

FRANÇOIS POTVIN

**LA MARTRE D'AMÉRIQUE (*Martes americana*) ET LA COUPE À BLANC
EN FORÊT BORÉALE: UNE APPROCHE TÉLÉMÉTRIQUE ET GÉOMATIQUE**

Thèse
présentée
à la Faculté des études supérieures
de l'Université Laval
pour l'obtention
du grade de Philosophiae Doctor (Ph.D.)

Département des sciences du bois et de la forêt
FACULTÉ DE FORESTERIE ET DE GÉOMATIQUE
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

MARS 1998

© François Potvin, 1998



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file *Votre référence*

Our file *Notre référence*

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

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

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

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

0-612-26087-9

RÉSUMÉ

Afin de décrire la mosaïque forestière qui convient à la martre en forêt boréale, j'ai étudié cette espèce dans trois blocs, soit deux blocs témoins et un bloc coupé. Les mâles du bloc coupé se sont déplacés davantage que ceux des témoins et se sont dispersés dans une plus grande proportion. Les martres qui fréquentaient les aires de coupe avaient des domaines vitaux plus grands (10 vs 6 km² pour le domaine vital annuel décrit par le polygone convexe avec 95% des localisations). À l'intérieur de leur domaine vital hivernal, les animaux ont surtout recherché les peuplements feuillus et mélangés, souvent affectés par la tordeuse, et n'ont pas montré de préférence pour les peuplements résineux, même mûrs ou surannés. À l'échelle du paysage forestier, les mosaïques occupées par les martres en hiver se distinguaient du reste du territoire par une superficie en forêt (> 30 ans) plus vaste et moins fragmentée, une faible proportion de coupes et un entremêlement moins prononcé. Des prescriptions d'aménagement sont formulées pour assurer le maintien de la martre dans un contexte d'exploitation forestière.

RÉSUMÉ

Afin de décrire la mosaïque forestière qui convient à la martre en forêt boréale, j'ai étudié cette espèce dans trois blocs situés en Abitibi-Témiscamingue, soit deux blocs témoins et un bloc récemment coupé par CPR (coupe à blanc avec protection de la régénération). Durant quatre années, 95 martres différentes furent capturées pour les munir d'un collier émetteur. Les animaux marqués ont procuré plus de 1500 localisations télémétriques, ce qui a permis d'évaluer leur taux de survie et leurs déplacements. Pour les 27 martres qui avaient suffisamment de localisations pour calculer leur domaine vital, j'ai mesuré la composition et la configuration spatiale de l'habitat hivernal à deux échelles à l'aide d'un système d'information à référence spatiale construit à partir des données télémétriques, des cartes forestières et de la mise à jour des aires de coupe. Les mâles du bloc coupé se sont déplacés davantage que ceux des témoins et se sont dispersés en plus grande proportion. En réaction au déboisement, les martres ont adopté une stratégie d'expansion; celles qui fréquentaient des aires de coupe avaient des domaines vitaux plus grands (10 vs 6 km² pour le domaine vital annuel décrit par le polygone convexe avec 95% des localisations). À l'intérieur de leur domaine vital hivernal, les animaux ont surtout recherché les peuplements feuillus et mélangés, souvent affectés par la tordeuse, plutôt que les peuplements résineux, même ceux mûrs ou surannés. À l'échelle du paysage forestier, les domaines vitaux hivernaux des martres se distinguaient de mosaïques aléatoires par une forte proportion de forêt, une faible présence de coupes peu régénérées (REGf), une plus grande superficie intérieure en forêt et un entremêlement REGf/forêt moins élevé. Les domaines vitaux hivernaux contenaient généralement moins de 30 à 35% de milieux en régénération (<20 ans) et plus de 40 à 50% de forêt (>30 ans). Contrairement au paradigme généralement accepté, je suggère que la martre n'est pas dépendante des forêts mûres ou surannées dans l'est de l'Amérique du Nord. Même si elle est affectée négativement par la coupe à blanc de grande superficie, les pratiques forestières actuelles ne la mettent pas en danger à l'échelle régionale mais elles n'assurent pas son maintien au niveau local. Là où l'objectif est de maintenir l'espèce localement, je suggère de préserver 50% ou plus de forêt par compartiment de 10 km² et de limiter à 30% la superficie coupée. À cause de la taille de son domaine vital et de ses besoins d'habitat, la martre demeure une espèce de choix pour planifier l'aménagement forestier à l'échelle du paysage.

AVANT-PROPOS

La poursuite d'études de doctorat est une entreprise longue et ardue. Tout au long de ce parcours, côtoyer des personnes dynamiques, intéressées et compréhensives a rendu la tâche plus agréable. Je tiens donc d'abord à remercier Louis Bélanger, mon directeur de recherche, pour son énergie débordante, ses idées très stimulantes et sa vision toujours à l'avant-garde. Merci également à Kim Lowell, co-directeur, dont l'esprit méthodique, la disponibilité et le sens pratique m'ont facilité l'apprentissage sans trop de heurts du monde complexe de la géomatique. À l'étape de l'élaboration du projet et de la révision de la thèse, j'ai aussi apprécié les suggestions éclairées de Marie-Josée Fortin, Jean Huot et Ian Thompson.

Je suis reconnaissant envers mon employeur, le ministère de l'Environnement et de la Faune, pour avoir financé le projet et m'avoir permis de compléter la partie académique de cette formation. Merci particulièrement à René Lesage, qui a supporté ma démarche avec enthousiasme dès le début. Plusieurs collègues ont apporté une contribution fort appréciée pour la prise de données et leur analyse, particulièrement Réhaume Courtois, Laurier Breton et Aidée Beaumont.

En terminant, je tiens à souligner la patience et la compréhension de mon épouse, Lucie, qui a accepté de bonne grâce les trop nombreuses heures passées devant le micro-ordinateur par son nouvel étudiant.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
AVANT-PROPOS	iv
CHAPITRE I INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE II ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LA MARTRE.....	7
CHAPITRE III OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES	13
CHAPITRE IV MÉTHODES.....	16
4.1 Secteurs d'étude	16
4.2 Démarche méthodologique	23
4.3 Capture des martres et télémétrie.....	23
4.4 Abondance des proies avant et après CPR	31
4.5 Confection et validation de la base de données localisées	33
4.6 Composition et configuration spatiale de l'habitat hivernal.....	44
4.6.1 Échelles d'étude et schéma expérimental	44
4.6.2 Délimitation des blocs d'étude	47
4.6.3 Sélection de l'habitat à l'échelle du peuplement	47
4.6.4 Composition et configuration spatiale de l'habitat à l'échelle du paysage	50
4.7 Validation du modèle IQH	52
4.8 Traitements statistiques	55

CHAPITRE V	RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	57
5.1	Piégeage et suivi télémétrique	57
5.2	Taux de survie et de dispersion	59
5.3	Validation des données télémétriques	61
5.4	Déplacements et domaines vitaux	70
5.5	Abondance des proies avant et après CPR.....	76
5.6	Validation de la carte forestière et de la base de données localisées.....	80
5.6.1	Carte forestière.....	80
5.6.2	Base de données localisées.....	95
5.7	Sélection de l'habitat hivernal à l'échelle du peuplement	95
5.7.1	Définition des types d'habitats	95
5.7.2	Sélection des types d'habitats	97
5.7.3	Abondance des débris ligneux et des gaulis résineux.....	105
5.7.4	Relevés de pistes de martres.....	109
5.8	Composition et configuration spatiale de l'habitat à l'échelle du paysage.....	113
5.8.1	Définition des types d'habitats	113
5.8.2	Variables spatiales analysées	114
5.8.3	Superficie, forme et nombre de mosaïques aléatoires.....	119
5.8.4	Composition de l'habitat hivernal à l'échelle du paysage	121
5.8.5	Configuration spatiale de l'habitat hivernal à l'échelle du paysage.....	140
5.9	Validation du modèle d'IQH	149
CHAPITRE VI	DISCUSSION GÉNÉRALE.....	156
6.1	Limites de l'étude	156
6.1.1	Dispositif expérimental	156
6.1.2	Effets causés par la capture et le port d'un collier émetteur.....	162
6.1.3	Précision de la base de données localisées et des données télémétriques ..	163
6.1.4	Facteurs confondant la sélection d'habitat	164
6.2	Effets à court terme de la CPR sur la martre	165
6.3	Sélection de l'habitat en absence et en présence de coupes	170
6.4	Hypothèse alternatives.....	176
6.5	Validation du modèle d'IQH	178

6.6 Questionnement du paradigme de la martre.....	180
6.7 Implications en aménagement forestier	183
CHAPITRE VII CONCLUSION	187
LISTE DES OUVRAGES CITÉS	189
ANNEXE A Principales opérations effectuées pour construire la base de données localisées	218
ANNEXE B Estimation de la proportion des localisations télémétriques possiblement positionnées par erreur dans un autre type d'habitat.....	224
ANNEXE C Résultats du pistage de la martre dans le secteur KINO	226
ANNEXE D Données détaillées de composition et de configuration spatiale par martre	230
ANNEXE E Composition forestière des blocs d'étude.....	234
ANNEXE F Localisations télémétriques et domaines vitaux (kernels 60%, kernels 80% et polygone convexe 95%) de chacune des martres par bloc	238

"Ne tuons pas la beauté du monde
Ne tuons pas le chant des oiseaux
Ne tuons pas le bleu du jour
Faisons de la terre un grand jardin
Pour ceux qui viendront après nous."

Hymne à ma beauté du monde (Luc Plamondon, 1980)

CHAPITRE I

INTRODUCTION

Longtemps considérée comme une profession tranquille s'exerçant au rythme des saisons et loin du regard des foules, la foresterie est aujourd'hui en pleine révolution. Les termes et concepts nouveaux se bousculent à une vitesse effarante: gestion intégrée, développement durable, biodiversité, nouvelle foresterie, aménagement à l'échelle du paysage, filtre brut et filtre fin, aménagement écosystémique, certification environnementale (Gillis 1990, Hunter 1990, Bélanger 1993, 1997, Allen 1994, Baskent 1995, Gignac et Martel 1995, Potvin et Bélanger 1995, MEF 1996, MRN 1996a). Faut-il considérer les nouveaux termes comme des tranquillisants (Rowe 1992), sachant qu'il est plus facile de forger un nouveau vocabulaire plutôt que d'agir vraiment? S'agit-il au contraire d'un changement profond et irréversible?

Les bases du changement sont de nature écologique, économique, politique et scientifique. Le mouvement écologique a pris forme avec la conquête de l'espace qui nous a fait voir la terre comme un village global dont nous sommes tous partie, avec la nature (Blouin et Comeau 1991). Depuis quelques décennies, la production de biens assurant un certain confort aux pays industrialisés, ceux-ci peuvent dès lors se préoccuper de besoins moins primaires, suivant en cela la hiérarchie proposée par Maslow (*ibid.*). Au plan économique, la mondialisation des marchés a entraîné des pressions pour faire certifier la qualité environnementale des produits (Gignac et Martel 1995, Bélanger 1997). Au plan politique, le public participe de plus en plus aux décisions importantes pour la société, dont celles concernant l'aménagement forestier (CRFQ 1995, Dubois 1995). Parallèlement, les préoccupations et les valeurs de la société ont changé avec l'urbanisation (Blouin et Comeau 1991). La forêt n'a plus seulement une vocation économique, comme source de fibre, mais elle joue aussi un rôle récréatif, esthétique, culturel et spirituel. Enfin, si les nouvelles connaissances scientifiques ont révélé l'ampleur des problèmes, de nouvelles technologies, comme la géomatique¹, sont apparues pour offrir des solutions globales (Baskent 1995).

D'après plusieurs scientifiques, un des problèmes écologiques majeurs est celui de la réduction mondiale de la biodiversité des espèces animales et végétales, qui a été accélérée par la destruction de l'habitat (Erlach et Wilson 1991). En ce sens, l'aménagement forestier figure au ban des accusés. En Suède, pays modèle pour sa foresterie intensive, Angelstam (1993, 1995) souligne qu'il reste seulement 0,4 de 1% de forêt naturelle et que l'aménagement forestier au 20^e siècle a causé une baisse de la diversité végétale et faunique. En Finlande, la coupe à blanc à large échelle et la diminution des forêts anciennes sont associées au déclin à long terme des populations d'oiseaux (Edenius et Elmberg 1996). Un autre problème relié à l'aménagement forestier est celui de la fragmentation de l'habitat (Harris 1984, Wilcove *et al.* 1986, Saunders *et al.* 1991, Angelstam 1995, Fahrig 1997), soit le morcellement de superficies

¹Discipline ayant pour objet la gestion des données à référence spatiale et qui fait appel principalement à des disciplines comme la topométrie, la cartographie, la géodésie, la photogrammétrie, la télédétection et l'informatique (Bergeron 1993).

forestières homogènes en unités trop petites et trop isolées pour convenir à certaines espèces fauniques. La chouette tachetée (*Strix occidentalis*) en est l'exemple le plus percutant (Bart et Forsman 1992).

La solution ne peut venir d'une approche espèce par espèce, car les espèces sont trop nombreuses, ont des besoins variés et, pour plusieurs, ne sont même pas connues (Hunter 1990, Franklin 1993b, Potvin et Bélanger 1995). L'aménagement à l'échelle du paysage est une approche globale qui vise à maintenir une mosaïque appropriée et dynamique de morcellement grâce à la structure d'âge des peuplements et à la distribution spatiale des coupes (Oliver 1992, Bélanger 1993). Trois types de mosaïques ont été proposés comme modèle: (1) la distribution naturelle des écosystèmes (Booth *et al.* 1993) ou forêt primitive, (2) une mosaïque qui s'en inspire (Rowe 1992, Franklin 1993, Naylor 1994, Angelstam 1996, Leblanc et Bélanger 1996, Thomas et Huke 1996, Bergeron *et al.* 1997, Gauthier *et al.* 1997) ou (3) un standard plus ou moins arbitraire à définir (Spellerberg et Sawyer 1996). Kaufmann *et al.* (1994) ont avancé une suggestion intéressante, soit que les effets cumulés des influences humaines devraient être tels que les écosystèmes puissent revenir au niveau de variabilité naturelle, s'ils sont laissés à eux-mêmes. Quel que soit le scénario retenu, Hunter (1996) a souligné avec justesse que la période de référence pour appuyer le modèle est courte en terme d'évolution et qu'en plus il s'agit d'une cible mobile, si l'on considère les effets du changement climatique anticipé. Après la dernière glaciation, le retrait des glaciers a débuté il y a 12 000 ans, de sorte que les principaux paysages végétaux du Québec se sont formés il y a moins de 3 000 ans (MEF 1996). Le maintien d'écosystèmes à l'échelle du paysage est un objectif à long terme. À court terme, il faut également assurer que la forêt procure des biens et des services (Kaufmann *et al.* 1994). La jonction de ces deux préoccupations a amené le concept de gestion écosystémique, c'est-à-dire protéger à long terme l'intégrité des écosystèmes d'origine en intégrant à la fois les connaissances scientifiques et les aspects socio-économiques (Allen 1994, Grumbine 1994, Thomas et Huke 1996).

Comment réaliser en pratique une telle démarche qui semble bien théorique? Les relations faune-habitat, qui ont surtout été étudiées jusqu'à maintenant à l'échelle locale (Baskerville 1992), peuvent fournir une bonne base pour définir le type de mosaïques à maintenir à l'échelle du paysage. L'hypothèse fondamentale est que la configuration du paysage joue un rôle important sur les populations animales (Turner 1990, McGarigal et McComb 1995). Cette approche est d'autant plus intéressante que le maintien de la faune dans les forêts exploitées pourrait être le test à passer par les gestionnaires forestiers (Thomas 1987). Comme espèces indicatrices, un premier groupe suggéré est celui des grands prédateurs, tels l'ours grizzly (*Ursus horribilis*), le loup (*Canis lupus*) et le cougar (*Puma concolor*), qui sont à faible densité et occupent de grandes superficies (Beier 1993, Fritts et Carbyn 1995, Estes 1996). Cependant, si les grands prédateurs sont très importants quand on veut s'assurer du maintien de la biodiversité au plan régional (Potvin et Bélanger 1995), on peut difficilement les utiliser pour définir des mosaïques de référence. D'une part, ils sont très peu spécifiques à un habitat et paraissent davantage limités par la mortalité anthropique, du moins pour le loup (Mladenoff *et al.* 1995), d'autre part leur faible abondance et leurs grands déplacements rendraient l'entreprise fort coûteuse. En Europe, Angelstam et Swenson (1993) ont plutôt proposé la famille des tétraonidés, dont les différentes espèces sympatriques ont des besoins d'habitats différents. Dans l'est de l'Amérique du Nord, les tétraonidés sont moins diversifiés, de sorte qu'il faut envisager d'autres espèces ayant les mêmes qualités comme indicateurs: grands besoins spatiaux, utilisation d'une variété de milieux selon les saisons pour s'alimenter et vulnérabilité à la prédation. Au cours des dernières années, la recherche sur les carnivores forestiers s'est beaucoup développée (Buskirk *et al.* 1994). En particulier, la martre (*Martes americana*) et le pékan (*M. pennanti*) ont été reconnus parmi les mammifères les plus spécialistes pour l'habitat en Amérique du Nord (Buskirk et Powell 1994). L'association entre la martre et les forêts mûres ou surannées pourrait en faire un emblème de choix pour la forêt boréale (Thompson 1991).

Deux technologies doivent être mises à profit pour décrire les mosaïques d'habitat nécessaires au maintien de la faune, la télémétrie et la géomatique. L'utilisation de la télémétrie, qui consiste à obtenir la localisation spatiale d'animaux porteurs de colliers

émetteurs, remonte au début des années 1960 (Harris *et al.* 1990). On peut ainsi mesurer les déplacements, le domaine vital, la dispersion, le taux de survie et la sélection d'habitat (Ruggiero *et al.* 1994b). La géomatique date de la même époque, le premier système de gestion de données localisées, Canadian GIS, ayant été mis au point en 1964 (Star et Estes 1990). Ce n'est cependant que depuis 1980 que cette technologie s'est implantée vraiment (Johnson 1990). L'utilisation de la géomatique est nécessaire pour réaliser l'aménagement à l'échelle du paysage et la gestion écosystémique (Welsh 1988, Bissonette *et al.* 1989, 1991, Heit et Shortreid 1991, Allen 1994). Du côté de la faune et de la forêt, les premières applications ont consisté à simuler des patrons de coupe dans des paysages théoriques (Franklin et Forman 1987, Li *et al.* 1993). Plus récemment, on a commencé à décrire la configuration spatiale de véritables paysages (O'Neil *et al.* 1988, 1996, Mladenoff *et al.* 1993, Baskent 1995, Frelich et Reich 1995b, Reed *et al.* 1996). La géomatique est aussi utilisée pour décrire l'habitat de la faune (Heit et Shortreid 1991, Daust et Bunnell 1994). Jusqu'à maintenant, les approches à l'échelle du paysage ont été peu nombreuses et il y a un besoin d'améliorer nos connaissances sur les attributs à cette échelle (Buskirk 1992, Buskirk et Ruggiero 1994, Ruggiero *et al.* 1994b). J'ai relevé une trentaine d'études, toutes très récentes, où l'on a mis à profit la géomatique pour étudier l'habitat de diverses espèces fauniques: ours noir (*Ursus americanus*) (Clark *et al.* 1993, McDonald *et al.* 1994, van Manen et Pelton 1994, Rudis et Tansey 1995), caribou (*Rangifer tarandus*) (Stuart-Smith *et al.* 1997), orignal (*Alces alces*) (Rempel *et al.* 1997), loup (Mladenoff *et al.* 1995), kangourou (*Macropus robustus*) (Arnold *et al.* 1993), écureuil roux d'Europe (*Sciurus vulgaris*) (Wauters *et al.* 1994), coq de Bruyère (*Tetrao urogallus*) (Ims *et al.* 1993, Storch 1995), gélinotte des armoises (*Centrocercus urophasianus*) (Homer *et al.* 1993), chouette tachetée (Ripple *et al.* 1991, 1997, Lehmkuhl et Raphael 1993), oiseaux nicheurs (Pearson 1993, McGarigal et McComb 1995, Drapeau *et al.* 1996, Leduc 1996, Drolet 1997, Hagan 1997), grue du Canada (*Grus canadensis*) (Baker *et al.* 1995) et vacher (*Molothrus ater*) (Coker et Capen 1995, Hahn et Hatfield 1995). Plus spécifiquement sur la martre d'Amérique, des études sont réalisées au Maine (Chapin *et al.* 1996, 1997a), en Utah (Hargis et Bissonette 1997) et en Colombie Britannique (Lofroth 1993). McCallum (1993) pour sa part a fait la jonction entre un

modèle d'habitat de la martre (théorique) et un modèle de croissance forestière à structure spatiale.

Cette thèse présente les résultats d'une étude de cinq ans conduite sur la martre en Abitibi-Témiscamingue. En combinant à la fois les approches télémétrique et géomatique, je vise à décrire la mosaïque forestière convenant à cette espèce, dans un contexte d'exploitation forestière, tant à l'échelle du peuplement qu'à celle du paysage forestier. L'étude devrait permettre de vérifier si la martre peut vraiment servir de modèle pour aménager la forêt boréale. Cette recherche fait partie d'un projet plus vaste au cours duquel le ministère de l'Environnement et de la Faune s'est intéressé aux effets à court terme de l'exploitation forestière sur sept groupes d'espèces fauniques: les petits mammifères, le tétras du Canada (*Dendrapagus canadensis*), la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*), le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), la martre et l'orignal (Courtois et Potvin 1994).

Contrairement à la tendance récente où la thèse comprend un ou plusieurs articles scientifiques, celle-ci adopte une forme conventionnelle, ce qui permet de décrire en détails toutes les étapes liées à la validation des données. Pour assurer une diffusion plus large des résultats les plus significatifs, un article scientifique vient de paraître (Potvin et Breton 1997) et deux autres sont prévus.

CHAPITRE II

ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LA MARTRE

Animal à fourrure non hibernant de faible taille, la martre d'Amérique est de plus en plus utilisée comme espèce représentative pour mesurer «l'état de santé» de la forêt boréale (NBDNRE 1991, Bull *et al.* 1992, Buskirk 1992, Lafleur et LaRue 1992). Son aire de répartition s'étend de Terre-Neuve à la Colombie-Britannique et de l'Alaska au Nouveau-Mexique (Strickland et Douglas 1987). C'est le seul animal à fourrure qu'on retrouve en plus grande abondance en forêt mûre (Thompson 1988). La martre est sensible aux perturbations parce qu'elle a des réserves lipidiques très limitées (Buskirk et Harlow 1989) et un corps long et mince peu adapté pour minimiser les pertes de chaleur (Buskirk *et al.* 1988). Pour conserver cette morphologie particulière, efficace dans les activités sous-nivales et fouisseuses, la martre doit être un prédateur très efficace dans un environnement riche en énergie (Buskirk et Harlow 1989). Ses proies principales sont les petits mammifères et le lièvre d'Amérique (Strickland et Douglas 1987). À cause de sa faible taille, la martre est aussi elle-même vulnérable à la prédation, ses principaux prédateurs étant le pékan, le lynx du Canada (*Lynx canadensis*), le coyote (*Canis latrans*), le renard roux (*Vulpes vulpes*) et certains rapaces (Strickland et Douglas 1987, Hodgman *et al.* 1997). Enfin, la martre a besoin d'une grande superficie pour établir son domaine vital. Buskirk et McDonald (1989) ont estimé que ses besoins spatiaux sont proportionnellement trois fois plus grands que ceux d'autres carnivores terrestres, sur la

base de la relation entre la masse corporelle et la taille du domaine vital (Lindstedt *et al.* 1986). Thompson (1991) a suggéré d'utiliser la martre comme symbole pour la préservation des forêts anciennes dans l'est de l'Amérique du Nord, à la manière de la chouette tachetée dans l'ouest (Bart et Forsman 1992).

De façon générale, la martre est constamment associée aux forêts résineuses qui ont une structure complexe, souvent de vieux peuplements inéquiennes (Buskirk 1992, Buskirk et Ruggiero 1994). Les données pour l'est de l'Amérique du Nord indiqueraient une situation similaire (Thompson 1988, 1991, Bissonette *et al.* 1989, Thompson et Harestad 1994, Sturtevant *et al.* 1996). Cependant, à partir de leurs travaux au Maine, Harrison *et al.* (1995) ont récemment remis en question le rôle des forêts résineuses mûres ou surannées. Depuis longtemps, on sait que la martre est très affectée par l'exploitation forestière (Marshall 1951). Selon les études mentionnées par Thompson (1988) et Thompson et Harestad (1994), les densités restent faibles jusqu'à 40 ans après coupe. Dans l'est de l'Amérique du Nord, les études à ce sujet proviennent essentiellement de trois endroits: Terre-Neuve, le Maine et l'Ontario. À Terre-Neuve, les densités étaient beaucoup plus basses dans les endroits coupés qu'en forêt, jusqu'à 23 ans après coupe, mais certains îlots résiduels à travers les parterres de coupe étaient fréquentés (Snyder et Bissonette 1987, Bissonette *et al.* 1988, 1989). Au Maine, les superficies issues de coupes à blanc datant d'une quinzaine d'années étaient peu utilisées, alors que les forêts coupées partiellement avaient des densités similaires à celles des forêts non coupées (Major 1979, Soutiere 1979, Steventon et Major 1982). Une étude plus récente au même endroit, utilisant la géomatique, a conclu que la martre a besoin de parcelles de forêt contiguës de bonne superficie (1,5 à 2,5 km²) pour établir son domaine vital et qu'elle évite les grands secteurs de coupe (Chapin *et al.* 1996). Dans les forêts boréales d'Ontario, les secteurs coupés depuis moins de 40 ans sont considérés comme un habitat sous-optimal par rapport aux forêts surannées (Thompson 1986, 1994, Thompson et Colgan 1987, 1990, 1994, Thompson *et al.* 1989).

Les prescriptions d'aménagement pour maintenir l'habitat de la martre impliquent de préserver de grandes étendues de forêt mûre. Soutiere (1979) a proposé de laisser

25% du territoire en blocs non coupés. Bissonette *et al.* (1988, 1989) ont suggéré de planifier les opérations de récolte à l'échelle du paysage forestier, en conservant une matrice formée de vieille forêt dans laquelle seraient intercalées des coupes de moins de 500 m de largeur. Dans le cas de coupe à blanc, Lofroth et Steventon (1990) recommandent de laisser 50% du territoire intact. Thompson et Harestad (1994) proposent d'envisager l'aménagement de l'habitat de la martre dans des paysages de l'ordre de 5000 km² où l'on conserverait 20% de forêt mûre. Pour maintenir les populations, Naylor *et al.* (1994) ont suggéré de laisser des blocs de plus de 5 km² d'habitat optimal et acceptable, espacés de moins de 5 km et interliés par un réseau de corridors. Le guide de pratique pour l'Ontario, dont l'application deviendra obligatoire en forêt boréale, propose de maintenir de 10 à 20% du territoire en habitat propice pour la martre sous la forme de blocs de 30 à 40 km² constitués majoritairement de forêts de plus de 80 ans (Watt *et al.* 1996). On imagine facilement l'impact que peuvent avoir de telles mesures de conservation sur l'activité forestière, d'où l'importance de baser les prescriptions d'aménagement sur des données scientifiquement démontrées.

La coupe à blanc est la technique de récolte usuelle en forêt boréale. Environ 90% du bois récolté au Canada est coupé de cette façon, soit quelque 10 000 km² de territoire par année (Gingras 1993). Au Québec, on a récolté annuellement entre 2500 et 3000 km² de forêt par coupe à blanc entre 1986 et 1992 (OIFQ 1996). L'impact potentiel sur l'environnement, notamment sur la martre, est grand. Les gouvernements ont adopté des normes d'aménagement pour minimiser les impacts négatifs (Dodds 1994). Ainsi, la réglementation en vigueur au Québec de 1988 à 1995 limitait à 250 ha la superficie des parterres de coupe, qui devaient être séparés par des bandes de forêt de 60 à 100 m de largeur; des bandes riveraines de 20 m étaient conservées autour des lacs et de chaque côté des cours d'eau permanents; des blocs intacts de forêt de 3 à 10 ha, totalisant 4% de la superficie coupée, devaient être dispersés à travers le secteur d'intervention (MER 1989). Ces normes ont été modifiées en 1996 (MRN 1996b). Dans un paysage issu de l'application des normes de 1988, la proportion en forêt non coupée est bien moindre que la valeur de 20 à 50% qui est recommandée pour maintenir l'habitat de la martre.

Les systèmes sylvicoles ont évolué au cours des dernières années. Au Québec, la régénération préétablie est généralement abondante dans les peuplements résineux et la coupe avec protection de la régénération (CPR) est devenue la principale méthode de récolte des bois (figure 1). Près de 70% des coupes totales ont utilisé la CPR en 1992 (OIFQ 1996); cette proportion a augmenté considérablement depuis, si bien que la CPR est devenue la seule technique de coupe totale autorisée en 1996. La CPR entraîne moins de perturbation au site car l'équipement est confiné à des sentiers espacés régulièrement (Ruel 1988, Gingras 1993, Richardson 1993). Les arbustes et les arbres de dimension non commerciale situés entre les sentiers ne sont pas perturbés, de sorte qu'une bonne proportion des strates muscinale, herbacée et arbustive est conservée intacte. Parce que la régénération préétablie est protégée, une forêt résineuse s'installe plus rapidement dans les superficies coupées par CPR que dans celles exploitées par coupe à blanc conventionnelle.

Les connaissances acquises sur l'habitat de la martre dans l'est de l'Amérique du Nord me semblent déficientes sous trois volets principaux. Tout d'abord, l'importance des peuplements d'âge intermédiaire n'a pas été suffisamment étudiée (McCallum 1993, Thompson et Harestad 1994): tant à Terre-Neuve qu'en Ontario, on a comparé des aires de coupe de moins de 40 ans à des forêts mûres ou surannées. L'absence de classes d'âge intermédiaire dans ces études ne permet pas de fixer à partir de quel moment une forêt jeune devient un habitat acceptable pour la martre. La question est fondamentale en aménagement forestier pour établir un âge de révolution conciliable avec les besoins d'habitat de cette espèce et décider s'il faut laisser sur pied de vastes superficies de forêt mûre ou surannée. En Scandinavie, de jeunes peuplements aménagés apparaissent aussi favorables que de vieux peuplements (Brainerd *et al.* 1994). Le second volet concerne les différences entre les pratiques forestières actuelles et celles étudiées au cours des travaux antérieurs. Dans ces études, les parterres de coupe étaient initialement dominés par les feuillus et les arbustes, après quoi les conifères s'implantaient graduellement (Snyder et Bissonette 1987, Thompson et Colgan 1994). Actuellement au Québec (et ailleurs), la CPR, la technique de coupe à blanc la plus répandue, protège une bonne partie du couvert au sol après coupe et favorise



Figure 1. Vue aérienne d'une coupe avec protection de la régénération (CPR) dans le bloc Rapide 7 ouest. La CPR perturbe moins le site car l'équipement forestier est confiné à des sentiers régulièrement espacés.

davantage le développement des résineux, de sorte que la qualité de ces milieux comme habitat pour la martre est mal connue. Le dernier volet a trait à l'approche géomatique, indispensable pour comprendre l'écologie des paysages et aménager la forêt à cette échelle (Bissonette *et al.* 1989, Buskirk 1992, McGarigal et Marks 1995, Ruggiero *et al.* 1994a,b). Quelques études ont utilisé cette approche pour décrire l'habitat de la martre (Katnik 1992, Lofroth 1993, McCallum 1993, Hargis et Bissonette 1997, Chapin *et al.* 1996, 1997a). Sauf dans celle de Chapin *et al.* (1996), seule la **composition** des types d'habitats a été prise en considération. Pour atteindre une véritable compréhension, il faut faire également une analyse de la **configuration spatiale** des mosaïques forestières pour déterminer l'étendue, la forme, la distribution et l'agencement des composantes de l'habitat à maintenir à long terme.

CHAPITRE III

OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES

J'ai étudié la martre dans trois grands blocs, soit deux blocs témoins et un bloc récemment coupé par CPR. Mon étude vise trois objectifs principaux: (1) évaluer les effets à court terme de la CPR sur la martre, (2) décrire la mosaïque forestière qui convient à la martre, en mesurant la sélection de l'habitat en absence et en présence de coupes, et (3) valider un modèle d'indice de qualité d'habitat. Pour chaque objectif, je formule des hypothèses scientifiques qui seront testées statistiquement par 10 prédictions (P1 à P10).

1. Effets à court terme de la CPR sur la martre

Hypothèse 1: la CPR a un effet négatif à court terme sur la martre.

- P1: la densité de la martre sera inférieure dans le bloc coupé à celle estimée dans les témoins.
- P2: la mortalité naturelle de la martre sera inférieure dans le bloc coupé à celle estimée dans les témoins.
- P3: les martres qui fréquentent les coupes auront des déplacements et un domaine vital plus grands que celles qui n'utilisent pas ce milieu.

2. Mosaïque forestière qui convient à la martre

Sélection de l'habitat en absence de coupes

Hypothèse 1: à l'intérieur de son domaine vital hivernal, la martre sélectionne les peuplements résineux mûrs ou surannés.

Cette hypothèse est basée sur la récente revue de littérature de Thompson et Harestad (1994) sur la martre et sur le prérequis que l'hiver est la saison critique pour le choix de l'habitat par cette espèce (Buskirk et Ruggiero 1994).

P4: par rapport à une distribution aléatoire, le nombre de localisations télémétriques dans les blocs témoins sera plus élevé dans les peuplements de type résineux de plus de 80 ans et moins élevé dans les autres types d'habitats.

Hypothèse 2: pour établir son domaine vital hivernal, la martre sélectionne des mosaïques où dominant les peuplements résineux.

P5: les domaines vitaux hivernaux des martres vont contenir davantage de forêt de type résineux que des mosaïques choisies aléatoirement dans les blocs témoins.

Sélection de l'habitat en présence de coupes

Hypothèse 1: à l'intérieur de son domaine vital hivernal, la martre évite les coupes et sélectionne les peuplements de type résineux mûrs ou surannés.

P6: par rapport à une distribution aléatoire, le nombre de localisations télémétriques dans le bloc coupé sera moins élevé dans les coupes et plus élevé dans les peuplements résineux de plus de 80 ans.

Hypothèse 2: pour établir son domaine vital hivernal, la martre sélectionne des mosaïques où dominant les peuplements résineux et où la fragmentation de l'habitat ne dépasse pas un seuil critique.

P7: dans le bloc coupé, les domaines vitaux hivernaux des martres vont contenir moins de 20 à 30% de superficie coupée et davantage de forêt de type résineux que des mosaïques choisies aléatoirement.

Cette hypothèse est fondée sur le modèle proposé par Thompson et Harestad (1994).

P8: les domaines vitaux hivernaux des martres vont différer de mosaïques choisies aléatoirement dans le bloc coupé quant aux variables de la configuration spatiale qui expriment la fragmentation de l'habitat (forme, morcellement, isolation, bordure).

3. Validation d'un modèle d'indice de la qualité de l'habitat (IQH)

Hypothèse 1: le modèle d'IQH proposé pour la martre par LaRue (1992) est valide pour fins d'aménagement au Québec.

P9: à l'intérieur du domaine vital hivernal, la cote attribuée par le modèle d'IQH aux sites fréquentés par la martre sera plus élevée que celle de sites choisis aléatoirement.

P10: à l'intérieur des blocs d'étude, la cote attribuée par le modèle d'IQH aux domaines vitaux des martres sera plus élevée que celle de mosaïques choisies aléatoirement.

