

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

*SÉLECTION DE L'HABITAT PAR LA MARTRE D'AMÉRIQUE DANS LES FORÊTS
EXPLOITÉES DE LA FRANGE SUD DE LA FORÊT BORÉALE*

PROPOSITION DE RECHERCHE

PRÉSENTÉE

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DU DOCTORAT EN BIOLOGIE

PAR

GUILLAUME GODBOUT

NOVEMBRE 2004

1 RÉSUMÉ

2 La forêt québécoise au sud du 52e parallèle est une forêt qui a subi de profonds changements
3 suite à une intense exploitation forestière et agricole au cours des cent dernières années.
4 Pendant la même période, la forêt elle-même ainsi que les espèces animales à incidence
5 économique ont fait l'objet de recherches intensives pour caractériser les impacts de cette
6 exploitation. Par contre, les carnivores, situés à la tête de la chaîne alimentaire, n'ont pas été
7 aussi étudiés.

8 Au Québec, les connaissances de l'impact de la coupe forestière sur l'habitat et la dynamique
9 des mustélidés demeurent limitées. À titre d'exemple, aucune étude portant sur la martre n'a
10 été réalisée sur la rive Sud du fleuve St-Laurent. Pourtant, cette espèce est jugée sensible à
11 l'exploitation forestière. Elle est considérée comme une espèce indicatrice dans plusieurs
12 juridiction de l'Amérique du Nord. Malgré cela, elle a disparue ou est menacée de disparaître
13 de plusieurs régions. Or, la conservation des espèces passe par la compréhension de leur
14 écologie, donc par l'examen des composantes de leur écosystème. Dans un contexte de
15 modifications profondes de leur environnement, comment expliquer que cette espèce puisse se
16 maintenir? Quels sont les impacts des modifications anthropiques sur la dynamique de leur
17 population? Les travaux sylvicoles font partie des éléments qui pourraient menacer le maintien
18 des populations résiduelles en poursuivant une modification extensive de leur habitat.

19 Au même moment, les techniques forestières utilisées en forêt boréal sont appelées à changer.
20 La composition forestière et l'image négative de la foresterie auprès du public font en sorte que
21 les coupes totales sont progressivement appelées à être remplacées par des coupes partielles.
22 L'impact de ce type d'exploitation sur l'habitat de la martre d'Amérique n'a à peu près pas été
23 étudié.

24 L'objectif de cette étude est donc de comprendre comment la martre sélectionne son habitat à
25 la frange sud de la forêt boréal québécoise et de mesurer les impacts des pratiques sylvicoles
26 sur ce comportement. Nous désirons entre autre vérifier si la coupe partielle a un impact sur
27 l'habitat de la martre. Ceci nous amène également à nous questionner sur la validité du lien
28 martre-forêts conifériennes matures sur lequel repose l'idée d'utiliser cette espèce comme
29 espèce indicatrice

30 Pour ce faire nous comptons capturer un minimum de 15 martres dans la réserve faunique
31 Duchénier, située au sud-ouest de Rimouski. Les individus seront suivis par radio-téléométrie
32 sur une période de deux ans. Ceci nous permettra d'établir les domaines vitaux des individus,
33 grâce auxquels nous pourrons caractériser leur habitat. Des comparaisons des caractéristiques
34 d'habitats des individus combinés à des analyses cartographiques nous permettront d'évaluer
35 l'utilisation que l'espèce fait des différentes catégories d'habitat qui se retrouvent dans l'aire
36 d'étude. Nous décrirons également des sites fréquentés par la martre afin de les comparer à
37 des sites aléatoire et ainsi évaluer les caractéristiques fines recherchées. Finalement, une
38 analyse longitudinale de l'évolution des captures par les trappeurs professionnels dans les
39 réserves fauniques de Rimouski et de Matane sera comparée à celle de l'exploitation forestière
40 afin d'évaluer les impacts temporels et spatiaux des pratiques sylvicoles.

41 La campagne d'échantillonnage a débuté au mois d'août 2002 et devrait se poursuivre jusqu'au
42 début de l'hiver 2005. Elle sera concentrée en été et en hiver. Finalement, la rédaction des
43 articles scientifiques devrait être complétée à l'automne 2006.

44

1 TABLE DES MATIÈRES

2	Résumé.....	ii
3	Table des matières	iii
4	Problématique.....	4
5	État des connaissances	9
6	Description et répartition de la martre.....	9
7	Densité et territorialité	10
8	Habitat de la martre.....	12
9	Relation entre l'habitat et les caractéristiques démographiques	16
10	Froids et hiver	17
11	Hypothèses de travail	18
12	Méthodologie	21
13	Hypothèses 1 à 3	21
14	<i>Aire d'étude</i>	21
15	<i>Capture</i>	23
16	<i>Téléométrie</i>	24
17	<i>Analyse ponctuelle de la sélection d'habitat à l'échelle du peuplement et du paysage</i>	25
18	<i>Micro-sélection d'habitat et caractérisation des sites d'enfouissement et d'activité hivernale.</i>	26
19	Hypothèse 4	30
20	<i>Analyse longitudinale de la sélection d'habitat</i>	30
21	<i>Analyse de données</i>	31
22	Calendrier	31
23	Conclusion générale	32
24	Annexe : Résumé des données cumulés à ce jour.....	38
25	Bibliographie	41
26		

1 PROBLÉMATIQUE

2 En Amérique du Nord, les forêts du nord-est ont subi de profondes transformations au cours du
3 XXe siècle suite à l'explosion démographique, l'urbanisation et l'industrialisation. Les forêts
4 ceinturant la frontière canadienne et celles de la Nouvelle-Angleterre ne ressemblent plus aux
5 grands espaces du temps de la colonisation (Foster et al. 1992; Foster 1992; Foster 1993; Fuller
6 et al. 1998). Malgré le reboisement et les terres laissées en friche, des analyses polliniques et
7 dendrochronologiques indiquent que les forêts présentent très peu de signes de retour vers leur
8 état pré-colonial (Foster et al. 1992; Foster 1992; Fuller et al. 1998). Au Québec, la forêt du
9 Bas-St-Laurent est une des forêts les plus exploitées. Suite à cette exploitation industrielle, les
10 peuplements forestiers connaissent un enfeuilement progressif. Par ailleurs, la forêt est
11 actuellement dominée par des peuplements jeunes (<20 ans), les peuplements matures y étant
12 rares (Fortin et Lechasseur 1993; L. Sirois comm. pres.).

13 Par ailleurs, la perte d'habitats et la fragmentation d'habitats critiques en de petites parcelles
14 isolée les unes des autres, résultat de l'exploitation, ont des impacts négatifs sur la mobilité des
15 individus dans les paysages ce qui peut compromettre le maintien de populations viables (Beier
16 1993; Gaona et al. 1998). La diminution de la connectivité entre les habitats peut également
17 avoir un impact négatif sur les espèces qui recherchent des conditions de forêt fermées, alors que
18 les espèces plus généralistes y trouveront leur compte (Goodrich et Buskirk 1995). Chez les
19 mésocarnivores, nous pouvons citer en exemple la martre d'Amérique (*Martes americana*)
20 (Hargis et al. 1999) comme une espèce qui recherche les forêts fermées, alors que les espèces
21 généralistes pourraient être illustrées par la moutonnette rayée (*Mephitis mephitis*) et le renard roux
22 (*Vulpes vulpes*) (Adkins et Stott 1998; Rosatte 1999).

23 L'augmentation de l'abondance chez les espèces généralistes endémiques ou l'arrivée de
24 nouvelles espèces désavantage parfois les espèces plus spécialisées. Celles-ci voient alors
25 leurs ressources monopolisées. Elles sont affectées par des nouvelles maladies ou par des

1 nouveaux parasites (Garrot et al. 1993). Ce déséquilibre peut alors causer un déclin ou une
2 extirpation de certaines espèces de proies dans le système trophique (Soulé et al. 1988).

3 La gestion des ressources naturelles et de la biodiversité s'est traditionnellement faite dans un
4 esprit de préserver des espèces ou des essences qui avaient une incidence économique
5 importante (e.g. l'original (*Alces alces*)) ou des espèces qui étaient considérées menacées (Watt
6 et al. 1996) en minimisant les déséquilibres mentionnés. Cependant, au fur et à mesure que la
7 liste d'espèces s'allonge, il devient de plus en plus difficile de marier les demandes de chaque
8 espèces, qui sont parfois contradictoires entre les espèces retenues, avec les besoins des
9 utilisateurs de la forêt. C'est de ce dilemme qu'est né l'idée de l'espèce indicatrice, c'est à dire
10 une espèce qui permet au gestionnaire de jauger la réponse de l'écosystème étudié aux
11 modifications anthropiques (Hannon et McCallum 2003). C'est une approche dite de filtre
12 grossier («coarse-filter») qui présente l'avantage d'être moins coûteuse à mettre en œuvre qu'un
13 suivi à la pièce (Hansen et al. 1999).

14 La martre est considérée comme une espèce indicatrice de la santé des forêts boréales dans
15 plusieurs juridictions (Buskirk 1992; Bull et al. 1992). C'est le seul animal à fourrure qui se
16 trouve en grand nombre dans la forêt mature boréale (Thompson 1988). C'est également un
17 animal dont le domaine vital est proportionnellement trois fois plus grand que celui des autres
18 carnivores terrestres selon la relation masse-domaine vital (Buskirk et McDonald 1989) et qui a
19 donc de très grands besoins au niveau spatial.

20 La martre d'Amérique (*Martes americana*) est couramment associée aux forêts résineuses
21 matures ou surannées (Soutiere 1979; Snyder et Bissonette 1987; Bissonette et al. 1989;
22 Thompson 1994; Thompson et Colgan 1994; Thompson et Curran 1995). Par contre, il apparaît
23 de plus en plus évident que ce type d'habitat n'est pas le seul recherché par la martre. Elle a
24 été observée dans des peuplements ayant subi une coupe partielle (Steventon et Major 1982;
25 Fuller et Harrison 2000), des peuplements qui ont été défoliés par la tordeuse des bourgeons de

1 l'épINETTE (*Choristoneura fumiferana*) (Steventon et Major 1982; Chapin et al. 1997; Fuller et
2 Harrison 2000; Potvin et al. 2000) et des peuplements en régénération suite à une coupe totale
3 avec protection de la régénération et des sols (CPRS) (Potvin et al. 2000). Par ailleurs, des
4 études récentes dans la partie orientale de son aire de répartition ont suggéré que les
5 peuplements mixtes ou même feuillus pouvaient également fournir un habitat propice (Garrot et
6 al. 1993; Chapin et al. 1997; Potvin et al. 2000).

7 D'un point de vue fonctionnel, la martre semble concentrer son activité dans des milieux
8 présentant des caractéristiques structurales qui peuvent influencer sa valeur adaptative
9 individuelle. Ce sont ces caractéristiques que la martre rechercherait plutôt que la composition
10 et le stade de succession du peuplement (Sturtevant et al. 1996). Les éléments relevés dans la
11 littérature sont les débris ligneux grossiers, les branches basses, un couvert arbustif dense qui
12 fournissent un abris contre la prédation (Hargis et McCullough 1984; Thompson 1994; Hodgman
13 et al. 1997), des sites de reproduction et de repos (Buskirk et al. 1989) et un accès à leurs
14 proies (Sherburne et Bissonette 1994; Thompson et Curran 1995).

15 Malgré l'importance fonctionnelle des caractéristiques structurelles des forêts, la majorité des
16 études portant sur la relation entre la martre et son habitat n'ont évalué la sélection qu'en se
17 basant sur la composition du couvert dominant (e.g. Steventon et Major 1982; Taylor et Abrey
18 1982; Raine 1983; Wynne et Sherburne 1984; Chapin et al. 1997). Lorsque les caractéristiques
19 structurales de la forêt sont prises en compte, c'est généralement sous l'aspect des sites de
20 repos ou de reproduction (e.g. Buskirk et al. 1989) ou d'accès aux proies sub-nivales (e.g.
21 Hargis et McCullough 1984; Sherburne et Bissonette 1994). Ces éléments peuvent être
22 important même lorsqu'ils ne limitent pas l'abondance de la martre puisqu'ils jouent d'autres
23 rôles dans l'activité de la martre que de fournir des accès sub-niveaux et des sites de repos et
24 de reproduction (Taylor et Abrey 1982; Steventon et Major 1982; Wynne et Sherburne 1984;
25 Chapin et al. 1997; Payer et Harrison 2003).

1 Les techniques couramment utilisées en forêt boréales : coupes totales et CPRS, ont un impact
2 direct sur les populations de martre (Soutiere 1979; Snyder et Bissonette 1987; Bissonette et al.
3 1989; Thompson 1994; Potvin et al. 2000). Les forêts régénérées après coupes sont
4 considérées par certains auteurs comme étant des habitats de qualité inférieure, même si elles
5 sont fréquentées lorsque les conditions sont propices (e.g. (Bissonette et al. 1989; Thompson
6 1994; Thompson et Harestad 1994b). Cette situation perdure sur de longues périodes étant
7 donné que le temps de régénération des caractéristiques fonctionnelles recherchées par la
8 martre s'échelonne sur plusieurs décennies, selon les techniques forestières employées
9 (Sturtevant et al. 1997).

10 Ainsi, la martre a considérablement réduit son aire de répartition pendant le XXe siècle (Gibilisco
11 1994; Whitaker et Hamilton 1998; Strickland et Douglas 1999; Ray 2000). Elle est extirpée de
12 plusieurs régions du Nord-Est américain (Strickland 1994). La sous-espèce de l'île de Terre-
13 Neuve est présentement sur la liste des espèce en voie de disparition du Comité sur la situation
14 des espèces en péril au Canada (COSEPAC) et la situation demeure critique (Bissonette et al.
15 1989; Thompson 1991).

