$  mâles) et du fait que le taux de survie a été mesuré sur une seule année. Il faudrait accroître le nombre d'animaux étudiés ainsi que la durée du suivi pour s'assurer que le taux de survie mesuré est représentatif des conditions prévalant dans l'aire d'étude.

Hodgman *et al.* (1997) ont observé un taux de survie hivernale qui tend à être plus faible que le taux de survie estivale chez les martres qu'ils ont étudiées. Payer et Harrison (1999a) sont arrivés à la même conclusion mais pour les femelles seulement. Mes données suggèrent également un taux de survie plus faible durant l'hiver. L'hiver étant considéré comme la saison la plus limitative pour la martre par Lofroth et Steventon (1990) et Hodgman *et al.* (1997), mes résultats supportent cette affirmation.

Tableau 17. Comparaison des taux de survie annuelle mesurés en 2002-2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, avec ceux rapportés dans certaines études.

Référence	Région	Type de forêt	Femelle		Mâle	
			Taux de survie	I.C. 95%	Taux de survie	I.C. 95%
Présente étude	Nouveau-Brunswick	Forêts aménagées	0,5	0,3-0,9	0,6	0,5-0,8
Payer & Harrison (1999a)	Maine	Forêts aménagées	0,8	0,7-1,0	0,8	0,7-1,0
		Forêts non aménagées	0,6	0,3-1,0	1,0	0,9-1,0
Hodgman <i>et al.</i> (1997)	Maine	Forêts non aménagées	0,5	0,3-0,8	0,9	0,7-1,0
Thompson (1994)	Ontario	Forêts aménagées*	0,7	0,4-1,0	0,6	0,3-1,0
		Forêts non aménagées*	0,9	0,7-1,0	0,9	0,8-1,0
Potvin & Breton (1997)	Québec	Forêts aménagées			0,6	0,4-0,9
		Forêts non aménagées*			0,7	0,5-0,9

\* Les taux de survie rapportés ont été ajustés en excluant les cas de mortalité causés par le piégeage

Le taux de survie annuelle des femelles de mon aire d'étude est inférieur à celui des mâles mais la différence n'est toutefois pas significative. Thompson (1994) et Potvin (1998) n'avaient pas observé de différence entre la survie des mâles et des femelles. Cependant, Hodgman *et al.* (1997) de même que Payer et Harrison (1999a) ont rapporté un taux de survie annuelle qui semble être supérieur chez les mâles. La compétition intra-sexuelle semble plus importante chez les femelles que chez les mâles (Phillips *et al.*, 1998) et ces dernières ont un territoire de chasse limité par rapport à celui des mâles (Buskirk & McDonald, 1989; Katnik *et al.*, 1994). Payer et Harrison (1999a) croient que ces éléments, combinés à la plus petite taille de la femelle, pourraient être responsables de la vulnérabilité accrue des femelles à la prédation, la famine et la maladie.

#### 4.4.2 Densité de population

Dans la forêt boréale de l'Ontario, Thompson (1994) a mesuré des densités automnales variant entre 0,1 et 0,2 martre/km<sup>2</sup> dans un territoire dominé par des peuplements âgés de 10 à 40 ans après la coupe à blanc. Sur un territoire non aménagé adjacent, Thompson et Colgan (1987) ont mesuré des densités automnales de  $2,4 \pm 1,0$

(moyenne  $\pm$  I.C. 95%) martres par km<sup>2</sup> lorsque les proies étaient abondantes et  $0,8 \pm 0,4$  martres par km<sup>2</sup> lorsqu'elles étaient rares. Au Maine, Payer et Harrison (1999a) ont mesuré des densités estivales variant, selon les années, entre 0,5 et 0,7 martre/km<sup>2</sup> dans une aire protégée et entre 0,3 et 0,4 martre/km<sup>2</sup> dans des forêts aménagées.

Les densités mesurées durant les automnes 2001 à 2003 dans mon aire d'étude (0,7 martre/km<sup>2</sup>) semblent supérieures à celles mesurées par Thompson (1994) dans des forêts aménagées de l'Ontario. Cependant, l'intervalle de confiance autour des densités que j'ai mesurées est relativement étendu (0,0-1,3), principalement à cause de la grande variabilité entre les années et les secteurs. L'utilisation d'un modèle de capture-marquage-recapture pour estimer la densité de la population que j'ai étudiée a également contribué à augmenter l'étendue des intervalles de confiance. Ainsi, il est difficile de déterminer si la différence observée est significative. Les densités de martres que j'ai mesurées semblent néanmoins généralement inférieures à celles mesurées par Thompson et Colgan (1987) dans des forêts non aménagées de l'Ontario, sauf pour les années où la nourriture y est peu abondante.

Il est délicat de comparer mes résultats avec ceux d'autres études à cause de différences méthodologiques importantes. Une des premières différences se situent dans l'âge des martres qui ont fait l'objet de l'évaluation de densité. Ainsi, Payer et Harrison (1999a) incluent uniquement les martres résidentes âgées de  $\geq 1$  an dans leurs estimations. Dans la population que j'ai étudiée, en 2002, les juvéniles (*i.e.* les martres de  $< 1$  an) représentaient 14% des martres capturées dans le secteur du Jardine Brook et 18% de celles capturées dans le secteur du Skin Gulch. L'année suivante, ces proportions passaient à 71 et 27% (Pelletier, 2005). Si j'utilise ces proportions comme facteur de correction pour obtenir une estimation des densités de martres âgées de  $\geq 1$  an, la population diminue de 0,7 à 0,6 martre/km<sup>2</sup> en 2002 et de 0,6 à 0,3 martre/km<sup>2</sup> en 2003. Ainsi, les densités des martres âgées  $\geq 1$  an de mon secteur d'étude se rapprochent de celles mesurées dans les forêts aménagées ou dans des aires protégées du Maine, selon les années.

Une autre différence dans la méthodologie est que les données disponibles dans la littérature n'ont pas été obtenues avec des modèles de capture-marquage-recapture. Payer et Harrison (1999a) ont divisé le nombre de martres capturées par la superficie piégée et ont appliqué un facteur de correction basée sur une évaluation de l'efficacité de leur grille de piégeage. Thompson et Colgan (1987), pour leur part, ont converti la taille des domaines vitaux des martres résidentes mâles et femelles en densité en supposant que tout le territoire est occupé et qu'il n'y a pas de chevauchement intra sexuel. Ils ont ensuite corrigé l'estimation en tenant compte du nombre de juvéniles et de non résidents capturés par km<sup>2</sup>. Les auteurs ont également utilisé différentes façons d'évaluer la superficie du territoire échantillonné par le piégeage. Ainsi, Payer et Harrison (1999a) ont établi la superficie de l'aire piégée en construisant un polygone concave autour des pièges et des domaines vitaux des martres résidentes. Thompson (1994) a plutôt évalué la taille de l'aire échantillonnée en ajoutant une zone-tampon arbitraire de 500 m autour des pièges, cette distance correspondant à l'espacement maximal entre les pièges.

Comme Thompson (1994), j'ai utilisé un rayon de 500 m autour de mes pièges afin de délimiter la superficie de l'aire échantillonnée par le piégeage. Cette distance a aussi été utilisée par Potvin (1998). Dans mon cas, elle correspond approximativement au rayon du domaine vital d'une femelle. Il est d'usage, en biologie, d'utiliser le rayon du domaine vital d'un animal ou la demi-distance entre deux pièges pour fixer le rayon d'action des pièges (F. Potvin, communication personnelle). J'ai dû toutefois regrouper les captures des mâles et des femelles pour accroître la précision de l'estimation de densité de population. Or, comme les mâles ont un domaine vital plus vaste que celui des femelles, le rayon d'action des pièges est probablement sous-estimé, ce qui a eu pour conséquence de surestimer la densité de la population. L'ordre de grandeur de cette surestimation est toutefois impossible à déterminer.