CHAPITRE IV

MÉTHODES

4.1 Secteurs d'étude

La martre a été étudiée dans deux secteurs situés au sud de Rouyn-Noranda et de Val-d'Or: de août 1990 à l'été 1992 dans le secteur Rapide 7 (R7), qui contient les blocs Rapide 7 est (R7E, 70 km², 47°41'N, 78°16'O) et Rapide 7 ouest (R7O, 91 km², 47°41'N, 78°30'O); de l'été 1992 à octobre 1994 dans le secteur Kinojévis (bloc KINO, 123 km², 48°00'N, 78°50'O) (figure 2). Le climat y est continental avec une température annuelle moyenne de 1,2 °C et des températures hivernales souvent inférieures à -30°C la nuit (Environnement Canada 1993). La précipitation annuelle totale est de 927 mm, dont 630 mm sous forme de pluie.

Au plan physiographique, les secteurs d'étude sont situés au confins de deux sous-régions, la plaine argileuse d'Abitibi et une région de collines rocheuses traversée par la ligne de partage des eaux entre la baie James et le fleuve Saint-Laurent (Bergeron *et al.* 1982). La topographie des trois blocs est peu accentuée, sauf la portion nord du bloc R7O qui présente un relief légèrement ondulé. L'élévation varie de 300 à 360 m à R7E,

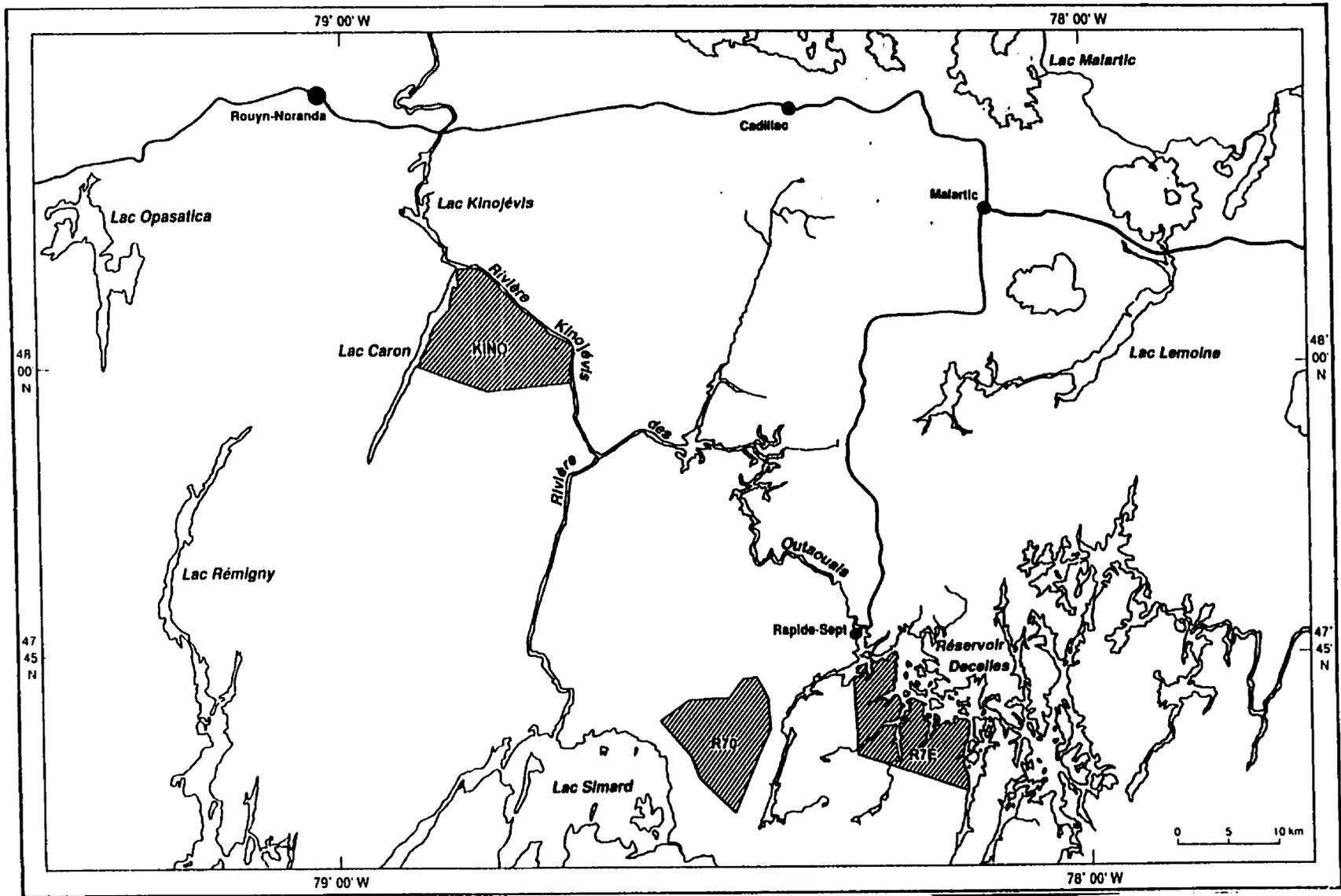


Figure 2. Localisation des deux secteurs d'étude (Rapide 7, Kinojévis) et des trois blocs (R7E, R7O, KINO).

de 300 à 390 m à R7O et de 270 à 345 m à KINO. Selon la description de la carte 1:50 000 des dépôts de surface, le bloc R7E est surtout formé de dépôts glaciaires très minces de moins de 25 cm d'épaisseur, avec présence de dépôts glacio-lacustres dans les endroits moins élevés et de quelques dépôts organiques correspondant aux tourbières (MRN 1995a). Le principal dépôt occupant le bloc R7O est le till indifférencié mince (25 à 100 cm), avec environ 20% de dépôts glacio-lacustres, quelques dépôts organiques et quelques affleurements rocheux avec dépôt mince. Le secteur KINO a une configuration similaire, sauf que les dépôts glacio-lacustres y sont davantage présents (environ 30% de la superficie), particulièrement dans la portion ouest à proximité du lac Caron (MRN 1992).

Les deux secteurs appartiennent au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc (*Betula papyrifera*) et à épinette blanche (*Picea glauca*) (Thibault 1985). Même si la pessière noire est le groupement d'essence dominant, le domaine de la pessière débute à quelque 100 km plus au nord. L'épinette noire (*Picea mariana*), le pin gris (*Pinus banksiana*), le sapin baumier (*Abies balsamea*) et le bouleau blanc sont les essences principales de la strate arborescente. La pinède grise domine le bloc R7E; elle est pratiquement absente des deux autres blocs, où c'est la pessière noire qui occupe le premier rang, accompagnée de sapinières et de peuplements mélangés ou feuillus (tableau 1, annexe E). Les perturbations naturelles qui ont traditionnellement modelé le paysage forestier sont le feu, dont la récurrence a été estimée à une centaine d'années (Bergeron 1991), et la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) (Morin *et al.* 1993). La dernière épidémie a frappé l'Abitibi vers 1974-1976, causant une importante mortalité dans les sapinières, particulièrement dans le bloc KINO. Les peuplements âgés de plus de 80 ans occupent 4% de la superficie forestière productive du bloc R7E, contre 25% dans R7O et 15% dans KINO. Pour l'ensemble du Québec, la proportion des mêmes peuplements est de 16% dans la sapinière et 53% dans la pessière (MEF 1996). Sur cette base, les blocs R7O et KINO ressemblent davantage à la sapinière qu'à la pessière. Pour sa part, le bloc R7E a une structure plus jeune et plus homogène qui origine d'un vaste feu autour de 1930.

Tableau 1. Composition forestière des blocs d'étude.

Type d'habitat Classe d'âge (ans)	% de la superficie terrestre			
	R7E 1991	R7O 1991	KINO	
			1993	1994
Pessière noire				
30-50	21,8	12,5	13,7	13,3
70	1,9	11,0	6,7	5,7
90-120	2,7	15,3	4,4	4,2
Pinède grise				
30-50	42,3	0,1	1,8	1,8
70-90-120	4,3	1,0	0,0	0,0
Autres résineux				
30-50	1,3	8,4	3,6	3,6
70-90-120	0,2	0,0	0,8	0,4
Mélangé à dominance résineuse				
30-50	2,0	1,5	1,5	1,5
70-90-120	0,5	6,7	2,7	2,0
Mélangé à dominance feuillue				
30-50	5,5	2,8	2,0	2,0
70-90-120	0,3	9,8	5,4	4,6
Feuillu				
30-50	1,9	0,5	1,7	1,7
70-90-120	0,4	5,4	6,3	5,7
Coupes				
0-10	2,2	9,9	9,7	9,7
CPR (1992-1994)	0,0	0,0	21,2	28,0
Autres milieux en régénération^a	0,0	1,9	8,1	5,8
Improductif^b	12,8	13,1	10,4	10,1
Total	100,0	100,0	100,0	100,0

^a Principalement des épidémies sévères.

^b Aulnaies, dénudés humides et dénudés secs.

L'exploitation forestière a débuté au début du siècle. Au cours des dernières décennies, la coupe à blanc de grande superficie a grandement modifié le paysage forestier, tel que le révèlent les spatio-cartes du ministère de Ressources naturelles (MRN 1996c). Dans cette région, les coupes s'étalent sur de grandes superficies, moins vastes cependant que celles observées en certains endroits du Québec en forêt boréale (ex. régions de la Mauricie ou du Saguenay-Lac-Saint-Jean). En 1990, la superficie coupée à blanc au cours des 20 dernières années était de 2% dans le bloc R7E et de 10% dans le bloc R7O (figure 3, annexe E). Aucune coupe n'eut lieu dans ce secteur pendant la période durant laquelle j'ai étudié la martre, soit de 1990 à 1992. Subséquemment, de l'exploitation intensive se déroula dans le bloc R7O à partir de l'été 1992 jusqu'à l'automne 1994. Les blocs R7E et R7O sont considérés comme des témoins pour la martre (absence de coupes). De 1991-1992 à 1993-1994, 28% du bloc KINO a été déboisé par CPR, ce qui s'ajoute au 10% de superficie coupée à blanc au cours des 20 dernières années. La grande majorité des coupes récentes a été réalisée à l'hiver 1991-1992. Si l'on définit l'aire d'intervention comme l'ensemble des coupes adjacentes, incluant tous les fragments dispersés à travers celles-ci (bandes inter-coupes et bandes riveraines, îlots de forêt non coupée, peuplements immatures), l'aire d'intervention de 1991-1992 à 1993-1994 atteint 74 km², soit 60 % de la superficie du bloc KINO. Le paysage du bloc traité est formé d'une matrice d'aires de coupe occupant le centre, entourée de massifs de forêt continue (figures 3 et 4, annexe E). Dans cette matrice, la forêt résiduelle est très fragmentée, étant constituée d'étroits corridors de 40 à 100 m de largeur le long des cours d'eau et entre les parterres de coupe, de même que de parcelles de forêt de faible étendue.

Cette région possède une communauté faunique typique de la forêt boréale, avec le renard roux, le grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*), le lynx du Canada et le loup comme principaux prédateurs ou compétiteurs de la martre. La présence du lièvre d'Amérique est générale alors que les principaux petits mammifères sont le campagnol à dos roux (*Clethrionomys gapperi*) et la souris sylvestre (*Peromyscus sylvestris*). Les secteurs R7 et KINO appartiennent à la zone procurant les plus fortes densités de récolte de martres au Québec, soit 15 à 20 spécimens par 100 km² (Dussault 1990). Le

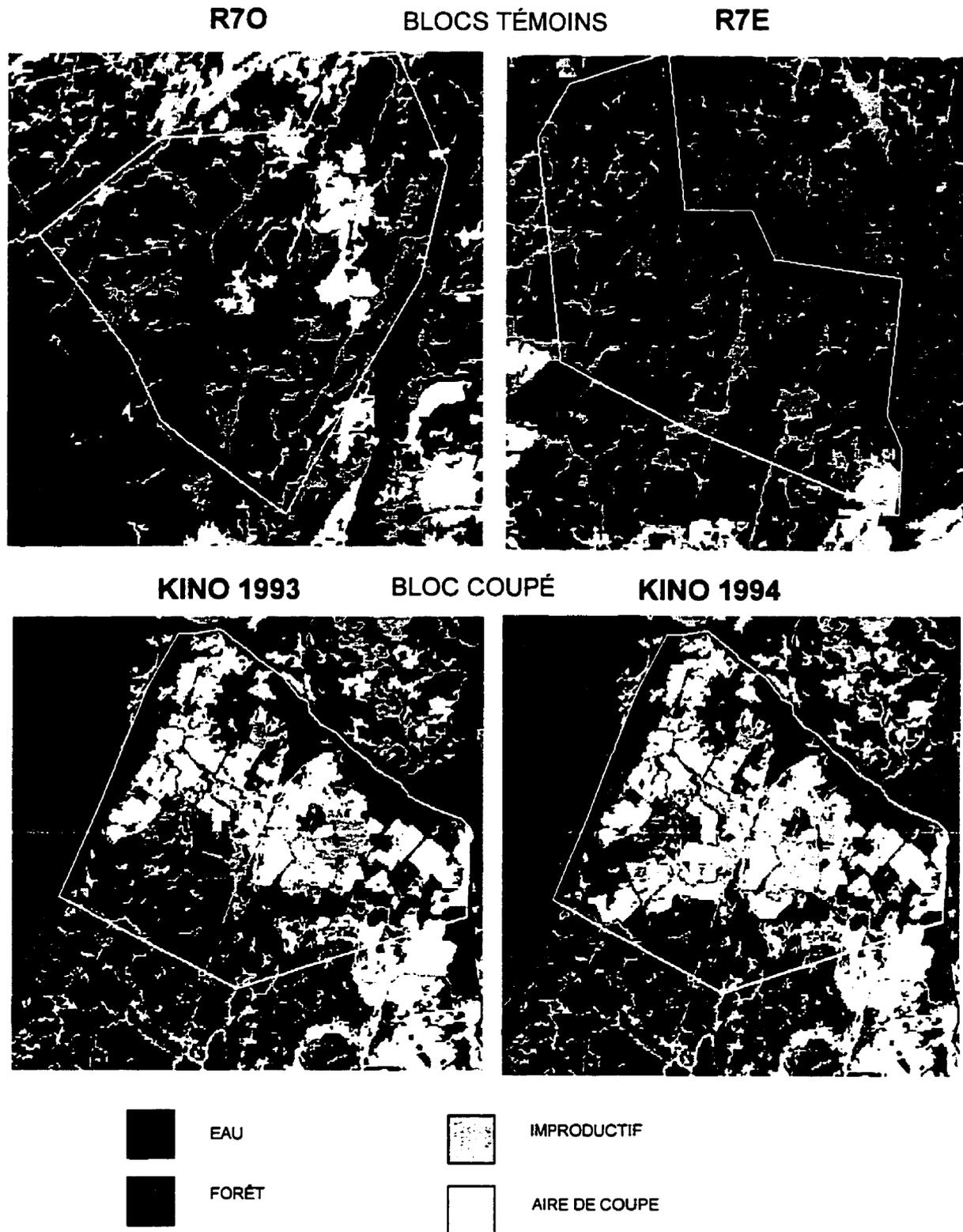


Figure 3. Composition forestière générale des blocs d'étude.

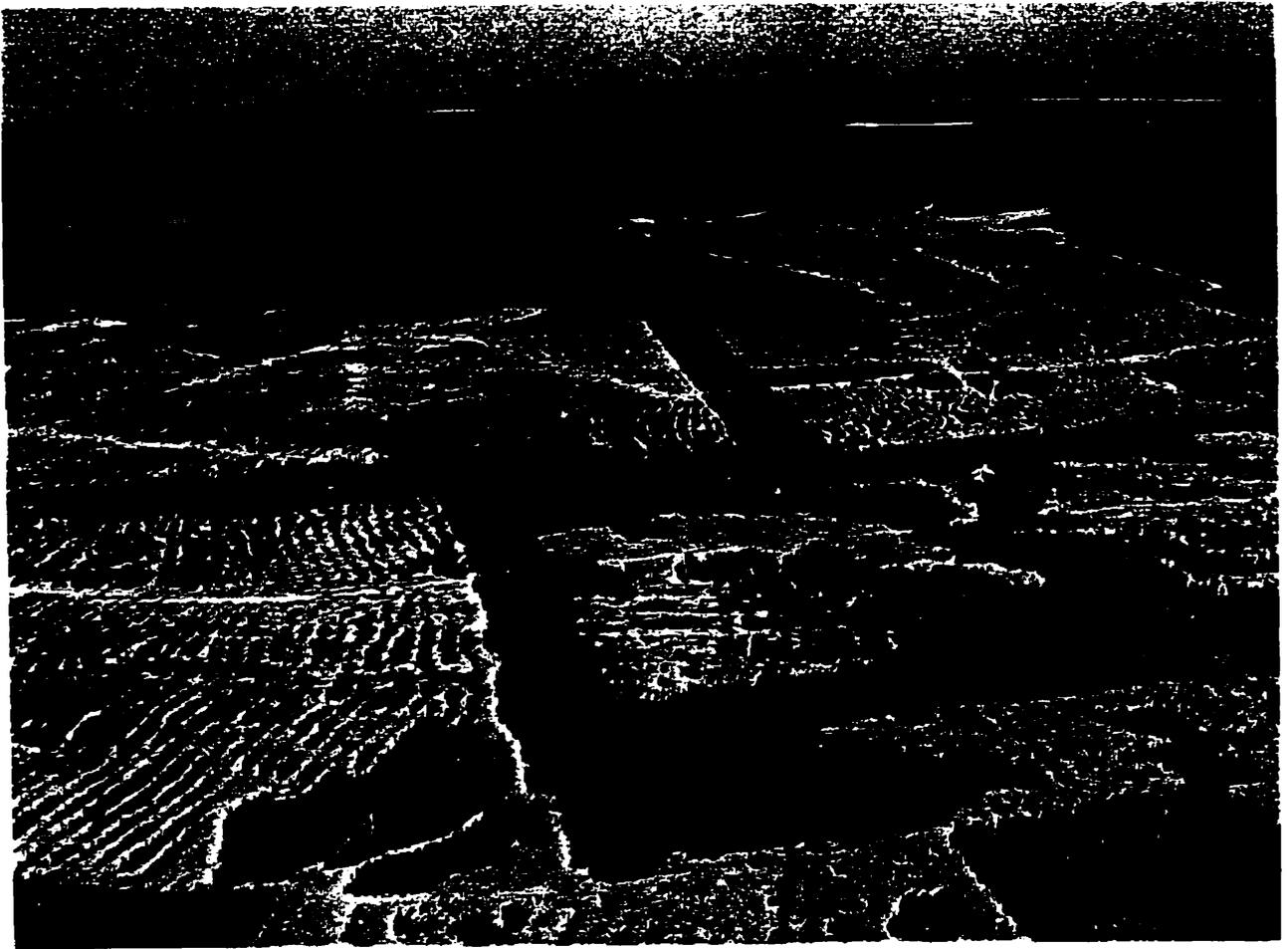


Figure 4. Vue aérienne d'une portion du bloc KINO.

piégeage est autorisé dans les trois blocs. R7E et la portion est de R7O font partie de la réserve à castor du Grand Lac Victoria, attribuée aux nations autochtones. Même s'il n'existe pas de données précises, il semble que la pression de piégeage y soit faible. Le reste du bloc R7O est formé de deux terrains de trappe, dont l'un est vacant depuis 1988. À KINO, un seul terrain couvre l'ensemble du bloc. En 1991-1992, le trappeur du terrain actif à R7O a accepté de ne pas piéger la martre pour la fourrure et a plutôt participé activement à la capture d'animaux vivants dans le cadre du présent projet. Celui du bloc KINO a fait de même en 1992-1993 et 1993-1994.

4.2 Démarche méthodologique

Plusieurs méthodes ont été utilisées pour la cueillette des données et leur analyse: capture de martres et télémétrie, inventaire des proies, inventaire terrestre de variables d'habitat, pistage hivernal et traitement géomatique ou informatique. Des validations ont été réalisées à diverses étapes, tant au niveau des données que des analyses. Dans le but de décrire la démarche globale, la figure 5 présente sous forme de schéma le lien entre les prédictions testées statistiquement, les principales activités impliquées, les validations réalisées et les résultats obtenus. Tout au long des chapitres 4 (méthodes) et 5 (résultats), le lecteur pourra s'y référer à l'aide du numéro qui identifie chaque section de la thèse se rapportant à un élément particulier.

4.3 Capture des martres et télémétrie

Les martres furent capturées dans des cages pliantes Tomahawk 202 (15x15x48 cm) installées dans les peuplements résineux et mélangés accessibles le long des routes et des plans d'eau. Les animaux capturés furent anesthésiés avec 3 cc d'isoflurane injecté dans une boîte de plexiglas contenant la cage. En cas de recapture, les animaux étaient libérés sans anesthésie, sauf lorsqu'il s'agissait d'une martre dont le collier devait être remplacé. De façon typique, la manipulation durait moins de cinq minutes. Le sexe et le poids de l'animal furent déterminés et une première prémolaire supérieure (dent vestigiale) fut généralement prélevée afin d'établir l'âge. Dans le secteur R7, un collier

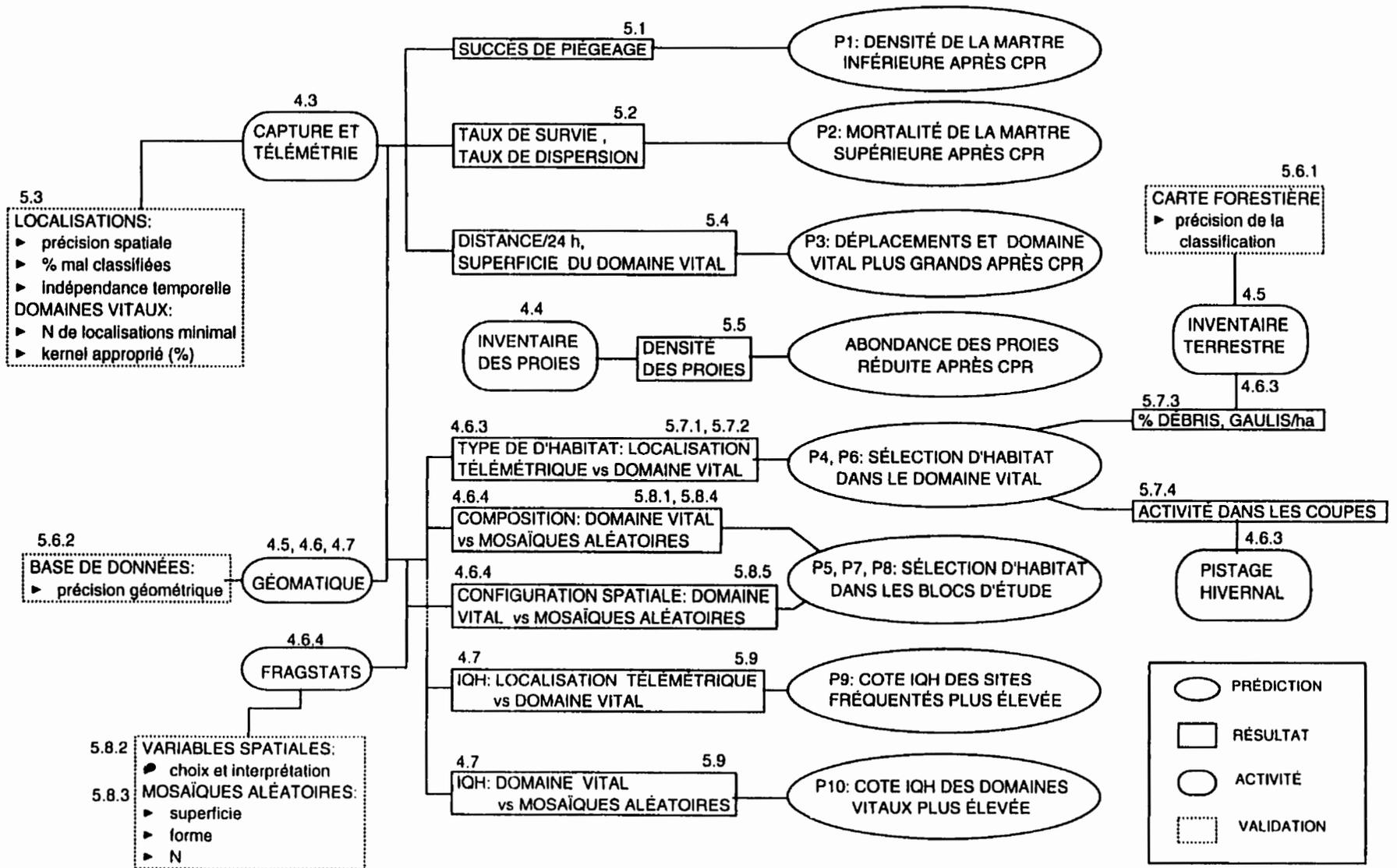


Figure 5. Schéma des relations entre les prédictions testées statistiquement, les résultats et les principales activités de collecte de données ou d'analyse. Le numéro réfère à la section de la thèse qui se rapporte à cet item.

émetteur Lotek SMRC-5 pesant 40 à 42 g (4% de la masse des mâles, 7% de celle des femelles) fut posé. Dans KINO, les mâles et les femelles furent munies d'un collier pesant respectivement 38 à 40 g (4% de la masse) et 31 g (5%). Les colliers étaient munis d'une option mortalité, dispositif amorçant un signal plus rapide après quelques heures d'immobilité, ce qui facilite le recouvrement des animaux morts ou ayant perdu leur collier. Une étiquette de métal fut placée à l'oreille droite de chaque animal.

Les mères munies d'un collier émetteur furent localisées à partir d'un hélicoptère Bell 206B (88% des localisations) ou d'un avion Cessna 185 (12% des localisations), en utilisant la technique décrite par Gilmer *et al.* (1981). Les repérages télémétriques furent exécutés une à deux fois par mois excepté au cours des hivers 1991-1992 à 1993-1994, au cours desquels 10 à 15 localisations quotidiennes furent réalisées en janvier et en mars, ainsi que durant la dernière année des travaux (1994) alors que certains animaux furent repérés deux fois par jour. À cause de la technique utilisée (vol à vue), seuls des repérages diurnes furent réalisés. Il importe de s'assurer que la cédule des localisations n'est pas biaisée en fonction du comportement de l'animal (Aebisher *et al.* 1993, Beyer et Haufler 1994). En Californie, Zielinski *et al.* (1983) ont mentionné que la mère est plus active de nuit. Drew et Bissonette (1997) ont fait de même à Terre-Neuve. Cependant, dans un secteur limitrophe en Ontario, Thompson (1986) et Thompson et Colgan (1994) ont conclu que la mère était surtout diurne en hiver, pour profiter d'une température moins basse. More (1978 *in* Drew et Bissonette [1997]) a rapporté un résultat similaire en Alberta. Les localisations furent notées sur des cartes topographiques à l'échelle du 1:50 000 (R7) ou du 1:20 000 (KINO) et les coordonnées UTM furent déterminées à ± 100 m dans le secteur R7 et pour la moitié des localisations du bloc KINO; l'autre moitié a été notée à ± 20 m.

L'âge des mères a été déterminé par Matson's Laboratory (Miltown, Montana), un laboratoire qui a une grande expérience dans le domaine, à partir du nombre d'anneaux de ciment dans la première prémolaire supérieure (animaux vivants) ou une canine (animaux morts) (Stickland *et al.* 1982). Les animaux de moins d'un an furent classés comme juvéniles et ceux de plus d'un an comme adultes. En plus de l'âge, les mères

ont été classifiées comme résidentes, en dispersion ou de statut indéterminé. Les animaux résidents sont demeurés plus de deux mois dans la même portion d'un bloc, ce qui suppose un domaine vital stable. Ceux en dispersion se déplaçaient habituellement sans patron évident indiquant la fidélité à un domaine vital, avant d'être éventuellement localisés à l'extérieur des blocs. Les indéterminés pour leur part n'ont pas été suivis suffisamment longtemps pour établir leur statut.

Les taux de survie furent calculés avec le logiciel MICROMORT (Heisey et Fuller 1985), qui permet de regrouper plusieurs animaux en les pondérant selon la durée pendant laquelle chacun a été sous suivi télémétrique. J'ai divisé l'année en trois périodes: printemps-été (1 avril - 31 août), automne (1 septembre - 30 novembre) et hiver (1 décembre - 31 mars). En hiver, à cause de la neige, les petits mammifères sont moins disponibles et les mères sont plus visibles à d'éventuels prédateurs. Au Maine, Hodgman *et al.* (1997) ont suggéré que la mortalité naturelle était plus élevée pour les deux sexes durant cette saison. Pour le reste de l'année, j'ai séparé l'automne du printemps-été car c'est la période où nous avons capturé la plupart des animaux et aussi le moment où les trappeurs réalisent la majorité de leurs captures. Trois causes de mortalité furent utilisées dans les calculs, soit le piégeage, les accidents d'origine humaine et l'ensemble des autres causes réunies sous l'appellation de mortalité naturelle. La durée de survie de chaque animal correspond au nombre de jours écoulés entre la pose du collier émetteur et la date de mort, pour ceux dont le collier était toujours actif au moment du décès. Pour les autres animaux, il s'agit du nombre de jours entre la pose du collier et la date du dernier repérage. Les mortalités et les jours de survie postérieurs à la perte du contact télémétrique n'ont pas été utilisés car ils auraient biaisé les estimations (Hodgman *et al.* 1994, Bunk *et al.* 1995), de telles données n'étant pas disponibles pour les animaux qui ont survécu. Les taux annuels de dispersion ont aussi été calculés avec MICROMORT, en considérant que les animaux qui ont quitté les blocs d'étude étaient «vivants» jusqu'à la date de leur dispersion et qu'ils sont «morts» au moment de leur départ.

Les localisations télémétriques ont fait l'objet de plusieurs validations. La précision spatiale des localisations dépend de trois facteurs: identification correcte de l'endroit d'où provient le signal, positionnement sans erreur de ce point sur la carte et précision de la carte elle-même (Samuel et Fuller 1994). À cause de sa faible taille et du fait qu'elle peut être retranchée dans un abri, la martre n'est généralement pas vue lors d'un repérage télémétrique. L'observateur doit donc estimer la position de l'animal d'après la puissance et la direction du signal, la puissance augmentant soudainement quand l'aéronef est directement au-dessus de l'émetteur. L'erreur de positionnement est fonction de l'habileté de l'observateur à interpréter la carte, de son échelle et de la présence de repères à proximité de la source du signal (plan d'eau, chemin, bordure de coupe, etc.). La technique usuelle pour évaluer la précision des localisations télémétriques est d'utiliser des colliers placés à des endroits connus (Garrot *et al.* 1987). Dans l'étude en cours, j'ai comparé la distance euclidienne séparant la localisation aérienne de colliers en option mortalité (indiquant que l'animal est mort ou que le collier est au sol) et leur position réelle établie après qu'ils aient été retrouvés au sol. De plus, tel que suggéré par White et Garrott (1990), j'ai aussi mesuré la distance entre chaque localisation et l'habitat d'un autre type situé le plus près, pour évaluer la probabilité d'une mauvaise classification des milieux fréquentés. Le calcul a été réalisé en générant une couche de bordures multiples (<10, 10 à 50, 50 à 100, 100 à 150, 150 à 200, 200 à 250, >250 m) à partir du périmètre des types d'habitat et en y superposant ensuite les localisations télémétriques.

Au début de l'analyse, les localisations télémétriques de chaque animal ont été cartographiées et toute donnée extrême ou suspecte a été vérifiée pour éliminer celles en erreur. Quelques martres ont fait des déplacements inhabituels immédiatement après la pose du collier, en terme d'ampleur ou de direction. Ces localisations n'ont pas été retenues car elles résultaient vraisemblablement du dérangement causé par la capture et la manipulation de l'animal (Samuel et Fuller 1994).

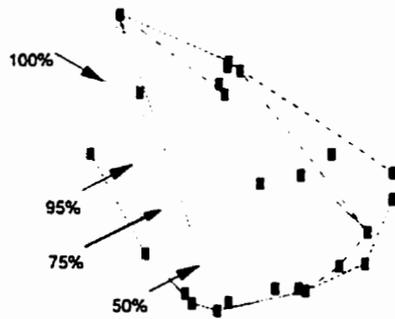
En plus de leur précision spatiale, il est également nécessaire de vérifier l'indépendance temporelle des localisations télémétriques, ce qui est un prérequis pour appliquer la

plupart des techniques de calcul du domaine vital (Worton 1987) ou utiliser le test du χ^2 pour tester la sélection d'habitat (Jelinski 1991). Les observations sont indépendantes si une localisation au temps t n'est pas reliée à une localisation au temps $t-1$ (van Winkle 1975). Pour vérifier l'indépendance, j'ai calculé le rapport de Schoener (Swihart et Slade 1985), lequel est basé sur la distance entre les localisations aux temps t et $t-1$ et la distance entre la localisation au temps t et le centre d'activité. Tel que suggéré par Swihart et Slade (1986) pour minimiser les erreurs de type II, j'ai utilisé un rapport qui excède la valeur critique de la distribution normale au seuil $P > 0,25$ pour conclure à l'indépendance des observations. J'ai aussi appliqué un test plus simple suggéré par Arthur *et al.* (1989) et Arthur et Krohn (1991), basé sur la distance entre des localisations successives et la période de temps écoulée.

Pour les mantes possédant un domaine vital, j'ai calculé la distance minimale parcourue par 24 h, ce qui correspond à la distance euclidienne séparant deux localisations successives séparées par un intervalle d'une journée. Certains auteurs utilisent les localisations séparées par un intervalle plus grand et divisent alors la distance parcourue par le nombre de jours. Je ne l'ai pas fait pour la mante car cet animal parcourt rapidement l'ensemble de son domaine vital, de sorte que le déplacement ainsi calculé serait biaisé, comme il a été démontré pour le lièvre d'Amérique (Ferron *et al.* 1994).

Le domaine vital est la superficie plus ou moins restreinte où un animal se déplace dans ses activités normales; cette superficie est associée à une période et à un statut (sexe, âge) (Harris *et al.* 1990). Il existe plusieurs méthodes pour calculer le domaine vital à partir de localisations télémétriques, les plus courantes étant le polygone convexe minimum, la moyenne harmonique et le kernel (Worton 1987, Harris *et al.* 1990, Samuel et Fuller 1994). Le polygone convexe minimum est la technique la plus répandue (Harris *et al.* 1990), ce qui facilite la comparaison avec les résultats d'autres études (e.g., Buskirk et McDonald 1989). Il se calcule simplement en réunissant les localisations extrêmes d'un animal (figure 6a). La moyenne harmonique et le kernel (Worton 1989) permettent de décrire l'intensité de l'utilisation spatiale. Le kernel est un estimateur non paramétrique qui calcule la surface minimale à l'intérieur de laquelle l'animal a une

A



B

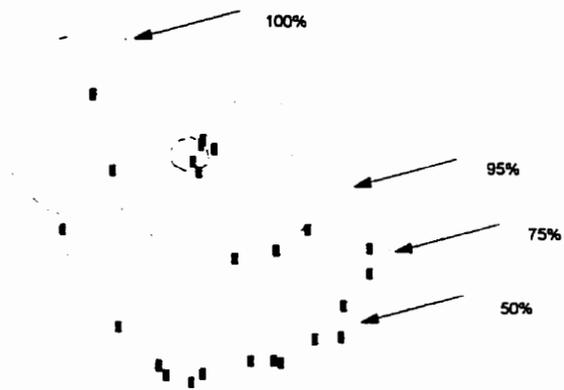


Figure 6. Illustration de deux techniques pour déterminer le domaine vital, le polygone convexe minimum (A, 100 à 50% des localisations) et le kernel adapté (B, 100 à 50 % de probabilité), pour la martre 06594 ($n = 27$ points).

probabilité prédéterminée de se retrouver (Silverman 1990, Worton 1995, Seaman et Powell 1996) (figure 6b). Le kernel est considéré comme une technique plus valide que la moyenne harmonique (Worton 1987, Kie *et al.* 1996, Seaman et Powell 1996; cependant voir Hayward *et al.* 1993). Il offre aussi l'avantage d'être un estimateur plus robuste aux changements de résolution spatiale que le polygone convexe (Hansteen *et al.* 1997). Gautestad et Mysterud (1993, 1995) ont récemment remis en question la notion d'un domaine vital aux limites fixes puisque la taille du polygone convexe minimum augmenterait avec le nombre de localisations (n) en fonction de $n^{0.5}$. Cependant, pour les objectifs de mon étude, ce n'est pas tant la forme ou la superficie absolues du domaine vital qui importent que l'intensité d'utilisation de l'espace (Tester et Siniff 1973, van Winkle 1975, Samuel *et al.* 1985, Samuel et Fuller 1994). Le calcul du domaine vital offre une façon non arbitraire de diviser l'espace en portions utilisées différemment par l'animal (Aebischer *et al.* 1993). En se basant sur l'analyse de 70 domaines vitaux de martres, O'Doherty *et al.* (1997) ont suggéré que le polygone convexe convenait mieux que le kernel pour définir les limites du territoire global, mais que le kernel calculé avec une probabilité réduite était approprié pour étudier l'utilisation de l'habitat.