16 Au Québec, l'état des connaissances sur l'impact de la coupe forestière sur l'habitat des
17 mustélidés demeure limitée (Potvin 1998). À titre d'exemple, aucune étude portant sur la martre
18 n'a été réalisée au sud du fleuve St-Laurent. Par ailleurs, les techniques de récolte forestières
19 sont appelées à changer dans les années à venir. Alors que la forêt de la rive sud s'enfeuille et
20 se rajeunie (Fortin et Lechasseur 1993; L. Sirois comm. pres.), la récolte par CPRS devient de
21 moins en moins appropriée pour simuler la rotation forestière naturelle. Il est donc probable que
22 la récolte forestière soit appelée à se faire de plus en plus par coupes partielles, notamment
23 pour redonner une structure d'âge inéquienne à certains sites. Ce transfert est déjà largement
24 entamé dans d'autres juridictions telles le Maine et le Nouveau-Brunswick (Fuller et al. 2004).
25 Alors que les conséquences des coupes totales sur la martre sont bien connues (eg. Soutiere

1 1979; Steventon et Major 1982; Snyder et Bissonette 1987; Thompson 1994; Chapin et al.
2 1998), celles des coupes partielles ne le sont à peu près pas. Il a été observé que les
3 peuplements soumis à une récolte partielle continuaient d'être choisis au Maine en été, mais
4 qu'ils semblaient être de moins bonnes qualités en hiver potentiellement suite à une réduction
5 de la fermeture de la canopée (Fuller et Harrison 2000).

6 La conservation d'une espèce indicatrice passe par la compréhension de son écologie. Cette
7 compréhension ne peut s'exercer que dans l'examen des composantes du système dans lequel
8 elle s'inscrit. Dans un contexte de modifications profondes de l'environnement de la martre, tel
9 le rajeunissement important de la forêt observé dans le Bas-St-Laurent, comment expliquer
10 qu'une espèce apparemment inadaptées aux nouvelles réalités puissent se maintenir ? Quels
11 sont les impacts appréhendés du changement de régime d'exploitation qui passerait de la coupe
12 intensive à la coupe partielle? Comment la martre, pourtant associée à des forêts matures ou
13 même surannées, adapte-t-elle son comportement suite à la modification de son habitat? Ce
14 sont ces processus que le présent projet de recherche tente d'élucider. Une meilleure
15 compréhension des caractéristiques fonctionnelles recherchées par la martre devrait nous
16 permettre de gérer plus efficacement les forêts où on la retrouve. Par ailleurs, les réponses à
17 ces questions nous amèneraient à nous questionner sur la validité d'utiliser la martre
18 d'Amérique comme espèce indicatrice des forêts résineuse matures de la forêt boréales.

19 L'objectif général de ce travail est de décrire comment la modification de l'environnement et de
20 l'habitat de la martre influence sa sélection d'habitat, son occupation de l'espace et,
21 éventuellement, sa dynamique de population. De façon plus précise, cet objectif global devrait
22 se refléter en deux objectifs spécifiques :

- 23 1. déterminer la sélection de l'habitat chez la martre d'Amérique dans une forêt exploitée
24 sur la rive Sud du Saint-Laurent;

1 2. démontrer comment les modifications de l'habitat peuvent influencer la sélection
2 d'habitat, l'occupation de l'espace et la survie de la martre.

3 **ÉTAT DES CONNAISSANCES**

4 ***Description et répartition de la martre***

5 La martre est un carnivore appartenant à la famille des mustélidés. Ayant à peu près la taille
6 d'un chat (Forys et Humphrey 1999), elle possède néanmoins la forme typiquement allongée
7 des mustélidés, une queue fournie, qui représente généralement environ un tiers de sa longueur
8 totale, et de courtes pattes (Strickland et Douglas 1999). Un léger dimorphisme sexuel est
9 présent étant donnée que la femelle possède une taille et une masse généralement inférieures
10 au mâle d'environ 10 et 40 %, respectivement (Strickland et Douglas 1999).

11 C'est un prédateur opportuniste et son alimentation inclut une grande variété de proies et de
12 plantes. Elles reflètent généralement les communautés qui sont associées à son habitat
13 préférentiel. On retrouve notamment des micromammifères tels que *Clethrionomys* spp. et
14 *Microtus* spp. (Strickland et Douglas 1999). De plus, le lièvre d'Amérique, lorsque présent, peut
15 représenter une part importante de son alimentation, particulièrement en hiver (Raine 1981;
16 Thompson 1986).

17 Étant donnée sa taille, la martre n'est pas un carnivore exempt de prédateurs. Notons, entre
18 autre, le pékan (*Martes pennanti*), le lynx du Canada (*Lynx canadensis*), le coyote (*Canis*
19 *latrans*), le renard roux (*Vulpes vulpes*) et plusieurs espèces de rapaces (Strickland et Douglas
20 1999). Également, des cas de cannibalisme ont été rapportés (Thompson 1986; Bull et Heater
21 2001).

22 Pendant la période coloniale, la martre d'Amérique occupait l'ensemble de la forêt coniférienne
23 de l'Est de l'Amérique du Nord (Gibilisco 1994; Whitaker et Hamilton 1998). Cependant, dès le
24 début du XX^e siècle la martre était extirpée de plusieurs régions du Nord-Est américain suite à

1 une exploitation intensive non réglementée et un défrichement important des terres (Strickland
2 1994). Sa disparition progressive a pu être jugulée grâce à l'implantation d'organismes
3 gouvernementaux de contrôle et de réglementations de l'exploitation conjuguées à des
4 programmes de gestion des forêts et de réintroduction de l'espèce entre 1920 et 1950 (Ray
5 2000). Aujourd'hui, son aire de répartition totale s'étend de Terre-Neuve à la Californie se
6 limitant principalement aux forêts montagneuses dans sa partie sud (Strickland et Douglas
7 1999). Dans l'Est de l'Amérique du Nord, outre les régions densément peuplées de la Nouvelle
8 Angleterre et du bassin des Grands Lacs, l'aire de répartition de la martre est à peu près intacte
9 (Gibilisco 1994). Tout de même, la martre demeure en situation précaire dans plusieurs régions
10 américaines et sa situation demeure critique sur l'île de Terre-Neuve (Bissonette et al. 1989;
11 Thompson 1991; Ray 2000).

12 ***Densité et territorialité***

13 Dans leur revue de littérature, Strickland et Douglas (1999) relèvent des densités de populations
14 variant entre 0,4 et 1,9 individus/km² selon les saisons, les régions et le niveau d'exploitation
15 sylvicole. En Ontario, au début des années 1970, la densité de martres variait entre 1,2 et 1,9
16 individus/km² (Francis et Stephenson 1972). Quelques années plus tard, toujours en Ontario,
17 des densités de 2,4 individus/km² en période d'abondance de proies, à l'automne, et de 0,4
18 individus/km² en période de disette, au printemps, ont été rapportés (Thompson et Colgan
19 1987). En utilisant une méthode de marquage génétique, des densités de 0,33 martres/km² ont
20 été observées en Colombie-Britannique (Mowat et Paetkau 2002). Au Maine, des densité
21 d'adultes résidents de 1,2 individus/km² dans les secteur non-perturbés et de 0,4 individus/km²
22 dans les secteurs de coupe forestière ont été rapportés (Soutiere 1979).

23 Ces densités sont dix à quinze fois plus faible que ce que l'on devrait s'attendre chez un
24 carnivore de cette taille (~1 kg) selon la relation masse-densité de Peters (Peters 1983, cité
25 dans Buskirk et Ruggiero 1994). Les éléments qui semblent le plus influencer la densité sont :

1 le piégeage, la saison, la disponibilité des proies et la qualité de l'habitat disponible (Powell
2 1994; Buskirk et Ruggiero 1994; Potvin 1998; Strickland et Douglas 1999).

3 Comme chez plusieurs autres mustélidés, la martre semble montrer un comportement de
4 territorialité intra-sexuelle. Cette conclusion a été inférée dans plusieurs études alors que la
5 superposition des domaines vitaux était plus importante chez les individus de sexes opposés
6 par rapport aux individus de même sexe (Hawley et Newby 1957; Francis et Stephenson 1972;
7 Simon 1980; Baker 1992). Cette idée trouve également sa source dans les conflits intra-sexuels
8 et le comportement observé chez d'autres mustélidés solitaires (Powell 1979; Raine 1981). Les
9 juvéniles et les individus non-résidents ne semblent pas occuper de territoires ou de véritables
10 domaines vitaux (Strickland et Douglas 1999).

11 Une fois établies, les martres peuvent se montrer fidèles à leur territoire. Au Maine, la présence
12 de ce comportement est influencée par l'espace disponible quelles que soient les saisons
13 (Phillips et al. 1998). Par contre, les individus qui ne sont pas liés à un territoire peuvent
14 parcourir de très grandes distances. Dans un cas rapporté au Dakota du Sud, un individu a
15 parcouru plus de 74 km à vol d'oiseau en 21 jours (Fecske et Jenks 2002). Dans cette même
16 étude, les deux localisations les plus éloignées, pendant un intervalle de neuf mois d'intervalle,
17 étaient situées à 82 km l'une de l'autre.

18 Parmi les éléments susceptibles d'influencer les déplacements des martres à l'intérieur du
19 domaine vital, on retrouve : la présence de routes (Robitaille et Aubry 2000), la température et
20 les conditions de neige (Wilbert et al. 2000). À l'échelle régionale, la dispersion des individus
21 des martres ont été peu étudiés étant donné les difficultés techniques et les coûts que
22 représentent l'étude des déplacements chez les mammifères de cette taille (Buskirk et Ruggiero
23 1994). Par contre, certaines hypothèses ont été formulées telles que la minimisation du risque
24 de prédation et la maximisation de la vulnérabilité des proies (Drew et Bissonette 1997).

1 **Habitat de la martre**

2 La martre est typiquement associée aux forêts matures résineuses et surannées (Soutiere 1979;
3 Buskirk 1992; Buskirk et Ruggiero 1994). Plusieurs études réalisées dans l'Est de l'Amérique
4 du Nord affirment l'existence d'une association similaire (Thompson 1988; Bissonette et al.
5 1991; Thompson 1991; Thompson et Harestad 1994a; Sturtevant et al. 1996). Cependant, au
6 cours des dernières années, l'exclusivité de cette association a été remise en question. Des
7 études réalisées au Maine et dans l'Ouest québécois démontrent que l'habitat de la martre est
8 composé d'une variété plus importante de type de forêts que simplement la forêt mature
9 résineuse et surannée (Harrison et al. 1995; Potvin et al. 2000). Pool et ses collaborateurs
10 (2004) avaient même conclu dans le cadre de leurs travaux qu'une jeune forêt décidue pouvait
11 être un habitat de qualité pour la martre. Plusieurs études ont également observé une
12 fréquentation de sites perturbés par la sylviculture ou par *C. fumiferana* (Steventon et Major
13 1982; Chapin et al. 1997; Potvin et al. 2000; Fuller et Harrison 2000).

14 Cet habitat plus diversifié serait en fait caractérisé par la structure complexe que l'on y retrouve
15 et qui est particulièrement présente dans les forêts de conifères matures (Thompson et Curran
16 1995; Sturtevant et al. 1996; Whitaker et Hamilton 1998). Certains suggèrent que la structure
17 physique d'un peuplement serait même plus importante que sa composition en espèces
18 (Whitaker et Hamilton 1998). La martre rechercherait donc des caractéristiques pour la mise
19 bas, la thermorégulation, la prospection, le repos et la fuite : comme une plus grande quantité de
20 débris ligneux, la présence cavités dans des arbres de grands diamètres, sous les racines, la
21 neige ou dans le sol (Snyder et Bissonette 1987; Brainerd 1990; Bowman et Robitaille 1997).
22 Ces caractéristiques prennent plusieurs décennies pour s'établir (Sturtevant et al. 1996). Ainsi,
23 comparativement aux forêts conifériennes plus anciennes, les jeunes forêts présentent des
24 proportions moins importantes de débris ligneux, de litière, de mousses, d'arbustes et de
25 régénération de sapins (Sherburne et Bissonette 1994; Thompson et Curran 1995).

1 Il est connu depuis longtemps que les interventions sylvicoles en forêts matures réduisent les
2 densités de populations de martres (Marshall 1946; Yeager 1950; de Vos 1952). Cette
3 diminution des densités peut être de très longue durée. À Terre-Neuve, les densités sont plus
4 faibles dans les régions ayant subi des coupes à blanc que dans les régions vierges. Elles le
5 demeurent 23 ans après la coupe, même si les îlots résiduels entre les parterres de coupe sont
6 fréquentés (Snyder et Bissonette 1987; Bissonette et al. 1988; Bissonette et al. 1989). Au
7 Maine, la martre fréquente peu les aires de coupe totale 15 ans après la récolte, mais les zones
8 de coupe partielle présentent des densités similaires aux forêts non coupées (Soutiere 1979;
9 Major 1979; Steventon et Major 1982). En Ontario, la baisse de la densité demeure présente 40
10 ans après la coupe (Thompson 1988) et les secteurs coupés depuis moins de 40 ans sont
11 considérés comme des habitats marginaux (Thompson et Colgan 1987; Thompson et al. 1989;
12 Thompson et Colgan 1990; Thompson et Colgan 1994; Thompson 1994).