La densité de la population, tout comme les préférences d'habitat, ne s'avère pas toujours un bon indicateur de la qualité d'un milieu puisqu'elle ne reflète pas nécessairement la survie et la productivité des individus (Van Horne, 1983). Ainsi, dans les années où la densité est élevée, les individus les moins compétitifs peuvent être

forcés à occuper les habitats de moindre qualité, où leur survie et leur productivité risquent d'être affectées.

Pour évaluer la densité de la population, de même que pour estimer les taux de survie et la taille des domaines vitaux des martres, il aurait été plus approprié de comparer mes résultats avec ceux de secteurs témoins dominés par des peuplements d'origine naturelle mais situés dans le même district plutôt que de les comparer avec la littérature. Cette comparaison aurait permis de limiter les écarts imputables à la localisation géographique (Buskirk & McDonald, 1989) et aux fluctuations annuelles. En effet, l'abondance de proies (Thompson & Colgan, 1987) et de prédateurs ainsi que les conditions météorologiques peuvent varier grandement d'une année à l'autre et avoir un impact important sur la dynamique de population. Malheureusement, dans le district de Black Brook et la région périphérique, il y a peu de secteurs dominés par des peuplements d'origine naturelle non aménagés et le réseau de chemins qu'on y trouve n'est pas suffisamment développé pour permettre un piégeage des martres et un suivi télémétrique au sol efficaces.

#### **4.5 Implications pour l'aménagement**

Les résultats obtenus au cours de cette étude suggèrent que l'abondance de bois mort pourrait être un facteur limitant pour la martre durant l'hiver dans un paysage où une proportion importante de la superficie est occupée par des peuplements aménagés de manière intensive. En effet, à l'intérieur de leur domaine vital, les martres ont préféré les peuplements d'origine naturelle aux plantations âgées de  $> 20$  ans. Par rapport à leur disponibilité, les martres surutilisent les peuplements d'origine naturelle alors qu'elles sous-utilisent les plantations âgées de  $> 20$  ans. Il est également possible que la capacité de support d'un paysage dominé par des peuplements aménagés de façon intensive soit plus faible que celle d'un paysage dominé par des peuplements d'origine naturelle. En effet, la densité de population des secteurs du Jardine Brook et du Skin Gulch semblent inférieure à ce qui est observé ailleurs dans certaines forêts non aménagées. Il est cependant difficile de déterminer si la présence d'une proportion élevée de plantations âgées de  $\geq 20$  ans permet d'expliquer cette différence car d'autres facteurs, tels le climat

et l'abondance de proies et de prédateurs, peuvent différencier mon aire d'étude des autres régions. Ces résultats ne permettent donc pas de conclure qu'une population de martres ne peut être viable sur un territoire faisant l'objet d'une sylviculture intensive. L'élaboration d'un modèle de dynamique de population tenant compte de la stochastique environnementale et démographique (Akçakaya, Burgman, & Ginzburg, 1999) permettrait de déterminer si l'immigration de martres est nécessaire pour maintenir une population dans un habitat comme celui retrouvé dans l'aire d'étude.

Malgré le fait que les plantations âgées de  $> 20$  ans ne soient pas utilisées aussi souvent que les peuplements d'origine naturelle, ce type de peuplement possède un certain potentiel d'habitat pour la martre. En effet, la hauteur, la surface terrière et la fermeture du couvert des plantations offrent un bon couvert de fuite pour la martre, autant contre les prédateurs terrestres qu'aériens. La complexité structurelle devrait également s'accroître dans ces peuplements à la suite de la réalisation d'autres éclaircies commerciales qui favoriseront le développement de la strate arbustive (Freedman, Woodley & Loo, 1994). Il sera alors intéressant de réévaluer l'utilisation des plantations par la martre lorsque ces peuplements atteindront 50 ou 60 ans. Cependant, à moins de changer les pratiques sylvicoles actuelles, l'abondance et la dimension des chicots et des débris ligneux n'atteindront vraisemblablement jamais les seuils minimums requis par la martre.

Selon mes résultats, les plantations âgées  $> 20$  ans seraient sous-utilisées durant la période hivernale en raison de leur faible abondance de débris ligneux et de chicots. Mes données ne permettent toutefois pas d'établir le seuil minimum de débris ligneux grossiers et de chicots qu'il faudrait maintenir dans une plantation. Pour y arriver, il faudrait établir une relation entre l'abondance de bois mort dans un peuplement et la probabilité qu'il soit utilisé par une martre durant l'hiver. Cependant, l'établissement d'un tel seuil pour la martre n'est peut-être pas nécessaire, puisqu'il n'est probablement pas essentiel de fournir du bois mort dans l'ensemble de l'habitat pour répondre aux besoins de cette espèce. Il s'agirait dans ce cas de maintenir en tout temps une superficie minimale de peuplements contenant beaucoup de bois mort dans le paysage. Pour établir

ce seuil, il faudrait déterminer dans quelle mesure la présence de plantations dans un paysage équivalent au domaine vital d'une martre influence la probabilité d'observer l'espèce dans un tel habitat. Ainsi, pour éviter que les martres n'abandonnent un territoire, Chapin *et al.* (1998), Potvin *et al.* (2000) ainsi que Payer et Harrison (2003) suggèrent de limiter les coupes à blanc et les peuplements en régénération (*i.e.* âgés de < 21-30 ans) à 30-40% du paysage, à l'échelle du domaine vital de la martre. Il serait intéressant de vérifier si un tel seuil s'applique pour les plantations dont l'aménagement accélère le développement de la strate arborescente.

## CHAPITRE 5

### **Conclusion**

Les résultats des inventaires de végétation ont confirmé que la structure des peuplements d'origine naturelle est plus complexe que celle des peuplements aménagés de façon intensive. En effet, le volume et la surface terrière des chicots ainsi que le volume de débris ligneux au sol sont beaucoup plus élevés dans les peuplements d'origine naturelle que dans les plantations âgées > 20 ans. Le nombre de strates végétales présentes dans les plantations semble également limité par rapport aux peuplements d'origine naturelle. L'obstruction visuelle des plantations âgées de 21-30 ans est relativement élevée, alors que celle des plantations âgées de 31-42 ans et des peuplements d'origine naturelle est plus faible. Contrairement aux peuplements d'origine naturelle, aucune plantation ne rencontrait les seuils minimums de volume et de surface terrière de chicots proposés pour le maintien d'un bon habitat pour la martre. Les plantations âgées de > 20 ans, tout comme les peuplements d'origine naturelle, rencontraient cependant les seuils minimums de hauteur, de fermeture du couvert et de surface terrière recommandés pour la martre.

Contrairement aux résultats attendus à l'échelle du paysage, les martres ne semblent pas privilégier les paysages contenant davantage de peuplements d'origine naturelle lorsqu'elles établissent leur domaine vital. À cause de certains biais dans la méthode utilisée, l'interprétation de ces résultats est cependant délicate. La martre est un animal très territorial et ce facteur n'a pas pu être pris en considération lors de l'analyse des préférences d'habitat. Il est donc possible que la territorialité ait limité la disponibilité des peuplements d'origine naturelle et que la disponibilité des différents types de peuplements n'ait pas été évaluée correctement.

À l'échelle du peuplement, les résultats obtenus lors de l'analyse des préférences d'habitat concordent avec ma prédiction de départ voulant que les martres sous-utilisent les plantations âgées > 20 ans au profit des peuplements d'origine naturelle. À l'intérieur de son domaine vital, l'utilisation des peuplements d'origine naturelle dépasse leur

disponibilité alors que la situation est l'inverse pour les plantations âgées de > 20 ans. Puisque la surface terrière, la hauteur et la fermeture du couvert des plantations âgées de > 20 ans sont supérieures aux seuils critiques requis par la martre selon la littérature, la sous-utilisation de ce type de peuplement à l'intérieur du domaine vital pourrait s'expliquer par la faible abondance de chicots et de débris ligneux au sol qu'il contient. Les milieux à faible potentiel, pour leur part, sont également évités par rapport aux peuplements d'origine naturelle. Leur utilisation est cependant proportionnelle à leur disponibilité dans le domaine vital, ce qui peut être expliqué par la faible présence de ce type de milieu dans le domaine vital. Dans de telles conditions, et à cause de la faible taille de mon échantillon, il est probable que les tests statistiques n'étaient pas assez puissants pour détecter une différence significative.