Les domaines vitaux ont été calculés avec le logiciel CALHOME (Kie *et al.* 1996) selon deux périodes, l'ensemble de l'année et la saison hivernale (1 décembre au 31 mars). Parmi les algorithmes disponibles pour calculer des domaines vitaux, j'ai choisi le polygone convexe minimum (100% et 95% des localisations) et le kernel adapté. J'ai utilisé le paramètre de lissage et la grille par défaut (30 x 30) pour le calcul des kernels. Le seuil de probabilité du kernel le plus apte à décrire la zone d'utilisation intensive a été déterminé à partir d'une analyse de sensibilité. Pour l'ensemble des martres ayant un domaine vital hivernal valide, des kernels dont la probabilité variait de 25 à 100% ont été générés. Leur superficie a été examinée en relation avec la proportion occupée par des coupes dans le domaine vital. Pour déterminer la taille acceptable de l'échantillon, la procédure usuelle est de faire une courbe qui décrit la superficie du domaine vital en fonction du nombre de localisations (Laundré et Keller 1984, Harris *et al.* 1990). J'ai conduit un pré-test sur 15 martres en choisissant aléatoirement des ensembles de points

($n = 3, 6, 9, 12, 15, 20, \text{etc.}$) et en calculant la superficie correspondante de deux polygones convexes minimums (100% et 95%) et de quatre kernels (95%, 75%, 60% et 50%). Pour chaque animal ayant moins de localisations que l'échantillon acceptable suggéré par ce pré-test, j'ai dressé la courbe de la surface cumulative à mesure que de nouvelles localisations s'ajoutaient par télémétrie, pour vérifier si une asymptote était atteinte.

4.4 Abondance des proies avant et après CPR

L'abondance du lièvre et des petits mammifères fut estimée dans 10 peuplements (environ 15 ha chacun) dans le secteur R7 (figure 7). Ces peuplements furent choisis en 1990 à partir des cartes forestières, cinq comme témoins et cinq à des endroits où la coupe était planifiée. Chaque groupe comprenait trois peuplements résineux et deux peuplements mélangés. Les peuplements traités ont été coupés par CPR à l'été 1992. L'abondance du lièvre a été évaluée de 1991 à 1994 en comptant le nombre de crottes dans des parcelles permanentes établies en août 1990 dans les cinq peuplements témoins et les cinq traités (Litvaitis *et al.* 1985a). Les parcelles circulaires avaient 1 m de rayon et étaient espacées systématiquement de 20 m le long de deux lignes parallèles distantes de 100 m dans chaque peuplement, à raison de 15 parcelles par ligne. Les crottes furent comptées et enlevées des parcelles en mai de chaque année.

L'abondance des petits mammifères fut évaluée annuellement de 1990 à 1994 entre la mi-août et la mi-septembre. Les petits mammifères furent capturés vivants dans des pièges Sherman pliants (7,6 x 9 x 23 cm) (Davis 1982). Deux grilles de piégeage furent disposées par peuplement. Chaque grille contenait 4 x 10 points équidistants de 10 m, avec deux pièges à chaque point. Les pièges furent opérés durant quatre périodes consécutives de 24 h. Les petits mammifères capturés furent marqués par l'ablation d'une phalange ou avec une étiquette à l'oreille et ensuite relâchés. J'ai utilisé le nombre total de captures différentes par grille, ramené sur une base de captures par 100 nuits-pièges, comme indice de l'abondance relative de chaque espèce.

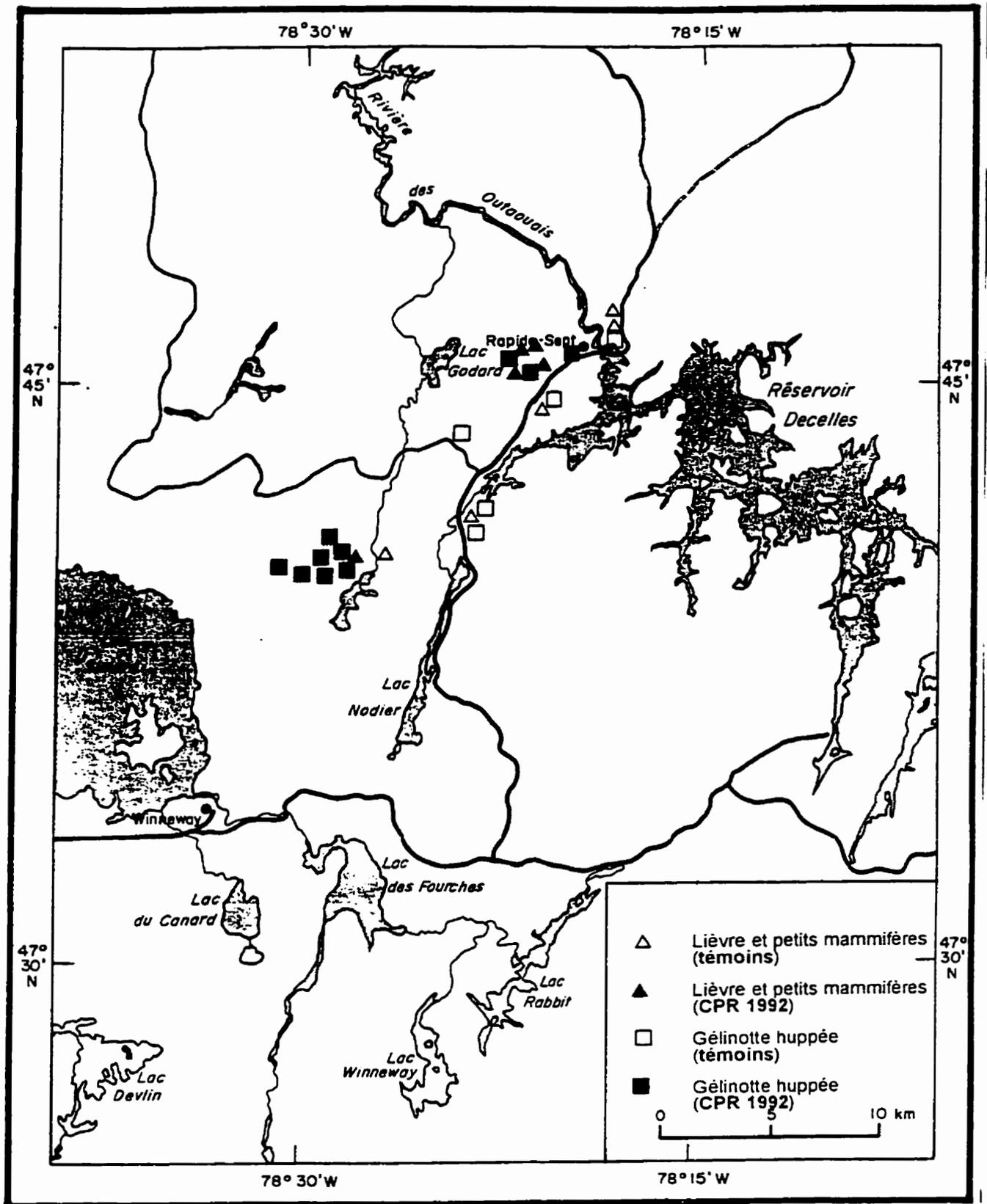


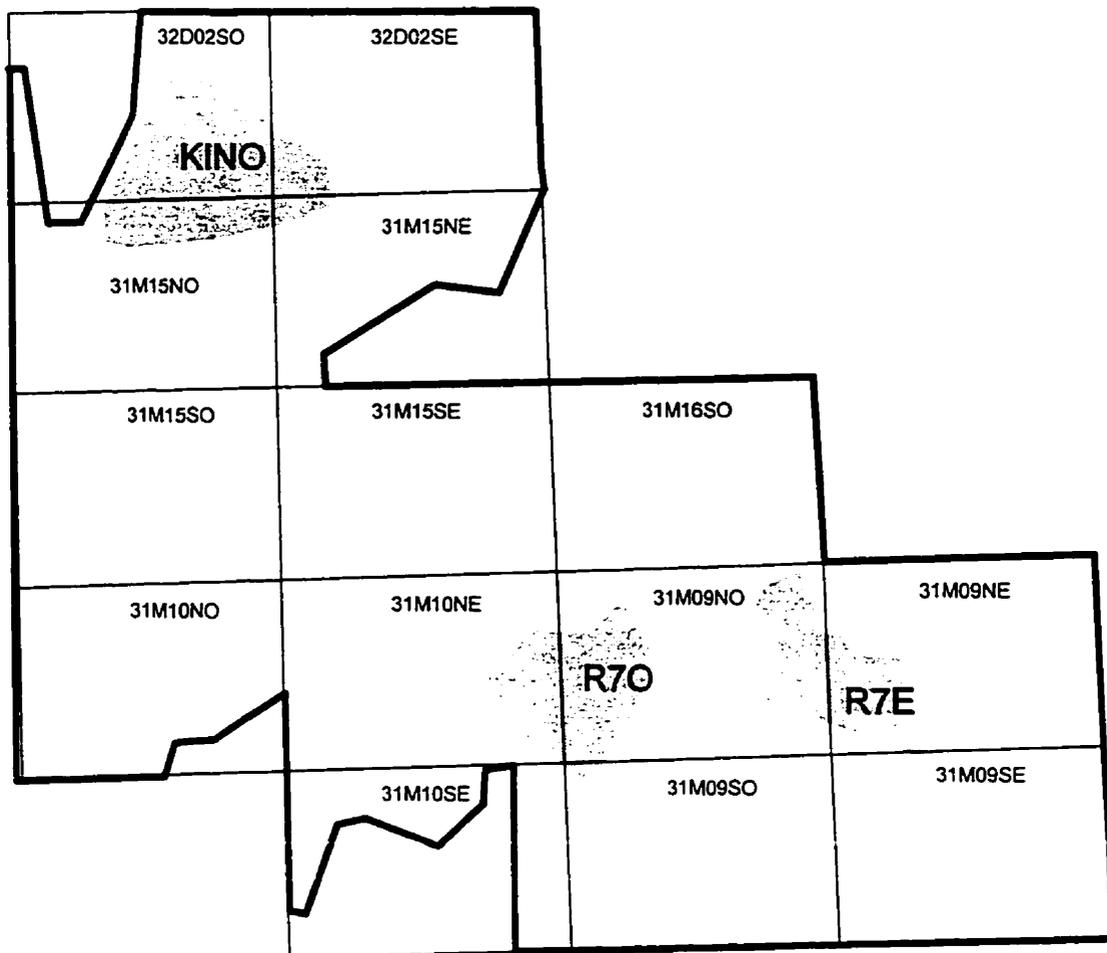
Figure 7. Localisation des peuplements utilisés pour mesurer l'abondance des proies avant et après coupe dans le secteur R7.

La densité de la gélinotte huppée fut mesurée dans le cadre de travaux conduits parallèlement aux miens par Dussault *et al.* (1995). L'approche était similaire à celle du lièvre et des petits mammifères sauf que 15 peuplements mélangés ou feuillus furent retenus, dont 10 traités en 1992 (figure 7). Les mâles tambourineurs ont été recensés à l'aide de 10 stations d'écoute espacées systématiquement de 150 m dans chaque peuplement, selon la technique décrite par Petraborg *et al.* (1953). L'inventaire a eu lieu au début de mai et les visites se déroulaient entre 5h30 et 8h30 du matin. La durée d'écoute aux stations fut fixée à cinq minutes.

4.5 Confection et validation de la base de données localisées

J'ai choisi de construire la base de données localisées selon une structure matricielle plutôt que vectorielle car certaines analyses spatiales (superposition, proximité, opérations booléennes) sont plus efficaces en matriciel (Burrough 1986, Johnson 1990). La base de données a été gérée avec les logiciels GRASS 4.1 et Grassland 1.0. GRASS est un logiciel développé par l'armée américaine (U.S. Army CERL 1993) qui fonctionne sous le système d'exploitation UNIX. Le logiciel était installé sur un Macintosh Quadra 950 équipé du système d'exploitation A/UX (version Macintosh de UNIX). Grassland est un logiciel utilisant les fonctions de GRASS sous un environnement Windows NT (LAS 1996), qui offre une plus grande convivialité, liée au fonctionnement sur PC, et une gestion de l'affichage et de l'impression plus fonctionnelles. GRASS a été utilisé au début pour importer les diverses couches de données et les structurer, alors que Grassland lui fut par la suite substitué pour réaliser la plupart des traitements.

La base de données couvre une superficie totale de 3200 km² répartie sur 14 feuillets 1:20 000 différents (figure 8). Les blocs étudiés s'étalent sur neuf feuillets, mais la région couverte est beaucoup plus vaste car elle sert aussi à l'étude de l'original, dans le cadre du projet plus global (Courtois et Potvin 1994). La base de données contient des entités forestières, les polygones forestiers et les aires de coupe, ainsi que des entités fauniques, soit les localisations télémétriques et les domaines vitaux (tableau 2). Les



 LIMITE DU TERRITOIRE COUVERT PAR LA BASE DE DONNÉES
 FEUILLET 1:20 000

Figure 8. Découpage des feuillets 1:20 000 constituant la base de données localisées.

Tableau 2. Source des entités de la base de données localisées, échelle et système géodésique, selon le secteur d'étude.

Source	Secteur	Échelle	NAD	Entité, attribut
Cartes forestières numérisées	R7 ^a	1:20 000	27	Lacs et rivières (surface) Polygones forestiers Terrain et type de couvert Groupement d'essences Classe de densité Classe de hauteur Classe d'âge Origine et perturbation Aires de coupe Année
	KINO ^b	1:20 000	83	Lacs et rivières (surface) Polygones forestiers Terrain et type de couvert Groupement d'essences Classe de densité Classe de hauteur Classe d'âge Origine et perturbation Aires de coupe Année
Photographies aériennes ^c	KINO	1:15 000	27	Aires de coupe Année Classe de régénération
Localisations télémétriques	R7	1:50 000	27	Localisations ponctuelles Domaines vitaux
	KINO	1:20 000	27	Localisations ponctuelles Domaines vitaux

^a Données obtenues de la compagnie Domtar.

^b Données obtenues de la compagnie Norbord; pour les lacs et les rivières (surface), la compagnie Norbord a utilisé les données des cartes topographiques numériques 1: 20 000 du ministère des Ressources naturelles.

^c Photo-interprétation et numérisation réalisées par la firme DelDegan et Massé.

polygones forestiers sont issus de la carte forestière 1:20 000 du ministère des Ressources naturelles (MER 1984). Ils correspondent au périmètre des peuplements forestiers, des superficies improductives (aulnaies, dénudés) et des superficies non forestières, incluant lacs et rivières de type surface. La carte forestière est construite par photo-interprétation de photographies aériennes 1:15 000, selon une méthodologie et une classification très élaborées (MER 1984). La superficie minimale cartographiée varie selon le milieu: 2 ha pour les terrains improductifs, 4 ha pour les aires de coupe ou des îlots de forêt dans une aire de coupe et 8 ha pour les peuplements forestiers usuels. Les attributs de la classification sont le terrain et le type de couvert, le groupement d'essences, la densité et la hauteur, la classe d'âge ainsi que l'origine et la perturbation (tableaux 2 et 3, figure 9).

Les données forestières avaient au départ une structure vectorielle en format ArcInfo (ESRI 1987) et elles ont été importées sur les logiciels Genamap et Genacell (Genasys 1991) pour leur donner une structure matricielle. Pour les polygones forestiers, une couche matricielle a été produite pour chaque attribut retenu (figure 9). Comme les coupes se sont déroulées de 1991-1992 à 1993-1994 dans le secteur KINO, des couches différentes y ont été réalisées par année. Pour les aires de coupe, une couche globale donnant l'année de la coupe a été produite par secteur. Dans KINO, une couche indiquant la classe de régénération a aussi été faite pour chaque année d'intervention. Comme l'information de départ provenait de trois sources différentes (tableau 2), de nombreuses et laborieuses transformations ont dû être réalisées au préalable pour les ramener à un système géodésique et un système de coordonnées communs, de même que pour restructurer les tables d'attributs et leur codification (annexe A). La base de données matricielle utilise le système de coordonnées UTM, zone 17, sous le datum NAD 27. La résolution est de 10 x 10 m, ce qui correspond au quart de la largeur des éléments de paysage les plus petits (bandes riveraines totalisant 40 m de part et d'autre des cours d'eau). Star et Estes (1990) et Maguire *et al.* (1991) ont recommandé une résolution qui équivaut à la moitié des éléments les plus petits alors que O'Neil *et al.* (1996), à partir de tests, proposent un grain deux à cinq fois inférieur à ces mêmes éléments, en structure matricielle. Bettinger *et al.* (1996) ont vérifié l'effet de la résolution

Tableau 3. Description des différentes couches et catégories de la base de données GRASS pour les entités polygone forestier et aire de coupe.

Entité	Couche	Catégorie ^a		
Polygone forestier	Terrain et type de couvert	1	AG	Agricole
		2	AL	Aulnaie
		3	AU	Autre
		4	DH	Dénudé humide
		5	DS	Dénudé sec
		6	EA	Eau
		7	FF	Forêt feuillue
		8	FM	Forêt mélangée
		9	FR	Forêt résineuse
		10	FX	Forêt en régénération
		11	LT	Ligne de transport d'énergie
		12	RO	Route
	Groupement d'essences	1		Absence autre que eau
		2	F	Feuille
		3	MF	Mélangé à dominance feuillue
		4	M	Mélangé
		5	MR	Mélangé à dominance résineuse
		6	E	Pessière noire
		7	PG	Pinède grise
		8	R	Autres résineux
		9		Eau
	Densité et hauteur	1		Absence autre que eau
		2	6	<25% fermeture, 1,5-4 m hauteur
		3	A1	81-100%, >22 m
		4	A2	81-100%, 17-22 m
		5	A3	81-100%, 12-17 m
		6	A4	81-100%, 7-12 m
		7	A5	81-100%, 4-7 m
		8	B1	61-80%, >22 m
		9	B2	61-80%, 17-22 m
		10	B3	61-80%, 12-17 m
		11	B4	61-80%, 7-12 m
		12	B5	61-80%, 4-7 m
		13	C1	41-60%, >22 m
		14	C2	41-60%, 17-22 m
		15	C3	41-60%, 12-17 m
		16	C4	41-60%, 7-12 m
		17	C5	41-60%, 4-7 m
		18	D1	25-40%, >22 m
		19	D2	25-40%, 17-22 m
		20	D3	25-40%, 12-17 m
		21	D4	25-40%, 7-12 m
		22	D5	25-40%, 4-7 m
		23		Eau

Tableau 3 (suite)

Entité	Couche	Catégorie ^a		
Origine et perturbation		1	BP	Brûlis partiel
		2	BR	Brûlis total
		3	CB	Coupe par bande
		4	CE	Coupe partielle et épidémie légère
		5	CH	Chablis total
		6	CP	Coupe partielle
		7	CT	Coupe totale
		8	EL	Épidémie légère
		9	ES	Épidémie sévère
		10	FR	Friche
		11	HP	Chablis partiel
		12	PL	Plantation
		13		Absence autre que eau
		14		Eau
Aire de coupe	Année	92		1 avril 1991 - 31 mars 1992
		93		1 avril 1992 - 31 mars 1993
		94		1 avril 1993 - 31 mars 1994
	Régénération	1		Nulle (densité <20%)
		2		Faible (densité 21-60%)
		3		Dense (densité 61-80%)
		4		Coupe partielle (surface terrière coupée <75%)

^a Adapté de MER (1984) pour l'entité polygone forestier.

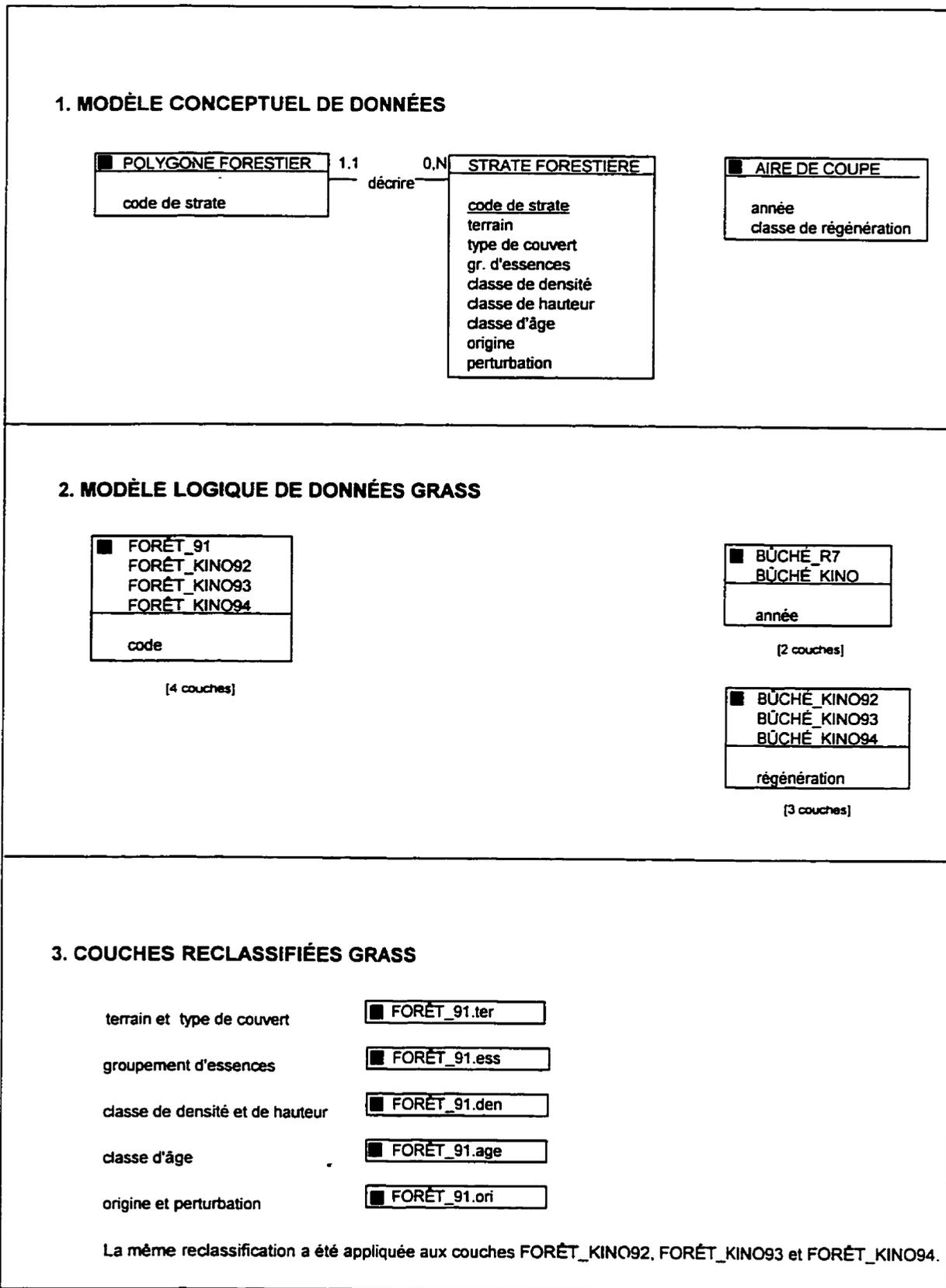


Figure 9. Structure de la base de données GRASS pour les entités polygone forestier et aire de coupe.

sur diverses variables spatiales après conversion des données d'une structure vectorielle à une structure matricielle, pour conclure qu'une résolution de 10 m et moins n'entraînait pas de distorsion. La résolution utilisée est bien inférieure à celle de 100 x 100 m recommandée par Schultz et Joyce (1992) pour analyser l'habitat de la martre.

Plusieurs sources d'erreur peuvent affecter la qualité des données géomatiques et résulter en des applications "naïves": âge de la donnée, couverture aérienne, échelle, positionnement, variation spatiale naturelle de l'entité cartographiée, numérisation (Burrough 1986, Allen 1994). À prime abord, la carte forestière 1:20 000 apparaît comme une source d'information très précise à cause de sa classification élaborée (tableau 3) et du grand nombre de polygones que contient un seul feuillet (1600 à 2000 polygones environ dans une superficie de 260 km² [Couillard et Routhier 1994], soit une superficie moyenne d'environ 15 ha par polygone). L'inventaire forestier vise une connaissance générale du volume ligneux pour une vaste superficie, l'unité de sondage (Chhun-Huor 1992, Coulombe et Lowell 1995), et non une description fine de chaque portion de territoire. Pour les habitats fauniques, LaRue *et al.* (1996) considèrent d'ailleurs l'information des cartes écoforestières comme un outil de planification à l'échelle du territoire, mais pas comme un outil d'aménagement peuplement par peuplement. Comme je veux utiliser cette information à une échelle locale, il importe de valider les variables de la cartographie forestière pour identifier celles que le photo-interprète distingue correctement et celles où la marge d'erreur est trop grande. Cette validation est d'autant plus nécessaire que deux firmes différentes ont réalisé la photo-interprétation de chacun des secteurs d'étude et que les photographies utilisées datent d'environ 10 ans. Par ailleurs, la délimitation des aires de coupe de 1991-1992 à 1993-1994 dans KINO a été réalisée en appliquant des critères plus élaborés que ceux qui sont usuels. Une validation est aussi nécessaire dans ce cas pour vérifier si les classes d'abondance de la régénération correspondent à la réalité.

La vérification de la carte forestière a principalement été effectuée par un inventaire terrestre réalisé dans la pessière noire, seul groupement d'essences correspondant à un bon habitat pour la martre, au sens classique de la littérature, et abondant dans les deux

secteurs. La pinède grise, qui domine le bloc R7E, a aussi été évaluée. À l'intérieur du groupement d'essences, les variables importantes de la stratification forestière sont la densité, la hauteur et l'âge du peuplement puisque l'autre variable, la perturbation, était peu fréquente dans la pessière noire ou la pinède grise. Le plan de sondage a été stratifié en conséquence et contient 10 strates dans la pessière et 9 dans la pinède grise, une strate étant une combinaison de densité, de hauteur et d'âge (tableau 4). Dans chaque secteur, j'ai sélectionné un minimum de trois peuplements d'épinette par combinaison des classes de densité et de hauteur, pour un échantillon global de 44 peuplements. Pour la pinède grise, l'échantillon a été de 18 peuplements, soit deux peuplements par combinaison des classes de densité et de hauteur. D'autre part, afin d'élaborer le plan de sondage pour les aires de coupe de 1992 à 1994, j'ai effectué une classification préliminaire des parterres en trois classes d'abondance de la régénération (nulle, faible et moyenne-élevée) en examinant sommairement les photos aériennes. Une photo-interprétation plus détaillée fut réalisée après la vérification terrestre, selon les quatre classes décrites précédemment; cette classification fut utilisée pour compiler les résultats. L'échantillon contenait 15 bûchés différents, distribués à raison de cinq par classe de régénération préliminaire (tableau 4). En plus, cinq peuplements mélangés à dominance feuillue et cinq peuplements feuillus, appartenant aux classe d'âge 70 ou 90 ans, ont fait l'objet d'une prise de données partielle pour vérifier *a posteriori* quels attributs pouvaient expliquer leur sélection par la martre.

Les peuplements et les parterres de coupe à inventorier ont été choisis aléatoirement parmi ceux accessibles à distance raisonnable (<500 m) d'un chemin ou d'un plan d'eau, pour l'accès terrestre, ou d'une ouverture, pour l'accès en hélicoptère. Dans chacun, 10 stations espacées de 50 ou 70 m furent établies, situées à au moins 50 m de la bordure du peuplement. Trois variables de la stratification forestière ont été évaluées à chaque station: le groupement d'essences, la classe de densité et la classe de hauteur (figure 10). Le groupement d'essences fut déterminé d'après la surface terrière des tiges de 9 cm et plus au DHP, mesurée à l'aide d'un prisme métrique de facteur deux (Grosenbaugh 1952) à deux endroits par station, soit à la station même et à un second point espacé de 20 m dans la direction de la virée d'inventaire. La classe de densité, qui

Tableau 4. Plan de sondage pour valider la base de données forestières et inventorier les débris ligneux et les gaulis résineux.

Strate cartographiée	Nombre de peuplements échantillonnés	
	R7	KINO
Pessière noire		
EE B3	3	3
EE B4	3	3
EE C3 50	1	1
EE C3 70	2	2
EE C3 90	2	2
EE C3 120	2	2
EE C4 30	2	2
EE C4 50	1	1
EE D3	3	3
EE D4	3	3
Pinède grise		
PgPg A2	2	
PgPg A3	2	
PgPg B2	2	
PgPg B3	2	
PgPg B4	2	
PgPg C3	2	
PgPg C4	2	
PgPg D3	2	
PgPg D4	2	
Aire de coupe		
Régénération nulle		5
Régénération faible		5
Régénération moyenne et élevée		5
Mélangé à dominance feuillue		5
Feuillu		5

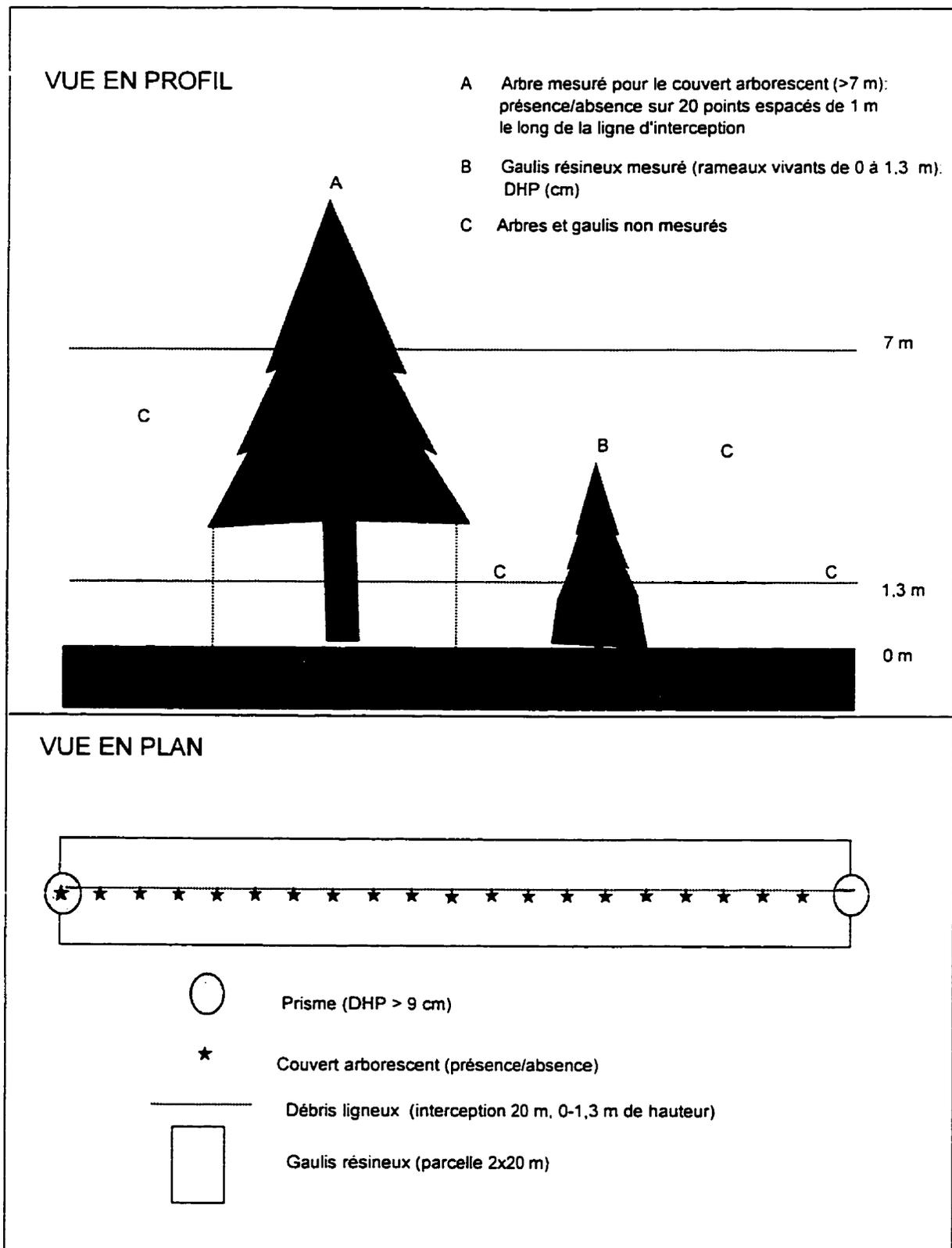


Figure 10. Schéma de la prise de données pour la validation terrestre de la base de données forestières et l'inventaire des débris ligneux et des gaulis résineux.

correspond au pourcentage de fermeture du couvert arborescent, fut obtenue en notant la présence ou l'absence d'une cime de plus de 7 m de hauteur au-dessus de 20 points équidistants de 1 m le long d'une chaîne plastifiée tendue à chaque station (Vales et Bunnell 1988). Pour mesurer la hauteur, un arbre représentatif appartenant à l'essence principale, codominant de préférence, fut choisi et mesuré au clinomètre. Dans les pessières noires de densité C, l'âge à la souche de l'arbre choisi a été mesuré. Deux à trois arbres représentatifs ont aussi été vérifiés dans les autres peuplements. Enfin, la fermeture latérale du couvert a été estimée dans les parterres de coupe et les peuplements mélangés et feuillus à l'aide de la technique de Nudds (1977).

Compte tenu du grand nombre de transformations réalisées lors de sa confection (annexe A), il est également nécessaire de vérifier la précision géométrique de la base de données localisées. À cette fin, 20 points correspondant à des repères faciles à localiser sur la carte 1:50 000 ont été choisis dans chacun des blocs. La position de ces points (coordonnées UTM) sur les couches FORÊT_91 et FORÊT_KINO94 a été lue à l'écran avec Grassland et comparée à celle de la carte.

4.6 Composition et configuration spatiale de l'habitat hivernal

4.6.1 Échelles d'étude et schéma expérimental

Il est fondamental d'utiliser l'échelle appropriée pour étudier l'habitat d'une espèce animale (Wiens et Milne 1989, Buskirk et Powell 1994, Roloff et Haufler 1994, Baker *et al.* 1995). J'ai utilisé la classification d'échelles de Johnson (1980), qui apparaît comme un classique puisqu'elle a été reprise fréquemment (Thomas et Taylor 1990, Blakesley *et al.* 1992, Katnik 1992, Aebisher *et al.* 1993, Hayward *et al.* 1993, Lofroth 1993, Dixon *et al.* 1996, Chapin *et al.* 1997). Celui-ci propose quatre niveaux où la sélection d'habitat peut s'opérer: (1) le micro-habitat, (2) les composantes formant le domaine vital, (3) le domaine vital et (4) l'aire de répartition géographique (ou la région). Pour les mammifères carnivores, les études d'habitat ont été conduites surtout aux niveaux du micro-habitat et des composantes du domaine vital (Harrison 1993).