13 La coupe forestière et la forêt régénérée n'excluent pas totalement la martre pour autant. Elle
14 est présente dans les secteurs de forêt de seconde venue (i.e. là où des coupes forestières ont
15 été effectuées par le passé). Dans ces forêts, les variables les plus importantes pour prédire la
16 présence de martre sont : le pourcentage d'arbres résineux, la hauteur de la canopée, le
17 nombre de débris ligneux et la fermeture de la canopée; des caractéristiques similaires à celles
18 retrouvées dans les forêts matures ou surannées (Bowman et Robitaille 1997). Par ailleurs,
19 lorsque les structures horizontales ne sont pas limitées, les peuplements en régénération sont
20 adéquats s'ils possèdent les caractéristiques suivantes : une surface terrière totale $\geq 18\text{m}^2/\text{ha}$,
21 canopée $\geq 9\text{m}$ et volume de chicots $\geq 10\text{ m}^3/\text{ha}$ (Payer et Harrison 2003). Des caractéristiques
22 sous les seuils mentionnés pourraient être contrebalancées par une plus grande quantité de
23 débris ligneux au sol ainsi qu'une strate arbustive plus dense (Payer et Harrison 2000). C'est
24 également ce qui pourrait expliquer la préférence pour les forêts mixtes et décidues au lieu des
25 peuplements de conifères en Abitibi (Potvin et al. 2000).

1 Par ailleurs, toutes les interventions forestières n'ont pas le même effet. Dans une étude sur les
2 oiseaux, par exemple, on ne peut observer des différences significatives au niveau de
3 l'abondance et de la richesse des espèces entre une forêt mature et une forêt coupée
4 partiellement (Lance et Phinney 2001). Chez la martre, l'impact de la coupe partielle est peu
5 étudié. La réponse que nous lui connaissons provient d'études où les densités de populations
6 ont été évaluées à l'aide de pièges appâtés (Soutiere 1979), des études réalisées sur de petits
7 territoires qui peuvent être difficilement extrapolés (Soutiere 1979; Steventon et Major 1982) ou
8 des études qui présentent des résultats basés sur de petits échantillons ($n < 5$) (Steventon et
9 Major 1982). Tout de même, ces études soutiennent que les coupes partielles n'avaient que
10 peu ou pas d'effet sur la densité de population ou sur l'utilisation de l'habitat. Les coupes
11 partielles modifient l'habitat en modifiant la composition de la communauté végétale, en
12 diminuant le diamètre moyen des arbres, la variabilité des classes de taille, la fermeture de la
13 canopée et en augmentant la structure horizontale. Une seule étude s'est penchée
14 spécifiquement sur l'effet des coupes partielles sur la martre et ses proies (Fuller et Harrison
15 2000). Leur résultats suggère au contraire que les sites ayant subi une coupe partielle était
16 moins utilisés en hiver, alors qu'en été, aucune différence significative n'avait été observée. Les
17 auteurs suggèrent que ceci serait le résultat d'une augmentation du domaine vital en hiver ainsi
18 que l'ouverture de la canopée. Quoiqu'il en soit, l'impact de cette pratique sylvicole de plus en
19 plus utilisée en Amérique du Nord demeure donc à préciser.

20 Des recherches à Terre-Neuve ont également démontré que la fréquentation de sites
21 d'épidémie était un phénomène relativement commun (Drew 1995; Sturtevant et al. 1996). Pour
22 la martre, ces sites présentent des habitats complexes tant en ce qui concerne la structure au
23 sol que la structure horizontale, où gaulis, chicots et débris ligneux et grands arbres demeurent
24 plus abondant après l'épidémie (Payer et Harrison 2000). Ce phénomène n'est pas présent
25 dans les zones de coupes où la structure est considérablement simplifiée (Payer et Harrison

1 2000). La martre évite généralement ces zones ouvertes (Potvin 1998; Whitaker et Hamilton
2 1998).

3 Au niveau du paysage, l'utilisation de l'habitat suite à la perte et la fragmentation par la coupe à
4 blanc est influencée par la distribution des forêts résiduelles dans le paysage. Les
5 caractéristiques les plus recherchées seraient la superficie et l'isolation des blocs résiduels
6 (Snyder et Bissonette 1987; Chapin et al. 1998). Au Maine, la taille des blocs est un facteur
7 déterminant de la présence ou de l'absence des martres (Chapin et al. 1998). Un seuil de 1,5 à
8 2,5 km² de forêt contiguë a été calculé pour l'établissement de son domaine vital (Chapin et al.
9 1998). L'ouverture de la canopée tolérée dans le paysage semble varier entre 20 et 30 %, seuil
10 au-delà duquel l'abondance diminue rapidement (Hargis et Bissonette 1997; Potvin 1998;
11 Chapin et al. 1998). L'origine du phénomène n'est pas tant l'effet de bordure, mais plutôt
12 l'absence de forêt d'intérieur (Hargis et al. 1999). En effet, les bordures peuvent être utilisée
13 sous certaines conditions (Chapin et al. 1998; Hargis et al. 1999) et peuvent même être
14 bénéfiques en augmentant la disponibilité des proies (Brainerd 1990). Ces résultats sont
15 consistant avec la proposition qu'une gestion à l'échelle du paysage est nécessaire pour
16 protéger ou améliorer l'habitat de la martre (Thompson et Harestad 1994b).

17 Bien que l'on considère généralement que la martre évite les grandes ouvertures comme les
18 coupes à blanc (Bissonette et al. 1991), elle peut s'y aventurer pour aller se nourrir de petits
19 fruits, profitant du couvert abondant en été (Steventon et Major 1982). Dans l'Ouest québécois,
20 les martres qui fréquentent les aires de coupes à blanc ont des domaines vitaux et des
21 déplacements plus élevés (Potvin et Breton 1997). L'élément clé ici serait à nouveau l'ouverture
22 de la canopée à l'échelle du paysage (Potvin 1998; Hargis et al. 1999). De plus, lorsque la
23 largeur des bandes résiduelles séparant les aires de coupes est inférieure à 100 m, les attributs
24 d'habitat recherché par la martre sont généralement éliminés même si les densités des proies

1 peuvent encore être importantes (Hargis et al. 1999). La densité de route semble, par contre,
2 avoir peu d'impact sur la sélection d'habitat (Chapin et al. 1998).

3 ***Relation entre l'habitat et les caractéristiques démographiques***

4 Les martres ont un faible potentiel reproducteur (Strickland et Douglas 1999) par rapport à des
5 mammifères de taille similaire (Buskirk et Ruggiero 1994). Il a été suggérer que l'exploitation
6 forestière pourrait diminuer le potentiel reproducteur (Thompson et Colgan 1994). En effet, la
7 structure d'âge chez la martre est plus faible dans les paysages exploités lorsque comparé à
8 celle des paysages non-exploités (Thompson 1994). L'effet relevé dans cette étude est
9 cependant confondu à l'effet du piégeage. Tout de même un phénomène similaire a été observé
10 au Maine dans une forêt exploitée (Payer et Harrison 1999)

11 Par ailleurs, la mortalité et la productivité des martres seraient plus faible dans les forêts non
12 exploitées que dans les forêts exploitées (Thompson 1994). Il a donc été proposé que les aires
13 ouvertes augmentaient le risque de prédation aviaire et terrestre (Thompson 1994). De plus, la
14 mortalité par piégeage peut représenté jusqu'à 90% des causes de mortalité au sein d'une
15 population (Hodgman et al. 1994). Or, la présence de routes forestières favorise l'accessibilité
16 et augmente ainsi la pression de piégeage (Hodgman et al. 1994).

17 L'évitement des zones de coupes pourrait également être reliés à une plus faible abondance de
18 campagnols à dos roux (*Clethrionomys gapperi*), une proie importante, jusqu'à 15 ans après
19 coupe. Les campagnols sont alors remplacés par des campagnols du genre *Microtus* (Brainerd
20 1990).

21 On peut donc s'attendre à ce que l'évolution de la situation forestière sur un territoire ait un
22 impact sur la population de martre, tant à son niveau d'abondance que sur certaines
23 caractéristiques démographiques, telles que la structure d'âge et le rapport des sexes. En
24 examinant les données de récoltes sur de longue période, il serait possible de mettre en relation
25 les changements démographiques et les changements dans la structure du paysage.

1 **Froids et hiver**

2 La martre est un animal sensible au froid. En effet, des études en laboratoire ont établis que la
3 martre avait une température critique minimale (TCM) de 16°C (Buskirk et al. 1988). Lorsque la
4 température tombe sous ce niveau, la martre doit augmenter son taux métabolique pour
5 maintenir sa température corporelle. Ses réserves lipidiques étant limitées (Buskirk et Harlow
6 1989) et sa forme étant mal adaptée pour minimiser les pertes de chaleurs (Buskirk et al. 1988),
7 on pourrait s'attendre à ce que elle minimise son exposition à de telles températures.

8 L'enfouissement sous la neige a été démontré comme étant un comportement très efficace pour
9 lutter contre les basse températures (Taylor et Buskirk 1994). L'enfouissement sub-nivéal serait
10 donc un comportement de protection thermique (Thompson et Colgan 1994; Wilbert et al. 2000).

11 Cependant, cette hypothèse ne fait pas consensus. Il a également été proposé que la martre
12 utilise des sites sub-niveaux pour accéder à ses proies (Sherburne et Bissonette 1994;
13 Sherburne et Bissonette 1994). Dans leur étude, (Drew et Bissonette 1997) avait rejeté
14 l'hypothèse de la protection thermique car le comportement était inconsistant avec l'hypothèse.
15 Ils proposaient plus tôt que la martre maximisait son activité alors que les proies sont les plus
16 vulnérables. Pendant l'hiver, les besoins énergétiques de la martre peuvent augmenter alors
17 que la disponibilité de nourriture diminue (Raine 1983; Buskirk et al. 1988). Pour compenser, la
18 martre peut alors augmenter sa consommation de lièvre d'Amérique (Bateman 1986; Raine
19 1987) qui ont une plus grande richesse calorique que les souris et les campagnols (Zielinski
20 1986). Finalement, la martre pourrait utiliser la neige comme couvert contre les prédateurs
21 aviaires (Hawley et Newby 1957) et les prédateurs terrestres (Thompson et Harestad 1994b).

22 Dans tous les cas, l'activité sub-nivéale et les caractéristiques qui y sont associées ont été
23 généralement décrites comme une associations à des débris ligneux grossiers (Taylor et Buskirk
24 1994; Sherburne et Bissonette 1994). Nous savons que la martre peut être fidèle à des
25 domaines vitaux (Phillips et al. 1998). Cette fidélité peut être bénéfique en donnant à la martre

1 une bonne connaissance de la distribution des proies ou en minimisant les contraintes sociales
2 associées à la territorialité (Katnik et al. 1994; Phillips et al. 1998). Nous avons observé une
3 fidélité à certains sites précis pendant l'hiver 2004. À cette échelle, qu'est-ce qui détermine
4 qu'un site d'enfouissement sub-nivéal sera réutilisé ? La réponse à cette question est importante
5 car elle pourrait influencer la conception que nous avons de la sélection d'habitat hivernal de la
6 martre. En effet, il a été suggéré que la martre réduit la taille de son domaine vital en hiver, afin
7 de profiter de meilleurs sites de repos (Buskirk 1984; Buskirk et al. 1988). Si tel est le cas,
8 qu'est-ce qui caractérise ces sites et comment la martre sélectionne-t-elle son habitat hivernal ?
9 Par ailleurs, si l'hypothèse de la protection thermique est exacte, nous devrions observer une
10 fréquentation des sites d'enfouissements sub-niveaux plus grande dans les périodes de grands
11 froids.

12 **HYPOTHÈSES DE TRAVAIL**

13 Cette revue de l'écologie de la martre nous amène à formuler quatre hypothèses qui relient la
14 sélection d'habitat avec l'exploitation forestière. C'est hypothèses examinent la question sous
15 trois angles : la caractérisation des habitats sélectionnées à l'échelle du peuplement et du
16 paysage (hypothèse 1), la caractérisation des sites fréquentés et des sites d'activité (hypothèses
17 2 et 3) et l'évolution de la sélection d'habitat et la démographie de la martre (hypothèse 4).

18 **Hypothèse 1** : La sélection de l'habitat, l'occupation de l'espace et ultimement la dynamique
19 des populations de la martre sont affectées par la coupe forestière, puisque les interventions
20 forestières réduisent les éléments structuraux de l'habitat.

21 **Prédiction 1.1** : Par rapport à la distribution à l'échelle du paysage, les domaines vitaux
22 de la martre contiennent une proportion plus élevée de secteurs de forêts peu ou non
23 perturbées.

1 **Prédiction 1.2** : Par rapport à la distribution à l'échelle du domaine vital, les localisations
2 télémétriques de la martre se retrouvent plus fréquemment dans des secteurs de forêts
3 peu ou non perturbées.

4 **Prédiction 1.3** : Les domaines vitaux sont établis préférentiellement dans les secteurs
5 où des parcelles de forêt continue d'au moins 1 km² seront présents.

6 Basé sur le seuil observé au Maine (Chapin et al. 1998).

7 **Prédiction 1.4** : Les peuplements plus âgés sont préférés aux peuplements plus jeunes.

8 **Prédiction 1.5** : La taille des domaines vitaux augmente avec la proportion de coupe
9 totale qu'ils contiennent.

10 **Prédiction 1.6** : Les coupes partielles n'auront pas d'effets sur les domaines vitaux en
11 été, mais augmenteront ceux-ci en hiver.

12 Cette prédiction est fondée sur les résultats au Maine (Soutiere 1979; Major 1979;
13 Steventon et Major 1982; Fuller et Harrison 2000).

14 **Prédiction 1.7** : Les domaines vitaux contiennent moins de 30 % de superficie coupée et
15 davantage de peuplements possédant des caractéristiques complexes que des
16 mosaïques choisies aléatoirement. Au-delà de ce seuil, les martres ne parviennent plus
17 à se maintenir dans ces secteurs.