De façon générale, le taux de survie des mâles en 2002-2003 était similaire à celui des femelles. Toutes les mortalités observées ( $n = 3$ ) ont eu lieu à la fin de l'hiver. Le taux de survie annuelle observé chez les femelles (0,5) semble généralement inférieur à ceux rapportés dans la littérature, autant dans les forêts aménagées que dans les aires protégées. Le taux de survie annuel des mâles (0,6) semble lui aussi inférieur à ceux rapportés dans les aires protégées mais il est semblable à celui rapporté pour les forêts aménagées d'un certain nombre d'études. Il est toutefois difficile de savoir si les différences observées sont significatives à cause de l'étendue relativement élevée des intervalles de confiance autour de mes estimations et de celles rapportées dans la littérature. Le nombre d'individus suivis ( $n = 3$  femelles et  $n = 6$  mâles) était relativement faible et le suivi ne s'est échelonné que sur une seule année. Il faudrait augmenter la taille de l'échantillon et la durée de suivi pour accroître la précision de cette estimation.

La densité de population mesurée dans mon aire d'étude variait beaucoup selon les secteurs et les années ( $0,7 \pm 0,7$  martre/km<sup>2</sup>). Elle est généralement plus faible que celles mesurées dans des forêts non aménagées en Ontario, mais s'approche de celle mesurée dans les forêts non aménagées au Maine. Il est toutefois difficile de comparer mes résultats avec ceux d'autres études à cause de différences méthodologiques importantes.

Dans le but d'évaluer la qualité des plantations comme habitat pour la martre ainsi que la viabilité à long terme de la population dans un paysage dominé par des peuplements faisant l'objet d'une sylviculture intensive, il sera important de relier les préférences d'habitat et la densité de population à des évaluations plus précises de survie et de reproduction. La comparaison des résultats à des blocs témoins dominés par la présence de peuplements d'origine naturelle permettrait une évaluation plus objective. Il serait aussi pertinent d'étudier le régime alimentaire des martres dans le secteur ainsi que l'abondance et la disponibilité des proies dans les différents types de peuplement. Finalement, il serait intéressant de réévaluer l'utilisation des plantations par la martre lorsque ces dernières atteindront 50 ou 60 ans. Les préférences d'habitat pourraient éventuellement changer car la structure des plantations devrait devenir plus complexe grâce au développement d'une strate arbustive plus dense suite aux éclaircies commerciales.

## RÉFÉRENCES

- Aebischer, N. J., Robertson, P. A., & Kenward, R. E. (1993). Compositional analysis of habitat use from animal radiotracking data. *Ecology*, 74, 1313–1325.
- Akçakaya, H. R., Burgman, M. A., & Ginzburg, L. R. (1999). *Applied population Ecology : Principles and computer exercises using RAMAS Ecolab 2.0*. (2nd ed.). Sunderland, MA : Sinauer.
- Allredge, J. R., & Ratti, J. T. (1986). Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *Journal of Wildlife Management*, 50, 157-165.
- Allredge, J. R., & Ratti, J. T. (1992). Further comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *Journal of Wildlife Management*, 56, 1-9.
- Angelstam, P. (1995). The Gost of forest past : Natural disturbance regime as a basis for reconstruction of biologically diverse forest in Europe. In R. R. De Graaf & R. I. Miller (Eds.), *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*. (p. 287-337). New York, NY : Chapman and Hall.
- Anonyme. (2000). UMaine Marten Study Could Affect Forest Policy. *Maine Perspective : A publication of and for the University of Maine*, 11(12), p. 22-23.
- Archibald, W. R. & Jessup, R. H. (1984). Population dynamics of the pine marten (*Martes americana*) in the Yukon Territory. In R. Olson, R. Hastings & F. Geddes (Eds.), *Northern Ecology and resource management*. (p. 81-97). Edmonton, AB : University of Alberta Press.
- Arnason, A. N., Schwarz, C. J., & Boyer, G. (1998). *POPAN-5 : A data maintenance and analysis system for mark-recapture data* (Scientific report). Winnipeg, MB : Department of Computer Science, University of Manitoba.
- Bateman, M. C. (1982). *Habitat use, winter food habits and home range size of marten in Southwest Brook, Newfoundland*. Sackville, NB : Canadian Wildlife Service.
- Bateman, M. C. (1986). Winter habitat use, food habits and home range size of the marten, *Martes americana*, in western Newfoundland. *Canadian Field Naturalist*, 100, 58-62.

- Berg, A., Ehnstrom, B., Gustafsson, T., Hallingback, M., & Jonsell, M. (1994). Threatened plant, animal and fungus species in Swedish forests : distribution and habitat associations. *Conservation Biology*, 8, 718–731.
- Bissonette, J. A., Fredrickson, R. J., & Tucker, B. J. (1988). *The effects of forest harvesting on marten and small mammals in western Newfoundland* (Unpublished report) Logan, UT : Utah State University.
- Bissonette, J. A., Fredrickson, R. J., & Tucker, B. J. (1989). American marten : A case for landscape level management. In *Transactions of the 54th North American Wildlife and Natural Resources Conference* (p. 89-101). Washington, DC : Wildlife Management Institute.
- Bissonette, J. A., Harrison, D. J., Hargis, C. D. & Chapin, T. G. (1997). The influence of spatial scale and scale-sensitive properties on habitat selection by American marten. In J. A. Bissonette (Ed.), *Wildlife and landscape Ecology : Effects of pattern and scale*. (p. 368-385). New York, NY : Springer.
- Bowman, J. C., & Robitaille, J.-F. (1997). Winter habitat use of American martens *Martes americana* within second-growth forest in Ontario, Canada. *Wildlife Biology*, 3, 97-105.
- Bryan, R. R. (2003). *Long-term impacts of timber harvesting on stand structure in northern hardwood and spruce-fir forests: Implications for biodiversity and timber production*. Falmouth, ME : Maine Audubon.
- Bull, E. L., & Heater, T. W. (2000). Resting and denning sites of American martens in northeastern Oregon. *Northwest Science*. 74, 179-185.
- Bunnell, F. L., Kremsater, L. L., & Wind. E. (1999). Managing to sustain vertebrate richness in forests of the Pacific Northwest : relationships within stands. *Environmental Review*, 7, 97-146.
- Buskirk, S. W. & Harlow, H. J. (1989). Body Fat Dynamics of the American Marten (*Martes Americana*) in Winter. *Journal of Mammology*, 70, 191-193.
- Buskirk, S. W. (1992). Conserving circumboreal forests for martens and fishers. *Conservation Biology*, 6, 318-320.

- Buskirk, S. W., & McDonald, L. L. (1989). Analysis of variability in home-range size of the American marten. *Journal of Wildlife Management*, 53, 997-1004.
- Buskirk, S. W., & Powell, R. A. (1994). Habitat ecology of fishers and American martens. In S. W. Buskirk, A. S. Harestad, M. G. Raphael & R. A. Powell (Eds.), *Martens, sables, and fishers : Biology and conservation*. (p. 283-296). Ithaca, NY : Cornell University Press.
- Buskirk, S. W., & Ruggiero, L. F. (1994). American marten. In L. F. Ruggiero, K. B. Aubry, S. W. Buskirk, L. J. Lyon, & W. Zielinski (Eds.), *The scientific basis for conserving forest carnivores : American marten, fishers, lynx, and wolverine in the western United States*. (General technical report RM-254) (p. 7-37). U.S.D.A. Forest Service.
- Buskirk, S. W., Forrest, S. C., Raphael, M. G., & Harlow, H. J. (1989). Winter resting site Ecology of marten in the Central Rocky Mountains. *Journal of Wildlife Management*, 53, 191-196.
- Buskirk, S. W., Harlow, H. J., & Forrest, S. C. (1988). Temperature regulation in American marten (*Martes americana*) in winter. *National Geographic Research*, 4, 208-218.
- Caron, L. (1996). *Évaluation du potentiel des plantations de conifères comme habitat pour la martre (Martes americana)*. (Rapport final). Edmundston, NB : École de sciences forestières, Université de Moncton, Campus d'Edmundston.
- Chapin, T. G., Harrison, D. J., & Katnik, D. D. (1998). Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest. *Conservation Biology*, 12, 1327-1337.
- Chapin, T. G., Harrison, D. J., & Phillips, D. M. (1997a). Seasonal habitat selection by marten in an untrapped forest preserve. *Journal of Wildlife Management*, 61, 707-717.
- Chapin, T. G., Harrison, D. J., Katnik, D. D., & Phillips, D. M. (1996). *Influence of landscape pattern, forest type, and forest structure on use of habitat by marten in Maine* (Technical Bulletin, No. 728). Research Triangle Park, NC : National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement.