J'ai étudié la sélection d'habitat à deux échelles, (1) celle des composantes du domaine vital et (2) celle du domaine vital. Dans le premier cas, je désire établir les caractéristiques des peuplements forestiers que la martre préfère ou évite à l'intérieur de son domaine vital (échelle du peuplement forestier). Dans le second, je veux déterminer si la martre choisit une mosaïque d'habitat particulière dans l'ensemble d'un bloc d'étude pour établir son domaine vital (échelle du paysage). Pour cette échelle, les bases conceptuelles proviennent de l'écologie des paysages (Harris 1984, Forman et Godron 1986, Hunter 1990, Turner et Gardner 1991, Dunning *et al.* 1992, Diaz 1996) et font appel aux concepts de paysage, matrice, parcelle, corridor, bordure, etc. (figure 11). Une notion fondamentale est celle de la fragmentation d'habitat, soit la transformation d'une grande étendue d'habitat en plusieurs parcelles de dimension réduite et isolées les unes des autres, accompagnée de la formation d'un nouvel habitat qui devient la matrice (Wilcove 1988, Andren 1994, Fahrig 1997). Dans un contexte d'exploitation forestière, la fragmentation est un phénomène transitoire qui se résorbe graduellement à mesure que la forêt reprend sa place. Malgré son caractère temporaire, ce concept paraît approprié pour étudier la réaction de l'animal et ses choix d'habitat immédiatement après coupe. Seule une approche géomatique permet d'intégrer sur une base géographique commune les diverses données nécessaires à une analyse à l'échelle du paysage.

À l'échelle du peuplement, le schéma expérimental consiste à mesurer la disponibilité de l'habitat par animal dans son domaine vital et son utilisation à des sites fréquentés (localisations télémétriques) (Thomas et Taylor 1990, Manly *et al.* 1993, Litvaitis *et al.* 1994). À l'échelle du paysage, le milieu global utilisé par animal, i.e., son domaine vital, est comparé au milieu disponible à l'ensemble de la population, soit la totalité du bloc d'étude.

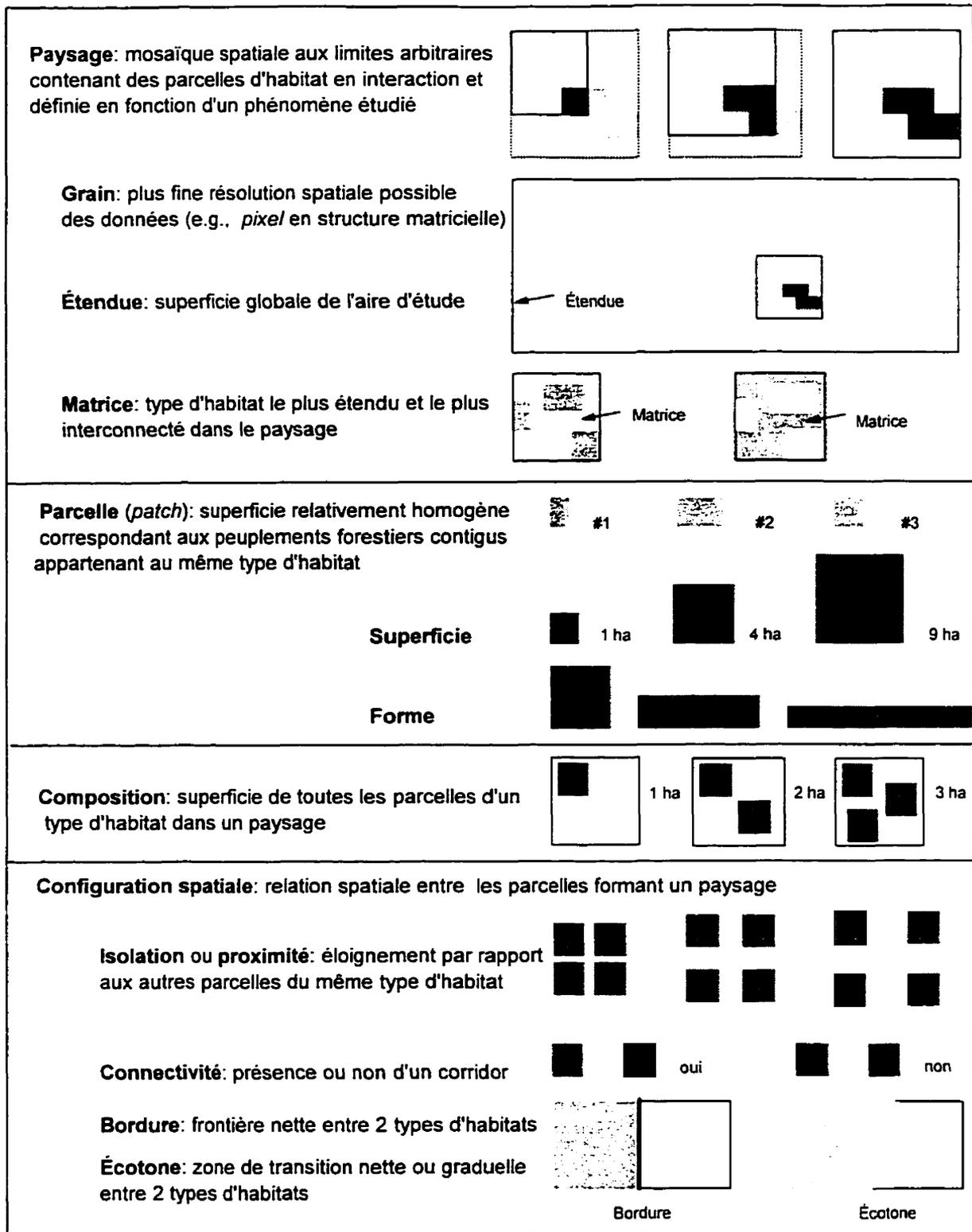


Figure 11. Illustration de certains termes et concepts propres à l'écologie des paysages (adapté de Forman et Godron 1986, Turner 1989, 1990, Wiens et Milne 1989, Turner et Gardner 1991, Fahrig et Merriam 1994, Baskent 1995, Fortin et Drapeau 1995, Li *et al.* 1995, McGarigal et Marks 1995, Diaz 1996) .

4.6.2 Délimitation des blocs d'étude

La délimitation des blocs d'étude est une étape critique pour étudier la sélection d'habitat car elle influence directement le résultat (Johnson 1980, Porter et Church 1987, Aebischer *et al.* 1993). Par exemple, l'inclusion de portions de territoire de qualité marginale dans un secteur d'étude peut avoir pour effet de faire paraître préférés des habitats qui ne sont en réalité que de valeur moyenne. Pour éviter toute subjectivité, chacun de mes blocs d'étude a été défini comme la superficie contenant les domaines vitaux des martres de même que l'ensemble des sites de piégeage, augmentée d'une bordure d'environ 500 m. Katnik (1992) et Chapin *et al.* (1996) ont utilisé une approche similaire. Je prends ainsi pour acquis que les portions des blocs d'étude où aucun animal n'a été capturé, malgré un effort de piégeage soutenu, font partie du milieu où les martres avaient la possibilité d'établir leur domaine vital. En pareil cas, l'absence de captures permet de conclure à un évitement de ces portions de territoire, ce qui est un résultat pertinent.

4.6.3 Sélection de l'habitat à l'échelle du peuplement

À l'échelle du peuplement, je teste l'hypothèse que la distribution des localisations télémétriques par type d'habitat est faite au hasard et, si cette hypothèse est rejetée, je veux identifier quels sont les types qui sont recherchés ou évités dans le domaine vital. Les types d'habitats ont été définis *a priori* en fonction des variables correctement identifiées sur la carte forestière 1:20 000, de l'abondance relative des différentes strates forestières dans les blocs et des connaissances générales sur l'écologie de la martre. Seul le milieu terrestre a été considéré.

La première analyse à cette échelle considère les localisations télémétriques comme les unités échantillonnées, la population étant l'ensemble des localisations d'un animal ou d'un groupe d'animaux. L'hypothèse testée est que la distribution des localisations télémétriques est aléatoire à l'intérieur du domaine vital, décrit par le polygone 95%. Tel que suggéré par Neu *et al.* (1974) et White et Garrott (1990), j'ai fait un test de χ^2 entre

le nombre de localisation observé (O_i) dans le milieu i ($i = 1$ à k) et le nombre attendu si la répartition était aléatoire (A_i):

$$A_i = O \times (\text{superficie du milieu } i / \text{superficie totale du domaine vital}),$$

où O est la somme des O_i . Le test est suivi du calcul d'un intervalle de type Bonferroni pour identifier les milieux sélectionnés, tout en contrôlant l'erreur de type I.

La deuxième analyse pour mesurer la sélection de l'habitat à l'échelle du peuplement considère chaque martre comme un échantillon d'une population formée de l'ensemble des animaux d'un secteur. Tel que recommandé par Alldredge et Ratti (1986, 1992), j'ai utilisé le test non paramétrique de Friedman, qui est une analyse de variance de type bloc randomisé complet (i blocs \times k traitements) basée sur les rangs (Conover 1980). Les martres constituent les blocs et les types d'habitats représentent les traitements. L'hypothèse testée est que les martres sélectionnent les types d'habitats de façon aléatoire, l'hypothèse alternative étant qu'au moins un type d'habitat est choisi de façon différente d'un autre type. Pour identifier quels étaient les types sélectionnés, j'ai ensuite calculé un intervalle de type Bonferroni, tel que suggéré par Siegel et Castellan (1988) pour comparaison avec un témoin. Le témoin est un animal fictif dont l'indice de sélection de chaque type d'habitat aurait une valeur correspondant à l'hypothèse nulle. Alldredge et Ratti (1992) ont proposé d'appliquer le test de Friedman à l'indice de sélection de Strauss (Strauss 1979). En plus de cet indice, j'ai aussi appliqué le test à l'indice de préférence de Chesson, un indice recommandé par certains auteurs (Chesson 1983, Manly *et al.* 1993). Ces indices se calculent comme suit:

$$\text{Indice de Strauss} = PU_i - PA_i$$

$$\text{Indice de Chesson} = (PU_i/PA_i) / \text{sommation}_{i=1,k} (PU_i/PA_i),$$

où,

PU_i : proportion des localisations télémétriques dans le milieu i

PA_i : proportion du domaine vital occupée par le milieu i .

L'indice de Strauss exprime simplement la différence entre l'utilisation et la disponibilité (Strauss 1979). L'indice varie linéairement de -1 à +1 et la valeur 0 indique l'absence de sélection (hypothèse nulle). Cet indice risque d'être différent d'une mosaïque à l'autre si la disponibilité des types d'habitats n'est pas identique, même si l'utilisation reste constante. En pareil cas, un résultat significatif peut être dû soit à une sélection réellement différente pour un type d'habitat, soit à la disponibilité qui varie entre les animaux (White et Garrott 1990). Plus complexe à calculer, l'indice de Chesson cherche précisément à normaliser cette situation, en exprimant qu'elle serait l'utilisation d'un type d'habitat si tous les types étaient présents de façon égale (Chesson 1983). Sa valeur varie de 0 à 1 et totalise 1 pour l'ensemble des types d'habitats évalués. Si tous les indices sont égaux (indice = $1/k$), les types d'habitats sont utilisés aléatoirement et il y a donc absence de sélection (Schooley 1994).

Afin de mieux expliquer la sélection de l'habitat par la martre à l'échelle du peuplement, deux variables importantes, les débris ligneux et les gaulis résineux, ont fait l'objet d'un inventaire terrestre, parallèlement à la prise de données pour valider la carte forestière (tableau 4, figure 10). Le pourcentage de débris ligneux au sol est une donnée fondamentale dans les modèles d'habitat de la martre (Allen 1982, LaRue 1993). Les débris ligneux permettent à l'animal de pénétrer sous la neige pour établir ses sites de repos et chasser les petits mammifères. Les gaulis résineux joueraient un rôle similaire (Hargis et McCullough 1984, Corn et Raphael 1992, Alvarez 1996), en plus d'être une composante majeure de l'habitat du lièvre (Litvaitis *et al.* 1985b), une des proies principales de la martre. Suivant la définition de LaRue *et al.* (1992), les débris ligneux comprennent tout arbre cassé, tronc, billot, souche, branche ou débris de coupe qui jonchent le sol en tout ou en partie, de même que les rameaux et ramilles qui s'y rattachent (avec leurs aiguilles dans le cas des résineux). En fonction de la taille de la martre, seuls ont été considérés les débris ayant plus de 9 cm de largeur, mesurée transversalement par rapport au débris à son point de contact avec le transect. Les tiges pourries recouvertes de mousse et intégrées partiellement au sol n'ont pas été retenues (LaRue *et al.* 1991), car elles sont peu utiles à la martre, même si elles peuvent être importantes pour les petits mammifères. La mesure de cette variable fut faite par

l'interception de la projection au sol de l'ensemble des débris ligneux compris entre 0 et 1,3 m de hauteur, le long d'une chaîne plastifiée de 20 m. L'inventaire des gaulis résineux visait à décrire l'abondance des tiges d'épinette ou de sapin portant des rameaux vivants de façon continue entre 0 et 1,3 m de hauteur. Le dénombrement s'est fait dans une parcelle de 2 x 20 m centrée sur la chaîne plastifiée. Pour chaque tige résineuse rencontrant le critère établi, l'essence et le diamètre furent notés, par classe de 2 cm: 0 (<1 cm), 2 (1-3 cm), 4 (3-5 cm), etc. Les tiges d'épinette noire de 9 cm ou plus au DHP portant des rameaux vivants jusqu'au sol ont été incluses, même si ce ne sont pas des gaulis au sens strict du terme.

Dans le but de déterminer si les martres qui fréquentaient les aires de coupe n'étaient qu'en déplacement ou bien si elles y chassaient activement, des sessions de pistage furent réalisées en janvier et mars 1994, en mars 1995 et en février 1996. Les pistes de martres furent localisées en survolant les aires de coupe en hélicoptère. Elles furent suivies en raquettes en mesurant la distance parcourue avec un toposfil et en notant par segment de 10 m (1994 et 1995) ou 20 m (1996) le milieu traversé, le comportement de l'animal et toute remarque d'intérêt. Des pistes espacées régulièrement correspondaient à un comportement de déplacement. Des pistes en zigzag, la poursuite d'une proie ou l'entrée sous la neige furent assimilées à un comportement de chasse.

4.6.4 Composition et configuration spatiale de l'habitat à l'échelle du paysage

Pour analyser la composition et la configuration spatiale de l'habitat à l'échelle du paysage, un nombre limité de types d'habitats a d'abord été identifié à partir de l'analyse à l'échelle du peuplement. L'interprétation des statistiques spatiales risquait en effet de devenir très confuse si ce nombre dépassait quatre ou cinq. J'ai utilisé le logiciel FRAGSTATS 2.0 (McGarigal et Marks 1995), qui permet de calculer 58 variables spatiales à partir d'une mosaïque d'habitats. J'ai retenu huit mesures qui expriment bien la composition et la configuration spatiale des paysages, principalement la fragmentation d'habitat (Li *et al.* 1993). Afin de bien comprendre les limites et l'interprétation de ces variables, j'ai réalisé un prototype d'application sur des mosaïques simples. Deux

variables nécessitaient de fixer une constante pour leur calcul: la superficie intérieure et l'indice de proximité. À cette fin, une analyse de sensibilité a été réalisée sur six domaines vitaux de martres (polygone 95%), en faisant varier la largeur de la bordure intérieure, pour le calcul de la superficie intérieure, ou le rayon de recherche, pour le calcul de l'indice de proximité.

Pour analyser la composition et la configuration spatiale de l'habitat à l'échelle du paysage, j'ai comparé les domaines vitaux occupés par les martres à des mosaïques choisies aléatoirement dans les blocs d'étude. Ces mosaïques sont en fait des portions de territoire situées à l'intérieur d'une fenêtre positionnée aléatoirement. La comparaison entre les domaines vitaux et les témoins a procédé séparément par bloc d'étude et, dans le cas du secteur KINO, par année, puisque le paysage a été modifié entre 1993 et 1994. Plusieurs statistiques spatiales sont influencées par la dimension de la mosaïque évaluée, de sorte qu'il faut utiliser des témoins de même superficie que les domaines vitaux. J'ai donc examiné la distribution de fréquence des domaines vitaux pour fixer les classes de superficie appropriées. La forme de la mosaïque est aussi susceptible d'influencer certaines statistiques spatiales. J'ai testé quatre formes de mosaïques afin d'établir si des formes simples (carré ou cercle) donnaient des résultats comparables à des formes plus complexes, comme des rectangles orientés nord-sud ou est-ouest. Enfin, j'ai réalisé une analyse de sensibilité pour quatre variables dans le but de fixer la taille de l'échantillon de mosaïques aléatoires.

L'analyse de la configuration spatiale n'a été réalisée que pour le secteur KINO. Dans les blocs R7E et R7O, la forêt constituait la matrice, si bien qu'il était peu pertinent de compiler des statistiques de fragmentation. Hargis *et al.* (1997) ont situé autour de 50 à 60% d'habitat la proportion à partir de laquelle plusieurs variables spatiales exprimant la fragmentation changent abruptement. À partir de simulations et d'une revue de littérature sur les oiseaux et les mammifères, Andren (1994) a pour sa part souligné que le facteur important quand la superficie d'habitat propice dépassait 30% était la perte d'habitat. Ce n'est qu'en bas de ce seuil que la taille et l'isolement entrent en jeu pour augmenter les effets liés à la perte d'habitat.

La composition et la configuration spatiale ont été mesurés dans les domaines vitaux et les mosaïques aléatoires. Comme l'approche multivariée est considérée essentielle pour ce type de données (Clark *et al.* 1993), une analyse factorielle en composante principale avec rotation varimax (Norusis 1990) a ensuite été réalisée pour tenter de réduire le nombre de variables en les regroupant en un nombre limité d'axes communs. Les variables retenues ont ensuite été comparées par classe de superficie entre les domaines vitaux et les mosaïques aléatoires à l'aide d'un test non paramétrique de Mann-Whitney, car les distributions s'éloignaient grandement de la normalité.

4.7 Validation du modèle IQH

Développés à partir du début des années 1980, les modèles d'indice de qualité d'habitat (IQH) visent à évaluer à partir de variables du milieu si un site convient à une espèce animale. Un modèle IQH donne une évaluation de la qualité de l'habitat, qu'on suppose liée à la capacité de support à long terme (Suring *et al.* 1992). C'est en quelque sorte un ensemble d'hypothèses quantifiées de relations faune-habitat (van Home et Wiens 1991). Même s'ils ont été largement acceptés comme outils de planification et pour évaluer les effets potentiels de changements d'habitat, peu d'entre eux ont été validés par manque de temps et à cause des coûts impliqués (Schamberger et O'Neil 1986, Edge *et al.* 1990, Brooks 1997). Le U.S. Fish and Wildlife Service a publié à lui seul plus de 150 modèles de ce type (Krohn 1992). Dans son projet Gestion intégrée des ressources (LaRue *et al.* 1996), le Québec a élaboré des IQH pour plusieurs espèces: orignal (*Alces alces*) (Courtois 1993), ours noir (Samson 1996), martre (LaRue 1993), lièvre (Guay 1994), gélinotte huppée (Blanchette 1995), grand pic (*Dryocopus pileatus*) (Lafleur et Blanchette 1993) et sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*) (Marchand et Blanchette 1995).

Plusieurs modèles d'IQH ont été publiés pour la martre: Ouest des États-Unis (Allen 1982), Maine (Ritter 1985), Alberta (Bonar *et al.* 1990), Ontario (Naylor 1992, Naylor *et al.* 1994, McCallum *et al.* 1994) et Alaska (Suring *et al.* 1992). Adapté pour le Québec à

partir des autres modèles, celui de LaRue (1993) contient trois variables (tableau 5). La première variable est fonction d'une matrice composition en essences du peuplement x classe de densité, la seconde est liée à la classe de hauteur et la troisième traduit l'abondance des débris ligneux selon la perturbation, l'origine et le groupement d'essences. L'indice global s'obtient en faisant la moyenne géométrique des trois variables. La base de données localisées contient les données nécessaires au calcul des deux premières variables. Comme l'abondance en débris ligneux est rarement disponible, l'auteur (P. LaRue, comm. pers.) a proposé une grille qui permet d'estimer cette variable à partir du groupement d'essences, de la classe de perturbation et de l'origine. L'indice IQH a été calculé pour chacune des strates forestières de la base de données en reclassifiant sur la base de cet indice les couches forestières correspondant aux années 1991, 1993 et 1994.

En 1986, Laymon et Barrett ont obtenu de pauvres résultats en testant trois modèles sur le terrain. D'autres validations pour une variété d'espèces ont également été peu fructueuses (Ritter 1985, Gaudette et Stauffer 1988, Conway et Martin 1993, Robel *et al.* 1993, Hirsh et Haufler 1994, Bender *et al.* 1996, Parent 1996). Quelques modèles ont malgré tout été testés avec succès, dont ceux de l'antilope d'Amérique (*Antilocapra americana*) (Cook et Irwin 1985), de la gélinotte huppée (Hammil et Moran 1986), de la richesse avienne dans des lisières brise-vent (Schroeder *et al.* 1992), du grand pic (Savignac *et al.* 1996), de la paruline de Kirtland (*Dendroica kirtlandii*) (Nelson et Buech 1996), du pékan (Thomasma *et al.* 1991) et de la martre (Suring *et al.* 1992, Naylor *et al.* 1994). Pour tester un modèle IQH, Schamberger et O'Neil (1986) ont proposé une approche avant/après des changements importants (e.g., coupes) et van Horne et Wiens (1991) une approche d'expérience de manipulation. La densité n'est pas nécessairement la mesure la plus appropriée à cette fin car il peut y avoir une concentration d'animaux non reproducteurs dans des habitats marginaux quand la densité est élevée et en fonction des pressions sociales (van Horne 1983, Krohn 1992, Winker *et al.* 1995). Le lien densité-qualité d'habitat devrait cependant être plus prévisible pour une espèce à faible productivité et spécialiste dans ses choix d'habitat (van Horne 1983), comme la martre (Buskirk et Ruggiero 1994). L'utilisation relative d'un

Tableau 5. Description du modèle d'IQH développé par LaRue (1993), dans sa version modifiée pour les débris ligneux (P. LaRue, comm. pers.).

Variable du modèle	Calcul de la variable ^a							
Composition et densité en conifères (CEDC)	Type de couvert	Classe de densité						
		A	B	C	D			
	R	3	3	2	1			
	MR	3	2	1	0			
	MF	2	1	0	0			
	F	0	0	0	0			
Abri (évalué à partir du stade de développement) (SD)	Classe de hauteur	-	6	5	4	3	2	1
	SD	0	0	1	2	3	3	3
Débris ligneux (DL)	Perturbation ou origine	Groupement d'essences ^b						DL
	CE, EL, ES, HP, HT	Résineux ou mélangé						3,0
		Feuille						0,0
	Aucune, autre	Sapinières (toutes)						3,0
		ES, RS, PgS						2,5
		PgPg, PgE, RBb, RFi, RPe, SBb, SPe						2,0
		BbS, EPg, FiS, PeS, PgBb, PgFi, PgPe, RE						1,5
		CPR, EBb, EE, EFi						1,0
		BbPg, BbR, FiPg, FiR, PePg, PeR						1,0
		BbE, FiE, PeE						0,5
Feuille						0,0		
BR, PL, CT							0,0	
Indice global	$IQH = (CEDC \times SD \times DL)^{0,33} / 3$							

^a Les codes concernant le type de couvert, les classes de densité et de hauteur, la perturbation et l'origine apparaissent au tableau 3.

^b Liste partielle. La codification des peuplements mélangés est celle du nouveau programme d'inventaire forestier (MRN 1995b), selon laquelle la première essence indique si la dominance est résineuse ou feuillue. Codes des essences:

Bb bouleau à papier	Pg pin gris
E épinette noire	R autres résineux
Fi feuillu intolérant	S sapin
Pe peuplier	

milieu peut être difficile à interpréter si la fidélité au site est un facteur important, ce qui est le cas des passereaux (van Home 1983, Krohn 1992, Darveau *et al.* 1995). Enfin, il importe de tester la relation à une échelle appropriée (Gaudette et Stauffer 1988).

Pour valider le modèle de LaRue (1993), j'ai utilisé les préférences d'habitat de la martre mesurées par télémétrie, en émettant l'hypothèse que la cote IQH d'un site fréquenté (localisation télémétrique ponctuelle ou domaine vital, selon l'échelle d'analyse) devrait être supérieure à celle d'un site aléatoire. La validation a procédé à deux échelles différentes: à l'échelle du peuplement, j'ai comparé l'indice des localisations télémétriques à celui de l'ensemble du domaine vital (polygone 95%); à l'échelle du paysage, j'ai testé si les domaines vitaux avaient un indice global supérieur à celui des mosaïques aléatoires générées pour analyser la composition et la configuration spatiale de l'habitat.

4.8 Traitements statistiques

Les traitements statistiques furent réalisées à l'aide du logiciel SPSS/PC 4.1 (Norusis 1990). Les tests liés à la composition et à la configuration spatiale de l'habitat sont traités à la section 4.6. Les mêmes tests furent utilisés pour la validation du modèle IQH. Pour toutes les autres analyses, j'ai d'abord examiné la normalité de la distribution et l'homogénéité des variances des variables à l'aide de diagrammes *boxplot* et des tests de Levene et Shapiro-Wilks. En cas d'anormalité ou d'hétérogénéité, les données ont subi les transformations appropriées avant d'utiliser les tests paramétriques ou bien elles ont été analysées avec des tests non paramétriques.

Les taux de mortalité et de dispersion furent comparés avec la statistique Z (Heisey et Fuller 1985). J'ai utilisé l'ANOVA à mesures répétées pour le nombre de crottes de lièvre (transformation $\ln[x+1]$) et pour les captures de campagnol à dos roux (transformation $\ln[x+1]$). Les nombres de crottes de lièvre en 1993 et en 1994 et les captures de souris sylvestres furent comparées avant et après coupe à l'aide du test non paramétrique de Mann-Whitney parce que les données ne pouvaient pas être

normalisées. Parmi les variables de la stratification forestière vérifiées par voie terrestre, la fermeture du couvert, la hauteur et la surface terrière furent analysées entre secteurs ou entre classes à l'aide du test de t ou de l'ANOVA suivie d'un test d'étendue de Scheffé. L'âge par contre était distribué de façon très étalée vers la droite avec en plus quelques valeurs extrêmes, de sorte que j'ai préféré utiliser le test de la médiane. Les débris ligneux et les gaulis résineux affichaient aussi une distribution anormale, avec une majorité de valeurs nulles et plusieurs valeurs extrêmes. Une transformation de type $\ln [x+1]$ a été opérée avant d'appliquer le test de t ou l'ANOVA à un facteur suivie du test d'étendue de Scheffé. Pour les comparaisons des mêmes variables entre les aires de coupe, j'ai utilisé le test non paramétrique de Kruskal-Wallis car les variances étaient très hétérogènes. Enfin, une ANOVA à un facteur, suivie d'un test multiple d'étendue de Scheffé quand plus de deux moyennes étaient impliquées, a été utilisée pour comparer la distance minimale par 24 h (transformation $[x+1]^{0.5}$) et la taille du domaine vital (transformation $x^{0.5}$).

CHAPITRE V

RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1 Piégeage et suivi télémétrique

Au cours de quatre années, mon équipe a réalisé 159 captures de 95 martres (56 mâles, 38 femelles, 1 indéterminé), 29 dans le bloc R7E, 28 dans R7O et 38 dans KINO, pour un effort de piégeage de plus de 7500 nuits-pièges. Parmi les captures réalisées à l'automne, le rapport des sexes (150, 189 et 164 mâles/ 100 femelles dans R7E, R7O et KINO, respectivement) et la proportion de juvéniles (63, 67 et 54%) ne différaient pas entre les blocs (test du Chi², $P > 0,10$). Les poids moyens étaient également semblables ($P > 0,15$): les mâles pesaient 985 ± 41 g [$\bar{x} \pm$ erreur type] ($n = 18$), 890 ± 42 g ($n = 17$) et 956 ± 20 g ($n = 23$) à R7E, R7O et KINO, respectivement, et les femelles 632 ± 25 g ($n = 12$), 646 ± 34 g ($n = 9$) et 630 ± 21 g ($n = 13$). Puisque chaque bloc fut piégé par les mêmes personnes et avec la même technique, le succès de piégeage peut fournir un indice de la densité. Le tableau 6 indique le nombre de nuits-pièges, le nombre de captures et le succès par bloc pour chacune des années. Le succès fut modéré dans les blocs KINO (1,4 martre/100 nuits-pièges) et R7O (1,2 à 1,3) mais de beaucoup supérieur dans R7E (5,5 à 6,4). Il est demeuré semblable durant les deux années consécutives d'activité dans chaque bloc.

Tableau 6. Succès de piégeage de la martre dans les blocs d'étude.

Bloc	Statut	Période (an-mois)	Nuits- pièges	Nombre de captures	Succès (captures/ 100 nuits- pièges)
R7E	Témoin	1990-09	344	19	5,5
		1991-09	298	19	6,4
		1992-03	16	1	(6,3) ^a
R7O	Témoin	1990-09	705	9	1,3
		1991-03	316	3	(0,9)
		1991-09	1075	13	1,2
		1991-10/11	1120	23	(2,0)
KINO	CPR	1992-08/09	2120	29	1,4
		1993-03	- ^b	19	(-)
		1993-10/12	1537	21	1,4
		1994-02	-	3	(-)
Total			7531	159	

^a Le succès n'est pas comparable car la période ou l'équipe (trappeur privé) sont différents.

^b Donnée non disponible.

Au total, 88 martres furent munies d'un collier émetteur, dont 27 à R7E, 28 à R7O et 33 à KINO, et elles ont procuré 1557 localisations. Sept martres n'ont pas reçu de collier, soit parce qu'elles sont mortes dans la cage ou durant la manipulation (5) ou bien parce qu'elles étaient trop petites (<550 g) (2). Dû à des pertes de contact prématurées (6 à R7E, 3 à R7O, 1 à KINO), à la mort de l'animal (9, 13, 11) ou à l'enlèvement du collier par l'animal (1, 0, 0), seulement 44 martres (11, 12, 21) ont pu être suivies durant 90 jours ou plus. De ce nombre, 35 (8, 8, 19) ont neuf localisations ou plus et seront utilisées pour vérifier si leur domaine vital est valide. Neuf martres (2, 2, 5) furent repérées durant plus de 500 jours.

5.2 Taux de survie et de dispersion

Au moins 55 (30 mâles, 25 femelles) des 88 martres munies d'un collier émetteur sont mortes au cours de mon étude. Ceci comprend sept cas où seulement un collier fut retrouvé mais où il est peu probable que l'animal ait pu l'enlever, de même que cinq autres cas où le collier n'était pas accessible (sous terre, dans un arbre ou sous l'eau). Si j'élimine sept mortalités (2 mâles, 5 femelles) survenues moins d'un mois après la pose du collier et vraisemblablement reliées au stress de la capture, 48 martres sont mortes par piégeage (16) ou par autre cause telle que accident d'origine humaine (6), prédation (4), inanition (1), maladie (1) probablement le distemper canin et cause indéterminée (20). Parmi les six accidents, quatre présentaient une fracture du crâne ou de la colonne vertébrale, vraisemblablement causée par un piège, un est un accident routier et un est imputable à une décharge de fusil. D'après les signes autour de la carcasse ou son examen à l'autopsie, deux des cas de prédation ont été imputés à des prédateurs terrestres (renard roux, loup ou lynx du Canada) et les deux autres à des prédateurs aériens. La carcasse de six des 20 martres mortes de cause indéterminée avait été partiellement ou totalement consommée, mais il était impossible d'établir si un prédateur avait tué l'animal.

Le tableau 7 donne le nombre de mortalités et le nombre de jours de suivi télémétrique des martres par bloc en fonction du statut, du sexe et de la classe d'âge de l'animal, ce

Tableau 7. Taux de mortalité et de survie des mères (\bar{x} moyenne, ES erreur type) dans les blocs d'étude en fonction du statut, du sexe et de la classe d'âge (J juvénile, A adulte).

Bloc	Statut des mères	Sexe	Classe d'âge	Nombre de mères	Nombre de mortalités			Jours-collers	Taux annuel							
					Piégeage	Mortalité naturelle	Accidents d'origine humaine		Piégeage		Mortalité naturelle		Accidents d'origine humaine		Survie	
									\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES
R7E	Résidentes et indéterminées	M	J/A	16	3	4	1	3611	17	9	29	13	5	5	49	13
		F	J/A	8	0	2	0	188	0	0	93	5	0	0	7	15
R7O	Résidentes et indéterminées	M	J/A	17	4	3	0	2613	30	13	26	13	0	0	45	14
		F	J/A	8	0	4	0	401	0	0	99	4	0	0	0	0
R7E+ R7O	Résidentes et indéterminées	M	J	9	3	2	1	795	41	18	27	16	14	13	18	13
		M	A	15	3	2	0	3275	34	15	18	12	0	0	48	16
		M	J/A	32	7	7	1	6244	22	8	28	9	3	3	46	9
		F	J/A	16	0	6	0	599	0	0	99	3	0	0	0	0
KINO	Résidentes et indéterminées	M	J	4	0	1	0	560	0	0	24	21	0	0	76	21
		M	A	10	0	1	4	3860	0	0	7	7	29	12	64	13
		M	J/A	13	0	3	4	4650	0	0	15	8	27	12	57	12
		F	J	4	0	1	0	361	0	0	53	36	0	0	47	36
		F	A	8	0	1	0	1657	0	0	13	11	0	0	87	11
		F	J/A	13	0	3	0	2425	0	0	38	17	0	0	62	17
Tous	En dispersion	M	J/A	8	1	4	1	683	17	15	62	19	14	13	7	9
		F	J/A	6	3	3	0	468	39	17	57	18	0	0	3	8

qui permet de calculer les taux annuels de mortalité et de survie. Le taux annuel de mortalité naturelle des femelles munies d'un collier à R7 fut extrêmement élevé comparativement aux mâles (99 vs 28%, $P < 0,01$). Dans le secteur KINO, où les femelles furent munies d'un collier moins lourd (5% de la masse corporelle vs 7% à R7), le taux annuel de survie fut similaire à celui des mâles (62% vs 57%). Toutes comparaisons concernant les taux de mortalité seront donc limitées aux mâles. Les mâles qui ont vécu à KINO ont eu un taux de mortalité naturelle inférieur à ceux de R7E ou R7O (15 vs 29 et 26%), mais l'écart est non significatif ($P > 0,10$). Le taux annuel de mortalité par piégeage fut de 17% à R7E, 30% à R7O et 0% à KINO. Cependant, quatre mâles à KINO ont été victimes d'accidents d'origine humaine, contre un seul à R7. Si l'on regroupe les mortalités naturelles et accidentelles, le taux de mortalité à KINO dépasse celui à R7 (42 vs 31%), mais la différence est non significative ($P > 0,10$). Dans l'ensemble des blocs, les juvéniles paraissaient un peu plus vulnérables à la mortalité naturelle que les adultes ($39 \pm 15\%$ [$\bar{x} \pm$ erreur type] vs $28 \pm 9\%$ par année) ($P > 0,10$).

Une plus grande proportion des mâles s'est dispersée du bloc coupé (taux annuel de dispersion = $32 \pm 12\%$) que des blocs R7E ou R7O (15 ± 10 et $17 \pm 16\%$), mais l'écart n'est pas significatif ($P > 0,10$). En comparaison des mâles adultes, les mâles juvéniles se sont davantage dispersés (46 ± 17 vs $9 \pm 6\%$) ($P < 0,05$). Le taux annuel de survie des animaux qui se sont dispersés fut extrêmement faible, tant pour les mâles (7%) que pour les femelles (3%), en raison surtout de la mortalité naturelle ou du piégeage (tableau 7).