18 Cette prédiction est basée sur le seuil observé en Abitibi-Témiscamingue (Potvin 1998).

19 **Hypothèse 2** : La martre ne choisirait pas son habitat en fonction de la composition en espèce
20 des peuplements, mais en fonction de la complexité de la structure du couvert végétal. Les
21 habitats plus complexe leur fournirait plus de couvert de protection et serait une meilleur source
22 de proie que les sites simplifiés par les interventions forestières.

23 **Prédiction 2.1** : La complexité, mesurée par les indices suivants, est plus élevée dans
24 les sites fréquentés par la martre :

- 1 • Hauteur de la canopée (préférence de ≥ 9 m; basé sur les résultats de Payer et
- 2 Harrison (2003)) ,
- 3 • Surface terrière (seuil de 28 m²/ha (Payer et Harrison 2003)),
- 4 • Quantité de débris ligneux,
- 5 • Biomasse végétale dans la strate 0 – 2,5 m (Les résultats non-publiés de P.
- 6 Etcheverry, laissent entendre que certains indices de la biomasse végétale
- 7 pourraient prédire la densité de certaines proies de la martre dans la réserve
- 8 faunique de Duchénier),
- 9 • Couvert latéral plus important dans les trois strates,
- 10 • Un couvert arborescent plus fermé.
- 11 • Une plus grande hétérogénéité verticale de la strate arborescente, mesurée par
- 12 le coefficient de variation du DHP.

13 **Prédiction 2.2** : L'importance de l'intervention forestière créera un gradient d'impact.
14 Ainsi les coupes partielles devraient avoir un impact minimal sur la structure des sites
15 fréquentés alors que les éclaircis pré-commerciales un impact maximal.

16 Basé sur les résultats non publiés de la thèse de doctorat de Pierre Etcheverry.

17 **Hypothèse 3** : La martre étant sensible au froid cherche à minimiser ses pertes de chaleurs
18 pendant la période hivernale en adoptant un comportement d'enfouissement sub-nivéal.

19 **Prédiction 3.1** : Le taux d'activité de la martre sera plus faible pendant les périodes
20 froides que pendant les périodes plus chaudes en hiver.

21 **Prédiction 3.2** : Pour faciliter son comportement d'enfouissement en hiver, la martre
22 devrait préférer des sites où les débris ligneux, les chicots et les masses de racines sont
23 plus fréquents.

1 **Hypothèse 4** : Étant donné l'importance de certains éléments structuraux pour la sélection
2 d'habitat et la survie de la martre, l'évolution des événements sylvicoles sur un territoire de
3 piégeage donné devrait avoir un impact sur les caractéristiques démographiques de la
4 population.

5 **Prédiction 4.1** : Divers critères descriptifs du paysage devraient être corrélés aux
6 caractéristiques démographiques de la population, tels que le rapport juvénile-adulte et
7 l'abondance. Parmi les critères recherchés :

- 8 • Des peuplements de moins de 30 ans ou de plus de 60 ans (Sturtevant et
9 al. 1996).
- 10 • Des peuplements dont la canopée à plus de 7 m (Payer et Harrison 2003).
- 11 • Des peuplements mixtes ou résineux.

12 **MÉTHODOLOGIE**

13 ***Hypothèses 1 à 3***

14 *Aire d'étude*

15 L'étude sera réalisée au Bas-St-Laurent dans la Réserve faunique de Duchénier (271 km²,
16 48°11'N, 68°33'), située au sud-ouest de Rimouski. La station météorologique la plus proche,
17 celle de Rimouski, présente une moyenne de température annuelle de 3,9 °C avec des
18 maximum estivaux moyens autour de 22 °C et des minimum hivernaux variant entre -8 et -16
19 °C (Environnement Canada 2002). La précipitation annuelle totale est de 915 mm, dont 642
20 mm sous forme de pluie. La neige persiste généralement de la mi-décembre à la fin avril.

21 Au plan physiographique, le secteur d'étude est situé dans le bassin versant de la rivière
22 Rimouski dans une région de collines rocheuse sur la rive sud du Saint-Laurent. La topographie

1 présente un relief légèrement ondulé avec des élévations qui varient entre environ 200 et 625 m
2 au-dessus du niveau de la mer.

3 Une forêt mixte typique de la zone de transition entre les forêts nordiques de feuillus et la forêt
4 boréale couvre la région (Marie-Victorin 1995). Le couvert forestier est dominé par le sapin
5 baumier (*Abies balsamea*), le thuya du Canada (*Thuja occidentalis*), l'épinette blanche (*Picea*
6 *glauca*), le bouleau à papier (*Betula papyrifera*), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*),
7 le peuplier baumier (*P. balsamifera*), l'érable rouge (*Acer rubrum*) et l'érable à sucre (*A.*
8 *saccharum*).

9 Les grands mammifères les plus communs sont le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*),
10 l'orignal (*Alces alces*), et l'ours noir (*Ursus americanus*). Les carnivores présents dans l'aire
11 d'étude incluent la martre, le coyote, le renard roux, le lynx du Canada, le pékan, l'hermine
12 (*Mustela erminea*) et la belette à longue-queue (*M. frenata*). Parmi les rapaces identifiés sur la
13 réserve Duchénier, on compte la buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*), le pygargue à tête
14 blanche (*Haliaeetus leucocephalus*), le grand-duc (*Bubo virginianus*), la chouette rayée (*Stryx*
15 *varia*), la petite nyctale (*Aegolius acadicus*) et la crécerelle d'Amérique (*Falco sparverius*).

16 Le secteur subit actuellement une exploitation forestière discontinuée (fig. 1). Les coupes totales
17 n'occupent que la partie sud-ouest du territoire en raison de la présence d'une aire d'hivernage,
18 le ravage Duchénier, dans sa section nord-est. À proximité de ce secteur, les coupes de faibles
19 superficies sont favorisées, alors que, dans la zone proprement dite de l'aire d'hivernage, les
20 interventions forestières se limitent à des coupes partielles.

21 Par ailleurs, la partie nord de l'aire d'étude n'a pas été exploitée pour le piégeage des animaux à
22 fourrures depuis au moins 1978. Cette population n'a donc jamais subi directement une
23 pression du piégeage.

1 *Capture*

2 Les individus sont capturés à l'aide d'une variété de pièges Tomahawk incluant : des cages
3 pliables #207 (25x30x81 cm), des cages rigides à double entrées #109 (38x38x107 cm) ou
4 simple entrée #108.5 (30x30x107 cm), ainsi que des cages à double entrée #107 (23x23x81
5 cm) modifiées. Les cages sont placées dans les boisés à proximité des routes et des plans
6 d'eau, là où des signes de présence ont été relevés. Deux méthodes sont appliquées pour la
7 disposition des cages. Selon la première méthode, les cages sont placées au sol et
8 dissimulées, en été, sous de l'écorce, des branches de sapins et, en hiver, sous la neige. Selon
9 la deuxième, les cages sont fixées à 30 à 100 cm du sol à des arbres dans des boîtes en bois et
10 recouvertes de branches de sapin. Une passerelle faite avec un gaulis permet aux animaux
11 d'accéder aux cages. Dans les deux cas, elles sont appâtées à l'aide de viande de castor, de
12 retailles de boucherie, de sang et de leurres à mustélidés (particulièrement d'essence d'anis et
13 d'huile de moufette).

14 Les martres sont d'abord anesthésiées avec 10 cc d'isoflurane injectés dans une boîte
15 d'anesthésie dans lequel l'animal aura été transféré au préalable. Une fois endormis, une dose
16 d'un mélange de xylazine et de kétamine sera injectée pour permettre de poser un collier
17 émetteur et de prendre les mesures morphologiques des animaux. Celles-ci incluent le sexe, le
18 poids total, la longueur totale, la circonférence du cou et la circonférence de la poitrine. Les
19 colliers utilisés sont des colliers émetteurs VHF Holohill pesant environ 30 g. Les colliers sont
20 munis d'un dispositif de détection de mouvement qui amorce un signal plus rapide lorsque
21 l'animal reste immobile pour 3 à 6 heures¹ pour faciliter le recouvrement des individus en cas de

¹ Normalement, les colliers devraient passer au signal de mortalité après 24 heures. Cependant, suite à des tests, nous avons réalisé que cette modification du signal s'enclenchait dans un délai beaucoup plus court.

1 mortalité. Une étiquette de métal est également fixée à l'oreille de chaque animal capturé. En
2 cas de recapture, l'animal est relâché sans anesthésie exception faite des individus dont le
3 collier doit être changé.

4 Nous comptons capturer 15 martres. Les individus morts sont remplacés au besoin pour
5 maintenir l'effectif constant.

6 *Téléométrie*

7 Les individus munis d'un collier émetteur sont localisés par triangulation de façon régulière. Une
8 tentative de localisation est faite à tous les deux jours pendant les deux périodes
9 d'échantillonnage, soit l'été (mi-juin à mi-septembre) et l'hiver (janvier-avril). Les visées sont
10 prises à partir d'un minimum de 4 stations fixes situées en bordure de chemins forestiers. Le
11 positionnement exact de ces points est déterminé à l'aide d'un GPS et la visée à l'aide d'une
12 boussole magnétique. Un minimum de 20 localisations par individu par saison est appréhendé
13 pour évaluer l'habitat saisonnier. Les déplacements entre les localisations se feront en camion
14 ou VTT, l'été, et en motoneige, l'hiver.

15 Lorsqu'un signal de mortalité est détecté, l'individu mort est localisé. Cependant, étant donnée
16 le délai très court du déclenchement du signal de mortalité, nous attendons que le signal soit
17 détecté deux jours de suite avant de récupérer la carcasse. La cause de la mort est déterminée
18 par l'analyse de la carcasse afin de déceler des indices révélateurs (ex. morsures, traces de
19 griffes etc.). Finalement, la carcasse, lorsque possible, sera recueillie pour des analyses
20 subséquentes en laboratoire.

21 La projection de la position de l'animal est effectuée à l'aide du logiciel LOAS v2.8. Pour chaque
22 série de visées (3 minimum), nous estimons une position avec le ratio de probabilité maximal
23 («Maximum Likelihood Ratio»). Cette position est ensuite reportée sur une carte à l'aide d'un
24 système d'information géographique.

1 Le calcul des domaines vitaux est réalisé grâce au logiciel ArcView v3.2 et de l'extension Animal
2 Movement SA v2.04. Pour ce faire, la méthode du polygone convexe est utilisée pour les
3 délimiter. Elle sera appliquée à chaque individu et à chaque saison (hiver et été).

4 L'activité des animaux est également notée lors de la prise de donnée. La réception d'un signal
5 modulé sert d'indicateur pour déceler qu'un individu est en mouvement (Rouleau et al. 2002b).
6 Également, la transformation d'un signal de mortalité en un signal normal est notée pour
7 indiquer un regain d'activité.

8 La procédure utilisée pour la capture et la manipulation des individus a été approuvée par le
9 Comité pour la protection des animaux de l'UQAR (No de résolution CPA14-02-04).

10 *Analyse ponctuelle de la sélection d'habitat à l'échelle du peuplement et du paysage*

11 La caractérisation de l'habitat de la martre se fait en reportant les domaines vitaux sur les cartes
12 écoforestière 1 : 20 000 (polygone minimal = 4 ha) du ministère des Ressources Naturelles. La
13 dernière mise-à-jour de la carte remonte à l'an 2000. À cette carte sera ajouté les plans
14 d'aménagements et d'interventions forestières, caractérisant les interventions sylvicoles réalisées
15 entre 2000 et 2004. Nous avons déterminé un nombre limité de catégories d'habitat en fonction
16 de l'utilisation de l'habitat par la martre, selon la littérature, et les types de peuplement
17 disponibles dans la zone ayant subi une pression de capture. Nous avons tenu compte des
18 limites des cartes écoforestières québécoises (Potvin et al. 1999; Dussault et al. 2001). 9
19 catégories d'habitat ont ainsi été identifiées (tableau 1).

20 Pour les fins d'analyse de la sélection d'habitat au niveau du paysage, ce dernier est défini
21 comme étant la zone qui englobe tous les domaines vitaux et les sites de piégeage. Ainsi, le
22 paysage englobe tout ce qui est accessible pour la martre (la part des domaines vitaux) et ce
23 qui aurait pu l'être si des martres avaient été présentes (la part où aucune martre n'a été
24 capturée ou localisée malgré un effort de piégeage). La proportion de chaque catégorie d'habitat

1 à l'intérieur de chaque domaine vital ainsi que la proportion disponible dans le paysage seront
2 calculés à l'aide du logiciel ArcView v3.2. Par ailleurs, une série d'indices de configuration du
3 paysage sera établie (tableau 2). Ces indices sont des mesures spatiales appliquées à l'échelle
4 des peuplements qui permettent de décrire la structure du paysage et de la mettre en contexte
5 de la mosaïque forestière environnante (Bertrand et Potvin 2003). Ces indices ont été
6 développés en Abitibi pour une étude sur les séparateurs de coupe. Ils devraient nous
7 permettre d'évaluer l'importance de la fragmentation d'habitat dans le processus de sélection.

8 Pour évaluer l'impact de la superficie de coupes forestières sur la taille des domaines vitaux,
9 nous procéderons par régression linéaire.

10 *Analyse des données*

11 Les préférences d'habitat seront testées à l'échelle de l'aire d'étude et du domaine vital en
12 utilisant des MANOVA (analyses de variance multivariées) avec transformations logarithmiques
13 (Aebischer et al. 1993). Les catégories d'habitats seront utilisées comme variables
14 dépendantes. Pour déterminer dans quelles catégories se trouvent les différences, nous allons
15 procéder par comparaison de la disponibilité et de l'utilisation des peuplements entre les
16 catégories prises deux à deux (test de comparaisons).