- Chapin, T. G., Phillips, D. M., Harrison, D. J., & York, E. C. (1997b). Seasonal selection of habitats by resting martens in Maine. In G. Proulx, H. N. Bryant, & P. M. Woodard (Eds.), *Martes : taxonomy, ecology, techniques and management*. (p. 166-181). Edmonton, AB : Provincial Museum of Alberta.
- Chappell, M. A. (1980). Thermal energetics and thermoregulatory costs of small Arctic mammals. *Journal of Mammalogy*, *61*, 278-291.
- Corn, J. G., & Raphael, M. G. (1992). Habitat characteristics at marten subnivean access sites. *Journal of Wildlife Management*, *56*, 442-448.
- Crête, M., Ouellet, J.-P., Tremblay, J.-P., & Arsenault, R. (2001). Suitability of the forest landscape for coyotes in northeastern North America and its implications for coexistence with other carnivores. *Ecoscience*, *8*, 311-319.
- Cumberland, R. E., Dempsey, J. A., & Forbes, G. J. (2001). Should diet be based on biomass? Importance of larger prey to the American marten. *Wildlife Society Bulletin*, *29*, 1125-1130.
- de Bellefeuille, S., Gagné, N., Bélanger, L., Huot, J., Cimon, A., Déry, S., & Jetté, J.-P. (2001). Effets de trois scénarios de régénération de la sapinière boréale sur les passereaux nicheurs, les petits mammifères et le lièvre d'Amérique. *Canadian Journal of Forest Research*, *31*, 1312-1325.
- de Vries, P. G. (1986). *Sampling theory for forest inventory*. Berlin, NY : Springer-Verlag.
- Dempsey, J. A., & Cumberland, R. E. (1993). *Diet choice of marten in New Brunswick : application to a marten management model* (Furbearer report No. 6). Fredericton, NB : Ministère des ressources naturelles et de l'énergie du Nouveau-Brunswick, Fish and Wildlife Branch.
- Duvall, M. D., & Grigal D. F. (1999). Effects of timber harvesting on coarse woody debris in red pine forests across the Great Lakes states, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research*, *29*, 1926-1934.
- Easton, W. E., & Martin, K. (1998). The effect of vegetation management on breeding bird communities in British Columbia. *Ecological Applications*, *8*, 1092-1103.

- Environmental Systems Research Institute (ESRI). (1996). *Using ArcView GIS*. Redlands, CA : Environmental Systems Research Institute.
- Environnement Canada. (2004). Normales climatiques au Canada 1971-2000. [En ligne]. Disponible : [http://www.climat.meteo.ec.gc.ca/climate\\_normals/index\\_f.html](http://www.climat.meteo.ec.gc.ca/climate_normals/index_f.html)
- Erdle, T. A. (1999). The conflict in managing New Brunswick's forests for timber and other values. *Forestry Chronicle*, 75, 945-954.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L., & Sjöberg, K. (1997). Boreal forests. *Ecological Bulletins*, 46, 16-47.
- Etheridge, D. A., MacLean, D. A., Wagner, R. G., & Wilson, J. S. (sous presse). Changes in landscape composition and stand structure from 1945-2002 on an industrial forest in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*.
- Freedman, B., Woodley, S. & Loo, J. A. (1994). Forestry practices and biodiversity with particular reference to the Maritime provinces. *Environmental Reviews*, 2, 33-77.
- Fuller, A. K., & Harrison, D. J. (2000). *Influence of partial timber harvesting on American marten and their primary prey in northcentral Maine* (Final contract report). Orono, ME : University of Maine.
- Gagné N., Bélanger, L., & Huot, J. (1999). Comparative responses of small mammals, vegetation, and food sources to natural regeneration and conifer release treatments in boreal balsam fir stands of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 1128-1140.
- Gibilisco, C. J. (1994). Distributional dynamics of modern *Martes* in North America. In S. W. Buskirk, A. S. Harestad, M. G. Raphael & R. A. Powell (Eds.), *Martens, sables, and fishers : Biology and conservation*. (p. 59-71). Ithaca, NY : Cornell University Press.
- Gilbert, J. H., Wright, J. L., Lauten, D. J., & Probst, J. R. (1997). Den and rest-site characteristics of American marten and fisher in northern Wisconsin. In G. Proulx, H. N. Bryant, & P. M. Woodard (Eds.), *Martes : taxonomy, ecology, techniques and management*. (p. 135-145). Edmonton, AB : Provincial Museum of Alberta.

- Gilmer D. S., Cowardin, L. M., Duval, R. L., Mechlin, L. M., Shaiffer, C. W., & Kuechle, V. B. (1981). *Procedures for the use of aircraft in wildlife biotelemetry studies* (Publication No. 140). Washington, DC : United States Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service.
- Graves, A. T., Fajvan, M. A., & Miller, G. W. (2000). The effects of thinning intensity on snag and cavity tree abundance in an Appalachian hardwood stand. *Canadian Journal of Forest Research*, 30, 1214-1220.
- Groupe de travail sur la stratification écologique. (1995). Écozones terrestres. [En ligne]. Disponible : <http://atlas.gc.ca/site/francais/maps/environment/ecology/framework/terrestrialecozones>
- Guénette, J.-S. & Villard, M.-A. (sous presse). Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conservation Biology*.
- Hall, L. S., Krausman, P. R., & Morrison, M. L. (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25, 173-182.
- Hargis, C. D., & McCullough, D. R. (1984). Winter diet and habitat selection of marten in Yosemite National Park. *Journal of Wildlife Management*, 48, 140-146.
- Harris, S., Cresswell, W. J., Forde, P. G., Trehwella, W. J., Woolard, T., & Wray, S. (1990). Home-range analysis using radiotracking data : a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Reviews*, 20, 97-123.
- Hawley, V. D. & Newby, F. E. (1957). Marten home ranges and population fluctuations in Montana. *Journal of Mammalogy*, 38, 174-184.
- Heisey, D. M., & Fuller, T. K. (1985). Evaluation of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. *Journal of Wildlife Management*, 49, 668-674.
- Hodgman, T., Harrison, D. J., Phillips, D. M., & Elowe, K. D. (1997). Survival of American marten in an untrapped forest preserve in Maine. In G. Proulx, H. N. Bryant, & P. M. Woodard (Eds.), *Martes : taxonomy, ecology, techniques and management*. (p. 86-99). Edmonton, AB : Provincial Museum of Alberta.