5.3 Validation des données télémétriques

La position de 19 colliers émetteurs qui avaient au préalable été repérés par voie aérienne a été vérifiée au sol, ce qui permet d'estimer la précision des localisations télémétriques (tableau 8). L'erreur maximale est plus élevée pour les localisations en avion ($\bar{x} = 242$ m) qu'en hélicoptère ($\bar{x} = 25$ ou 100 m selon que la précision de la notation UTM est de ± 20 m ou ± 100 m). Dans ce dernier cas, l'utilisation d'une carte

Tableau 8. Estimation de l'erreur des localisations télémétriques aériennes pour 19 colliers émetteurs récupérés au sol après leur localisation aérienne.

Type d'aéronef	Échelle de la carte	Précision de la notation UTM	Numéro du collier	Écart entre la localisation aérienne et la position au sol (m)	Erreur de la localisation	
					Minimale ^a	Maximale ^b
Avion	1:50 000	± 100 m	006	301	301	301
			014	224	224	224
			018	0	0	100
			020	141	141	141
			044	447 ^c	447	447
			\bar{x}	223	223	242
Hélicoptère	1:50 000 ou 1:20 000	± 100 m	015-2	0	0	100
			032	0	0	100
			036	0	0	100
			066	0	0	100
			068	0	0	100
			075	0	0	100
			083	0	0	100
			086	0	0	100
	\bar{x}	0	0	100		
	1:20 000	± 20 m	063	0	0	20
			067	0	0	20
			071	63	63	63
			077	0	0	20
			079	0	0	20
			090	0	0	20
095			0	0	20	
098	10	10	20			
\bar{x}	9	9	25			

^a L'erreur minimale correspond à l'écart entre les deux localisations, en assumant que la localisation déterminée au sol est exacte.

^b L'erreur maximale correspond à la plus grande des deux valeurs suivantes: l'erreur minimale de la localisation ou la précision de la notation UTM.

^c La localisation terrestre du collier provient d'un trappeur privé.

1:20 000 et d'une notation à ± 20 m se traduit par une erreur de positionnement ($\bar{x} = 25$ m) du même ordre que l'erreur graphique de la carte (1 mm = 20 m à l'échelle du 1:20 000 [Maguire *et al.* 1991]). Ces résultats se comparent à ceux obtenus dans d'autres études. Arthur *et al.* (1989) indiquent une erreur maximale de 10 m en avion, sans préciser l'échelle de la carte. Les autres auteurs mentionnent des erreurs moyennes beaucoup plus grandes, avec des cartes 1:50 000: 275 m ($n = 15$) (Garrot *et al.* 1987), 300 m ($n = 8$) (Slough 1989) et 145 m ($n = 20$) (Chapin *et al.* 1996), en avion, et 242 m ($n = 10$) (Latour *et al.* 1994), en hélicoptère. Dans ce dernier cas, 60% des localisations en hélicoptère étaient en deçà de 100 m. Par ailleurs, en utilisant un système de positionnement GPS, Paragi *et al.* (1996) ont mesuré une divergence maximale de 76 m pour des localisations en avion. De façon courante, on estime que l'erreur de localisation par voie aérienne est de 100 à 200 m (Rodgers et Anson 1994, Samuel et Fuller 1994). D'après mes résultats, je considère que l'erreur des repérages est de l'ordre de 250 m en avion et de 20 à 100 m en hélicoptère. La précision des localisations télémétriques est susceptible d'affecter surtout l'analyse de la sélection de l'habitat à l'échelle du peuplement puisque l'identification exacte de l'habitat correspondant à chaque donnée ponctuelle est requise. Parmi les localisations examinées à cette fin (section 5.7), seules celles du secteur R7 ont fait appel à l'avion (21% des 144 localisations retenues) et sont donc entachées d'une erreur plus grande. L'erreur dépend aussi de la distance entre la localisation et la proximité d'un autre type d'habitat. Dans le secteur R7, 45% des localisations examinées ($n = 144$) sont situées à moins de 50 m d'un autre type d'habitat, 31% entre 50 et 100 m et 22% entre 100 et 250 m. Dans le secteur KINO ($n = 583$), ces mêmes proportions sont 58%, 27% et 12%. Sur la base de ces prémices, j'évalue qu'environ le quart des localisations télémétriques ont pu être positionnées par erreur dans un autre type d'habitat que celui auxquelles elles appartiennent (annexe B).

Pour vérifier l'autocorrélation temporelle des localisations, nous allons d'abord examiner le rapport de Schoener, qui est basé sur la distance entre deux localisations successives et celle entre une localisation et le centre d'activité de l'animal. Le tableau 9 indique le rapport obtenu pour 15 martres selon que l'intervalle entre les localisations varie de

moins d'une journée à plus de 10 jours. Pour un domaine vital circulaire ou carré (excentricité = 1,0), une valeur supérieure à 1,75 confirme l'indépendance des localisations. Selon ce critère, les localisations de moins de la moitié des martres étaient indépendantes, même quand l'intervalle dépassait 10 jours. Cette proportion était semblable entre les intervalles, même ceux d'une journée ou moins ($\text{Chi}^2 = 0,74$, $P = 0,86$). En théorie, le rapport de Schoener devrait augmenter avec de plus grands intervalles, ce qui permet de fixer la période minimale qui assure l'indépendance des observations (Swihart et Slade 1985). J'ai regroupé l'ensemble des martres résidentes pour vérifier si mes données suivaient ce modèle. Le rapport de Schoener varie de 0,54 à 0,98 pour des intervalles qui s'étalent de moins d'une journée à plus de 24 jours, sans montrer de tendance définie (figure 12). Un tel résultat n'est pas inhabituel avec des données télémétriques. L'autocorrélation peut provenir soit d'un intervalle trop court, soit d'un retour périodique de l'animal à une portion de son domaine vital (Hansteen *et al.* 1997). La validité du rapport de Schoener a été critiquée puisque les animaux ne se déplacent pas au hasard dans leur domaine vital (McNay *et al.* 1994) et que d'importantes informations biologiques peuvent être perdues s'il est appliqué de façon stricte (Andersen et Rongstad 1989, Reynolds et Laundré 1990). D'après mes résultats, je conclus à l'impossibilité de fixer un intervalle minimum pour atteindre l'indépendance des observations pour la majorité des animaux et à l'absence d'effet lié à un intervalle plus court sur l'indépendance des données. Le deuxième test d'indépendance est basé seulement sur la relation entre la distance entre deux localisations successives et l'intervalle de temps qui les sépare (figure 13). Les distances moyennes ne diffèrent entre aucune classe d'intervalle ($P > 0,25$), ce qui renforce ma décision d'utiliser toutes les localisations pour le calcul du domaine vital, sans tenir compte de l'intervalle de temps qui les sépare.

La superficie du domaine vital annuel des 15 martres examinées lors du pré-test a atteint une asymptote après 25 localisations pour les quatre kernels et après 30 localisations pour les deux polygones (figure 14). Celle des domaines vitaux d'hiver a fait de même après 15 localisations pour trois des kernels (75, 60 et 50%), 20 localisations pour le kernel 95% et 20 localisations pour les polygones. Par une procédure similaire,

Tableau 9. Rapport de Schoener calculé pour les localisations de 15 martres dans le but de vérifier leur indépendance temporelle.

Martre	Excentricité du domaine vital ^a	< 1 jour	1 jour	2-10 jours	> 10 jours
009	1,4	-	1,36 (18) ^b	1,35 (9)	0,67 (7)
016	1,8	-	1,94* (17)	2,23* (7)	2,57* (8)
032	1,4	-	2,04* (20)	1,81* (4)	1,48 (9)
043	2,4	-	0,86 (15)	1,60 (5)	0,85 (6)
054	2,2	-	1,26 (21)	1,60 (9)	2,46* (8)
060	1,9	-	1,06 (16)	1,20 (11)	1,41 (10)
063	1,6	-	1,75 (25)	2,43* (4)	1,13 (8)
067	1,9	-	1,22 (30)	1,86* (4)	1,77* (12)
071	2,8	-	2,06* (24)	2,09* (4)	3,71* (6)
076	1,5	0,16 (5)	1,19 (64)	1,72 (14)	0,75 (17)
085	3,5	-	0,51 (31)	2,78* (3)	0,52 (10)
094	1,2	1,74* (3)	2,18* (22)	1,50 (10)	1,37 (5)
096	2,5	3,39* (5)	1,88* (32)	1,66 (10)	2,81* (9)
101	1,0	0,92 (5)	0,85 (33)	1,33 (10)	2,27* (8)
105	1,5	0,70 (5)	1,18 (32)	0,45 (10)	2,61* (8)

^a Rapport longueur/largeur du polygone 95%.

^b Nombre de localisations pour l'intervalle considéré.

* Les localisations sont indépendantes car le rapport de Schoener excède significativement la valeur critique de la distribution normale ($P > 0,25$).

RAPPORT DE SCHOENER

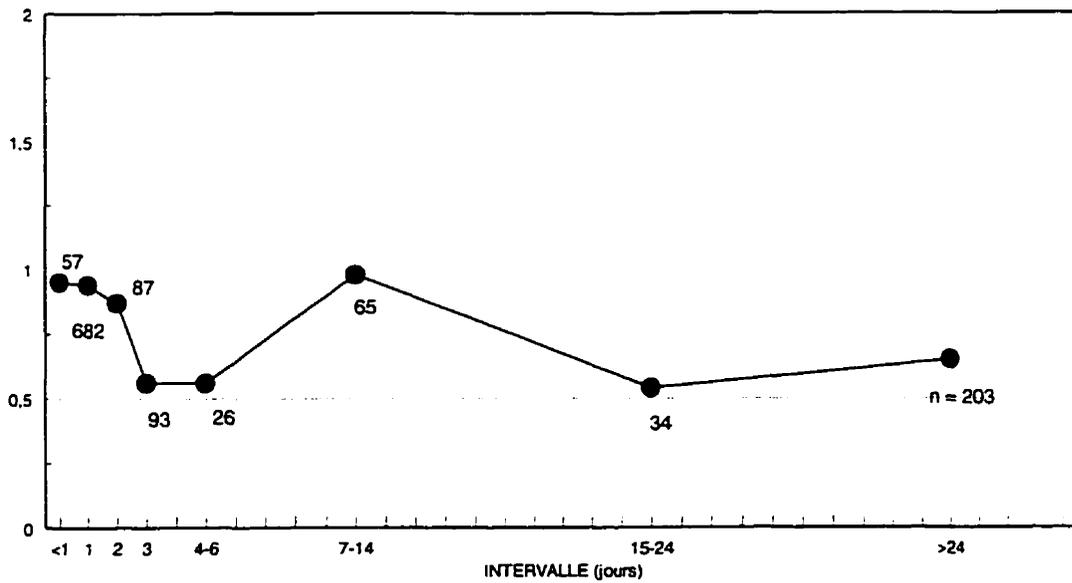


Figure 12. Rapport de Schoener calculé pour divers intervalles de temps entre deux localisations pour les données regroupées de 15 mantes résidentes.

DISTANCE (m)

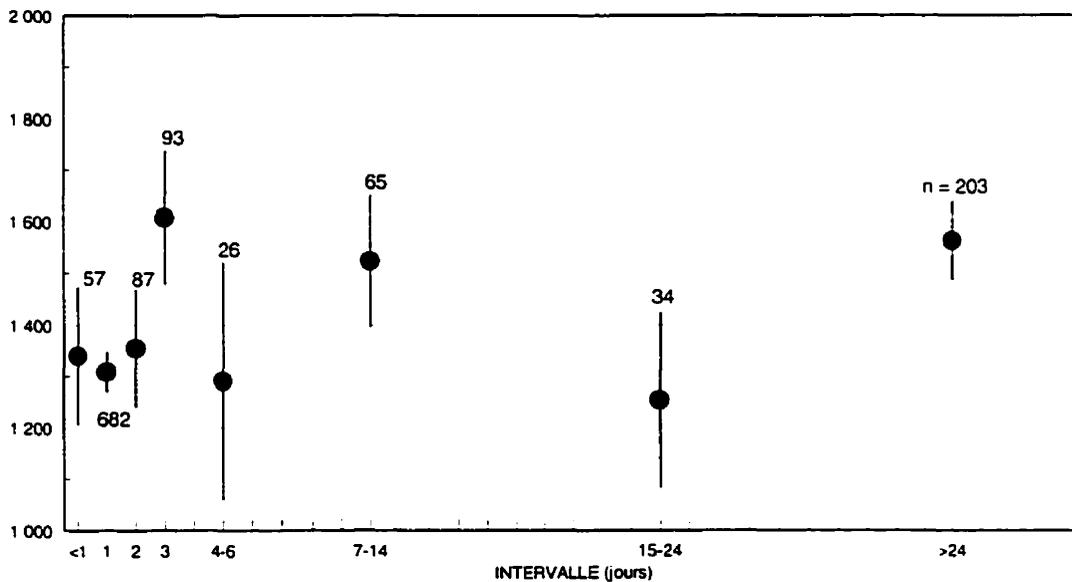


Figure 13. Distance (moyenne \pm erreur type) entre deux localisations successives selon l'intervalle de temps qui les sépare pour les données regroupées de 15 mantes résidentes. Aucune moyenne ne diffère statistiquement d'une autre selon le test multiple d'étendue de Scheffé ($P > 0,25$).

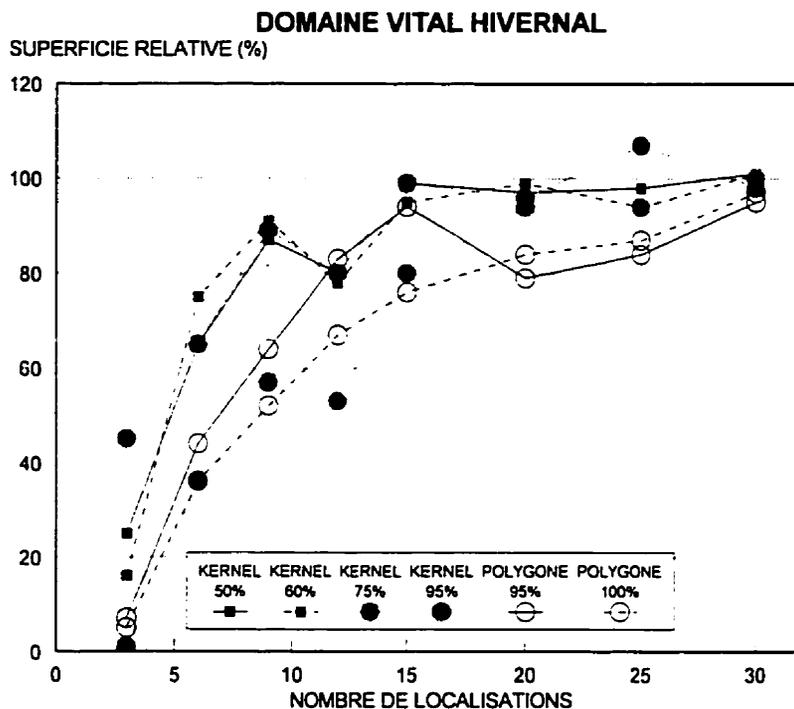
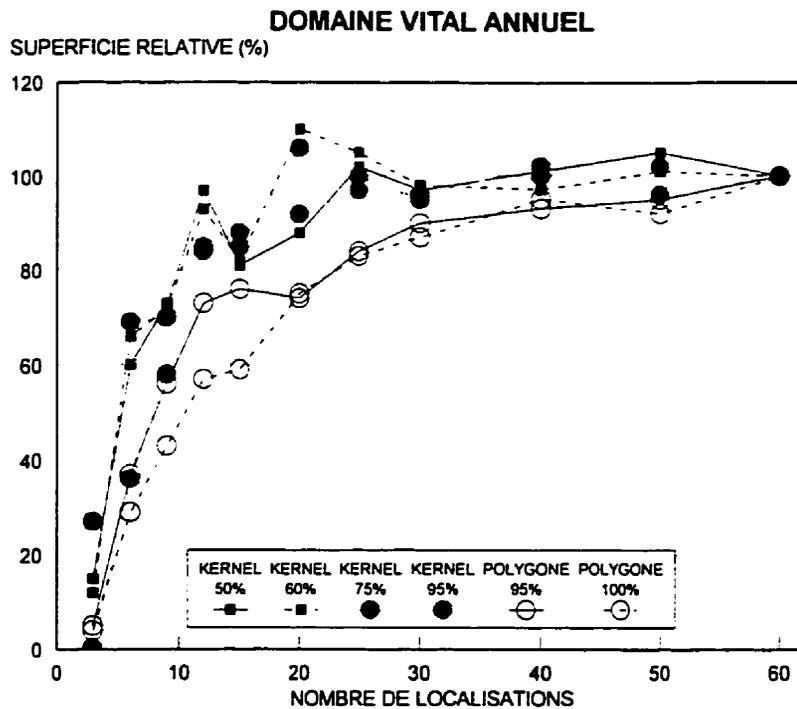
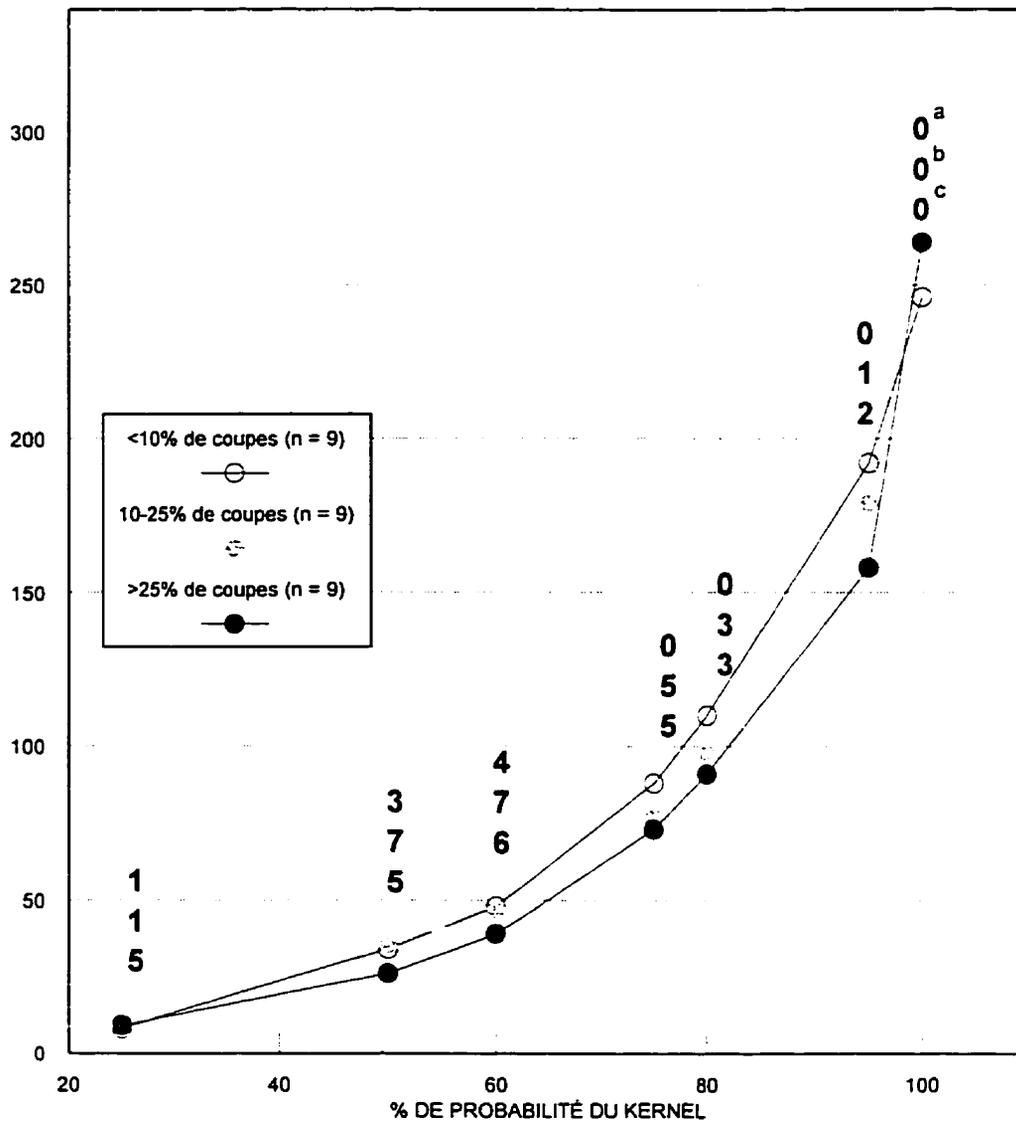


Figure 14. Influence du nombre de localisations sur la superficie relative de cinq types de domaines vitaux. Quinze mères ont fait l'objet du test, en échantillonnant aléatoirement l'ensemble de leurs localisations ($n = 3, 6, 9, 12, 15, 20, 25, \text{etc.}$).

Thompson et Colgan (1987) ont obtenu une asymptote après >20 localisations pour les domaines vitaux annuels de martres et >10 localisations pour ceux hivernaux. Phillips (1994 *in* Chapin *et al.* [1997a]) a fixé ce seuil à 25 localisations pour le polygone 95%. J'ai vérifié si la superficie de chacun des domaines vitaux avec moins de 25 localisations pour l'ensemble de l'année et moins de 20 localisations en hiver atteignait une asymptote à mesure que de nouvelles localisations s'ajoutaient. La plupart des animaux avec moins de 15 localisations n'ont pas rencontré cette exigence. Dans les trois blocs, 34 domaines vitaux se sont avérés valides pour l'ensemble de l'année et 27 pour la période hivernale. Le nombre moyen de localisations par animal était de 36 (étendue = 11 à 58) et 27 (étendue = 10 à 34) pour les domaines vitaux annuels et hivernaux, respectivement. La période moyenne de contact télémétrique était de 280 jours (étendue = 90 à 419) et de 112 jours (étendue = 52 à 121) pour chaque période. La taille du domaine vital était peu influencée par le nombre de localisations ou le nombre de jours de contact (coefficient de corrélation de Spearman $r = 0,07$ à $0,31$, $P = 0,06$ à $0,39$), indiquant l'absence de biais négatif important pour les animaux ayant moins de données.

Afin de choisir le pourcentage de probabilité du kernel le plus apte à décrire le domaine vital, j'ai compilé la superficie obtenue en faisant varier cette valeur de 25 à 100% pour les 27 martres valides en hiver (figure 15). La proportion occupée par des coupes à l'intérieur du polygone 95% a aussi été examinée pour vérifier si cette variable influençait le résultat. Les kernels à 95 et 100% de probabilité ont donné des superficies 1,5 à 2,5 fois plus grandes que le polygone 95%, ce qui paraît nettement exagéré. Worton (1995) et Seaman et Powell (1996) ont obtenu un biais comparable avec le kernel adapté à partir de simulations. Par contre, les kernels 75 et 80% se comparent bien au polygone 95%, tout en offrant un périmètre d'allure plus réaliste (figure 6). Contrairement au polygone, le kernel permet de délimiter plus d'une superficie quand les localisations télémétriques contiennent plusieurs centres d'activité. Le kernel 60% correspond à près de la moitié du polygone 95% et est celui qui décrit plus souvent des superficies disjointes, généralement deux et parfois trois (marte 06593). La superficie relative des kernels varie peu en fonction de la proportion occupée par les coupes dans le domaine

SUPERFICIE RELATIVE (%)



a, b, c. Nombre de domaines vitaux avec plus d'un kernel:
 a <10% de coupes
 b 10-25% de coupes
 c >25% de coupes

Figure 15. Superficie relative moyenne (100% = superficie du polygone convexe minimum 95%) de kernels dont le niveau de probabilité varie de 25 à 100%. La compilation a été faite pour les 27 martres ayant un domaine vital hivernal valide. Ces martres ont été regroupées selon la proportion occupée par des coupes dans leur domaine vital (polygone 95%).

vital (ANOVA à une dimension, $P = 0,07$ à $0,77$). Par contre, les kernels paraissent plus fragmentés en présence de coupes. Pour décrire la zone d'utilisation intensive en hiver, j'ai retenu le kernel 60% car il est plus apte à circonscrire les portions de territoire disjointes fréquentées par l'animal. Pour analyser la composition et la configuration spatiale à l'échelle du paysage, j'utiliserai aussi le kernel 80% puisque sa superficie est la plus proche de celle du polygone 95%, qui est aussi retenu pour l'analyse.

5.4 Déplacements et domaines vitaux

Aucune femelle n'avait suffisamment de localisations dans le secteur R7 pour en calculer le domaine vital. Les comparaisons entre blocs concernant la distance parcourue et la taille des domaines vitaux seront donc limitées aux mâles. La distance minimale de déplacement par 24 h pour les mâles possédant un domaine vital variait selon le secteur, la fréquentation d'aires de coupe et la présence ou non d'activités forestières en cours (tableau 10). La distance était similaire entre R7E et R7O ($P = 0,62$), soit 1244 m ($n = 121$), une valeur beaucoup plus faible qu'à KINO (1467 m, $n = 347$) ($P = 0,02$). À KINO, le déplacement des femelles possédant un domaine vital (1084 m, $n = 206$) était moins prononcé que celui des mâles ($P < 0,01$). En automne et en hiver, juvéniles et adultes parcouraient des distance similaires dans les deux secteurs ($P = 0,26$ et $0,79$). Les mâles ($P = 0,06$) et les femelles ($P = 0,09$) qui fréquentaient les aires de coupe ont effectué des déplacements de 25 et 40% plus grands, respectivement, comparativement aux autres martres du bloc KINO. La présence d'activités forestières en cours dans le domaine vital ou à proximité a aussi accru les déplacements des mâles ($P = 0,09$) mais non ceux des femelles ($P = 0,18$).

Le tableau 11 indique la superficie du domaine vital annuel (polygones 100% et 95%) et du domaine vital hivernal (polygone 95% et kernel 60%) des martres. C'est surtout la fréquentation d'aires de coupe qui influence la taille du domaine vital. Les domaines vitaux des mâles ne différaient pas entre les blocs R7E, R7O et KINO ($P > 0,37$). Le polygone 100% décrivant leur domaine vital annuel occupait en moyenne 9,2 km² ($n = 26$). Le polygone 95% était en moyenne de 7,7 km² pour l'ensemble de l'année et de

Tableau 10. Distance minimale parcourue par 24 h (\bar{x} moyenne, ES erreur type) par les mères possédant un domaine vital dans les blocs d'étude, selon le sexe, la classe d'âge (J juvénile, A adulte), la fréquentation des aires de coupe et la présence d'activités forestières en cours à l'intérieur ou à proximité du domaine vital.

Bloc, coupe, et saison	Sexe	Classe d'âge	n mesures	Distance minimale (m)		
				\bar{x} *	ES	
R7E	M	J/A	67	1250	127	
R7O	M	J/A	54	1235	138	
R7E+R7O	M	J/A	121	1244 A	93	
<hr/>						
KINO	M	J/A	347	1467 AB	60	
	F	J/A	206	1084 B	69	
<hr/>						
Aires de coupe fréquentées						
Non	M	J/A	159	1288 C	71	
Oui	M	J/A	188	1617 C	91	
Non	F	J/A	50	825 D	88	
Oui	F	J/A	156	1167 D	86	
<hr/>						
Activités forestières en cours						
Non	M	J/A	97	1253 E	88	
Oui	M	J/A	250	1549 E	75	
Non	F	J/A	91	1168	96	
Oui	F	J/A	115	1017	98	
<hr/>						
R7E+R7O	Automne+hiver	M	J	16	1056	204
		M	A	15	884	169
<hr/>						
KINO	Automne+hiver	M	J	82	1361	119
		M	A	77	1531	123
		F	J	45	1247	213
		F	A	30	968	129

* Les moyennes suivies d'une même lettre diffèrent statistiquement entre elles selon une ANOVA à un facteur:

A: $P=0,02$ B: $P < 0,01$ C: $P = 0,06$ D: $P = 0,09$ E: $P = 0,09$.

Tableau 11. Tailles des domaines vitaux (km²) (\bar{x} moyenne, ES erreur type) des martres résidentes dans les blocs d'étude, selon le sexe, la classe d'âge (J juvénile, A adulte), la fréquentation d'aires de coupe et la présence d'activités forestières à l'intérieur ou à proximité du domaine vital.

Bloc et coupe	Sexe	Classe d'âge	Domaine vital annuel						Domaine vital hivernal			
			n	Polygone 100%		Polygone 95%		n	Polygone 95%		Kernel 60%	
				\bar{x}	ES	\bar{x}	ES		\bar{x}	ES	\bar{x}	ES
R7E	M	J/A	5	7,1	2,9	6,4	2,6	3	6,0	3,8	2,5	1,5
R7O	M	J/A	7	9,1	1,8	7,6	1,3	4	6,0	0,4	3,1	0,4
R7E+R7O	M	J/A	12	8,3	1,6	7,1	1,3	7	6,0	1,5	2,8	0,6
KINO	M	J/A	14	9,9	1,4	8,2	1,2	13	7,5	1,2	3,1	0,5
	F	J/A	8	11,2	4,1	8,3	2,9	7	9,1	3,3	3,1	1,8
	F ^o	J/A	7	7,5	2,0	5,6	1,4	6	6,0	1,5	2,3	0,4
Aires de coupe fréquentées												
Non	M/F	J/A	10	7,3 A*	1,8	5,9 B	1,4	8	5,3 C	1,5	2,1 D	0,4
Oui	M/F	J/A	12	13,0 A	2,5	10,1 B	1,9	12	9,9 C	1,9	3,7 D	0,6
Activités forestières en cours												
Non	M/F	J/A	9	7,8	2,0	6,1	1,5	8	6,1	1,6	2,3	0,4
Oui	M/F	J/A	13	12,2	2,4	9,7	1,8	12	9,4	1,9	3,6	0,6
R7E+R7O+KINO	M/F	J	7	11,4	4,5	8,4	3,2	6	8,8	3,3	3,2	0,9
	M/F	A	16	8,9	1,4	7,5	1,2	13	6,8	1,8	2,7	0,4

** Les moyennes suivies d'une même lettre diffèrent statistiquement entre elles selon une ANOVA à une dimension:

A: P = 0,05 B: P = 0,06 C: P = 0,05 D: P = 0,04.

^o En excluant la femelle juvénile 104.

7,0 km² ($n=20$) en hiver. Enfin, le kernel 60% occupait 3,0 km² en hiver. Les juvéniles et les adultes des trois blocs avaient des domaines vitaux comparables ($P > 0,56$).

La figure 16 illustre les sept domaines vitaux hivernaux des blocs R7E et R7O et la figure 17 les 20 domaines vitaux hivernaux (13 mâles, 7 femelles) de KINO. Chez la martre, les individus sont territoriaux à l'intérieur d'un même sexe (Archibald et Jessup 1984, Katnik *et al.* 1994). Aucun chevauchement de territoire n'apparaît dans R7E et R7O, où seuls des mâles ont été suivis. Dans KINO, il y a superposition du polygone 95% et des kernels 60% de trois animaux en 1993: le mâle juvénile 067 et la femelle 077 (âge indéterminé) appartiennent vraisemblablement à la même famille, alors que l'animal 063 est un mâle adulte. En 1994, les territoires de deux couples se chevauchent (mâle adulte 076 et femelle adulte 103; mâle juvénile 094 et femelle d'âge indéterminé 105). La femelle juvénile 104 apparaît quant à elle vraiment atypique car son polygone touche à celui de six autres martres et couvre une superficie immense dominée par des coupes.

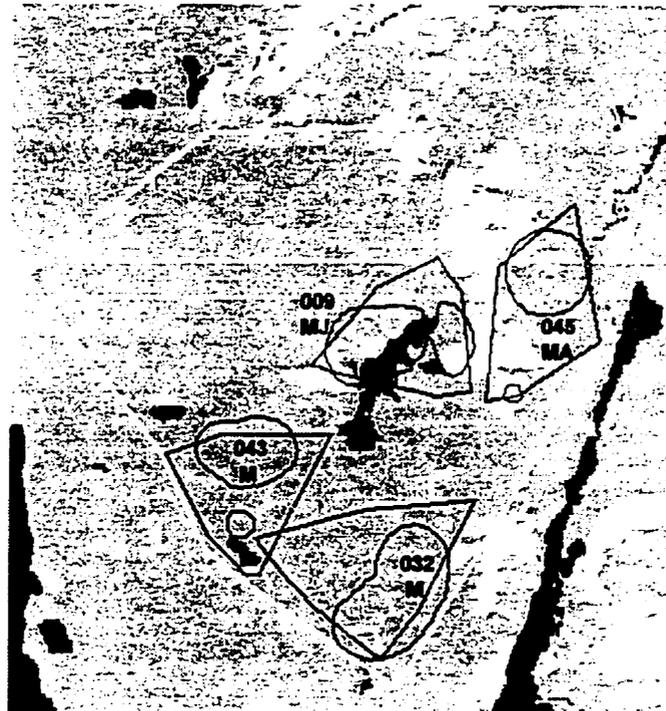
Dans KINO, mâles et femelles avaient des domaines vitaux de même étendue ($P > 0,75$) (tableau 11). La femelle juvénile 104 occupait un polygone 100% de 35 km², mais son exclusion n'a pas changé le résultat de la comparaison ($P > 0,35$). J'ai donc regroupé les deux sexes pour vérifier si la présence de coupes ou d'activités forestières en cours pouvait influencer la taille du domaine vital. Les martres qui fréquentaient les coupes avaient des domaines vitaux presque deux fois plus grands que les autres martres du bloc KINO ($P = 0,04$ à $0,06$). La présence d'activités forestières en cours dans le domaine vital ou à sa proximité avait moins d'influence sur la taille du domaine vital ($P > 0,10$), mais la même tendance était perceptible car les martres occupant des aires perturbées avaient de plus grands domaines vitaux.

Cinq martres ont été suivies au cours des deux hivers consécutifs dans le secteur KINO, ce qui renseigne sur la fidélité au territoire d'une année à l'autre et sur la réaction de l'animal à des coupes nouvelles durant la période. Le mâle 065 occupait en 1993 un domaine vital fortement dominé par les coupes. En 1994, il conserva sensiblement le même territoire, sauf qu'il délaissa la portion nord-ouest qui avait été l'objet d'une coupe

R7E



R7O



M MÂLE
A ADULTE
J JUVÉNILLE



EAU

FORÊT ET
IMPRODUCTIFAIRE DE
COUPE

POLYGONE 95%



KERNEL 60%

Figure 16. Domaines vitaux hivernaux des mares des blocs R7E et R7O.