17 *Micro-sélection d'habitat et caractérisation des sites d'enfouissement et d'activité hivernale.*

18 Une seconde approche, complémentaire à la précédente, permet de caractériser plus finement
19 l'habitat à partir d'inventaires terrains. Des inventaires de végétation sont donc effectués
20 pendant l'été et l'hiver. Dix parcelles sont échantillonnées dans chaque domaine vital saisonnier.
21 Elles sont sélectionnées au hasard parmi les localisations. Du plus, dix parcelles sont
22 échantillonnées aléatoirement dans chaque domaine vital. Nous mesurons également dix sites
23 par catégorie d'habitat (tableau 1) à l'échelle du paysage.

1 Sur chaque site, nous procédons à un inventaire forestier (tableau 3). Ainsi, pour chacune des
2 parcelles, nous estimons la surface terrière et le nombre d'arbres (e.g. DHP > 9 cm) par hectare
3 à l'aide d'un prisme de facteur 2. Afin d'évaluer la structure horizontale de la canopée, nous
4 évaluerons la distribution de fréquence de chaque classe de taille parmi les arbres retenus lors
5 de la lecture de prisme. L'obstruction latérale est évaluée pour trois classes de hauteurs (0-50
6 cm, 50 cm-100 cm et 100 cm-150 cm) à l'aide d'une planche à profil placée à une distance de 5
7 m et 15 m à partir du centre de la parcelle. Ceci devrait nous permettre d'évaluer non
8 seulement le niveau d'obstruction visuelle, mais également sa variation le long d'un gradient de
9 distance. Pour estimer le degré de fermeture de la canopée (en %), nous procédons par
10 projection verticale au-dessus de 10 points disposés en ligne le long d'un transect et espacés de
11 1,5 m. La fermeture de la canopée est estimée séparément pour les essences résineuses et
12 feuillues et pour les arbustes (<4 m) et les arbres (4+ m). Le nombre de débris ligneux (gaulis,
13 arbres couchés) de plus de 9 cm de diamètre qui croisent le transect à moins de 2 m du sol est
14 calculé. Pour estimer la hauteur du couvert, nous mesurons dix arbres à l'aide d'un clinomètre.
15 Pour chaque parcelle, l'orientation du transect est déterminé de façon aléatoire entre les huit
16 points cardinaux principaux (nord, nord-est, est, sud-est, etc.) à l'aide d'un dé à huit faces.

17 Les résultats de P. Etcheverry (données non-publiées) tendent à relier la biomasse végétale et
18 certaines espèces de petits mammifères qui sont des proies de la martre, particulièrement le
19 campagnol à dos roux et le lièvre. Pour évaluer la biomasse végétale, nous avons recours à la
20 méthode de conversion des mesures du recouvrement vertical et latéral de la végétation en
21 biomasse pour caractériser l'habitat (Rouleau et al. 2002a). Les végétaux sont échantillonnés en
22 fonction de 2 classes de hauteur, soit de 0-50 cm et de 51-150 cm. Nous identifions les espèces
23 et mesurerons leur recouvrement le long d'un ruban de 2 m déposé sur le sol et orienté au
24 hasard. Les plantes inventoriées seront regroupées en 10 catégories, afin de simplifier les
25 analyses statistiques. La conversion des mesures de recouvrement en biomasse s'effectuera à

1 l'aide des 10 modèles de régression (Rouleau et al. 2002a). Cette évaluation ne sera
2 naturellement utilisée qu'en été.

3 Finalement, en hiver, nous évaluons les caractéristiques de support de la neige à l'aide de
4 pénétromètres. Le premier type est un pénétromètre utilisé pour évaluer la capacité de support
5 de la neige de grands mammifères avec un rapport masse-surface de 124,5 g/cm². Nous
6 utilisons également un pénétromètre avec un rapport masse-surface de 13,3 g/cm². Ce dernier
7 a été calibré avec des pistes de martres pour obtenir des indices d'enfoncement similaires.
8 Nous avons utilisé deux types de pénétromètre étant donnée que nous avons dû en développer
9 un pendant la première période d'échantillonnage hivernal. N'ayant aucune donnée sur laquelle
10 nous baser, nous avons jugé bon d'avoir un étalon connu soit le celui utilisé pour la grande
11 faune.

12 Par ailleurs, grâce à la télémétrie à vue, c'est-à-dire suivre un signal jusqu'à sa source, il est
13 possible de repérer précisément des sites fréquentés par la martre. Les sites peuvent ensuite
14 être classés selon deux catégories : des «terriers» (des sites sub-niveaux fréquentés à plusieurs
15 reprises) et des sites fréquentés (pas nécessairement sub-niveaux, où l'individu n'a été repéré
16 qu'une seule fois). Pendant l'hiver 2004, nous avons procédé à des repérages télémétriques à
17 vue pour identifier de tels sites.

18 Pour voir quels éléments structuraux sont déterminants dans le choix de l'animal, nous
19 procédons à certaines mesures. En plus des données récoltées pour caractériser l'habitat
20 (tableau 3) pendant la période hivernal, nous retournons sur le site après la fonte des neiges
21 récolter des données supplémentaires (tableau 4). Nous procédons également à un inventaire
22 sur un nombre équivalent de sites choisi aléatoirement dans le paysage afin de comparer les
23 sites fréquentés et les sites non fréquentés.

24 La proportion du couvert rocheux est évaluée visuellement à l'intérieur d'une parcelle circulaire
25 de 5 m de rayon. La pente du site est mesurée à l'aide d'un clinomètre en mesurant l'angle

1 entre l'observateur et un point de repère à hauteur de regard à 10 m du point d'enfouissement.

2 Le sol est caractérisé selon trois catégories : un sol sec, un sol humide ou un sol marécageux
3 pour caractériser le drainage du site.

4 Le nombre de gaulis de la strate arbustive (tiges de 1 à 9 cm au DHP) est relevé dans une
5 parcelle 45 m² (3 x 15) centrée sur le site d'enfouissement. Pour être compté, la majorité du
6 tronc doit être à l'intérieur de la parcelle. Pour chaque individu, l'espèce est notée ce qui nous
7 permet de calculer le nombre de gaulis total par hectare et le nombre de gaulis par espèce par
8 hectare.

9 Dans le cas des débris ligneux, nous les évaluons le long d'une ligne d'intersection de 15 m de
10 longueur, centrée sur le site d'enfouissement. Un débris ligneux est désigné comme étant un
11 tronc ayant une inclinaison supérieure à 45° ou couché. Il doit croiser le transect entre dans une
12 fenêtre de 0 à 2 m du sol. Le diamètre du débris est mesuré au point d'interception à l'aide d'un
13 pied à coulisse. Les distance de recouvrement du transect sont notées afin d'estimer un
14 pourcentage de recouvrement. Le stade de décomposition est caractérisé selon cinq
15 catégories : un débris frais qui a encore ses branches et qui est solide (1), un débris qui a perdu
16 ses branches et qui commence à perdre son écorce (2), un débris qui est pratiquement dénudé
17 mais encore solide (3), un débris totalement dénudé et décomposé en surface (4), un débris
18 fortement décomposé et partiellement enfouis dans le sol (5).

19 Les chicots sont dénombrés à l'intérieur de parcelles de 45 m² (3 x 15 m) centrées sur le site
20 d'enfouissement. Pour chaque chicot, l'espèce, le diamètre et l'état (échelle de 1 à 5 similaire
21 au débris ligneux) sont noté. Nous mesurons également sa hauteur à l'aide d'un clinomètre.

22 Les masses de racines partiellement dénudées à l'intérieur de la parcelle sont notées. Nous
23 mesurons la hauteur et le diamètre des racines afin d'en évaluer le volume. Nous notons
24 également l'espèce lorsqu'elle est identifiable.

25 *Analyse des données*

1 Pour les données d'inventaire, nous allons par régression logistique multiple avec progression
2 stepwise, pour chaque saison. Ceci devrait nous permettre de déterminer les caractéristiques
3 sélectionnées et ainsi comparer le processus entre les saisons.

4 Afin de comparer les sites dits «terriers», les sites fréquentés et les sites aléatoires, nous
5 utiliserons des MANOVA, si possible. Sinon, les analyses seront réalisées à l'aide d'ANOVA à 1
6 facteur ou de tests non-paramétriques, si les données n'obéissent pas aux prémisses du modèle
7 général linéaire. Si une différence significative est détectée, des comparaisons *a posteriori*
8 seront employées pour déterminer la source de la différence.

9 Pour évaluer l'activité des individus en fonction des conditions hivernales, nous relierons l'activité
10 des individus, évaluée lors de la télémétrie, en fonction des données météorologiques récoltées
11 par Environnement Canada à la station de Rimouski et les données de condition de neige,
12 récoltées par la réserve Duchénier. À cette fin, nous utiliserons des régressions logistiques
13 multiples.

14 **Hypothèse 4**

15 *Analyse longitudinale de la sélection d'habitat*

16 L'analyse longitudinale de la sélection d'habitat va se faire à partir des données historiques de
17 récolte de martre dans les subdivisions des unités de gestion des animaux à fourrure (UGAF)
18 touchant deux réserves fauniques des régions administratives du Bas-St-Laurent et de la
19 Gaspésie : la réserve faunique de Matane et la réserve faunique de Rimouski. Les données
20 sont fournies par le ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec.
21 Elles incluent pour chaque année depuis l'ouverture du piégeage sur ces territoires : la récolte
22 déclarée (nombre de captures par carnet), l'effort de piégeage déclaré (nombre de pièges par
23 trappeur), le succès de piégeage déclaré (nombre de captures par 1000 nuits-pièges), le
24 rendement déclaré (nombre de captures par 100 km²), la pression de piégeage (nombre de

1 pièges par 100 km²), le succès DAO (nombre de captures par trappeur) ainsi que le rendement
2 DAO (nombre de captures par 100 km²), le rapport des sexes et le rapport adultes : juvéniles
3 dans la récolte. La désignation DAO indique que les indices ont été calculés à partir du nombre
4 de peaux vendues et non aux nombre de captures déclarées dans les carnets de trappeur.
5 Selon un examen préliminaire, les données disponibles semblent couvrir la période 1989 à
6 2004.

7 Par ailleurs, nous avons à notre disposition l'historique de l'exploitation forestière couvrant la
8 même période. Nous sommes donc en mesure d'obtenir pour chaque territoire de piégeage
9 visé certaines données relatives à l'habitat et son évolution temporelle (tableau 5).

10 *Analyse de données*

11 Nous tentons de voir si durant la période échantillonnée, soit environ quinze ans, les
12 changements dans le paysage reflètent des changements dans la population de martre des
13 territoires visés. Naturellement, ceci présume que les données de récoltes reflètent l'abondance
14 de la population.

15 Afin de détecter ces relations, nous procéderons à des analyses de régression multiples. Ceci
16 devrait nous permettre déterminer quelles variables expliquent mieux les variations des indices
17 et ainsi élaborer l'impact des interventions forestières sur la martre d'Amérique dans le Bas-St-
18 Laurent et la Gaspésie.

19 **CALENDRIER**

20	Automne 2002	1 ^{re} inscription au doctorat
21		Mise au point des méthodes, captures des individus et pose des colliers émetteurs
22	Hiver 2003	Compléter les captures
23		Télémétrie et caractérisation de l'habitat hivernal (an 1)
24		Suivi des mortalités (an 1)
25	Printemps 2003	Suivi des mortalités (an 1)
26	Été 2003	Télémétrie et caractérisation de l'habitat estival (an 1)
27		Suivi des mortalités (an 1)

1	Automne 2003	Captures d'individus complémentaires
2		Suivi des mortalités (an 1)
3	Hiver 2004	Captures d'individus complémentaires
4		Télémétrie et caractérisation de l'habitat hivernal (an 2)
5		Suivi des mortalités (an 2)
6		Dépôt du devis de recherche (activité obligatoire)
7		Cours d'introduction à l'enseignement post-secondaire (activité obligatoire)
8	Printemps 2004	Analyses des données
9		Suivi des mortalités (an 2)
10	Été 2004	Télémétrie et caractérisation de l'habitat estival (an 2)
11		Suivi des mortalités (an 2)
12	Automne 2004	Analyses des données
13	Hiver 2005	Caractérisation de l'habitat (sites aléatoires dans les domaines vitaux)
14		Analyses des données et rédaction
15		Cours d'introduction à gestion des ressources humaines (activité obligatoire)
16		Examen synthèse (activité obligatoire)
17	Printemps 2005	Analyses des données et rédaction
18	Été 2005	Caractérisation de l'habitat (sites aléatoires dans les domaines vitaux)
19		Analyses des données et rédaction
20	Automne 2005	Séminaire (activité obligatoire)
21	Hiver 2006	Analyses des données et rédaction
22		Dépôt initial de la thèse

23 **CONCLUSION GÉNÉRALE**

24 Le présent projet de doctorat tente d'élucider les processus de sélection d'habitat et d'utilisation
25 de l'espace de la martre d'Amérique à la lumière des bouleversements qui sont en cours dans la
26 frange sud de la forêt boréale québécoise. La martre d'Amérique représente un modèle
27 intéressant pour considérer les impacts des pratiques sylvicoles au Québec étant donnée son
28 association traditionnelle avec les forêts conifériennes matures. Par ailleurs, tel que souligné
29 plus haut, ce modèle est celui retenu comme espèce indicatrice de la santé de ces forêts dans
30 plusieurs juridictions nord-américaines. Par contre, à la lumière de récents résultats et
31 potentiellement de nos résultats, un examen de la validité du lien martre-habitat, sur lequel
32 repose l'idée de l'espèce indicatrice, s'impose. La conclusion finale de ce projet nécessiterait

1 donc un examen critique et approfondi de la littérature sur le sujet et pourrait faire l'objet d'un
2 chapitre supplémentaire.