- Imbeau, L., Monkkonen, M., & Desrochers, A. (2001). Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests : A comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology*, 15, 1151-1162.
- Iversen, J. A. (1972). Basal energy metabolism of mustelids. *Journal of comparative physiology*, 81, 341-344.
- J.D. Irving Limited. (2002). *J.D. Irving ltd : Northern New Brunswick 2002-2006. Forest Management Plan and 80-year habitat and wood supply analysis*. Saint-John, NB : J.D. Irving Limited.
- J.D. Irving Limited. (2004) Land base description [En ligne]. Disponible : <http://www.jdirving.com/green/Lbase.htm>
- Jaakko Pöyry Management Consulting. (2002). *Forêts de la Couronne du Nouveau-Brunswick : Évaluation de l'intendance et de la gestion*. NB : Association des produits forestiers du Nouveau-Brunswick & Ministère des Ressources Naturelles et de l'énergie du Nouveau-Brunswick.
- Johnson, D. H. (1980). The comparaison of usage and availability measurement for evaluating resource preference. *Ecology*, 61, 65-71.
- Katnik, D. D., Harrison, D. J., & Hodgman, T. P. (1994). Spatial relations in a harvested population of marten in Maine. *Journal of Wildlife Management*, 58, 600-607.
- Koehler, G. M., & Hornocker, M. G. (1977). Fire effects on marten habitat in the Selway-Bitteroot Wilderness. *Journal of Wildlife Management*, 41, 500-505.
- Lee, J. E., White, G. C., Garrott, R. A., Bartmann, R. M., & Alldredge, A. W. (1985). Accessing accuracy of a radiotelemetry system for animal locations. *Journal of Wildlife Management*, 49, 658-663.
- Lenth, R. V. (1981). On finding the source of a signal. *Technometrics*, 23, 149-154.
- Linden, H., Danilov, P. I., Gromtsev, A. N., Helle, P., Ivanter, E. V., & Kurhinen J. (2000). Large-scale forest corridors to connect the taiga fauna to Fennoscandia. *Wildlife Biology*, 6, 179-188.

- Lofroth, E. C. & Steventon, J. D. (1990). Managing for marten winter habitat in interior forests of British Columbia. In A. Chamber (Ed.), *Proceedings of the wildlife and forestry symposium*. (p. 66-76). Victoria, BC : Forestry Canada and B.C. Forest Service.
- Manly, B. F. J., McDonald, L. L., & Thomas, D. L. (1993). *Resource selection by animals : statistical design and analysis for field study*. London, U.K. : Chapman and Hall.
- Mardia, K. V. (1975). Assessment of multinormality and the robustness of Hotelling's  $T^2$  test. *Applied Statistics*, 24, 143-171.
- Marshall, W. H. (1951). Pine marten as a forest product. *Journal of Forestry*, 49, 899-905.
- Martin, G. (2003). Gestion des forêts publiques du Nouveau-Brunswick. Ministère des Ressources naturelles et de l'énergie du Nouveau-Brunswick. 24p.
- McClellan, S. A., Rumble, M. A., King, R. M., & Baker, W. L. (1998). Evaluation of resources selection methods with different definitions of availability. *Journal of Wildlife Management*, 62, 793-801.
- Ministère des Ressources naturelles et de l'énergie du Nouveau-Brunswick. (1994). *N.B. Forest development survey field manual*. Fredericton, N.-B. : Timber management branch, Department of Natural resources and energy.
- Ministère des Ressources naturelles et de l'énergie du Nouveau-Brunswick. (2002). Présentation d'un rapport sur les forêts publiques [En ligne]. Disponible : <http://www.gnb.ca/cnb/newsf/nre/2002f1241nr.htm>
- Ministère des Ressources naturelles du Québec. (2000a). *Investir dans les forêts québécoises pour en augmenter la production*. Québec, QC : Ministère des Ressources naturelles du Québec.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec. (2000b). *Mise à jour du régime forestier : Document d'information*. Québec, QC : Ministère des Ressources naturelles du Québec.

- Moore, S. E. & Allen, H. L. (1999). Plantation forestry. In M. L. Hunter (Ed.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. (p. 400-433). Cambridge, UK : Cambridge University Press.
- Moorman, C. E., Russell, K. R., Sabon, G. R., & Guynn, D. C. Jr. (1999). Snag dynamics and cavity occurrence in the South Carolina Piedmont. *Forest Ecology and Management*, 118, 37-48.
- Morin, P. (2002). *Hierarchical habitat selection by North American Porcupines (Erethizon dorsatum) in Parc National du Bic, Québec, Canada*. Thèse de maîtrise inédite, McGill University, Montreal.
- Mosnier, A., Ouellet, J.-P., Sirois, L., & Fournier, N. (2003). Habitat selection and home range dynamics of the Gaspé caribou : a hierarchical analysis. *Canadian Journal of Zoology*, 81, 1174-1184.
- Nams, V. O. (1989). Effects of radiotelemetry error on sample size and bias when testing for habitat selection. *Canadian Journal of Zoology*, 67, 1631-1636.
- Nams, V. O. (2000). *Locate II. User's Guide*. Truro, NS : Pacer.
- Nams, V. O. (2003). GIS (version 1.1) [logiciel]. Truro, NS : Nams
- Nilsson, S. & Ericson, I. (1997). Conservation of plant and animal populations in theory and practice. *Ecological Bulletins*, 46, 117-139.
- Nyland, R. D. (1996). *Silviculture : concepts and applications*. Boston, MA : McGraw Hill.
- O'Doherty, E., Ruggiero, L. F., & Henry, S. E. (1997). Home range size and fidelity of American martens in the Rocky Mountains of southern Wyoming. In G. Proulx, H. N. Bryant, & P. M. Woodard (Eds.), *Martes : taxonomy, ecology, techniques and management*. (p. 123-134). Edmonton, AB : Provincial Museum of Alberta.
- Parker, G., Kimball D. G., & Dalzell, B. (1994). Bird communities breeding in selected spruce and pine plantations in New Brunswick. *Canadian Field Naturalist*, 108, 1-9.

- Payer, D. C., & Harrison, D. J. (1999a). *Influences of timber harvesting and trapping on habitat selection and demographic characteristics of marten* (Final contract report). Orono, ME : University of Maine.
- Payer, D. C., & Harrison, D. J. (1999b). *Effects of forest structure on spatial distribution of American marten* (Technical Bulletin, No. 787). Research Triangle Park, NC : National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement.
- Payer, D. C., & Harrison, D. J. (2000a). Structural differences between forests regenerating following spruce budworm defoliation and clear-cut harvesting : Implications for marten. *Canadian Journal of Forest Research*, 30, 1965-1972.
- Payer, D. C., & Harrison, D. J. (2000b). *Managing Harvested Areas to Maintain Habitat for Marten* (Research notes No. 00-01). Orono, ME : University of Maine, Cooperative Forestry Research Unit.
- Payer, D. C., & Harrison, D. J. (2003). Influence of forest structure on habitat use by American marten in an industrial forest. *Forest Ecology and Management*, 179, 145-156.
- Pelchat, B. O., & Ruff, R. L. (1986). Habitat and spatial relationships of black bears in boreal mixedwood forest of Alberta. *International Association for Bear Research and Management*, 6, 81-92.
- Pelletier, A.-M. (2005). *Préférences d'habitat estival, structure d'âge et reproduction d'une population de martres d'Amérique (Martes americana) dans un secteur forestier aménagé de manière intensive au nord-ouest du Nouveau-Brunswick*. Thèse de maîtrise inédite, Université de Moncton, Edmundston.
- Phillips, D. M., Harrison, D. J., & Payer, D. C. (1998). Seasonal changes in home-range area and fidelity of martens. *Journal of Mammalogy*, 79, 180-190.
- Poole, K. G., Porter, A. D., de Vries, A., Maundrell, C., Grindal, S. D., & St. Clair, C. C. (2004). Suitability of a young deciduous-dominated forest for American marten and the effects of forest removal. *Canadian Journal of Zoology*, 82, 423-435.
- Potvin, F. (1998). *La martre d'Amérique (Martes americana) & la coupe à blanc en forêt boréale : une approche télémétrique & géomatique*. Thèse de doctorat inédite, Université Laval, Québec.