KINO 1993

KINO 1994

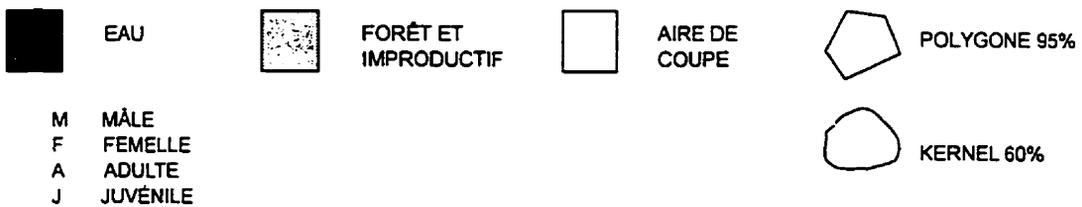
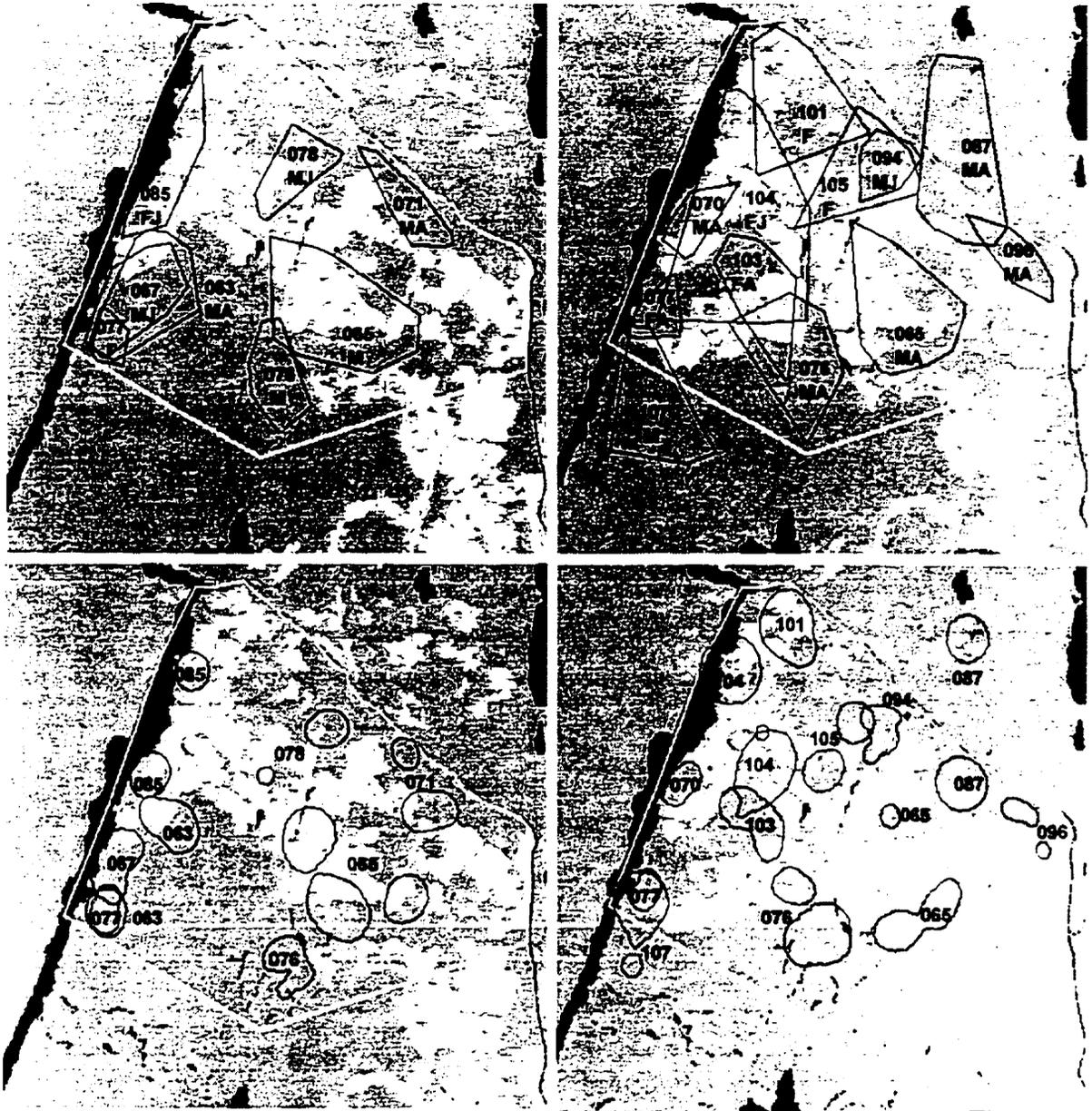


Figure 17. Domaines vitaux hivernaux des martres du bloc KINO.

récente (figure 17, annexe F). Le mâle 070 fut capturé en mars 1993 dans une portion de forêt comprise entre des assiettes de coupe et la baie Caron; à l'hiver suivant, son territoire resta le même. Deux autres martres qui vivaient en retrait des aires de coupe en 1993 furent affectées par la CPR en 1994. Le mâle 076 a maintenu le même centre d'activité tout en augmentant la superficie de son domaine vital. La femelle 077 a conservé sensiblement le même domaine vital, en bordure de la nouvelle coupe. Le cinquième animal (mâle 087) vivait dans une portion de forêt entre la rivière Kinojévis et les coupes de 1992. Après sa recapture à l'automne 1993, il fut libéré par erreur 5 km plus à l'est, où il a étendu son domaine vital de part et d'autre de la rivière. Ces résultats limités indiquent que les martres paraissent fidèles au même site d'une année à l'autre, même après la mise en place de coupes dans leur territoire.

5.5 Abondance des proies avant et après CPR

La densité relative du lièvre a évolué de façon très différente entre les peuplements témoins et les peuplements coupés de 1991 à 1994 (figure 18). Dans les peuplements témoins, la densité relative du lièvre a constamment décliné (22,0 crottes/parcelle en 1991; 5,3 en 1994). Dans les peuplements coupés, l'abondance du lièvre était similaire aux témoins durant les deux années qui ont précédé la CPR ($P = 0,88$). Le lièvre est pratiquement disparu de ces peuplements un an (0,2 crotte/parcelle) et deux ans (0,7 crotte/parcelle) après coupe, une baisse très significative comparativement aux témoins ($P < 0,01$).

Le campagnol à dos roux et la souris sylvestre comptaient respectivement pour 47 et 28% des 917 captures de petits mammifères. Les autres espèces capturées furent les tamias rayé et mineur (*Tamias striatus* et *Eutamias minimus*) (106 captures), la musaraigne cendrée (*Sorex cinereus*) (59), le campagnol lemming de Cooper (*Synaptomys cooperii*) (23), l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) (17), le grand polatouche (*Glaucomys sabrinus*) (9), la grande musaraigne (*Blarina brevicauda*) (6), la belette (*Mustela sp.*) (4), la souris sauteuse des bois (*Zapus hudsonicus*) (3) et le campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*) (3). Bien que le faible nombre de

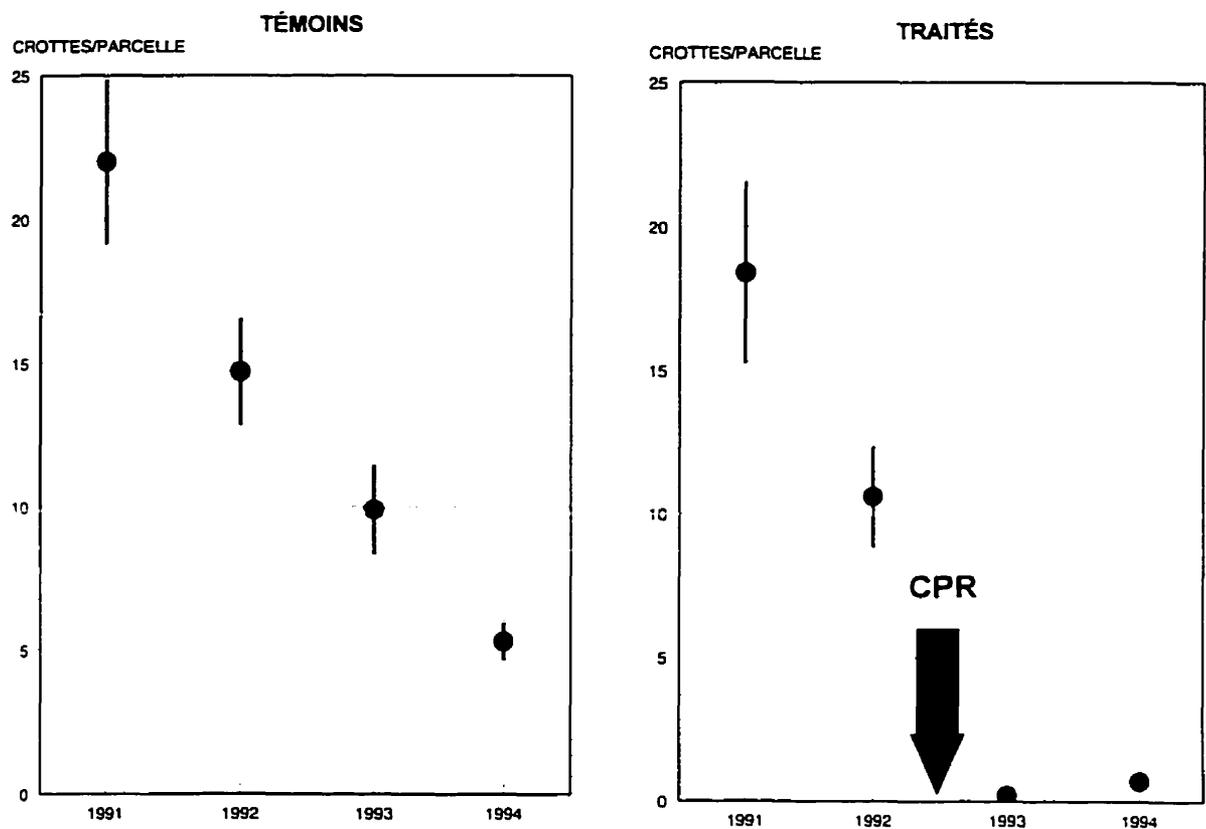


Figure 18. Nombre moyen (\pm erreur type) de crottes de lièvre par parcelle de 1991 à 1994 dans cinq peuplements témoins et cinq peuplements traités du secteur R7. Les peuplements traités furent coupés par CPR après le relevé de 1992.

captures ne permette pas d'analyser statistiquement ces espèces marginales, il convient de noter que le grand polatouche a disparu après coupe dans les peuplements traités alors que le campagnol des champs fut capturé uniquement dans des grilles traitées après coupe.

Le succès de capture du campagnol à dos roux diffère peu de 1990 à 1994 entre les grilles témoins et les grilles traitées (figure 19a). Le succès est resté stable dans les grilles témoins de 1990 à 1992 ($\bar{x} = 1,7$ capture/100 nuits-pièges) et a par la suite décliné de 50% (0,9 capture/100 nuits-pièges). L'abondance relative du campagnol était similaire entre les grilles traitées et témoins en 1990 et 1991 (1,9 capture/100 nuits-pièges) ($P = 0,75$). Dans les grilles traitées, la baisse a débuté en 1992, immédiatement après coupe, et semble plus importante que dans les témoins, mais la différence n'est pas significative si l'on compare les succès de capture ($P = 0,91$). J'ai calculé pour chaque grille un indice relatif du changement d'abondance après coupe basé sur le nombre de captures avant traitement:

$$\text{indice}_{\text{année}_i} = (2 \times \text{captures}_{\text{année}_i}) / (\text{captures}_{1990} + \text{captures}_{1991}).$$

Comparativement aux témoins, l'indice est significativement plus bas dans les grilles traitées que dans les grilles témoins en 1992 ($0,69 \pm 0,14$ vs $1,31 \pm 0,23$, $P = 0,04$) mais non en 1993 ($P = 0,54$) ou en 1994 ($P = 0,61$).

Le succès de capture de la souris sylvestre par grille de piégeage affiche des variations très différentes entre les grilles témoins et les grilles traitées (figure 19b). Le succès était similaire dans les peuplements témoins (0,7 capture/100 nuits-pièges) et les peuplements traités (0,6 capture/100 nuits-pièges) avant coupe ($P = 0,56$). Il a diminué de 1992 à 1994 dans les grilles témoins à en moyenne 0,5 capture/100 nuits-pièges, pendant qu'à l'opposé une hausse importante est survenue dans les grilles coupées (1,4 capture/100 nuits-pièges). Cette différence entre les grilles témoins et celles coupées est faiblement significative en 1992 ($P = 0,07$) et le devient davantage au cours des deux autres années ($P < 0,02$).

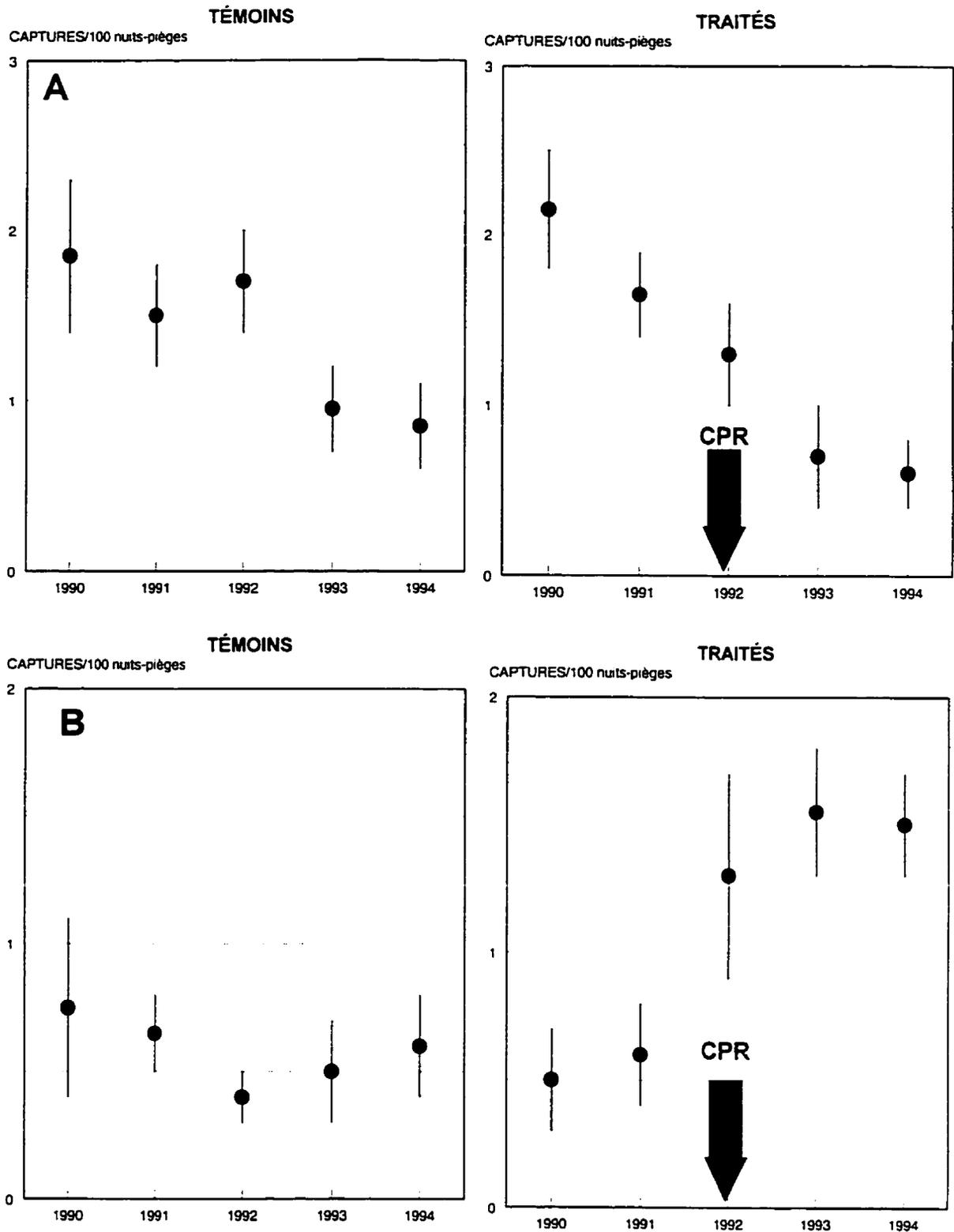


Figure 19. Succès moyen (\pm erreur type) de capture du campagnol à dos roux (A) et de la souris sylvestres (B) par grille de piégeage de 1990 à 1994 dans cinq peuplements témoins et cinq peuplements traités du secteur R7. Les peuplements traités furent coupés par CPR avant le relevé de 1992.

Au cours des quatre hivers d'étude sur la martre, l'abondance du lièvre a baissé fortement, tant dans les pessières que dans les peuplements mélangés (tableau 12). Par contre, la communauté des petits mammifères a montré une bonne stabilité dans les peuplements témoins. Globalement, les peuplements mélangés supportaient deux fois plus de petits mammifères que les pessières, alors que les CPR affichaient une densité relative comparable au type de peuplement d'origine.

Chez la gélinotte huppée, la densité des mâles tambourineurs est restée la même avant et après CPR dans les peuplements traités (15 ± 2 vs 16 ± 3 mâles/km² [$\bar{x} \pm$ erreur type]) (Dussault *et al.* 1995). Des changements annuels sont cependant survenus, tant dans les peuplements témoins que dans les traités: les densités ont fluctué de 15 à 29 mâles/km² dans le premier groupe, contre 10 à 21 mâles/km² dans le second.

5.6 Validation de la carte forestière et de la base de données localisées

5.6.1 Carte forestière

Afin de valider la carte forestière, 40 peuplements du secteur R7 ont été mesurés en mai 1994, alors que 22 peuplements du secteur KINO de même que 15 aires de coupe l'ont été en août de la même année. Enfin, 10 peuplements mélangés et feuillus du secteur KINO ont été visités en septembre 1996. À cause d'un chablis survenu à l'été précédent dans le secteur R7 autour du réservoir Decelles, j'ai dû remplacer un peuplement d'épinette noire car celui prévu au départ avait été complètement renversé. Le peuplement initial a cependant été échantillonné mais seuls les résultats sur les débris ligneux seront présentés à cause de leur intérêt. Le chablis a affecté de façon moindre d'autres peuplements dans ce secteur et l'importance de cette perturbation a été évaluée visuellement en utilisant la classification suivante:

Chablis

Nul

Aucune tige renversée récemment

Tableau 12. Abondance relative du lièvre et des petits mammifères (\bar{x} moyenne, ES erreur type) au cours des hivers 1990-1991 à 1993-1994 dans le secteur R7, selon les principaux types d'habitats.

Type d'habitat (n peuplements)	Lièvre (crottins/parcelle) ^a								Petits mammifères (captures/100 nuits-pièges) ^b							
	1990-1991		1991-1992		1992-1993		1993-1994		1990-1991		1991-1992		1992-1993		1993-1994	
	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES
Pessière noire (3)	18,2	4,1	16,5	3,0	13,3	2,6	4,0	0,8	3,0	1,6	1,5	0,3	1,9	0,3	1,3	0,4
Mélangé (2)	27,9	3,9	12,0	1,9	4,8	0,7	7,2	1,2	3,4	0,5	5,2	0,6	3,2	0,4	3,4	0,6
CPR pessière (2)	Aucune donnée				0,3	0,2	1,3	0,4	Aucune donnée		2,4	0,3	2,8	0,7	2,0	0,3
CPR mélangé (2)	Aucune donnée				0,1	0,1	0,2	0,1	Aucune donnée		3,0	0,1	4,1	0,8	3,9	0,9

^a Le dénombrement des crottins a été effectué en mai, après chaque hiver.

^b La capture des petits mammifères a eu lieu en août-septembre, avant chaque hiver.

Faible	Quelques tiges renversées, en groupes isolés
Moyen	Plusieurs tiges renversées, en groupes fréquents
Élevé	Présence continue de tiges renversées

Dans la pessière noire, six des 22 peuplements appartenaient à la classe faible alors que dans la pinède grise, trois des 18 peuplements ont reçu la cote faible, deux la cote moyenne et deux également la cote élevée. Dans les analyses comparatives impliquant la fermeture du couvert et la surface terrière, j'ai utilisé uniquement les peuplements où le chablis est faible ou nul. Les résultats de hauteur et d'âge ont été compilés pour tous les peuplements car il est vraisemblable que la présence de chablis n'a pas biaisé le choix de l'arbre représentatif mesuré à chaque station.

La figure 20 illustre le groupement d'essences véritable de 44 pessières noires et de 18 pinèdes grises vérifiées par inventaire au sol. Le groupement d'essences de la strate cartographiée est exact pour 21 des 22 pessières noires visitées dans le secteur R7 et pour toutes celles du secteur KINO. Dans le peuplement divergent, les résineux occupaient 67% de la surface terrière totale alors qu'une proportion de 75% aurait été nécessaire pour le classer comme pessière noire, une différence minime. Deux des 18 pinèdes grises vérifiées se sont avérées être des pessières noires, le pin gris y occupant respectivement 47 et 33% de la surface terrière en résineux, soit moins que la norme de 50%. La variabilité à l'intérieur des peuplements est plus grande dans le secteur R7 puisque 22% des stations appartiennent à un autre groupement que la pessière, contre 6% dans KINO (test du χ^2 , $P < 0,05$). Cette différence est imputable au pin gris, une essence compagne fréquente dans le premier secteur mais quasi absente à KINO.

Le tableau 13 par ailleurs compare entre les classes cartographiées les valeurs moyennes ou médianes des variables terrestres pour vérifier si elles correspondent vraiment à des réalités différentes. Les figures 21 à 23 montrent l'histogramme de fréquence des peuplements vérifiés en fonction de la fermeture du couvert, de la classe de hauteur ou de la classe d'âge. Si la carte forestière est exacte, tous les peuplements appartenant à une même classe cartographiée (ex. densité = B) se retrouveront dans

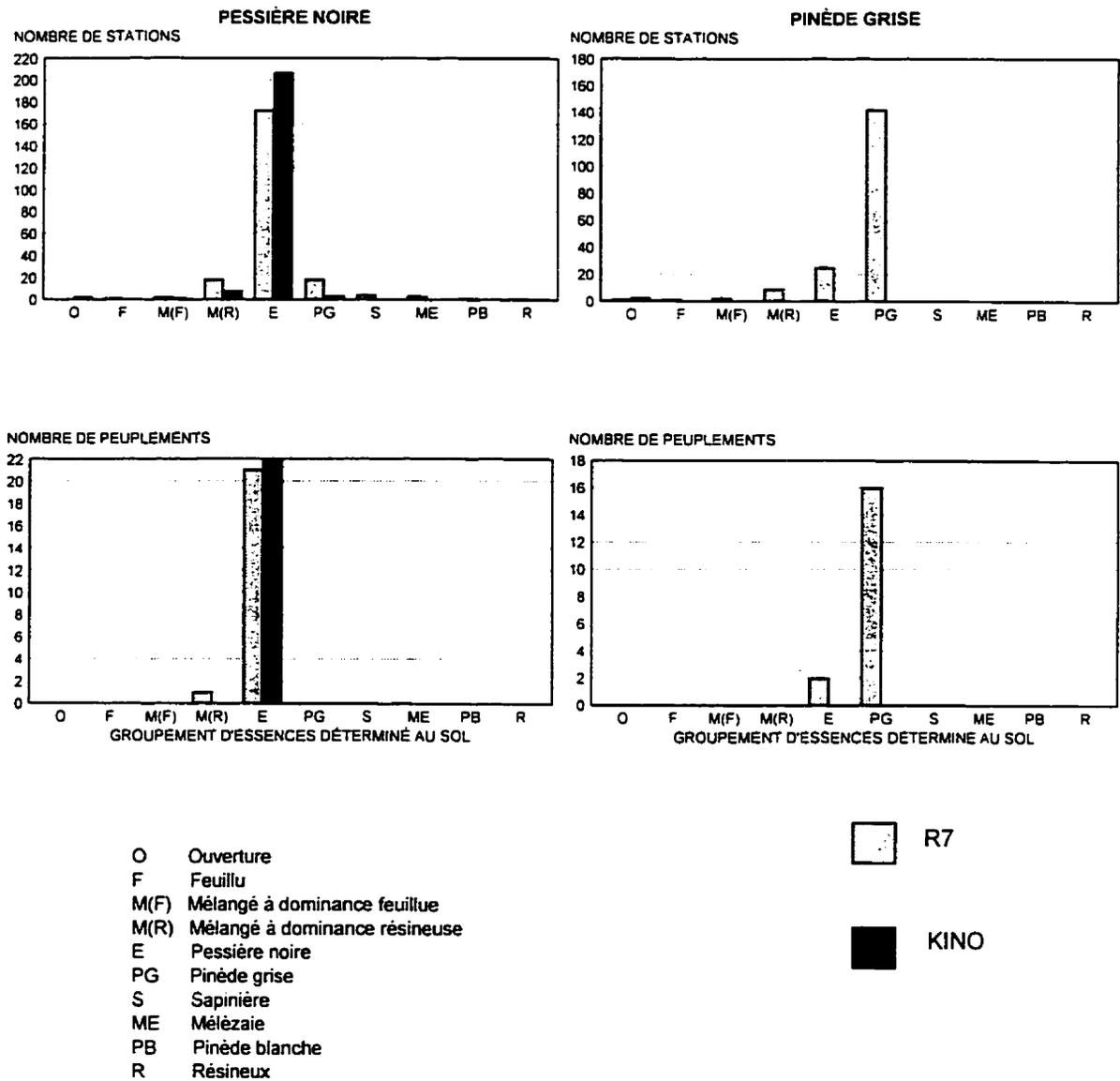


Figure 20. Histogramme de fréquence du nombre de stations et du nombre de peuplements par groupement d'essences déterminé au sol, selon le groupement d'essences de l'appellation cartographiée (pessièrre noire, pinède grise). Vingt-deux pessièrres noires ont été vérifiées dans chaque secteur (R7, KINO) de même que 18 pinèdes grises. Chaque peuplement comptait 10 stations.

Tableau 13. Fermeture du couvert, hauteur et âge mesurés au sol (\bar{x} moyenne, ET écart type) dans les peuplements inventoriés, selon les caractéristiques de la strate cartographiée. Vingt-deux pessières noires ont été vérifiées dans chaque secteur (R7, KINO) de même que 18 pinèdes grises. Chaque peuplement comptait 10 stations d'échantillonnage.

Variable terrestre Variable cartographiée	Pessière noire						Test ^a	Pinède grise		
	R7			KINO				R7		
	n	\bar{x}	ET	n	\bar{x}	ET		n	\bar{x}	ET
Fermeture du couvert (%) ^b										
A 81-100%	- ^c	-	-	-	-	-	-	20	70 G	14
B 61-80%	60	44 A ^d	22	60	45 D	21	ns	50	60 GH	21
C 41-60%	100	38 A	20	100	45 D	22	**	30	44 I	25
D 25-40%	60	44 A	19	60	28	17	**	40	50 HI	24
Hauteur (m)										
2 17-22 m	-	-	-	-	-	-		40	16,2	2,1
3 12-17 m	130	13,0	2,5	130	12,2	2,4	**	80	13,5	3,0
4 7-12 m	90	12,2	2,4	90	10,2	1,8	**	60	11,8	2,4
Âge médian (ans)										
30 21-40 ans	22	54,0 B		26	58,5 E		ns	12	38,0	-
50 41-60 ans	32	56,0 B		26	55,0 EF		ns	29	60,0	-
70 61-80 ans	29	67,0 BC		26	69,0 EF		ns	-	-	-
90 81-100 ans	24	81,0 C		22	96,5 F		ns	-	-	-
120 >100 ans	18	75,0 C		25	81,0 F		ns	-	-	-

^a Test entre les 2 secteurs: test de *t* pour la fermeture et la hauteur; test de la médiane pour l'âge.

* $P < 0,10$; ** $P < 0,05$; *** $P < 0,01$; ns $P > 0,10$.

^b Peuplements avec chablis faible ou nul seulement.

^c Aucune donnée.

^d À l'intérieur d'une colonne, les valeurs reliées par une même lettre ne diffèrent pas statistiquement entre elles ($P > 0,10$) selon le test d'étendue de Scheffé (fermeture), le test de *t* (hauteur) ou le test de la médiane (âge).

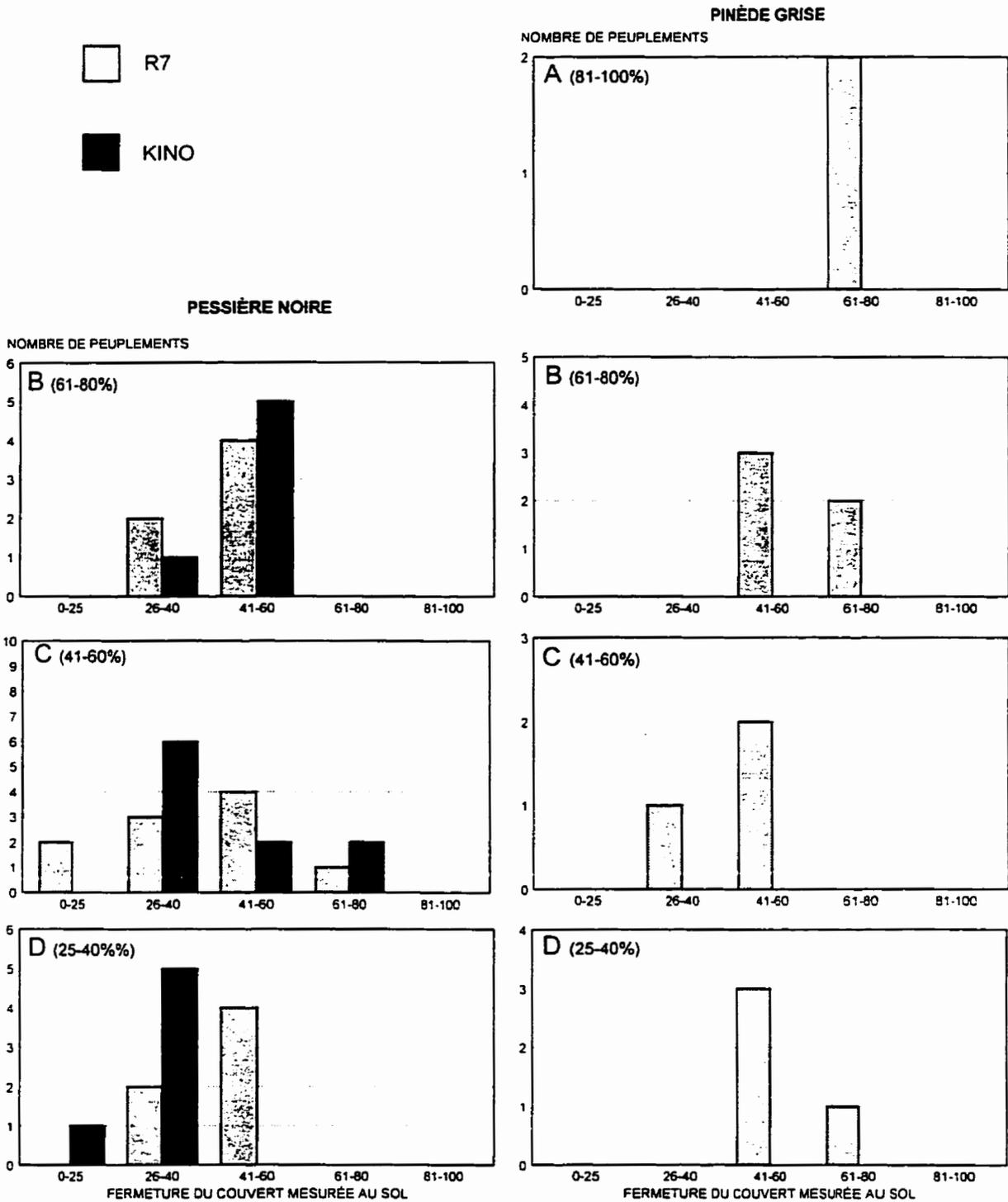


Figure 21. Histogramme de fréquence du nombre de peuplements par classe de fermeture du couvert mesurée au sol, selon le groupement d'essences (pessière noire, pinède grise) et la classe de densité (A, B, C, D) de l'appellation cartographiée. Vingt-deux pessières noires ont été vérifiées dans chaque secteur (R7, KINO) de même que 14 pinèdes grises.

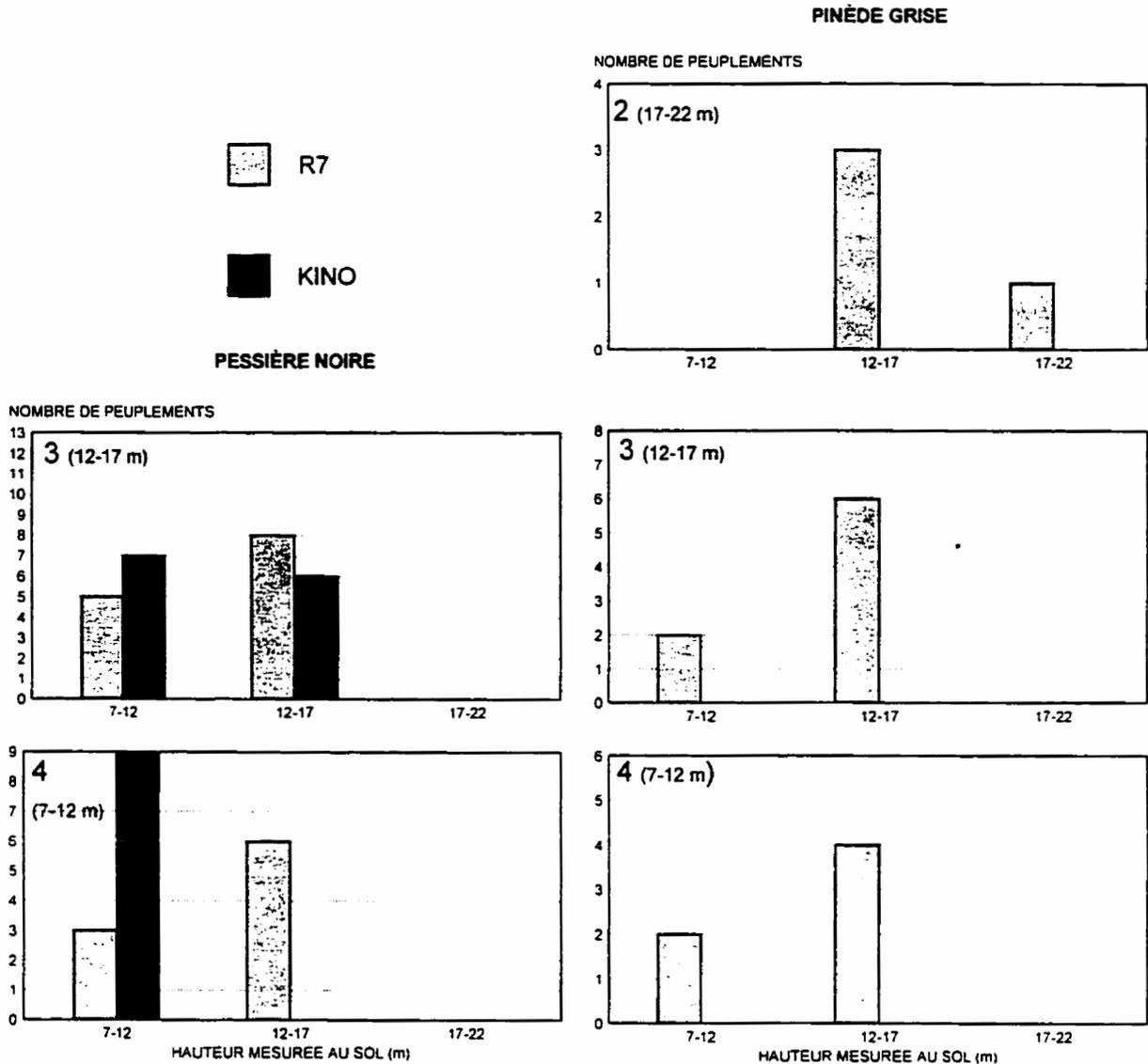


Figure 22. Histogramme de fréquence du nombre de peuplements par classe de hauteur mesurée au sol, selon le groupement d'essences (pessière noire, pinède grise) et la classe de hauteur (2, 3, 4) de l'appellation cartographiée. Vingt-deux pessières noires ont été vérifiées dans chaque secteur (R7, KINO) de même que 18 pinèdes grises.