3 Ce projet pourrait donc faire l'objet de quatre articles. Par exemple :

4 1. Impact de la distribution et de l'intensité des pratiques sylvicoles sur la sélection d'habitat
5 et l'occupation de l'espace chez la martre d'Amérique.

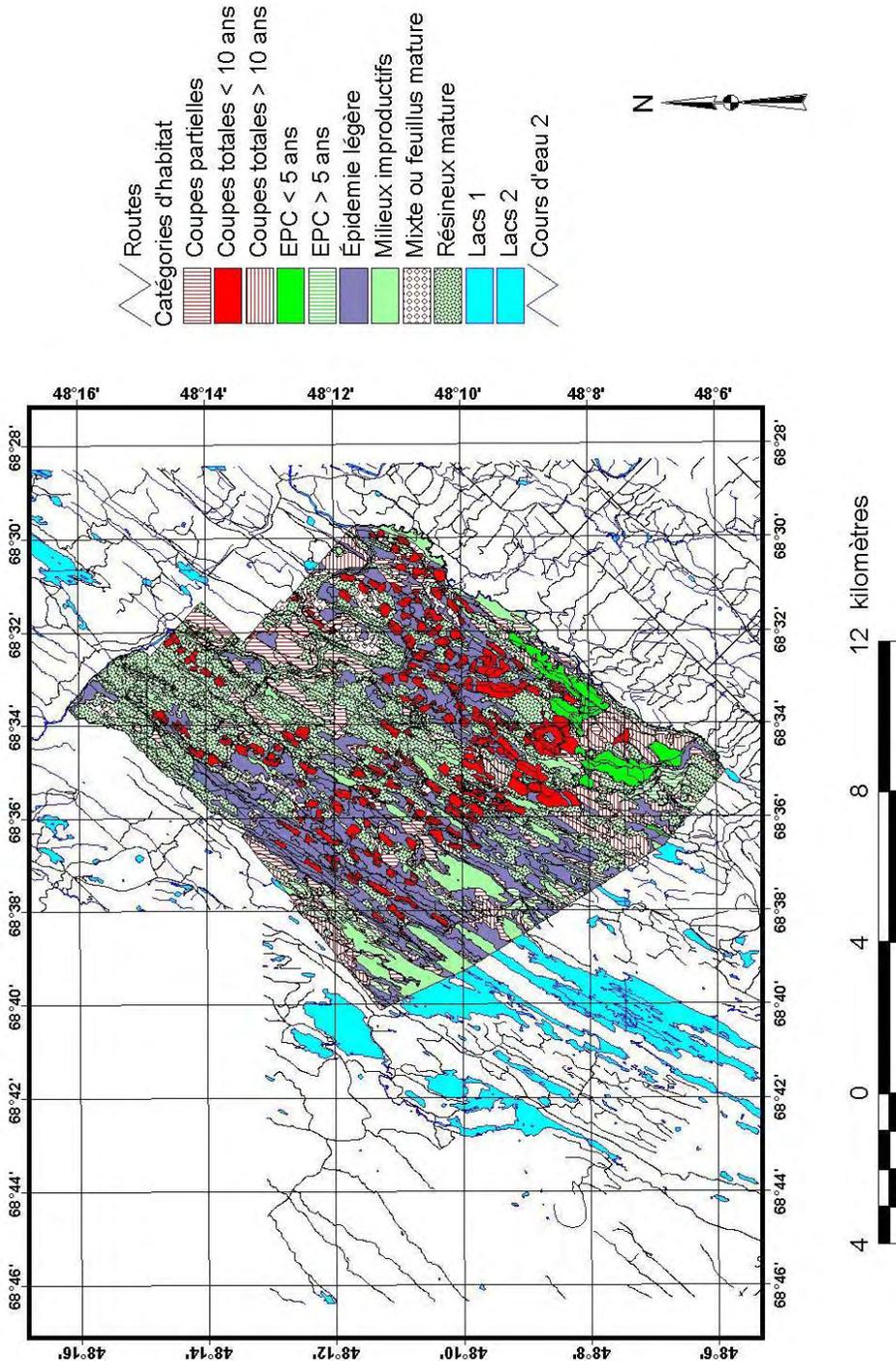
6 2. Caractérisation fine des sites utilisés par la martre d'Amérique dans la frange sud de la
7 forêt boréale.

8 3. Analyse longitudinale de l'impact des coupes forestières sur deux populations de martre
9 d'Amérique en Gaspésie et au Bas-St-Laurent.

10 4. Examen de la validité d'utiliser la martre d'Amérique comme espèce indicatrice.

11 Ces articles pourraient être soumis à des revues telles que : *Journal of Wildlife Management*,
12 *Revue canadienne de zoologie*, *Écoscience*, *Revue canadienne de recherche en foresterie*,
13 *Forest Ecology and Management* ou *Journal of Mammalogy*.

1 Figure 1 – Représentation du secteur nord-est de la réserve faunique Duchénier ainsi que des
 2 catégories d'habitat retenues. On y distingue une exploitation forestière plus intensive dans la
 3 zone sud avec une plus grande quantité de coupe totale. Les peuplements matures et la coupe
 4 partielle sont concentrés dans la section nord-est et au centre du secteur.



5

1 **Tableau 1 – Description des neuf catégories d’habitats retenus selon la disponibilité et la**
 2 **répartition sur le territoire de la réserve faunique Duchénier. Les catégories regroupes trois**
 3 **niveaux d’intervention forestière : non-perturbé, perturbation légères et perturbations sévères.**

CATEGORIE	DESCRIPTION
Milieus non-perturbés	
Jeunes étagés	Peuplements de moins de 70 ans avec plusieurs étages ou inéquiens
Jeunes équiens	Peuplements de moins de 70 ans équiens
Vieux étagés	Peuplement de 70 ans et plus avec plusieurs étages ou équiens
Vieux équiens	Peuplements de 70 ans et plus équiens.
Milieus improductifs	Milieus sans intérêt sylvicole (e.g. aulnaies), milieux humides, lacs, rivières, etc.
Perturbations légères	
Coupes partielles	Englobent les coupes de jardinage, les éclaircies commerciales, etc.
EPC	Secteurs d’éclaircies pré-commerciales.
Épidémies légères	Secteurs de faible superficie ravagés par la tordeuse des bourgeons d’épinette (<i>Choristoneura fumiferana</i>).
Perturbation sévères	
Coupes totales	Parterres de coupes totales âgés de 0 à 30 ans.

4
 5 **Tableau 2 – Description des indices de configuration du paysage utilisés à l’échelle du**
 6 **peuplement.**

INDICE	DESCRIPTION
Largeur	Largeur moyenne de la structure du peuplement.
Superficie totale	Superficie totale (ha) de la structure du peuplement.
Superficie intérieure	Superficie résiduelle (ha, %) obtenue en retranchant une bordure de 20 m du côté intérieur du périmètre de la structure.
Proximité de la forêt	Superficie de forêt (ha) contenue dans trois cercles concentriques de 25, 100 et 500 ha, centrés sur la structure.
Contiguïté d’un massif	Présence ou absence d’un massif de forêt > 25 ha en contact avec la structure.
Distance d’un massif	Distance (m) entre la structure et la plus proche parcelle de forêt (largeur ≥ 200 m) de 25, 100 et 500 ha.
Bordure forêt-coupe	Rapport entre la longueur du périmètre de la structure en contact avec une coupe et la superficie de la structure.

7 Inspiré de Bertrand et Potvin (2003)

1 **Tableau 3 – Description des variables mesurées lors des inventaires de végétation.**

VARIABLE	MATERIEL OU METHODE
Informations générales	
Orientation de la pente	Boussole.
Enfoncement dans la neige	Pénétrromètre (en hiver seulement).
Hauteur de la voûte forestière	10 arbres dominants mesurés au clinomètre.
Hétérogénéité verticale	Distribution de fréquence des DHP.
Strate arborescente (DHP > 9 cm)	
Surface terrière (totale et par essence)	Prisme de facteur 2.
Nombre de tiges (totale et par essence)	Prisme de facteur 2 et pied à coulisse.
Couvert vertical par essence (> 4m)	Points verticaux.
Obstruction latérale	Planche à profil.
Strate arbustive	
Couvert vertical par essence (1,5 m – 4 m)	Points verticaux.
Obstruction latérale	Planche à profil.
Strate herbacée et muscinale	
Recouvrement au sol par espèce	Estimation visuelle (parcelle de 0,2 m ²) (en été seulement).
Biomasse par groupe d'espèces	Modèles de régressions (Rouleau et al. 2002a) (en été seulement).
Obstruction latérale	Planche à profil.
Débris ligneux	
Proportion d'interception	Ligne d'intersection (15 m).

2

3 **Tableau 4 – Variables supplémentaires mesurées en été pour caractériser les sites**

4 **d'enfouissement sub-niveaux.**

VARIABLE	MATERIEL OU METHODE
Couvert rocheux	Estimation visuelle dans un rayon de 5 m.
Pente	Clinomètre
Sol	Caractérisation du sol (sec, humide, marécageux).
Gaulis	Dénombrement par espèce à l'intérieur d'un quadra de 3 x 15 m centré sur le site d'enfouissement.
Débris ligneux	Caractérisation (% de recouvrement, catégorie de décomposition, diamètre) des débris ligneux qui croisent un transect de 15 m, centré sur le site d'enfouissement.
Chicots	Caractérisation (taille, diamètre et catégorie de décomposition) des chicots à l'intérieur d'un quadra de 3 x 15 m centré sur le site d'enfouissement.
Masse de racines	Caractérisation (hauteur et longueur) des masses de racines partiellement dénudées à l'intérieur d'un quadra de 3 x 15 m centré sur le site d'enfouissement.

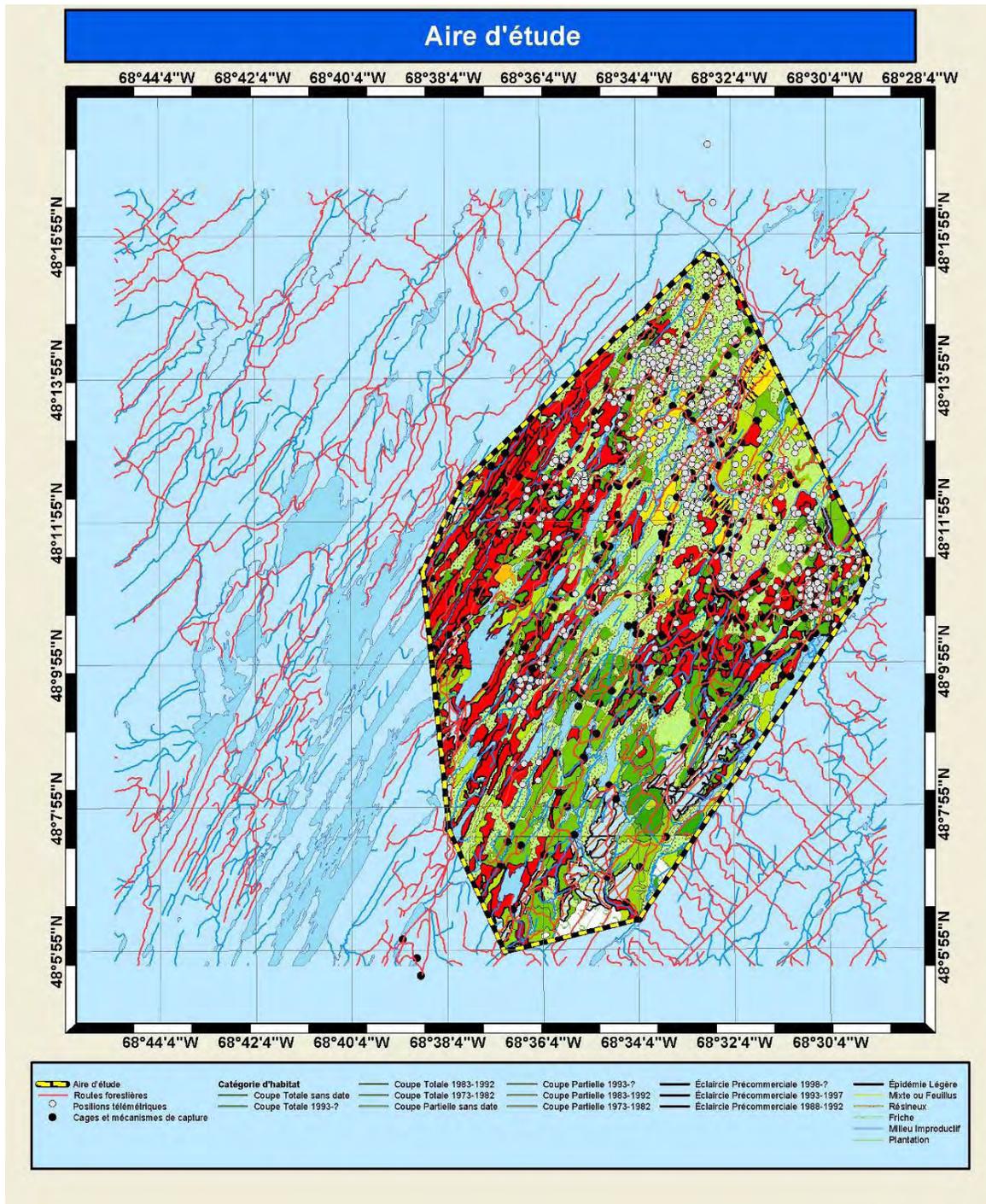
- 1 **Tableau 5 – Variables calculées pour chaque territoire de piégeage à l'intérieur des réserves**
- 2 **fauniques du Bas-St-Laurent et de la Gaspésie, pour chaque année de la période couverte par les**
- 3 **données de récolte de martre disponibles.**

INDICE	DESCRIPTION
% de Hauteur 12+	Proportion du territoire occupée par des peuplements dont la hauteur de la canopée est supérieure à 12 m.
% de Hauteur 7-12	Proportion du territoire occupée par des peuplements dont la hauteur de la canopée est comprise entre 7 et 12 m.
% de Hauteur 6-	Proportion du territoire occupée par des peuplements dont la hauteur de la canopée est inférieure à 7 m.
% Plantation	Proportion du territoire occupée par des plantations.
% Feuillus	Proportion du territoire occupée par des peuplements feuillus.
% Résineux	Proportion du territoire occupée par des peuplements résineux.
% Mixte	Proportion du territoire occupée par des peuplements mixtes.
% 60+	Proportion du territoire occupée par des peuplements de plus de 60 ans (matures et surannés).
% 30-60	Proportion du territoire occupée par des peuplements âgés de 30 à 60 ans (immatures avec le moins de débris ligneux).
% 0-30 ans	Proportion du territoire occupée par des peuplements âgés de 0 à 30 ans (peuplement jeunes ou en régénération).
Routes	Nombre de kilomètres de routes sur le territoire.
% improductif	Proportion du territoire occupée par des milieux non forestiers.