- Potvin, F., & Breton, L. (1997). Short-term effects of clearcutting on martens and their prey in the boreal forest of western Quebec. In G. Proulx, H. N. Bryant, & P. M. Woodard (Eds.), *Martes : taxonomy, ecology, techniques and management*. (p. 452-474). Edmonton, AB : Provincial Museum of Alberta.
- Potvin, F., Bélanger, L. & Lowell, K. (2000). Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conservation Biology*, 14, 844-857.
- Powell, R. A. (1994). Structure and spacing of Martes population. In S. W. Buskirk, A. S. Harestad, M. G. Raphael & R. A. Powell (Eds), *Martens, sables, and fishers : Biology and conservation*. (p. 101-121). Ithaca, NY : Cornell University Press.
- Radeloff, V. C., Mladenoff, D. J., & Boyce, M. S. (2000). Effects of interacting disturbances on landscape patterns : budworm defoliation and salvage logging. *Ecological Applications*, 10, 233-247.
- Raine, R. M. (1983). Winter habitat use and responses to snow cover of fishers (*Martes pennanti*) and martens (*Martes americana*) in southwestern Manitoba. *Canadian Journal of Zoology*, 61, 25-34.
- Raine, R. M. (1987). Winter food habits and foraging behaviour of fishers (*Martes pennanti*) and martens (*Martes americana*) in southeastern Manitoba. *Canadian Journal of Zoology*, 65, 745-747.
- Rouleau, I., Crête, M. & Ouellet, J.-P. (2002). Contrasting the summer Ecology of white-tailed deer inhabiting a forested and an agricultural landscape. *Ecoscience*, 9, 459-469.
- Ruggiero, L. F., Pearson, D. E., & Henry, S. E. (1998). Characteristics of American marten den sites in Wyoming. *Journal of Wildlife Management*, 62, 663-673.
- Samuel, M. D. & Fuller, M. R. (1996). Wildlife radiotelemetry. In T. A. Bookout (Ed.), *Research and management techniques for wildlife and habitat* (Fifth ed., rev.). (p. 370-418). Bethesda, MD : The Wildlife Society.
- SAS Institute Inc. (1992). *SAS User's guide. Version 8.0*. Cary, NC : SAS Institute.
- Scherrer, B. (1984). *Biostatistique*. Montréal, QC : Gaétan Morin.

- Scholander, P. F., Walters, V., & Hock, R. (1950). Body insulation of some arctic and tropical mammals and birds. *Biological Bulletin*, 99, 225-236.
- Service canadien des forêts. (2000). *L'état des forêts au Canada 1999-2000*. Ottawa : Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts.
- Service canadien des forêts. (2001). *L'état des forêts au Canada 2000-2001*. Ottawa : Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts.
- Sherburne, S. S., & Bissonette, J. A. (1994). Marten subnivean access point use : Response to subnivean prey levels. *Journal of Wildlife Management*, 58, 400-405.
- Siitonen, J. (2001). Forest management, coarse woody debris, and saproxylic organisms : Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins*, 49, 11-41.
- Snyder, J. E., & Bissonette, J. A. 1987. Marten use of clear-cuttings and residual forest stands in western Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology*, 65, 169-174.
- Social Sciences Teaching and Research Statistics Center. (2003). Center for Statistical Computing Support : Pairwise Comparisons in SAS and SPSS [En ligne]. Disponible : <http://www.uky.edu/ComputingCenter/SSTARS/>
- Soutiere, E. C. (1979). Effects of timber harvesting on marten in Maine. *Journal of Wildlife Management*, 43, 850-860.
- Spencer, W. D., Barrett, R. H., & Zielinski, W. J. (1983). Marten habitat preferences in the northern Sierra Nevada. *Journal of Wildlife Management*, 47, 1181-1186.
- SPSS Inc. (2000). *SYSTAT. Version 10*. Chicago, IL : SPSS.
- Steventon, J. D. & Major, J. T. (1982). Marten use of habitat in commercially clear-cut forest. *Journal of Wildlife Management*, 46, 175-182.
- Strickland, M. A. & Douglas, C. W. (1987). Marten. In M. Novak, J. A. Baker, M. E. Obbard, & B. Malloch (Eds.), *Wild furbearer management and conservation in North America*. (p. 531-546). Toronto, ON : Ontario Trappers Association.

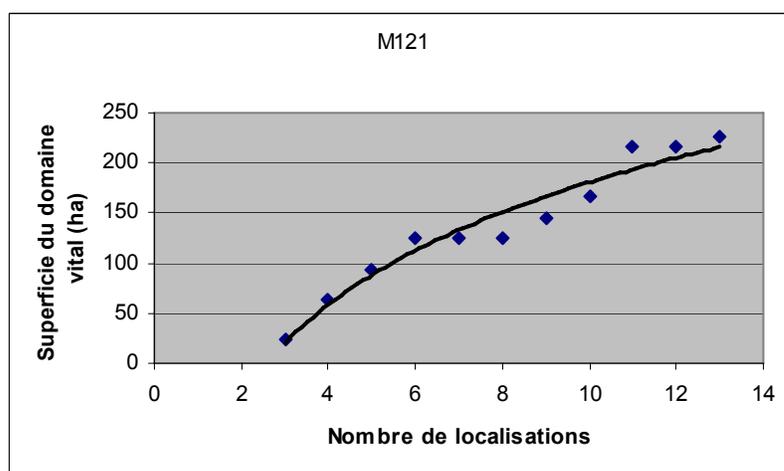
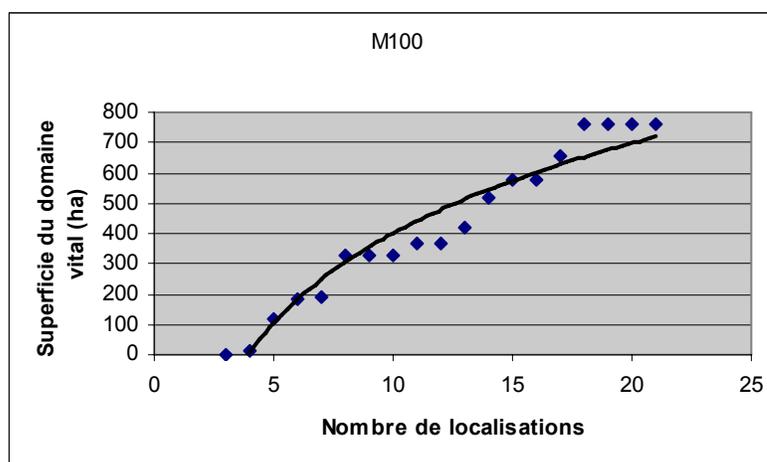
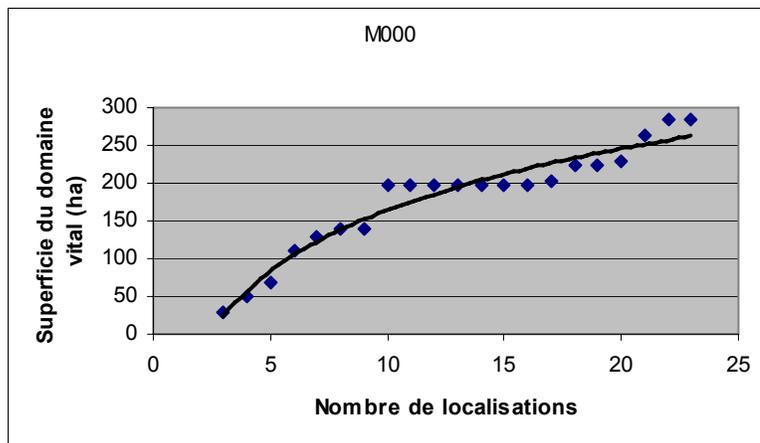
- Sturtevant, B. R., Bissonette, J. A., Long, J. N., & Roberts, D. W. (1997). Coarse woody debris as a function of age, stand structure, and disturbance in boreal Newfoundland. *Ecological Applications*, 7, 702-712.
- Taylor, S. L., & Buskirk, S. W. (1994). Forest microenvironments and resting energetics of the American Marten *Martes americana*. *Ecography*, 17, 249-256
- Thompson, I. D. (1988). Habitat Needs of Furbearers in Relation to Logging in Boreal Ontario. *The Forestry Chronicle*, 64, 251-261.
- Thompson, I. D. (1991). Could marten become the spotted owl of eastern Canada? *The Forestry Chronicle*, 6, 136-140.
- Thompson, I. D. (1994). Marten populations in uncut and logged boreal forests in Ontario. *Journal of Wildlife Management*, 58, 272-280.
- Thompson, I. D., & Colgan, P. W. (1987). Numerical response of marten to food shortage in northcentral Ontario. *Journal of Wildlife Management*, 51, 824-835.
- Thompson, I. D., & Colgan, P. W. (1990). Prey choice by marten during a decline in prey abundance. *Oecologia*, 83, 443-451.
- Thompson, I. D., & Colgan, P. W. (1994). Marten activity in uncut and logged boreal forests in Ontario. *Journal of Wildlife Management*, 58, 280-288.
- Thompson, I. D., & Curran, W. J. (1995). Habitat suitability for marten of second-growth balsam fir forest in Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology*, 73, 2059-2064.
- Thompson, I. D., & Harestad, A. S. (1994). Effects of Logging on American Martens, and Models for Habitat Management. In S. W. Buskirk, A. S. Harestad, M. G. Raphael & R. A. Powell (Eds), *Martens, sables, and fishers: Biology and conservation*. (p. 355-367). Ithaca, NY : Cornell University Press.
- Thompson, I. D., Baker, J. A., & Ter-Mikaelian, M. (2003). A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management*, 177, 441-469.