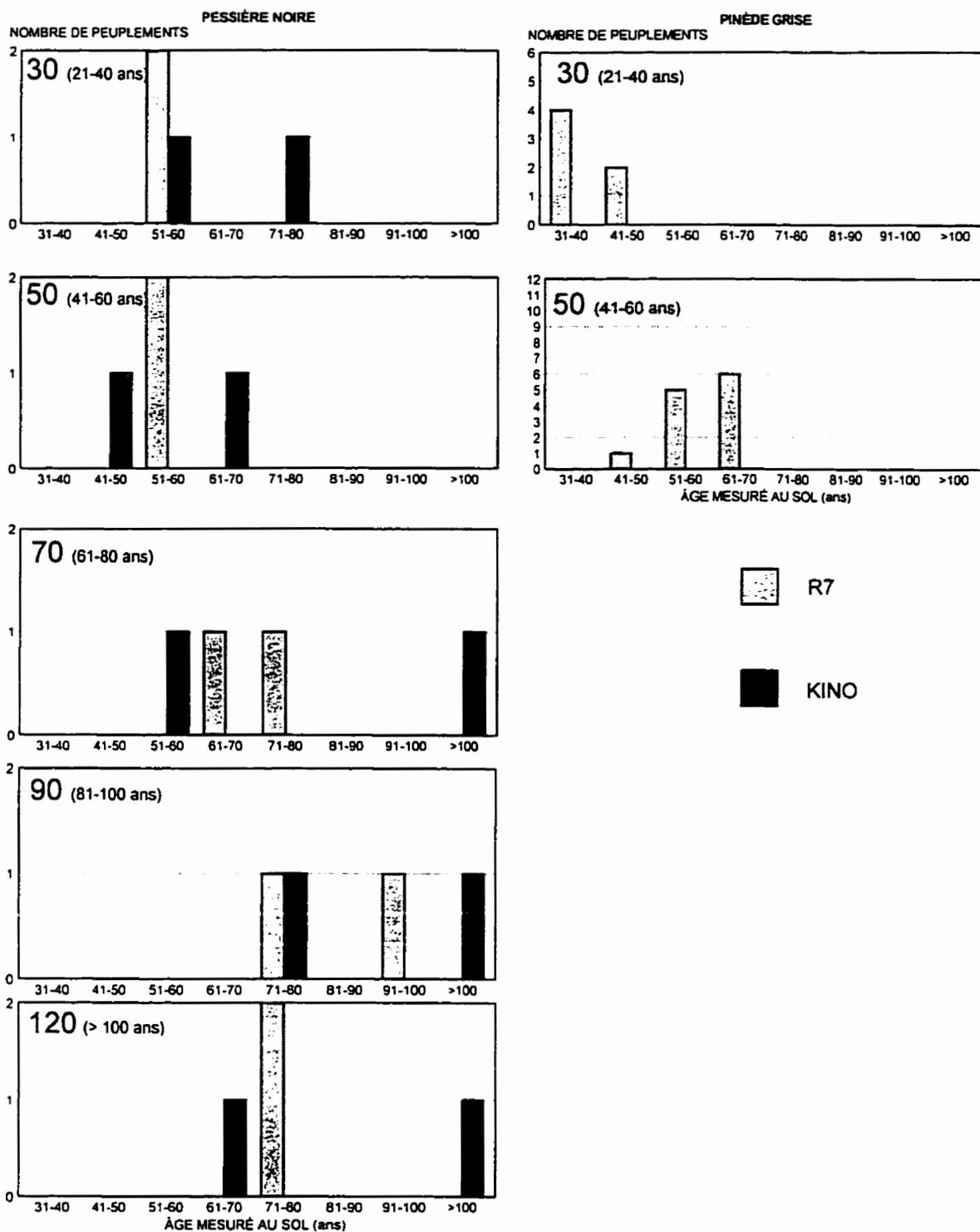


Figure 23. Histogramme de fréquence du nombre de peuplements par classe d'âge mesurée au sol, selon le groupement d'essences (pessière noire, pinède grise) et la classe d'âge (30, 50, 70, 90, 120 ans) de l'appellation cartographiée. Dix pessières noires de densité C ont été vérifiées dans chaque secteur (R7, KINO) de même que 18 pinèdes grises.

cette même classe pour la mesure au sol (fermeture = 61-80%). La fermeture du couvert mesurée au sol diffère passablement de la classe de densité de la strate cartographiée (figure 21). Dans le secteur R7, les pessières affichent la même fermeture (\bar{x} = 38 à 44%), peu importe la classe de densité ($P > 0,10$) (tableau 13). Dans KINO, on remarque une situation similaire pour les classes B et C (\bar{x} = 45%) cependant que la classe D se démarque plus nettement ($P < 0,10$). Les deux secteurs diffèrent entre eux quant à la fermeture des classes C et D ($P < 0,05$). Comparativement à la pessière, la fermeture du couvert est moins étalée dans la pinède grise mais la seule classe à se démarquer est la classe A, qui diffère des classes C et D ($P < 0,10$).

La hauteur moyenne des épinettes noires mesurées dans les pessières est de 12,0 m ($n = 440$), soit précisément la valeur de la limite qui sépare les classes de hauteur 3 et 4 de l'appellation cartographique. Dans le secteur R7, les moyennes des deux classes diffèrent entre elles (13,0 vs 12,2 m, $P < 0,10$), mais on observe un grand chevauchement (figure 22, tableau 13). La démarcation entre les deux classes est plus nette dans le secteur KINO (12,2 vs 10,2 m, $P < 0,10$), mais la classe 3 montre autant de variabilité que dans R7. Dans la pinède grise, les trois classes diffèrent entre elles ($P < 0,10$): la classe 2 (16,2 m) se démarque de la classe 4 (11,8 m) mais la classe 3 déborde sur les deux autres.

On distingue trois grands groupes d'âge parmi les pessières noires inventoriées (figure 23, tableau 13). Un premier groupe contient les peuplements des strates cartographiées 30 et 50 ans, qui ont généralement moins de 60 ou 70 ans. Un second groupe comprend les peuplements des strates cartographiées 90 et 120 ans, qui sont âgées en réalité de plus de 70 ans, à une exception près. Dans le troisième groupe, on retrouve les pessières de la strate cartographiée 70 ans, qui chevauchent les deux autres groupes. Dans les pinèdes grises, il y a une très nette démarcation entre les strates cartographiées 30 ans (âge terrain médian = 38 ans) et 50 ans (âge terrain médian = 60 ans).

Le tableau 14 compare la surface terrière des peuplements selon les variables de la strate cartographiée. Si la classification est exacte, on anticipe que les variables de structure se démarqueront entre elles. Dans les pessières, la surface terrière est comparable entre les deux blocs à l'intérieur de chaque classe de densité ($P > 0,10$). Par ailleurs, même si la classe B affiche une surface terrière moyenne supérieure à la classe D dans les deux blocs (16 vs 12 à 13 m²/ha, $P < 0,10$), il y a une grande variabilité entre les peuplements (figure 24). Dans la pinède, deux groupes se distinguent plus nettement, soit les peuplements de densité A et B et ceux de densité C ou D (22 à 24 vs 14 à 15 m²/ha, $P < 0,10$). Les peuplements dont la hauteur est plus élevée possèdent une plus grande surface terrière en moyenne, tant dans la pessière que dans la pinède. Par rapport à l'âge, la surface terrière est la même dans les pessières noires du secteur R7 quelle que soit la classe d'âge; dans le secteur KINO par contre, les pessières très jeunes (30 ans) ou très âgées (120 ans) ont une surface terrière inférieure à celles d'âge intermédiaire (11 à 13 m²/ha vs 16 à 19 m²/ha, $P < 0,10$). Les pinèdes grises de 30 ans ont également une surface terrière moindre que celles de 50 ans (14 vs 22 m²/ha, $P < 0,10$).

Le tableau 15 présente les variables mesurées dans les 15 aires de coupe vérifiées, en fonction de la classe de régénération. Les stations appartenant à la classe de régénération dense se distinguent ($P < 0,10$) de celles des classes nulle et faible au plan du couvert arborescent (8 vs 0 à 3% de fermeture), de la surface terrière (1,8 vs 0,3 à 0,6 m²/ha) et de la fermeture du couvert latéral (56 vs 26 à 34%). La variable caractérisant le mieux les parterres de la classe nulle par rapport à ceux de la classe faible est le nombre de gaulis résineux (152 vs 647 tiges/ha, $P < 0,10$), une mesure reliée à la régénération préétablie.

La vérification des cinq peuplements mélangés à dominance feuillue et des cinq peuplements feuillus a révélé des erreurs importantes au niveau du type de couvert et du groupement d'essences. Deux des peuplements mélangés à dominance feuillue se sont avérés être plutôt à dominance résineuse. Un seul des peuplements feuillus appartenait vraiment à ce type de couvert, les autres étant des mélangés à dominance

Tableau 14. Surface terrière (m²/ha) (\bar{x} moyenne, ET écart type) des peuplements inventoriés, selon les caractéristiques de la strate cartographiée. Vingt-deux pessières noires ont été vérifiées dans chaque secteur (R7, KINO) de même que 14 pinèdes grises. Chaque peuplement comptait 10 stations d'échantillonnage.

Variable cartographiée	Pessière noire ^a						Test ^b	Pinède grise ^a		
	R7			KINO				R7		
	n	\bar{x}	ET	n	\bar{x}	ET		n	\bar{x}	ET
Classe de densité (%)										
A 81-100%	- ^c	-	-	-	-	-	-	20	22 H ^d	4
B 61-80%	60	16	6	60	16 C	7	ns	50	24 H	7
C 41-60%	100	14	6	100	16 C	5	ns	30	15 I	8
D 25-40%	60	12	4	60	13	7	ns	40	14 I	8
Classe de hauteur (m)										
2 17-22 m	-	-	-	-	-	-		40	24	5
3 12-17 m	130	16 A	6	130	16	6	ns	40	20	9
4 7-12 m	90	14 A	6	90	13	7	ns	60	14	7
Classe d'âge (ans)										
30 21-40 ans	40	16 B	5	50	13 DE	7	**	60	14	7
50 41-60 ans	60	15 B	6	50	16 EF	6	ns	80	22	8
70 61-80 ans	60	14 B	5	50	17 F	7	***	-	-	-
90 81-100 ans	40	13 B	5	30	19 F	6	***	-	-	-
120 >100 ans	20	15 B	5	40	11 D	4	***	-	-	-
Total	220	14	5	220	15	6	ns	140	19	8

^a Peuplements avec chablis nul ou faible seulement.

^b Test de *t* entre les 2 secteurs: ** $P < 0,05$; *** $P < 0,01$; ns $P > 0,10$.

^c Aucune donnée.

^d À l'intérieur d'une colonne, les valeurs reliées par une même lettre ne diffèrent pas statistiquement entre elles ($P > 0,10$) selon le test de *t* ou le test d'étendue de Scheffé.

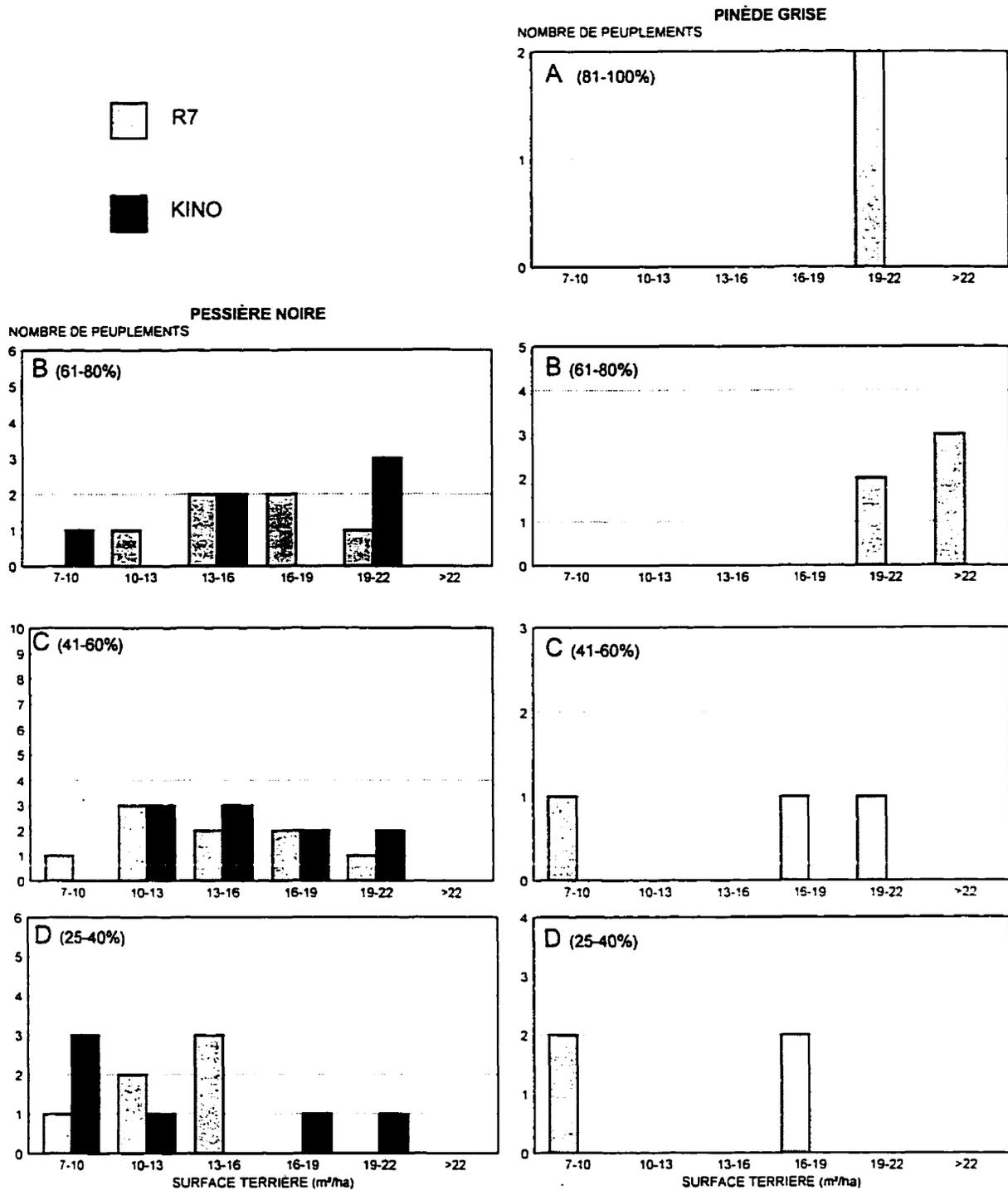


Figure 24. Histogramme de fréquence du nombre de peuplements par classe de surface terrière mesurée au sol, selon le groupement d'essences (pessière noire, pinède grise) et la classe de densité (A, B, C, D) de l'appellation cartographiée. Vingt-deux pessières noires ont été vérifiées dans chaque secteur (R7, KINO) de même que 14 pinèdes grises.

Tableau 15. Fermeture du couvert, surface terrière, fermeture latérale et abondance des gaulis résineux (\bar{x} moyenne, ET écart type) dans 15 aires de coupe inventoriées dans le secteur KINO, selon la classe de régénération. Chaque aire de coupe comptait 10 stations d'échantillonnage.

Classe de régénération ^a	Fermeture du couvert (%)			Surface terrière (m ² /ha)			Fermeture latérale (%)			Gaulis résineux (tiges/ha)		
	<i>n</i>	\bar{x}	ET	<i>n</i>	\bar{x}	ET	<i>n</i>	\bar{x}	ET	<i>n</i>	\bar{x}	ET
Nulle	13	0 A ^b	0	18	0,3 B	0,5	28	26 C	10	28	152	349
Faible	33	3 A	7	36	0,6 B	1,2	49	34 C	18	49	647	1696
Dense	59	8	14	56	1,8	2,6	73	56	28	73	945	1441

^a Aucune station n'a été réalisée dans la classe CPR coupe partielle.

^b À l'intérieur d'une colonne, les valeurs reliées par une même lettre ne diffèrent pas statistiquement entre elles ($P > 0,10$) selon le test de Kruskal-Wallis.

résineuse (3) ou feuillue (1). Le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble étaient très souvent confondus. La mention de la perturbation épidémie légère souffrait aussi d'inconsistance. Deux des trois peuplements où cette mention était absente portaient des signes évidents d'épidémie, alors qu'à l'inverse deux des sept peuplements cartographiés épidémie légère en étaient totalement dépourvus. À cause d'une régénération très dense en sapin et en arbustes feuillus, la fermeture du couvert latéral de ces peuplements était extrêmement élevée, soit 83% en moyenne (étendue = 69 à 89%).

Je conclus de la vérification des données forestières qu'il existe une bonne concordance entre le groupement d'essences de la strate cartographiée et celui de la strate terrestre, tant pour la pessière noire que pour la pinède grise. Dans la sapinière de la forêt Montmorency, Coulombe et Lowell (1995) ont obtenu un taux de discordance de 26% alors que, pour la Gaspésie, Ouellet *et al.* (1996) indiquent un taux de 5% seulement. Ces résultats contrastent avec celui de Nolet *et al.* (1995), qui ont noté une discordance de 78% ($n = 88$ parcelles) entre le groupement d'essences de la carte forestière et celui vérifié au sol. Ces derniers ont cependant travaillé dans une région forestière beaucoup plus complexe et morcelée, la forêt feuillue au sud de Montréal. Il y a par contre peu de relation entre la classe de densité de la strate cartographiée et la fermeture du couvert mesurée sur le terrain. Pour les classe B et C, l'écart entre les mesures au sol (40 à 45% de fermeture moyenne) et la valeur cartographiée (41 à 80%) est important. Le taux de discordance mesuré pour cette variable par Coulombe et Lowell (1995) était également très élevé. Alvarez (1996) indique des problèmes similaires pour la sapinière boréale. Sur le terrain, la technique d'interception donne une mesure conservatrice de la fermeture du couvert car l'évaluation se fait vraiment à la verticale. Sur la photo par contre, seule la lecture au centre de l'image est verticale, de sorte qu'une surestimation est probable dès qu'on s'en éloigne, à cause de l'inclinaison des cimes (Bunnell et Vales 1990). La technique d'interception au sol que j'ai utilisée est considérée fiable car elle donne des résultats peu variables entre observateurs (Vales et Bunnell 1988) et dont le biais est faible (Bunnell et Vales 1990). Malgré cette différence méthodologique, les peuplements appartenant à des classes de densité différentes auraient dû se démarquer

quant à la fermeture, ce qui n'est pas le cas. La surface terrière, qui est normalement reliée à la densité du couvert, montre aussi beaucoup de chevauchement entre les classes de densité. Je conclus que la classe de densité de la carte forestière est une variable peu fiable à l'échelle locale dans les secteurs R7 et KINO pour la pessière noire et la pinède grise.

L'accord est légèrement meilleur entre la hauteur mesurée au sol et celle de la strate cartographiée. Dans la pinède grise, la classe 2 se démarque assez bien de la classe 4. Dans la pessière, une difficulté majeure provient du fait que seulement deux classes sont présentes, les classes 3 et 4, et que la hauteur moyenne des codominants vérifiés correspond exactement à la limite qui sépare ces deux classes. Un chevauchement de part et d'autre est donc inévitable, mais celui-ci est moins important dans KINO. Dans la sapinière boréale, Alvarez (1996) a également noté que les classes de hauteur 3 et 4 étaient souvent confondues.

En principe, l'âge est une variable difficile à estimer par photo-interprétation car elle nécessite à la fois une appréciation de la hauteur des arbres, de la qualité du site (dépôt et drainage) et, parfois, des perturbations passées (coupe, feu, etc.). Malgré tout, la vérification des pessières noires indique que l'âge de la strate cartographiée apparaît assez fiable pour séparer les jeunes pessières (classes 30 et 50 ans) des vieilles (classes 90 et 120 ans), alors que la classe 70 contient des peuplements d'âge variable. D'autre part, les classes 30 et 50 ans sont correctement identifiées dans les pinèdes.

Compte tenu de ces résultats, j'utiliserai la classe d'âge plutôt que la densité ou la hauteur pour définir les types d'habitats de la martre. Les pessières noires seront séparées en trois classes (E 3050, E70 et E90120). Les autres peuplements seront divisés en deux groupes (30-50 et 70-90-120), car les essences qui les composent ont une longévité moins grande que l'épinette noire. Même si la qualité de l'information le permettrait, les pinèdes grises de 30 ans ne seront pas considérées à part car elles sont peu abondantes. Par ailleurs, la vérification a démontré la validité des classes de régénération utilisées pour caractériser les aires de coupe, pour lesquelles les quatre

classes seront retenues. Quant aux peuplements mélangés et feuillus, il est inapproprié d'en utiliser le groupement d'essences ou la présence de perturbation (épidémie légère) car cette information est peu fiable. Ils seront simplement regroupés en trois ensembles, mélangés à dominance résineuse, mélangés à dominance feuillue et feuillus, en leur appliquant en plus le regroupement des classes d'âge approprié.

5.6.2 Base de données localisées

Pour vérifier la précision géométrique de la base de données, j'ai comparé la position à l'écran (coordonnées UTM) de 20 points par bloc avec leur position sur la carte 1:50 000. L'écart est comparable entre les trois blocs ($F = 2,10$, $P = 0,13$), soit 42 ± 5 m ($\bar{x} \pm$ erreur type) (étendue = 14 à 93 m) dans R7E, 53 ± 6 m (étendue = 7 à 79 m) dans R7O et 38 ± 5 m (étendue = 8 à 97 m) dans KINO. Dans R7E, 90% des localisations sont en deçà de 64 m, comparativement à 78 m dans R7O et 55 m dans KINO. Je conclus que la précision géométrique de la base de données est la même entre les blocs, soit ± 50 m. En aucun cas l'erreur n'excède 100 m.

5.7 Sélection de l'habitat hivernal à l'échelle du peuplement

5.7.1 Définition des types d'habitats

Le tableau 16 dresse la liste des 20 types d'habitats définis *a priori* pour analyser la sélection d'habitat et indique la superficie qu'ils occupent par bloc. Ce choix s'appuie sur les résultats de la validation de la carte forestière, l'importance des diverses strates dans les blocs et la revue de littérature. Comme la carte forestière date de 10 ans, l'âge véritable des peuplements est situé dans le créneau supérieur des classes d'âge. Ainsi, la classe 30 (21 à 40 ans) ne contient que des peuplements de 30 ans et plus. Pour les milieux perturbés récemment (coupe, épidémie), l'âge véritable est <20 ans, compte tenu du moment où sont survenues ces perturbations. Dans les peuplements résineux de plus de 30 ans, la classification distingue les pessières, les pinèdes grises et les autres peuplements résineux et vise à faire ressortir les classe d'âge jeune et mûr. De

Tableau 16. Types d'habitats définis *a priori*, superficie par bloc et regroupement effectué pour analyser la sélection d'habitat par martre.

Code	Type d'habitat	Superficie (ha)			Type d'habitat regroupé
		R7E	R7O	KINO 1994	
E3050	Pessière noire 30-60 ans	1521	1145	1638	E3050
E70	Pessière noire 61-80 ans	132	1002	699	E70
E90120	Pessière noire >80 ans	185	1395	514	E90120
PG3050	Pinède grise 30-60 ans	2949	9	226	PG
PG70	Pinède grise >60 ans	298	89	0	
R3050	Autres résineux 30-60 ans	88	767	440	RMR
R70	Autres résineux >60 ans	12		56	
MR3050	Mélangé (R) 30-60 ans	137	141	181	
MR70	Mélangé (R) >60 ans	36	609	241	
MF3050	Mélangé (F) 30-60 ans	384	259	249	MFF
MF70	Mélangé (F) >60 ans	22	895	564	
F3050	Feuillu 30-60 ans	133	49	207	
F70	Feuillu >60 ans	29	493	698	
AU010	Épidémies, autres <20 ans	3	176	715	REGd
CPRcp	CPR coupe partielle			158	
CPRd	CPR régénération dense			1452	
CPRf	CPR régénération faible			1512	REGf
CPRn	CPR régénération nulle			337	
CT	Coupe totale <20 ans	152	903	1197	
IMP	Improductif ^a	893	1196	1249	IMP
Total	Superficie terrestre	6975	9126	12333	

^a Aulnaies, dénudés humides et dénudés secs.

même, les peuplements mélangés et feuillus sont regroupés en fonction du type de couvert dominant (résineux ou feuillu) et des mêmes classes d'âge. Ce dernier ensemble représente un amalgame plus difficile à cerner car la vérification terrestre des peuplements mélangés et feuillus a montré que le groupement d'essence ou la présence d'une perturbation (épidémie légère) étaient souvent erronés. À KINO, 7 peuplements vérifiés sur 10 avaient été perturbés par l'épidémie de tordeuse. Selon l'appellation cartographiée de la carte forestière, 57% des peuplements mélangés ou feuillus y portent la mention épidémie légère, comparativement à 13% à R7E et 44% à R7O. Quant aux aires de coupe, leur classification est basée sur l'abondance de la régénération. Ce nombre d'habitats est cependant trop élevé pour analyser la sélection d'habitat par martre car celles-ci comptent en moyenne 27 localisations. Siegel et Castellan (1988) suggèrent d'appliquer le test du χ^2 seulement aux catégories où le nombre attendu d'observations est >1 et aux ensembles de données où moins de 20% des catégories ont un nombre attendu inférieur à cinq. J'ai donc regroupé en neuf classes les 20 catégories initiales pour analyser la sélection par animal (tableau 16).

5.7.2 Sélection des types d'habitats

Le tableau 17 compare l'utilisation et la disponibilité des 20 types d'habitats pour l'ensemble des martres par bloc. Les seuls milieux où une sélection significative apparaît sont les milieux improductifs, certaines CPR et certains peuplements mélangés ou feuillus. Dans les blocs R7E et R7O, les milieux improductifs sont nettement évités. Dans les blocs KINO 1993 et KINO 1994, on note un évitement des CPR dont la régénération est faible ou nulle. Les peuplements résineux ou mélangés à dominance résineuse ne sont sélectionnés dans aucun bloc, pas plus que les pessières de plus de 60 ou 80 ans (classes 70 ou 90120). Dans le bloc KINO 1994, on note par contre une recherche des peuplements mélangés à dominance feuillue et feuillus mûrs (classe 70). Ces deux résultats vont à l'encontre de la littérature sur la martre.

Les tableaux 18 et 19 présentent l'utilisation et la disponibilité des neuf types d'habitats regroupés, par animal et par bloc. L'annexe F illustre les localisations télémétriques de

Tableau 17. Comparaison entre la distribution des localisations télémétriques par type d'habitat (% utilisé) et la proportion occupée par type d'habitat dans les domaines vitaux hivernaux (% disponible) pour l'ensemble des martrès par bloc.

Bloc	n ^a	% par type d'habitat ^b																Chi ² (P)					
		E		E		E		E		E		E		E		E							
		3050	70	90120	3050	70	90120	3050	70	90120	3050	70	90120	3050	70	90120	3050		70				
R7E	67	30	0	1	54	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,10		
		24	1	2	49	1	0	1	1	0	1	0	9	0	1	0	0	0	0	12			
R7O	77	17	0	8	17	0	0	4	0	0	0	8	1	19	0	1	6	0	5	0	<0,01		
		10	10	10	0	0	0	8	0	1	8	2	14	1	12	3				11	11		
KINO	229	15	0	6	3	0	3	0	5	0	2	3	0	2	0	2	13	0	3	0	<0,01		
		12	7	2	1	0	2	1	1	4	2	8	2	8	2	6	7	2	10	12	3	4	12
KINO	337	17	0	6	0	7	0	2	0	4	0	1	0	2	0	1	10	0	9	0	<0,01		
		15	6	5	2	0	2	0	3	1	2	3	4	5	2	5	5	1	13	13	2	5	10

^a Nombre de localisations télémétriques.

^b La codification des types d'habitat apparaît au tableau 16.

Les catégories tramées sont celles où les intervalles de confiance de type Bonferroni traduisent une différence significative ($P < 0,10$):

- + peuplement recherché
- peuplement évité
- 0 aucune sélection ($P > 0,10$)
- . échantillon de taille insuffisante

Tableau 18. Comparaison entre la distribution des localisations télémétriques par type d'habitat (% utilisé) et la proportion occupée par type d'habitat dans le domaine vital (% disponible) pour chaque martre des blocs R7E et R7O.

Bloc et martre	Sexe et âge ^a	n ^b		% par type d'habitat ^c									Chi ² (P)
				E 30 50	E 70	E 90 120	PG	RMR	MFF	REG d	REG f	IMP	
R7E													
016	MA	23	Util.	30 ø	0 ·	0 ·	65 ø	0 ·	0 ·	0 ·	0 ·	4 ·	NS
			Disp.	31	0	0	53	0	8	0	0	9	
054	MA	23	Util.	52 ø	4 ·	0 ·	39 ø	0 ·	0 ·	0 ·	0 ·	4 ·	NS
			Disp.	42	2	0	42	4	2	0	0	8	
060	MA	21	Util.	5 -	0 ·	5 ·	71 +	5 ·	14 ·	0 ·	0 ·	0 ·	<0,05
			Disp.	20	1	3	51	2	12	0	0	13	
Toutes		67	Util.	30 ø	2 ·	2 ø	58 ø	2 ·	5 ø	0 ·	0 ·	3 ·	<0,10
			Disp.	24	1	2	50	2	10	0	0	12	

R7O													
009	MJ	23	Util.	9 ·	13 ·	13 ·	0 ·	4 ·	30 ø	0 ·	30 ·	0 ·	NS
			Disp.	13	12	13	0	12	24	0	20	7	
032	M	22	Util.	5 ·	14 ·	32 ø	0 ·	9 ·	27 ø	14 ·	0 ·	0 ·	<0,10
			Disp.	7	13	20	0	9	28	5	2	16	
043	M	22	Util.	32 ø	0 ·	9 ·	0 ·	18 -	32 ø	5 ·	5 ·	0 ·	<0,01
			Disp.	12	1	3	1	41	27	5	0	5	
045	MA	10	Util.	30 ·	0 ·	10 ·	0 ·	20 ·	20 ·	0 ·	20 ·	0 ·	·
			Disp.	10	10	3	0	11	31	0	23	13	
Toutes		77	Util.	17 ø	8 ø	17 ø	0 ·	12 ø	29 ø	5 ·	13 ·	0 ·	<0,01
			Disp.	10	10	10	0	17	28	3	11	11	

^a A: adulte J: juvénile F: femelle M: mâle

^b Nombre de localisations télémétriques.

^c La codification des types d'habitat apparaît au tableau 16.

Les catégories tramées sont celles où les intervalles de confiance de type Bonferroni traduisent une différence significative ($P < 0,10$):

- + peuplement recherché
- peuplement évité
- ø aucune sélection ($P > 0,10$)
- échantillon de taille insuffisante

Tableau 19. Comparaison entre la distribution des localisations télémétriques par type d'habitat (% utilisé) et la proportion occupée par type d'habitat dans le domaine vital (% disponible) pour chaque martre du secteur KINO.

Année et martre	Sexe et âge ^a	n ^b		% par type d'habitat ^c							Chi ² (P)	
				E 30 50	E 70	E 90 120	RMR	MFF	REG d	REG f		IMP
1993												
063	MA	33	Util.	27 ø	3 ·	0 ·	15 ø	27 ø	15 ø	6 ·	6 ø	NS
			Disp.	16	6	0	22	23	18	7	9	
065	M	30	Util.	10 ·	6 ø	0 ·	13 ·	10 ·	7 -	33 ø	20 ø	NS
			Disp.	6	12	2	3	8	19	34	16	
067	MJ	30	Util.	10 ·	0 ·	0 ·	20 ø	33 ø	23 ø	3 ·	10 ·	NS
			Disp.	15	3	0	27	26	15	5	10	
071	MA	28	Util.	25 ø	14 ø	4 ·	14 ·	29 ø	7 ·	4 ø	4 ·	NS
			Disp.	18	16	2	10	31	8	11	5	
076	M	32	Util.	22 ø	16 ø	0 ·	22 ø	19 ø	13 ·	0 ·	9 ø	NS
			Disp.	25	6	0	13	30	10	0	17	
077	F	23	Util.	9 ·	4 ·	0 ·	30 ø	39 ø	9 ·	0 ·	9 ·	NS
			Disp.	13	1	0	18	47	9	0	12	
078	MJ	22	Util.	5 ·	0 ·	32 ·	5 ·	9 ·	23 ·	14 ·	14 ø	NS
			Disp.	8	1	14	8	11	16	20	21	
085	FJ	31	Util.	10 ·	0 ·	0 ·	6 ·	45 +	32 ø	6 -	0 ·	<0,01
			Disp.	7	0	1	7	23	36	23	3	
Toutes		229	Util.	15 ø	6 ø	4 ø	16 ø	27 +	16 ø	8 -	9 ø	<0,01
			Disp.	12	7	2	10	19	19	19	12	

(suite page suivante)

Tableau 19 (suite)

Année et marbre	Sexe et âge ^a	n ^b		% par type d'habitat ^c							Chi ² (P)	
				E 30 50	E 70	E 90 120	RMR	MFF	REG d	REG f		IMP
1994												
065	MA	27	Util. Disp.	7 · 9	11 · 10	4 · 2	0 · 4	22 · 6	30 · 13	7 · 37	19 ø 19	<0,05
070	MA	18	Util. Disp.	17 · 12	0 · 0	0 · 1	6 · 2	44 + 17	6 · 47	6 · 16	22 · 6	<0,01
076	MA	34	Util. Disp.	12 ø 13	6 · 5	0 · 0	18 ø 14	18 ø 27	29 ø 17	3 · 11	15 ø 13	NS
077	FA	26	Util. Disp.	0 · 0	0 · 2	0 · 0	31 ø 30	54 ø 40	0 · 18	4 · 1	12 · 11	<0,05
087	MA	17	Util. Disp.	29 · 18	6 · 13	0 · 1	6 · 12	41 ø 36	6 · 8	6 · 9	6 · 3	NS
094	MJ	34	Util. Disp.	0 · 5	26 · 7	14 · 10	0 · 0	35 ø 38	15 · 31	3 · 3	6 · 6	<0,10
096	MA	30	Util. Disp.	43 ø 31	0 · 2	13 · 7	7 · 5	20 ø 30	3 · 2	13 ø 21	0 · 1	NS
101	F	33	Util. Disp.	9 · 22	9 · 8	3 · 6	15 · 13	3 · 1	33 ø 16	21 ø 27	6 · 9	<0,05
103	FA	34	Util. Disp.	29 ø 18	0 · 2	15 · 3	0 · 3	12 ø 17	24 ø 27	12 ø 21	9 ø 9	NS
104	FJ	33	Util. Disp.	12 · 10	0 · 2	9 · 6	3 · 7	21 · 10	27 ø 36	15 ø 23	12 · 8	NS
105	F	33	Util. Disp.	33 + 8	3 · 4	15 · 12	9 · 7	15 ø 17	15 ø 26	3 · 14	6 · 11	<0,01
107	M	18	Util. Disp.	17 · 24	6 · 7	6 · 9	28 · 17	22 ø 28	6 · 2	0 · 1	17 · 12	NS
Toutes		337	Util. Disp.	17 ø 15	6 ø 6	7 ø 5	9 ø 10	24 + 16	18 ø 19	8 · 19	10 ø 10	<0,01

^a A: adulte J: juvénile F: femelle M: mâle

^b Nombre de localisations télémétriques.

^c La codification des types d'habitat apparaît au tableau 16.

Les catégories tramées sont celles où les intervalles de confiance de type Bonferroni traduisent donné une différence significative ($P < 0,10$):

- + peuplement recherché
- peuplement évité
- ø aucune sélection ($P > 0,10$)
- échantillon de taille insuffisante

chaque animal par rapport aux principaux types d'habitats. Très peu de milieux apparaissent sélectionnés dans les blocs R7E et R7O (tableau 18). Dans R7E, la martre 060, un mâle adulte, préfère la pinède grise à la pessière noire, mais ce résultat n'est pas partagé par les deux autres martres du bloc, également des mâles adultes. Tout comme dans l'analyse précédente, les milieux improductifs sont évités, quand on regroupe l'ensemble des animaux. Dans le bloc R7O, le seul résultat consistant est l'évitement des milieux improductifs.