4

1 **ANNEXE : RÉSUMÉ DES DONNÉES CUMULÉS À CE JOUR**

2 **Figure 2 – Représentation de l’aire d’étude et des différents types d’éléments forestiers qui la**
3 **compose. Les points pâles représentent les localisation télémétriques alors que les points noirs**
4 **représentent les sites où nous avons installé une cage pour la capture.**



1

2 **Tableau 6 – Nombre de repérages et sexe de chaque individu marqué que nous avons réussi à**
 3 **suivre pendant les quatre saisons de suivi télémétrique. «E03» et «E04» représentent les saison**
 4 **estivales 2003 et 2004, alors que «H03» et «H04» représentent les saisons hivernales des mêmes**
 5 **années.**

Individu	Sexe	Saison				Total
		E03	E04	H03	H04	
2426D	M	5		17	33	55
2608D	F	4		23		27
2642D	M	6	25	22	24	77
2711D	M		25		28	53
2725D	F	8	25	23	27	83
2734G	M			13		13
2763G	M	4				4 ¹
3527D	M	10		16	1	27
5105D	F	20	26	21	25	92
5173G	F				21	21
6461D	F		1		24	25
7452D	F	14	25	17	30	86
7467D	M	15		19	33	67
7474D	M	12		11		23
7476D	F		8	15	25	48
7815G	F		25		22	47
7821G	F		27		30	57
Total		98	187	197	323	805

6 ¹ Cet individu a été exclu du calcul de l'aire d'étude étant donné qu'il n'y avait pas suffisamment de repérages pour
 7 calculer un domaine vital fiable.

1 **Tableau 7 – Nombre de caractérisations fines de l’habitat réalisé à l’aide des repérages**
 2 **téléométriques triés par individus. Ces sites ont été revisités et caractérisés pendant la même**
 3 **séance d’échantillonnage que le repérage auxquels ils sont associés.**

Individu	Sexe	Hiver 2003	Été 2003	Hiver 2004	Été 2004	Total
2426D	M	10	5	10		25
2608D	F	10	4			14
2642D	M	10	6	10	10	36
2711D	M			12	10	22
2725D	F	11	8	10	10	39
2734G	M	10				10
2763G	M		4			4
3527D	M	10	10			20
5105D	F	11	11	10	10	42
5173G	F			10		10
6461D	F			12		12
7452D	F	11	10	10	10	41
7467D	M	10	10	11		31
7474D	M		10			10
7476D	F	10		10	8	18
7815G	F			10	10	20
7821G	F			10	10	20
Total		103	78	125	78	384

4
 5 **Tableau 8 – Nombre de sites d’enfouissement sub-niveaux repérés par télémétrie à vue pendant**
 6 **l’hiver 2004 triés par individus. Ces sites ont été revisités et caractérisés pendant l’été 2004. 24**
 7 **sites aléatoires choisis dans le paysage ont également été échantillonnés pendant la même**
 8 **période.**

Individu	Site aléatoire	Site fréquenté	Terrier	Total
2426D		2	3	5
2642D		2	2	4
2711D		5	2	7
2725D		2	2	4
5105D		2	2	4
5173D		2	3	5
6461D		5	1	6
7452D		2	2	4
7467D		3	2	5
7476D		2	2	4
7815G		2	2	4
7821G		2	3	5
	24			24
Total	24	31	26	81

1 BIBLIOGRAPHIE

- 2 Adkins, C.A. and Stott, P. 1998. Home ranges, movement and habitat associations of red foxes *Vulpes*
3 *vulpes* in suburban Toronto, Canada. *Journal of Zoology* **244**: 335-346.
- 4 Aebischer, N.J., Robertson, P.A., and Kenward, R.E. 1993. Compositional analysis of habitat use from
5 animal radio-tracking data. *Ecology* **74**: 1313-1325.
- 6 Baker, J.M. 1992. Habitat use and spatial organisation of pine marten on southern Vancouver Island,
7 British Columbia. Simon Fraser University.
- 8 Bateman, M.C. 1986. Winter habitat use, food habits and home range size of the marten, *Martes*
9 *americana*, in western Newfoundland. *Canadian Field-Naturalist* **100**: 58-62.
- 10 Beier, P. 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation*
11 *Biology* **7**: 94-108.
- 12 Bertrand, N. and Potvin, F. Caractérisation des habitats fauniques : méthodologie et résultats observés.
13 2003. Québec, Québec, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs.
- 14 Bissonette, J. A., Fredrickson, R. J., and Tucker, B. J. The effects of forest harvesting on marten and
15 small mammals in western Newfoundland. 1988. Utah State University, Logan, UT, Utah Cooperative
16 Fish and Wildlife Research Unit.
- 17 Bissonette, J.A., Fredrickson, R.J., and Tucker, B.J. 1989. American marten: a case for landscape-level
18 management. *In* Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference, pp.
19 89-101.
- 20 Bissonette, J.A., Fredrickson, R.J., and Tucker, B.J. 1991. American marten: a case for landscape-level
21 management. *In* Wildlife and Habitat in Managed Landscapes. *Edited by* J.E. Rodiek and E.G. Bolen.
22 Island Press, Washington, D.C. pp. 116-133.
- 23 Bowman, J.C. and Robitaille, J.-F. 1997. Winter habitat use of American martens, *Martes americana*,
24 within second-growth forest in Ontario, Canada. *Wildlife Biology* **3**: 97-105.
- 25 Brainerd, S.M. 1990. The pine marten and forest fragmentation: a review and general hypotheses. *In*
26 Transactions of the 19th Congress of the International Union of Game Biologists, International Union of
27 Game Biologists.
- 28 Bull, E.L. and Heater, T.W. 2001. Survival, causes of mortality, and reproduction in the American Marten
29 in northeaster Oregon. *Northwestern Naturalist* **82**: 1-6.
- 30 Bull, E.L., Holthausen, R.S., and Bright, L.R. 1992. Comparison of 3 techniques to monitor marten. *Wildlife*
31 *Society Bulletin* **20**: 406-410.
- 32 Buskirk, S.W. 1984. Seasonal use of resting sites by marten in south-central Alaska. *Journal of Wildlife*
33 *Management* **48**: 950-953.
- 34 Buskirk, S.W. 1992. Conserving circumboreal boreal forests for martens and fishers. *Conservation Biology*
35 **6**: 318-320.
- 36 Buskirk, S.W., Forest, S.C., Raphael, M.G., and Harlow, H.J. 1989. Winter resting site ecology of marten
37 in the central Rocky Mountains. *Journal of Wildlife Management* **53**: 191-196.
- 38 Buskirk, S.W. and Harlow, H.J. 1989. Body-fat dynamics of the american marten in winter. *Journal of*
39 *Mammalogy* **70**: 191-193.
- 40 Buskirk, S.W., Harlow, H.J., and Forrest, S.C. 1988. Temperature regulation in american marten (*Martes*
41 *americana*) in winter. *National Geographic Research* **4**: 208-218.
- 42 Buskirk, S.W. and McDonald, L.L. 1989. Analysis of variability in home-range size of the American marten.
43 *Journal of Wildlife Management* **53**: 997-1004.
- 44 Buskirk, S.W. and Ruggiero, L.F. 1994. American marten. *In* The Scientific Basis for Conserving Forest
45 Carnivores: American Marten, Fisher, Lynx and Wolverine in the Western United States. *Edited by* L.F.
46 Ruggiero, K.B. Aubry, S.W. Buskirk, L.J. Lyon, and W.J. Zielinski. U.S. Department of Agriculture,
47 Forest Service, Ft. Collins, Colorado. pp. 7-37.
- 48 Chapin, T.G., Harrison, D.J., and Katnik, D.D. 1998. Influence of landscape pattern on habitat use by
49 American marten in an industrial forest. *Conservation Biology* **12**: 1327-1337.
- 50 Chapin, T.G., Harrison, D.J., and Phillips, D.M. 1997. Seasonal habitat selection by marten in an
51 untrapped forest preserve. *Journal of Wildlife Management* **61**: 707-717.
- 52 de Vos, A. The ecology and management of fisher and marten in Ontario. 1952. Ontario Department of
53 Lands and Forests.
- 54 Drew, G. 1995. Winter Habitat Selection by American marten in Newfoundland. Why Old Growth? Utah

- 1 State University.
- 2 Drew, G.S. and Bissonette, J.A. 1997. Winter activity patterns of American martens (*Martes americana*) -
3 Rejection of the hypothesis of thermal-cost minimization. *Canadian Journal of Zoology* **75**: 812-816.
- 4 Dussault, C., Courtois, R., Huot, J., and Ouellet, J.-P. 2001. The use of forest maps for the description of
5 wildlife habitats: limits and recommendations. *Canadian Journal of Forest Research* **31**: 1227-1234.
- 6 Environnement Canada. Normales climatiques au Canada 1971-2000 . Service météorologique du
7 Canada. http://www.msc-smc.ec.gc.ca/climate/climate_normals/index_f.cfm . 2002. Environnement
8 Canada. 2003-05-28.
- 9 Fecske, D.M. and Jenks, J.A. 2002. Dispersal by male American Marten, *Martes americana*. *Canadian*
10 *Field-Naturalist* **116**: 309-311.
- 11 Fortin, J.C. and Lechasseur, A. 1993. Histoire du Bas-Saint-Laurent. Les presses de l'Université Laval,
12 Québec, Canada.
- 13 Forys, E.A. and Humphrey, S.R. 1999. Use of population viability analysis to evaluate management
14 options for the endangered Lower Keys marsh rabbit. *Journal of Wildlife Management* **63**: 251-260.
- 15 Foster, D.R. 1992. Land-use history (1730-1990) and vegetation dynamics in Central New England, USA.
16 *Journal of Ecology* **80**: 753-772.
- 17 Foster, D.R. 1993. Land-use history and transformations in central New England. *In* Humans as
18 Components of Ecosystems: the Ecology of Subtle Human Effects and Populated Areas. *Edited by*
19 M.J. McDonnell and S.T.A. Pickett. Springer-Verlag, New York. pp. 91-110.
- 20 Foster, D.R., Zebryk, T., Schoonmaker, P., and Lezberg, A. 1992. Post-settlement history of human land-
21 use and vegetation dynamics of a *Tsuga canadensis* (hemlock) woodlot in Central New England.
22 *Journal of Ecology* **80**: 773-786.
- 23 Francis, G. R. and Stephenson, A. B. Marten ranges and food habits in Algonquin Provincial Park,
24 Ontario. 1972. Ontario Ministry of Natural Resources.
- 25 Fuller, A. K. and Harrison, D. J. Influence of Partial Timber Harvesting on American Marten and their
26 Primary Prey in Northcentral Maine. 2000. Orono, Maine, Maine Cooperative Forestry Unit, Maine
27 Department of Inland Fisheries and Wildlife.
- 28 Fuller, A.K., Harrison, D.J., and Lachowski, H.J. 2004. Stand scale effects of partial harvesting and
29 clearcutting on small mammals and forest structure. *Forest Ecology and Management* **191**: 373-386.
- 30 Fuller, T.L., Foster, D.R., McLachlan, T.S., and Drake, N. 1998. Impact of human activity on regional
31 forest composition and dynamics in central New England. *Ecosystems* **1**: 76-95.
- 32 Gaona, P., Ferreras P., and Delibes, M. 1998. Dynamics and viability of a metapopulation of the
33 endangered iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs* **68**: 349-370.
- 34 Garrot, R.A., White, P.J., and Vanderbilt-White, C.A. 1993. Overabundance: an issue for conservation
35 biologists? *Conservation Biology* **7**: 946-949.
- 36 Gibilisco, C.J. 1994. Distributional dynamics of modern *Martes* in North America. *In* *Martes, Sables, and*
37 *Fisher: Biology and Conservation. Edited by* S.W. Buskirk, A.S. Hrestad, M.G. Raphael, and R.A.
38 Powell. Cornell University Press, Ithaca, New York. pp. 59-71.
- 39 Goodrich, J.M. and Buskirk, S.W. 1995. Control of abundant native vertebrates for conservation of
40 endangered species. *Conservation Biology* **9**: 1356-1364.
- 41 Hannon, S. J. and McCallum, C. Using the focal species approach for conserving biodiversity in
42 landscapes managed for forestry. Sustainable Forest Management Network Synthesis Paper. 2003.
43 University of Alberta.
- 44 Hansen, A.J., Rotella, J.J., Kraska, M.P.V., and Brown, D. 1999. Dynamic Habitat and Population
45 Analysis: an Approach to Resolve the Biodiversity Manager's Dilemma. *Ecological Applications* **9**:
46 1459-1476.
- 47 Hargis, C.D. and Bissonette, J.A. 1997. Effects of forest fragmentation on populations of American marten
48 in the intermountain west. *In* *Martes: Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management. Edited by* G.
49 Proulx, H.N. Bryant, and P.M. Woodard. Provincial Museum of Alberta, Edmonton, Canada. pp. 437-
50 451.
- 51 Hargis, C.D., Bissonette, J.A., and Turner, D.L. 1999. The influence of forest fragmentation and
52 landscape pattern on American martens. *Journal of Applied Ecology* **36**: 157-172.
- 53 Hargis, C.D. and McCullough, D.R. 1984. Winter diet and habitat selection of marten in Yosemite National
54 Park. *Journal of Wildlife Management* **48**: 140-146.
- 55 Harrison, D.J., Phillips, D.M., Chapin, T.G., Katnik, D.P., and Hodgman, T.P. 1995. Population
56 performance and habitat selection by american marten: a need to reassess accepted paradigms and