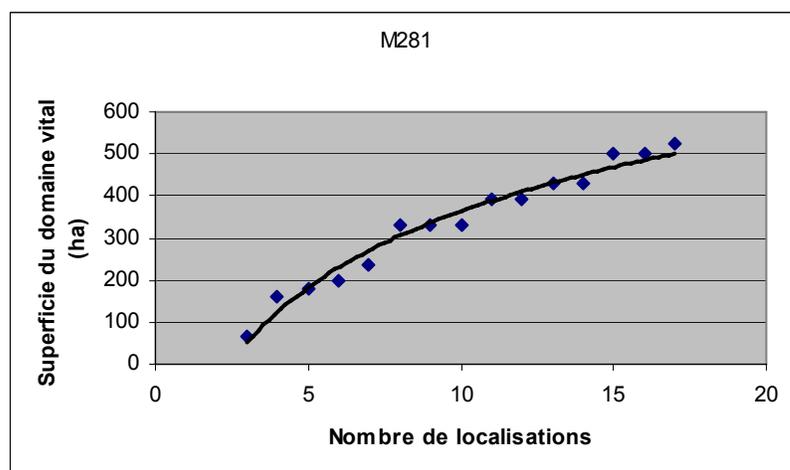
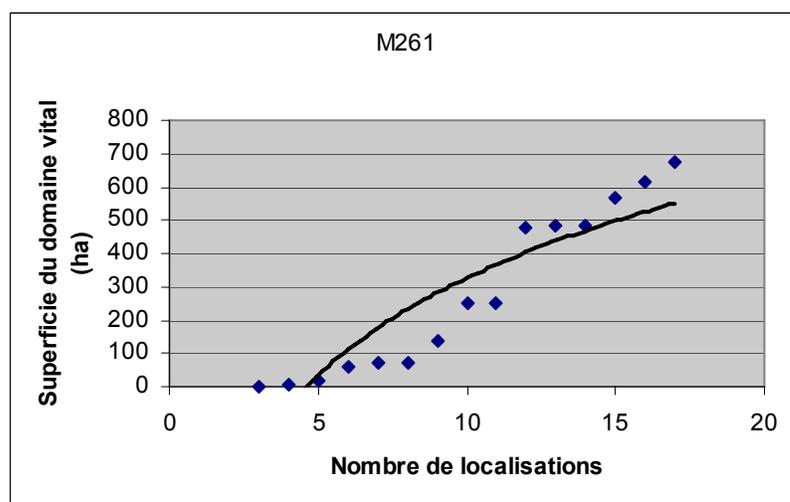
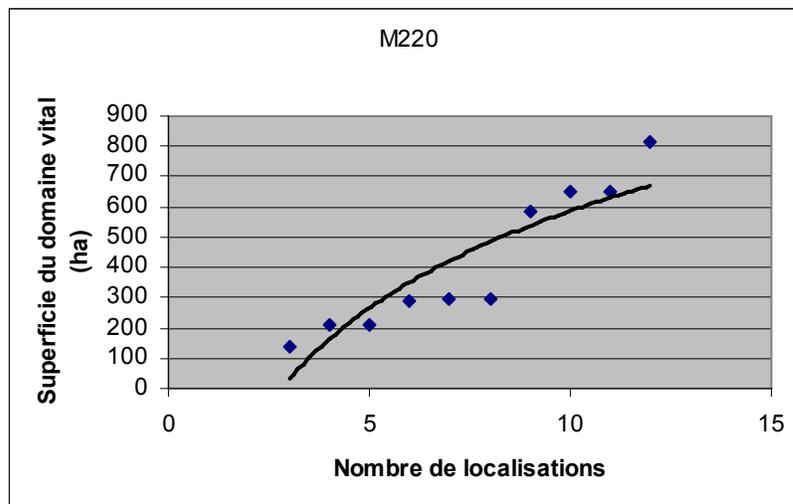
- Thompson, I. D., Davidson, I. J., O'Donnell, S., & Brazeau, F. (1989). Use of track transects to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forest and regeneration stands. *Canadian Journal of Zoology*, 67, 1816-1823.
- Van Horne, B. (1983). Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management*, 47, 893-901.
- Waldick, R. C., Freedman, B., & Wassersug, R. J. (1999). The consequences for amphibians of the conversion of natural, mixed-species forests to conifer plantations in southern New Brunswick. *Canadian Field Naturalist*, 113, 408-418.
- Watt, W. R., Baker, J. A., Hogg, D. M., McNicol, J. G., & Naylor, B. J. (1996). Forest Management Guidelines. for the Provision of Marten Habitat. Version 1.0. Sault Ste. Marie, ON : Ontario Ministry of Natural Resources.
- Wein, R. W., & Moore, J. M. (1977). Fire history and rotations in the New Brunswick Acadian forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 7, 285-294.
- White, G. C., & Garrott, R. A. (1990). *Analysis of wildlife radio-tracking data*. New York, NY : Academic Press.
- Wolff, J. O. (1980). The role of habitat patchiness in the population dynamics of snowshoe hares. *Ecological Monographs*, 50, 111-130.
- Wynne, F. M. & Sherburne, J. A. (1984). Summer home range use by adult marten in northwestern Maine. *Canadian Journal of Zoology*, 62, 941-943.
- Zimmerman J. W. & Powell, R. A. (1995). Radiotelemetry error : location error method compared with error polygone and confidence ellipses. *Canadian Journal of Zoology*, 73, 1123-1133.

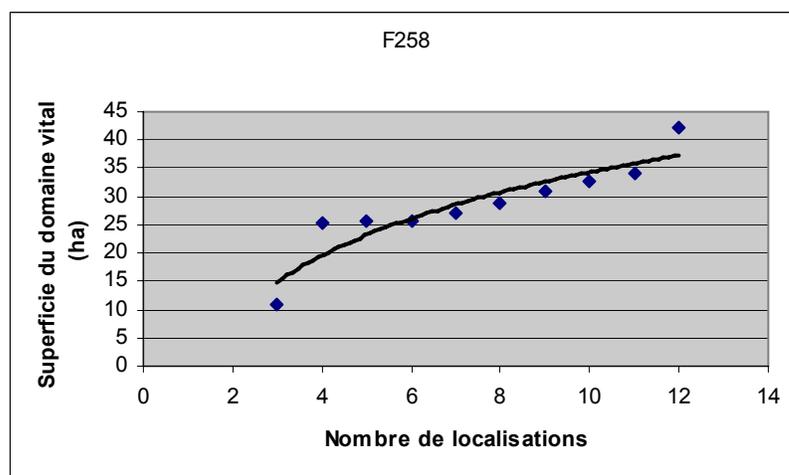
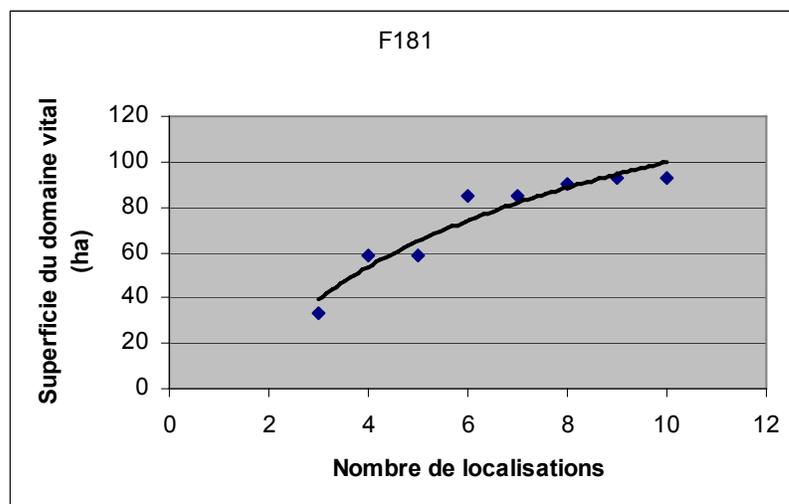
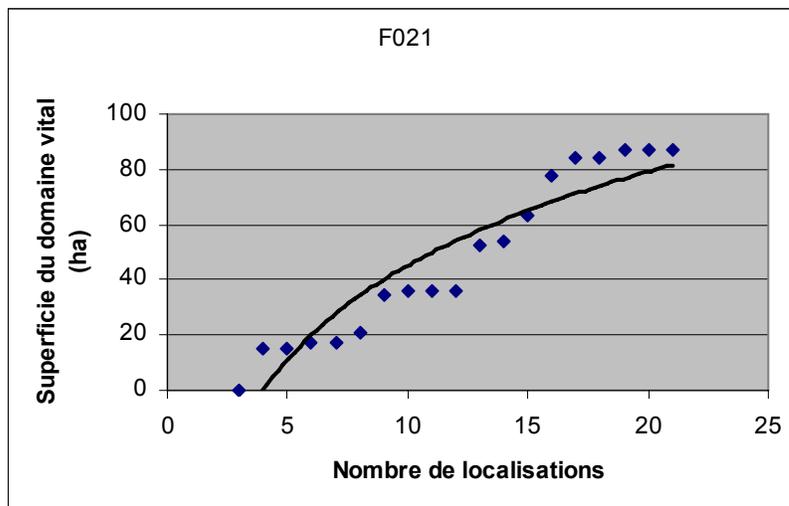
ANNEXE A Âges (ans) des peuplements servant à déterminer leur stade de maturité  
(adapté du Ministère des Ressources naturelles et de l'énergie du  
Nouveau-Brunswick, 1994)

	Stade de maturité	
	Immature	Mature
<b>Résineux</b>		
Sapin baumier ( <i>Abies balsamea</i> )	20-50	≥ 45
Épinette rouge ( <i>Picea rubens</i> )	25-70	≥ 65
Épinette noire ( <i>Picea mariana</i> )	25-70	≥ 65
Épinette blanche ( <i>Picea glauca</i> )	15-60	≥ 55
Pin blanc ( <i>Pinus strobus</i> )	25-90	≥ 85
Pin gris ( <i>Pinus banksiana</i> )	15-70	≥ 65
Pin rouge ( <i>Pinus resinosa</i> )	15-70	≥ 65
Thuja occidental ( <i>Thuja occidentalis</i> )	25-70	≥ 65
Pruche du Canada ( <i>Tsuga canadensis</i> )	25-90	≥ 85
Mélèze Laricin ( <i>Larix laricina</i> )	15-70	≥ 65
<b>Feuillus</b>		
Érable à sucre ( <i>Acer saccharum</i> ), Bouleau jaune ( <i>Betula alleghaniensis</i> ), Hêtre à grande feuille ( <i>Fagus grandifolia</i> ), Frêne ( <i>Fraxinus</i> spp.)	25-80	≥ 75
Érable rouge ( <i>Acer rubrum</i> )	20-70	≥ 65
Bouleau blanc ( <i>Betula papyrifera</i> ), Peuplier faux-tremble ( <i>Populus tremuloides</i> )	15-50	≥ 45
Bouleau gris ( <i>Betula populifolia</i> )	10-40	≥ 35

ANNEXE B Taille des domaines vitaux des neufs martres suivies par radiotélémetrie dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick, durant l'hiver 2003, en fonction du nombre de localisations obtenues







ANNEXE C Utilisation et disponibilité (%) des différents types de peuplements par les martres suivies par radiotélémétrie durant l'hiver 2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick (échelle du paysage).

		Type de peuplement					
		Milieux à faible potentiel		Peuplements d'origine naturelle		Plantations âgées de > 20 ans	
Martre	Secteur	Utilisation <sup>1</sup>	Disponibilité <sup>2</sup>	Utilisation	Disponibilité	Utilisation	Disponibilité
M000	Skin Gulch	3,9	15,0	40,8	54,3	55,3	30,7
F021	Skin Gulch	3,1	7,6	60,9	57,6	36,0	34,9
M100	Skin Gulch	7,2	21,3	17,7	44,5	75,1	34,1
M121	Skin Gulch	2,8	19,6	46,1	40,5	51,0	39,8
F181	Skin Gulch	14,7	11,3	50,0	69,2	35,3	19,5
M220	Skin Gulch	8,6	21,5	20,3	46,9	71,1	31,6
F258	Skin Gulch	5,0	3,0	8,7	21,2	86,3	75,8
M261	Jardine Brook	22,7	23,6	64,0	51,2	13,3	25,2
M281	Jardine Brook	17,5	29,7	28,3	39,0	54,3	31,2

<sup>1</sup> L'utilisation correspond à la proportion des différents types de peuplement à l'intérieur du domaine vital.

<sup>2</sup> La disponibilité correspond à la proportion des différents types de peuplement dans le paysage avoisinant (*i.e.* le domaine vital entouré d'une zone tampon égale au rayon de ce dernier).

ANNEXE D Utilisation et disponibilité (%) des différents types de peuplements par les martres suivies par radiotéléométrie durant l'hiver 2003 dans le district de Black Brook, Nouveau-Brunswick (échelle du peuplement).

		Type de peuplement					
		Milieux à faible potentiel		Peuplements d'origine naturelle		Plantations âgées de > 20 ans	
Martre	Secteur	Utilisation <sup>1</sup>	Disponibilité <sup>2</sup>	Utilisation	Disponibilité	Utilisation	Disponibilité
M000	Skin Gulch	3,4	3,9	52,8	40,8	43,8	55,3
F021	Skin Gulch	1,9	3,1	74,1	60,9	24,1	36,0
M100	Skin Gulch	11,5	7,2	20,9	17,7	67,6	75,1
M121	Skin Gulch	3,3	2,8	49,9	46,1	46,8	51,0
F181	Skin Gulch	14,0	14,7	53,2	50,0	32,9	35,3
M220	Skin Gulch	16,6	8,6	34,5	20,3	48,8	71,1
F258	Skin Gulch	6,1	5,0	12,2	8,7	81,7	86,3
M261	Jardine Brook	7,3	22,7	72,5	64,0	20,2	13,3
M281	Jardine Brook	18,4	17,5	41,0	28,3	40,6	54,3

<sup>1</sup> L'utilisation correspond à la proportion des différents types de peuplement à l'intérieur des ellipses d'erreur des localisations télémétriques.

<sup>2</sup> La disponibilité correspond à la proportion des différents types de peuplement à l'intérieur du domaine vital.