- 1 conservation practices. *In* Proceedings of the 2nd International *Martes* Symposium, *Edited by* G.
2 Proulx, H. Bryant, and P. Woodward. Provincial Museum of Alberta, Edmonton, Alberta.
- 3 Hawley, V.D. and Newby, F.E. 1957. Marten home range and population fluctuations in Montana. *Journal*
4 *of Mammalogy* **38**: 174-184.
- 5 Hodgman, T.P., Harrison, D.J., Katnik, D.D., and Elowe, K.D. 1994. Survival in an intensively trapped
6 marten population in Maine. *Journal of Wildlife Management* **58**: 593-600.
- 7 Hodgman, T.P., Harrison, D.J., Phillips, D.M., Katnik, D.D., and Elowe, K.D. 1997. Survival of American
8 marten in untrapped forest preserve in Maine. *In Martes: Taxonomy, Ecology, Techniques, and*
9 *Management. Edited by* G. Proulx, H.N. Bryant, and P.M. Woodard. Provincial Museum of Alberta,
10 Edmonton, Canada. pp. 86-99.
- 11 Katnik, D.D., Harrison, D.J., and Hodgman, T.P. 1994. Spatial relations in a harvested population of
12 marten in Maine. *Journal of Wildlife Management* **58**: 600-607.
- 13 Lance, A.N. and Phinney, M. 2001. Bird responses to partial retention timber harvesting in central interior
14 British Columbia. *Forest Ecology and Management* **142**: 267-280.
- 15 Major, J.T. 1979. Marten use of habitat in a commercially clearcut forest during summer. University of
16 Maine.
- 17 Marie-Victorin 1995. Flore laurentienne. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, Québec,
18 Canada.
- 19 Marshall, W.H. 1946. Winter food habits of the pine marten in Montana. *Journal of Mammalogy* **27**: 83-84.
- 20 Mowat, G. and Paetkau, D. 2002. Estimating marten, *Martes americana*, population size using hair
21 capture and genetic tagging. *Wildlife Biology* **8**: 201-209.
- 22 Payer, D. C. and Harrison, D. J. Effects of forest structure on spatial distribution of American marten.
23 1999. North Carolina, USA, National Council for Air and Stream Improvement.
- 24 Payer, D.C. and Harrison, D.J. 2000. Structural differences between forests regenerating following spruce
25 budworm defoliation and clear-cut harvesting: implications for marten. *Canadian Journal of Forest*
26 *Research* **30**: 1965-1972.
- 27 Payer, D.C. and Harrison, D.J. 2003. Influence of forest structure on habitat use by American marten in an
28 industrial forest. *Forest Ecology and Management* **179**: 145-156.
- 29 Peters, R.H. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge University Press., Cambridge,
30 Massachusetts.
- 31 Phillips, D.M., Harrison, D.J., and Payer, D.C. 1998. Seasonal changes in home-range area and fidelity of
32 martens. *Journal of Mammalogy* **79**: 180-190.
- 33 Potvin, F. 1998. La martre d'Amérique (*Martes americana*) et la coupe à blanc en forêt boréale: une
34 approche télémétrique et géomatique. Université Laval.
- 35 Potvin, F., Bélanger, L., and Lowell, K. 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape.
36 *Conservation Biology* **14**: 844-857.
- 37 Potvin, F. and Breton, L. 1997. Short-term effects of clear-cutting on martens and their prey in the boreal
38 forest of western Quebec. *In Martes: Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management. Edited by* G.
39 Proulx, H.N. Bryant, and P.M. Woodard. Provincial Museum of Alberta, Edmonton, Canada. pp. 452-
40 474.
- 41 Potvin, F., Bélanger, L., and Lowell, K. 1999. Validité de la carte forestière pour décrire les habitats
42 fauniques à l'échelle locale : une étude de cas en Abitibi-Témiscamingue. *Forestry Chronicle* **75**: 851-
43 859.
- 44 Powell, R.A. 1979. Mustelid spacing patterns: variations on a theme by *Mustela*. *Zeitschrift fur*
45 *Tierpsychologie* **50**: 153-165.
- 46 Powell, R.A. 1994. Structure and spacing of *Martes* populations. *In Martens, sables, and fishers: biology*
47 *and conservation. Edited by* S.W. Buskirk, A.S. Harestad, and M.G. Raphael. Cornell University Press,
48 Ithaca, New York. pp. 101-121.
- 49 Raine, R.M. 1981. Winter food habits, responses to snow cover and movements of fisher (*Martes*
50 *pennanti*) and marten (*Martes americana*) in southeastern Manitoba. University of Manitoba.
- 51 Raine, R.M. 1983. Winter habitat use and responses to snow cover of fisher (*Martes pennanti*) and
52 marten (*Martes americana*) in southeastern Manitoba. *Canadian Journal of Zoology* **61**: 25-34.
- 53 Raine, R.M. 1987. Winter food habits and foraging behaviour of fishers (*Martes pennanti*) and martens
54 (*Martes americana*) in southeastern Manitoba. *Canadian Journal of Zoology* **65**: 745-747.
- 55 Ray, J.C. 2000. Mesocarnivores of Northeastern North America: Status and Conservation Issues. WCS
56 Working Papers **15**: 84 p.

- 1 Robitaille, J.-F. and Aubry, K. 2000. Occurrence and activity of American martens *Martes americana* in
2 relation to roads and other routes. *Acta Theriologica* **45**: 137-143.
- 3 Rosatte, R.C. 1999. Striped, spotted, hooded, and hog-nosed skunk. *In* Wild Furbearer Management and
4 Conservation in North America. *Edited by* M. Novak, J.A. Baker, and M.E.M.B. Obard. Ontario Ministry
5 of Natural Resources, Toronto, Canada. pp. 598-613.
- 6 Rouleau, I., Crête, M., Daigle, G., Etcheverry, P., and Beaudoin, C. 2002a. Rapid Estimation of Plant
7 Biomass Used as Forage or Cover by White-tailed Deer, *Odocoileus virginianus*, and Snowshoe Hare,
8 *Lepus americanus*, in Mixed and Coniferous Forests of Southeastern Quebec. *Canadian Field-*
9 *Naturalist* **116**: 523-528.
- 10 Rouleau, I., Crête, M., and Ouellet, J.-P. 2002b. Contrasting the summer ecology of white-tailed deer
11 inhabiting a forested and an agricultural landscape. *Ecoscience* **9**: 459-469.
- 12 Sherburne, S.S. and Bissonette, J.A. 1994. Marten subnivean access point use: response to subnivean
13 prey levels. *Journal of Wildlife Management* **58**: 400-405.
- 14 Simon, T.L. 1980. An ecological study of the pine marten in Tahoe National Forest. California State
15 University.
- 16 Snyder, J.E. and Bissonette, J.A. 1987. Marten use of clear-cuttings and residual forest stands in western
17 Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology* **65**: 169-174.
- 18 Soulé, M.E., Bolger, E.T., Alberts, A.C., Wright, J., Sorice, M., and Hill, S. 1988. Reconstructed dynamics
19 of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* **2**: 75-92.
- 20 Soutiere, E.C. 1979. Effects of timber harvesting on marten in Maine. *Journal of Wildlife Management* **43**:
21 850-860.
- 22 Steventon, J.D. and Major, J.T. 1982. Marten use of habitat in a commercially clear-cut forest. *Journal of*
23 *Wildlife Management* **46**: 175-182.
- 24 Strickland, M.A. 1994. Harvest management of fisher and American martens. *In* Martes, Sables, and
25 Fisher: Biology and Conservation. *Edited by* S.W. Buskirk, A.S. Harestad, M.G. Raphael, and R.A.
26 Powell. Cornell University Press, Ithaca, New York. pp. 149-164.
- 27 Strickland, M.A. and Douglas, C.W. 1999. Marten. *In* Wild furbearer management and conservation in
28 North America. *Edited by* M. Novak, J.A. Baker, M.E. Oddard, and B. Malloch. Queen's printer for
29 Ontario, Toronto. pp. 530-546.
- 30 Sturtevant, B.R., Bissonette, J.A., and Long, J.N. 1996. Temporal and spatial dynamics of boreal forest
31 structure in western Newfoundland: silvicultural implications for marten habitat management. *Forest*
32 *Ecology and Management* **87**: 13-25.
- 33 Sturtevant, B.R., Bissonette, J.A., Long, J.N., and Roberts, D.W. 1997. Coarse woody debris as a function
34 of age, stand structure, and disturbance in boreal Newfoundland. *Ecological Applications* **7**: 702-712.
- 35 Taylor, M.E. and Abrey, N. 1982. Marten, *Martes americana*, movements and habitat use in Algonquin
36 Provincial Park, Ontario. *Canadian Field-Naturalist* **96**: 439-447.
- 37 Taylor, S.L. and Buskirk, S.W. 1994. Forest microenvironments and resting energetics of the American
38 marten *Martes americana*. *Ecography* **17**: 249-256.
- 39 Thompson, I.D. 1986. Diet choice, hunting behaviour, activity patterns, and ecological energetics of
40 merten in natural and logged areas. Queen's University.
- 41 Thompson, I.D. 1988. Habitat needs of furbearers in relation to logging in boreal Ontario. *Forestry*
42 *Chronicle* **64**: 251-261.
- 43 Thompson, I.D. 1991. Could marten become the spotted owel of eastern Canada? *Forestry Chronicle* **67**:
44 136-140.
- 45 Thompson, I.D. 1994. Marten populations in uncut and logged boreal forests in Ontario. *Journal of Wildlife*
46 *Management* **58**: 272-280.
- 47 Thompson, I.D. and Colgan, P.W. 1987. Numerical responses of martens to a food shortage in
48 northcentral Ontario. *Journal of Wildlife Management* **51**: 824-835.
- 49 Thompson, I.D. and Colgan, P.W. 1990. Prey choice by marten during a declin in prey abundance.
50 *Oecologia* **83**: 443-451.
- 51 Thompson, I.D. and Colgan, P.W. 1994. Marten activity in uncut and logged boreal forests in Ontario.
52 *Journal of Wildlife Management* **58**: 280-288.
- 53 Thompson, I.D. and Curran, W.J. 1995. Habitat suitability for marten of second-growth balsam fir forests in
54 Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology* **73**: 2059-2064.
- 55 Thompson, I.D., Davidson, I.J., O'Donnell, S., and Brazeau, F. 1989. Use of track transects to measure
56 the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forests and regeneration stands. *Canadian*

1 Journal of Zoology **67**: 1816-1823.
2 Thompson, I.D. and Harestad, A.S. 1994a. Effects of logging on American marten. *In* Martes, Sables, and
3 Fishers: Biology and Conservation. *Edited by* S.W. Buskirk, S. Harestad, M.G. Raphael, and R.A.
4 Powell. Cornell University Press, Ithaca, New York.
5 Thompson, I.D. and Harestad, A.S. 1994b. Effects of logging on American martens, and models for
6 habitat management. *In* Martens, Sables, and Fishers: Biology and Conservation. *Edited by* S.W.
7 Buskirk, S. Harestad, M.G. Raphael, and R.A. Powell. Cornell University Press, Ithaca, New York. pp.
8 355-367.
9 Watt, W. R., Baker, J. A., Hogg, D. M., McNicol, J. G., and Naylor, B. J. Forest Management Guidelines
10 for the Provision of Marten Habitat. May 1996. Sault Ste. Marie, Ontario, Ontario Ministry of Natural
11 Resources.
12 Whitaker, J.O. and Hamilton, W.J. 1998. Mammals of the Eastern United States. Cornell University Press,
13 Ithaca, New York.
14 Wilbert, C.J., Buskirk, S.W., and Gerow, K.G. 2000. Effects of weather and snow on habitat selection by
15 American martens (*Martes americana*). Canadian Journal of Zoology **78**: 1691-1696.
16 Wynne, K.M. and Sherburne, J.A. 1984. Summer home range use by adult marten in northwestern Maine.
17 Canadian Journal of Zoology **62**: 941-943.
18 Yeager, L.E. 1950. Implications of some harvest and habitat factors on pine marten management. Trans.
19 N. Amer. Wildl. Conf. **15**: 319-334.
20 Zielinski, W.J. 1986. Relating marten scat content to prey consumed. California Fish and Game **72**: 110-
21 116.
22