Dans le secteur KINO, la sélection s'opère surtout pour les peuplements mélangés à dominance feuillue et feuillus (MFF) de même que pour les milieux en régénération (tableau 19). Trois martres évitent les coupes dont la régénération est faible ou nulle et quatre celles où elle est dense. Quand on regroupe tous les animaux cependant, seules les coupes où la régénération est faible ou nulle maintiennent cette tendance à l'évitement. Tout comme dans l'analyse globale (tableau 18), la plupart des martres ne montrent aucune sélection pour les peuplements résineux, qu'ils soient jeunes, mûrs ou surannés. Cependant, deux martres, une femelle juvénile (085) et un mâle adulte (070), préfèrent les peuplements mélangés à dominance feuillue et feuillus (MFF), un choix qui persiste quand on regroupe les données de l'ensemble des martres.

Les figures 25 et 26 montrent pour chaque martre les indices de sélection de Strauss et de Chesson par type d'habitat. Une valeur en haut de la ligne horizontale indique la préférence et une valeur en bas de la ligne un évitement. Cette analyse considère chaque martre comme un échantillon d'une population formée de l'ensemble des martres d'un bloc. Elle donne des résultats assez semblables à l'analyse précédente, sauf que les tests statistiques manquent de puissance dans les blocs R7E et R7O à cause du nombre restreint d'animaux ($n = 3$ et 4 , respectivement). Les types d'habitats évités par la majorité des martres sont les milieux improductifs, dans les blocs R7E ($P = 0,41$) et R7O ($P = 0,16$), et les milieux en régénération de densité faible ou nulle, dans le secteur KINO ($P < 0,05$). Dans ce dernier secteur, la sélection des peuplements MFF n'a cependant pas été confirmée, ce comportement n'étant pas commun à l'ensemble des animaux.

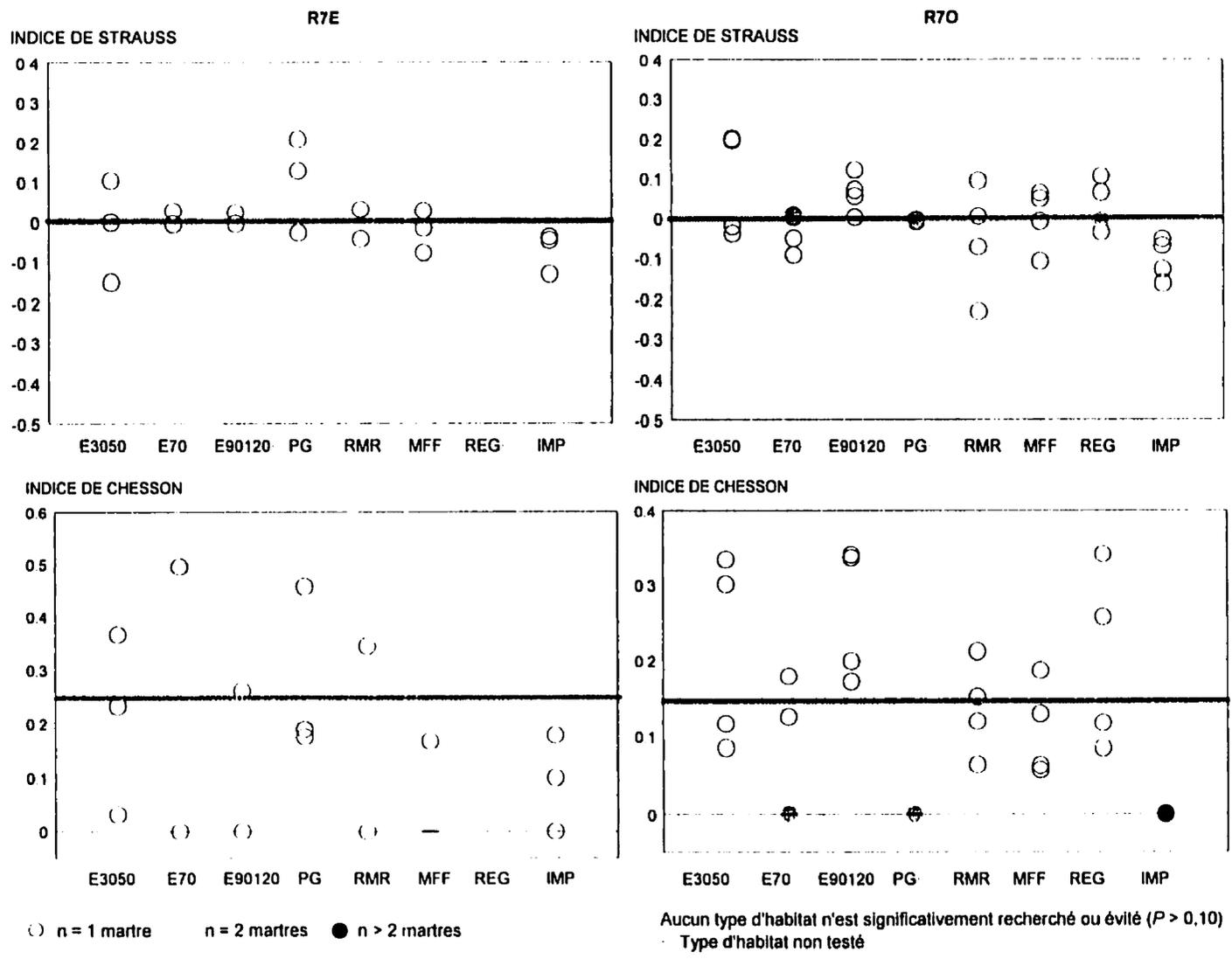


Figure 25. Indices de sélection de l'habitat à l'échelle du peuplement pour chacune des martres des blocs R7E ($n = 3$) et R7O ($n = 4$). Pour chaque indice, les valeurs situées en haut de la droite horizontale correspondent à des types d'habitats recherchés et celles sous la droite à des types évités.

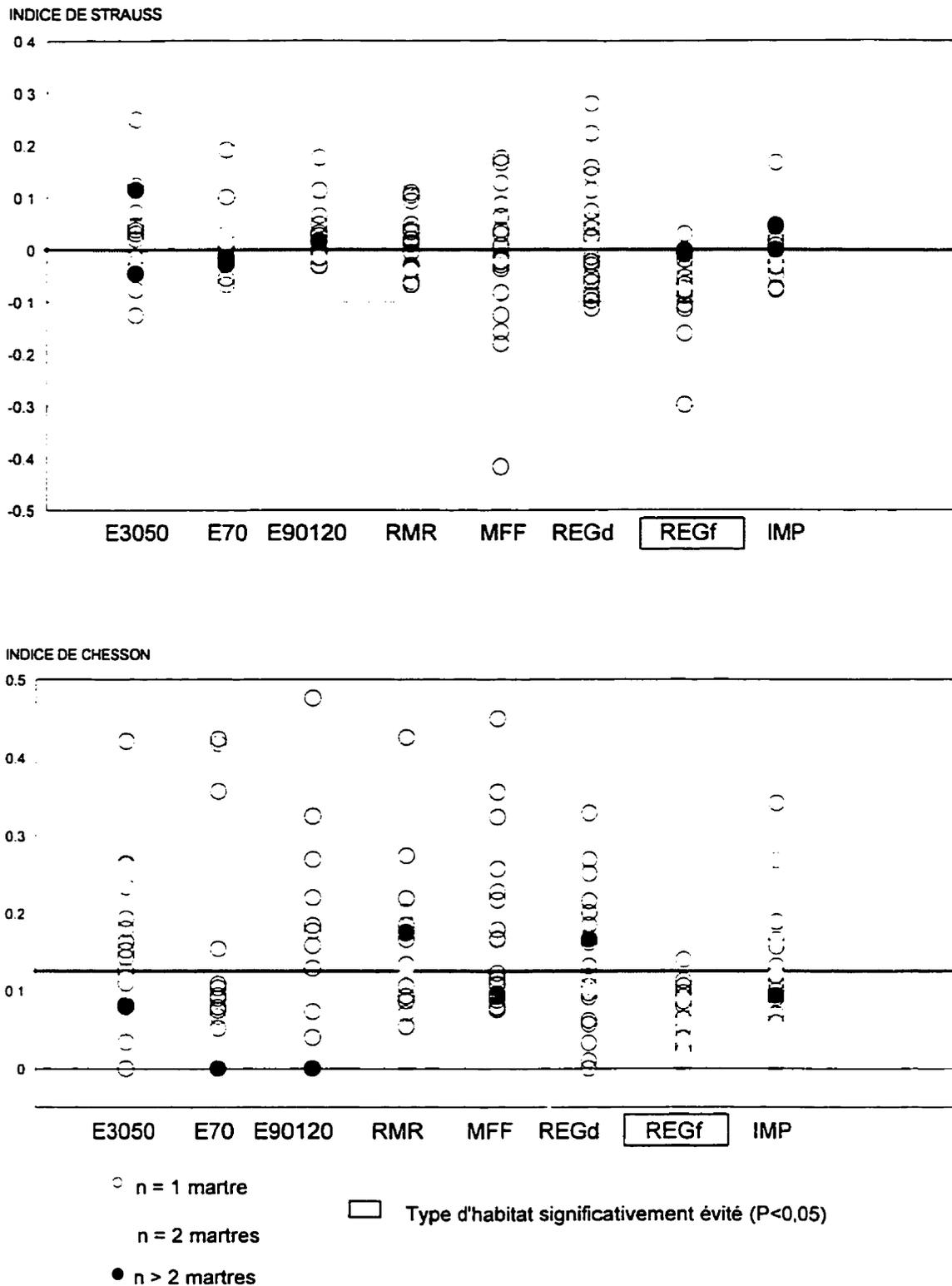


Figure 26. Indices de sélection de l'habitat à l'échelle du peuplement pour chacune des mères du secteur KINO ($n = 20$). Pour chaque indice, les valeurs situées en haut de la droite horizontale correspondent à des types d'habitats recherchés et celles sous la droite à des types évités.

5.7.3 Abondance des débris ligneux et des gaulis résineux

Dans les aires de coupe, l'abondance des débris ligneux est légèrement supérieure quand la régénération est nulle ($10 \pm 3\%$ de recouvrement au sol [$\bar{x} \pm$ erreur type], $n = 28$) par rapport à faible ($9 \pm 1\%$, $n = 49$) ou dense ($7 \pm 1\%$, $n = 73$) ($P < 0,10$). Pour leur part, les peuplements mélangés à dominance feuillue et feuillus contiennent peu de débris au sol ($2,4 \pm 0,3\%$, $n = 100$). Dans la pessière noire et la pinède grise, les plus grandes quantités de débris sont associées à la présence de chablis récent (tableau 20, figure 27). Les maxima observés pour un peuplement sont 19% dans la pessière noire et 26% dans la pinède grise. Pour éliminer l'effet du chablis, je n'ai conservé dans l'analyse qui suit que les pessières où cette perturbation est nulle et les pinèdes où elle est nulle ou faible

Les débris ligneux sont peu abondants en forêt non perturbée, tant dans la pessière (4% de recouvrement) que dans la pinède (3%). Le tableau 21 montre le recouvrement en débris ligneux selon les caractéristiques du peuplement. Dans la pessière, le recouvrement en débris est peu influencé par la fermeture, la hauteur, l'âge ou la surface terrière du peuplement. Dans la pinède, le recouvrement atteint 4 à 5% quand la hauteur dépasse 15 m, l'âge médian plus de 40 ans ou la surface terrière 19 m²/ha, par rapport à 2 à 3% dans les autres cas.

Selon le modèle d'IQH proposé par Allen (1982) et repris en partie par divers auteurs, la proportion de débris ligneux doit dépasser 25% pour que le milieu reçoive la cote la plus élevée. Les habitats que j'ai évalués avaient des valeurs de beaucoup inférieures. Dans l'ouest des États-Unis, le pourcentage de recouvrement des débris ligneux varie entre 4 et 11% pour des forêts de 40 à 900 ans, avec 9 à 10% pour les forêts à maturité (Spies *et al.* 1988). Dans les sapinières anciennes de la réserve des Laurentides, Desponts (1997) mentionne un recouvrement moyen de 4% pour les débris dont le diamètre excède 10 cm. Comme ces valeurs sont bien inférieures à celles du modèle IQH, on peut d'interroger sur l'échelle de mesure, qui n'est pas précisée par Allen (1982). Par

Tableau 20. Abondance des débris ligneux (% de recouvrement au sol) (\bar{x} moyenne, ET écart type) dans les peuplements inventoriés, selon le groupement d'essences de l'appellation cartographiée et l'importance du chablis. Quarante-cinq pessières noires de même que 18 pinèdes grises ont été inventoriées. Chaque peuplement comptait 10 stations.

Chablis	Pessière noire			Pinède grise		
	<i>n</i>	\bar{x}	ET	<i>n</i>	\bar{x}	ET
Nul	380	4,3	5,8	110	3,0 B	4,2
Faible	60	9,2 A ^a	7,6	30	3,8 B	3,5
Moyen	- ^b	-	-	20	15,5 C	9,0
Élevé	10	14,7 A	22,0	20	19,5 C	21,4

^a À l'intérieur d'une colonne, les moyennes reliées par une même lettre ne diffèrent pas statistiquement entre elles ($P > 0,10$) selon le test d'étendue de Scheffé appliqué aux données transformées ($\ln [x+1]$).

^b Aucune donnée.

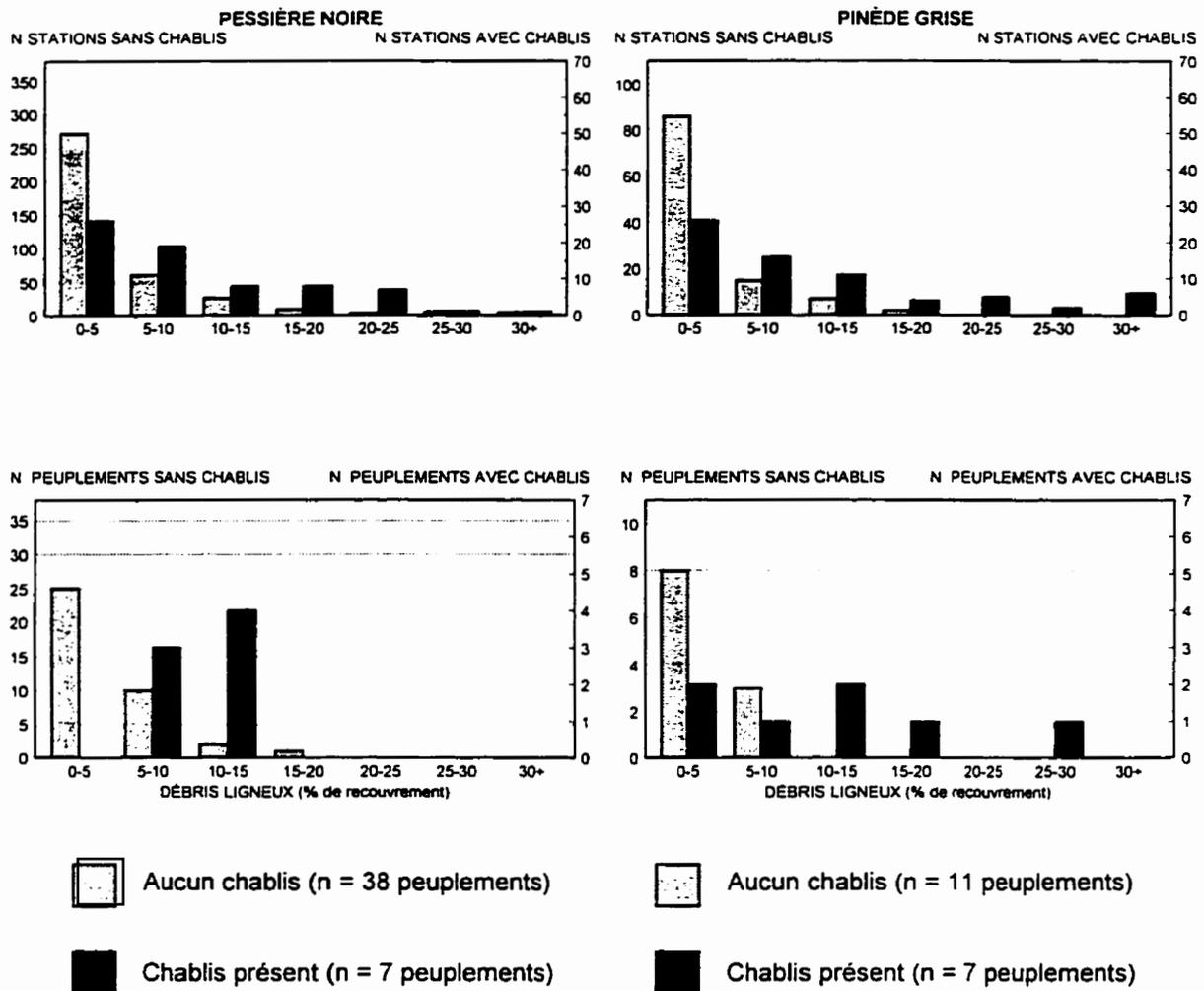


Figure 27. Histogramme de fréquence du nombre de stations et du nombre de peuplements par classe d'abondance des débris ligneux, selon le groupement d'essences de l'appellation cartographiée (pessière noire, pinède grise) et la présence de chablis. Quarante-cinq pessières noires et 18 pinèdes grises ont été inventoriées. Chaque peuplement comptait 10 stations.

Tableau 21. Abondance des débris ligneux (% de recouvrement) (\bar{x} moyenne, ET écart type) dans les peuplements inventoriés, selon les caractéristiques de la strate terrestre. Trente-neuf pessières noires de même que 12 pinèdes grises ont été inventoriées. Chaque peuplement comptait 10 stations.

Variable terrestre	Pessière noire ^a			Pinède grise ^b		
	<i>n</i>	\bar{x}	ET	<i>n</i>	\bar{x}	ET
Fermeture du couvert (%)						
15-25	20	2,1 A	3,1	-	-	-
25-40	180	3,6 A	5,0	^d	-	-
41-60	170	5,2	6,8	80	2,9 H	3,7
61-80	20	1,3 A	1,8	40	4,3 H ^c	4,9
Hauteur (m)						
9-12	220	3,9 B	6,0	20	3,4 I	5,3
12-15	130	4,6 C	5,8	60	2,2 I	3,1
15-17	40	3,7 BC	4,4	40	5,1	4,3
Âge médian (ans)						
31-40	-	-	-	50	2,2	3,5
41-60	40	7,3 D	6,9	70	4,0	4,3
61-80	80	3,0 E	3,7	-	-	-
81-100	10	8,9 D	9,4	-	-	-
>100	30	2,2 E	2,6	-	-	-
Surface terrière (m ² /ha)						
7-10	60	2,7 F	3,3	20	0,2	0,5
10-13	80	3,2 FG	4,2	-	-	-
13-16	110	6,4 G	8,2	-	-	-
16-19	70	4,2 FG	5,4	30	2,6	4,5
19-22	60	3,0 FG	3,7	40	5,1 J	4,7
>22	10	1,5 FG	1,4	30	3,8 J	2,9
Total	390	4,1 ^{ae}	5,8	120	3,3 [*]	4,1

^a Chablis nul seulement.

^b Chablis nul ou faible seulement.

^c À l'intérieur d'une colonne, les valeurs reliées par une même lettre ne diffèrent pas statistiquement entre elles ($P > 0,10$) selon le test d'étendue de Scheffé appliqué aux données transformées ($\ln [x+1]$).

^d Aucune donnée.

^e Test de *t* entre les 2 groupements d'essences ($P = 0,05$).

rapport aux peuplement de l'ouest, ceux de mon étude ont des valeurs plutôt faibles, sauf après chablis ou après coupe.

Le nombre de gaulis résineux dans les aires de coupe varie selon la classe d'abondance de la régénération, passant de 150 ± 70 tiges/ha ($\bar{x} \pm$ erreur type) ($n = 28$) pour la classe nulle, à 650 ± 240 ($n = 49$) pour la classe faible et 950 ± 160 ($n = 73$) pour la classe dense ($P < 0,10$). Les peuplements mélangés à dominance feuillue et feuillus contiennent une très grande quantité de gaulis résineux (1600 ± 230 tiges/ha, $n = 100$), particulièrement ceux réellement affectés par la tordeuse (2200 ± 300 , vs 400 ± 140 tiges/ha pour les autres). Dans les peuplements résineux, les gaulis résineux sont beaucoup plus abondants dans la pessière que dans la pinède (1640 vs 270 tiges/ha, $P < 0,01$) (tableau 22). La variabilité est très grande dans la pessière entre peuplements ou entre stations, avec une majorité de stations ayant moins de 500 tiges/ha mais aussi un grand nombre qui en comptent plus de 3000 (figure 28). Dans ce milieu, les variables liées à une plus grande abondance de gaulis sont un couvert arborescent plus ouvert, une hauteur moindre et une surface terrière inférieure (tableau 22). Dans la pinède, les variables terrestres influencent peu l'abondance des gaulis et les quelques différences significatives notées ont peu de conséquences au plan biologique.

5.7.4 Relevés de pistes de martres

Les 26 relevés de pistes de martres réalisés au cours de trois hivers dans le secteur KINO totalisent plus de 40 km, dont 5,8 km en 1994 (11 relevés), 10,5 en 1995 (7 relevés) et 24,2 en 1996 (8 relevés) (annexe C). La figure 29 montre pour chaque relevé la distance parcourue par milieu et la proportion du parcours où la martre était en chasse. Au total, les pistes suivies traversaient 14 km d'aires de coupes, 10 km de bandes riveraines ou inter-coupes et 15 km de forêt. Le comportement des martres a été associé à de la chasse le long de 48% du parcours en forêt, 35% dans les aires de coupe où la régénération était dense (CPRd) et 23% dans les bandes résiduelles. Les martres ont traversé des aires de coupe faiblement régénérées (CPRf) mais y chassaient peu (7% de la distance parcourue). La poursuite de proies a été notée lors

Tableau 22. Abondance des gaulis résineux (tiges/ha) (\bar{x} moyenne, ET écart type) dans les peuplements inventoriés, selon les caractéristiques de la strate terrestre. Quarante-six pessières noires de même que 16 pinèdes grises ont été inventoriées. Chaque peuplement comptait 10 stations.

Variable terrestre	Pessière noire			Pinède grise		
	<i>n</i>	\bar{x}	ET	<i>n</i>	\bar{x}	ET
Fermeture du couvert (%)						
15-25	20	3100 A	2100	-	-	-
25-40	180	2300 A	1900	- ^b	-	-
41-60	170	1000	960	80	310 F	400
61-80	20	780	820	40	260 F ^a	350
Hauteur (m)						
9-12	250	2100	1900	30	400 G	380
12-15	170	1100	1000	70	220	380
15-17	40	880	1200	60	260 G	310
Âge médian (ans)						
31-40	-	-	-	50	200	320
41-60	70	1700 B	2000	110	300	370
61-80	90	2000 B	1400	-	-	-
81-100	10	600 B	400	-	-	-
>100	30	1800 B	1400	-	-	-
Surface terrière (m ² /ha)						
7-10	70	2700	1900	20	90 H	170
10-13	90	2200 D	1900	-	-	-
13-16	140	1500 ED	1500	10	330 HI	350
16-19	70	1100 E	1100	50	380 I	440
19-22	80	950 E	890	50	210 H	330
>22	10	100	240	30	300 I	290
Total	460	1640**** ^c	1640	160	270***	360

^a À l'intérieur d'une colonne, les valeurs reliées par une même lettre ne diffèrent pas statistiquement entre elles ($P > 0,10$) selon le test d'étendue de Scheffé appliqué aux données transformées ($\ln [x+1]$).

^b Aucune donnée.

^c Test de *t* entre les 2 groupements d'essences ($P < 0,01$).

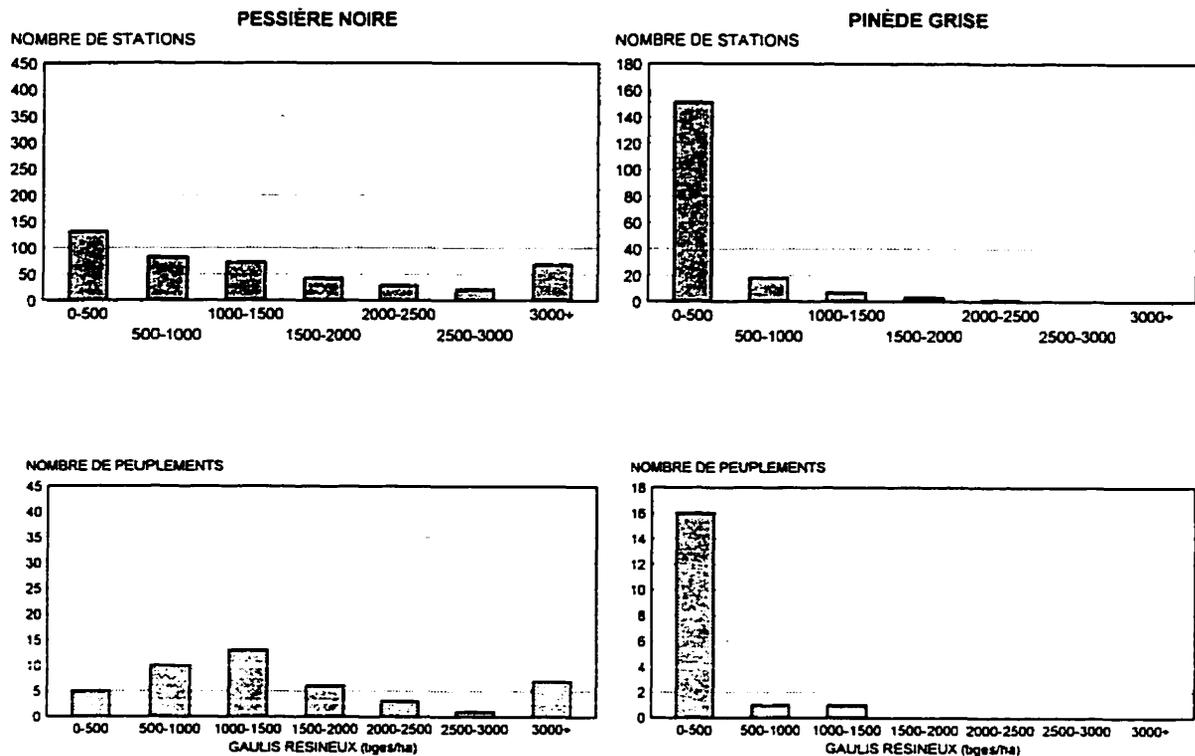


Figure 28. Histogramme de fréquence du nombre de stations et du nombre de peuplements par classe d'abondance des gaulis résineux, selon le groupement d'essences de l'appellation cartographiée (pessière noire, pinède grise). Quarante-cinq pessières noires et 18 pinèdes grises ont été inventoriées. Chaque peuplement comptait 10 stations.

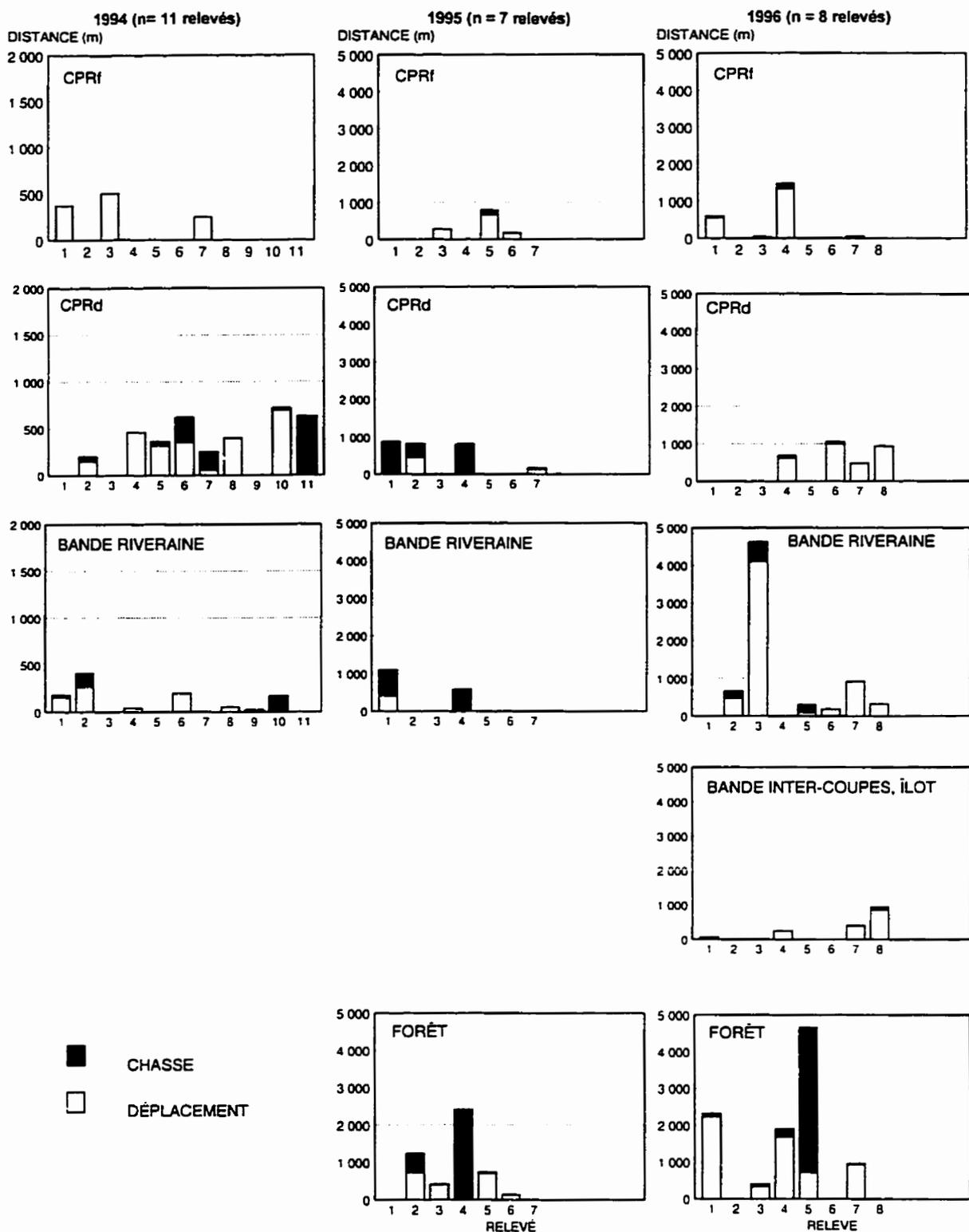


Figure 29. Distance où la martre était en chasse ou en déplacement lors de 26 relevés de pistes réalisés de 1994 à 1996 dans le secteur KINO, selon le type de milieu.

de 12 relevés, impliquant le lièvre (10 relevés) et l'écureuil (2 relevés). Très peu d'activité reliée aux petits mammifères a pu être observée. En 1996, en raison d'une chute de neige récente, les conditions de pistage étaient très propices pour observer ce type de comportement, mais les martres ont peu pénétré sous la neige et recherchaient plutôt le lièvre, la gélinotte huppée et l'écureuil roux. Ainsi, lors d'un parcours de plus de 4 km le 27 février 1996, seulement deux accès ont été observés. Dans l'ensemble, des proies ont été capturées lors de six relevés (4 lièvres, 1 gélinotte, 1 écureuil). En outre, les restes de deux lièvres et d'une gélinotte, vraisemblablement tués auparavant, ont été localisés. Deux des lièvres ont été capturés après une poursuite de 190 m, un troisième après plus de 500 m et le dernier après près de 4 km. Des résultats de même nature ont été rapportés par Raine (1987), qui a décrit deux poursuites dépassant 500 m. À l'inverse, aucune des poursuites observées par Thompson (1986) n'excédait 20 m, les lièvres étant généralement surpris dans leur tanière. À KINO, trois des lièvres ont été capturés dans des aires de coupe densément régénérées et le quatrième l'a été en forêt. Ces résultats indiquent que la martre utilise activement pour chasser les parterres de coupe où la régénération est dense, de même que les bandes résiduelles. De plus, elle traverse à l'occasion des aires plus ouvertes mais n'y chasse pas activement.

5.8 Composition et configuration spatiale de l'habitat hivernal à l'échelle du paysage

5.8.1 Définition des types d'habitats

Compte tenu de l'absence de sélection pour ces types d'habitats à l'échelle du peuplement, j'ai regroupé en une seule classe les pessières noires, les pinèdes grises et les autres peuplements résineux et mélangés à dominance résineuse. Les peuplements mélangés à dominance feuillue et feuillus sont traités comme une classe à part car ils étaient recherchés par certaines martres et présentaient des caractéristiques structurales particulières. Il convient également de conserver séparés les trois autres types d'habitats, ce qui donne donc cinq classes au total:

<u>Code</u>	<u>Classe</u>
R	Résineux et mélangés à dominance résineuse (>30 ans)
F	Feuillus et mélangés à dominance feuillue (>30 ans)
REGd	Milieus en régénération dense (<20 ans)
REGf	Milieus en régénération faible (<20 ans)
IMP	Milieus improductifs

Seul le milieu terrestre a été retenu dans l'analyse, l'eau étant considérée en arrière plan (*background*) par FRAGSTATS.

5.8.2 Variables spatiales analysées

Les huit variables de FRAGSTATS que j'ai retenues sont décrites au tableau 23, avec le type d'habitat auquel elles s'appliquent. La figure 30 les illustre à l'aide de 24 mosaïques simples construites avec des fichiers ASCII. Chaque mosaïque est un carré de 20 x 20 cellules ayant 10 m de côté et occupant une superficie totale de 4 ha. Les mosaïques sont présentées par thème par groupe de quatre et leur degré de fragmentation ou d'interspersation augmente de la gauche vers la droite. La première variable (%LAND) est la variable classique de la composition, qui indique la superficie d'un type d'habitat dans un paysage (%). Elle sera mesurée pour chaque type d'habitat. Les autres variables expriment la configuration spatiale. Elles ne seront appliquées qu'aux types d'habitats aptes à offrir un abri à la martre, selon ma prédiction de départ. Il s'agit normalement du type R. Comme les peuplements de type F sont aussi recherchés dans le secteur KINO, j'ai également appliqué ces variables à une classe issue du regroupement de ces deux types (R+F), soit tous les peuplements forestiers de plus de 30 ans, quelque soit leur composition en essences.

Les sept variables de configuration sont illustrées à l'aide de mosaïques où le type Résineux occupe la même superficie (figure 30). Deux variables traduisent la forme des parcelles d'habitat. L'indice de forme (AWMSI) compare le périmètre d'une parcelle d'habitat à celui d'un carré de même superficie; il varie donc de 1,00 à une valeur de plus en plus grande à mesure que la forme se complexifie. La superficie intérieure

Tableau 23. Description des huit variables de FRAGSTATS choisies pour exprimer la composition et la configuration spatiale des domaines vitaux des martres à l'échelle du paysage forestier et type d'habitat auquel elles s'appliquent.

Caractéristique du paysage	Variable		Type d'habitat
Fragmentation			
Superficie d'habitat insuffisante	%LAND	% du paysage occupé par un type d'habitat	R F R+F ^a REGd REGf REGd+REGf ^a IMP
Forme trop étroite	AWMSI	Indice de forme des parcelles d'un type d'habitat	R R+F
	C%LAND ^b	% d'un paysage occupé par la superficie intérieure d'un type d'habitat	R R+F
Morcellement élevé	PD	Nombre de parcelles d'un type d'habitat / 100 ha	R R+F
Isolation trop grande	MNN	Distance moyenne du plus proche voisin de même type	R R+F
	MPI ^c	Indice de proximité d'un type d'habitat	R R+F
Milieu propice ou hostile en bordure	TECI ^d	% de bordure contrastée entre 2 types d'habitats	REGd et R REGd et R+F REGf et R REGf et R+F
Hétérogénéité			
Interspersion	IJI	Indice d'interspersion	R R+F

^a Regroupement en une seule classe des classes R et F ou REGd et REGf.

^b En appliquant un corridor intérieur de 50 m.

^c En utilisant un rayon de recherche de 200 m.

^d Pondération = 1,0 pour les deux habitats examinés; pondération = 0,0 pour les autres types.

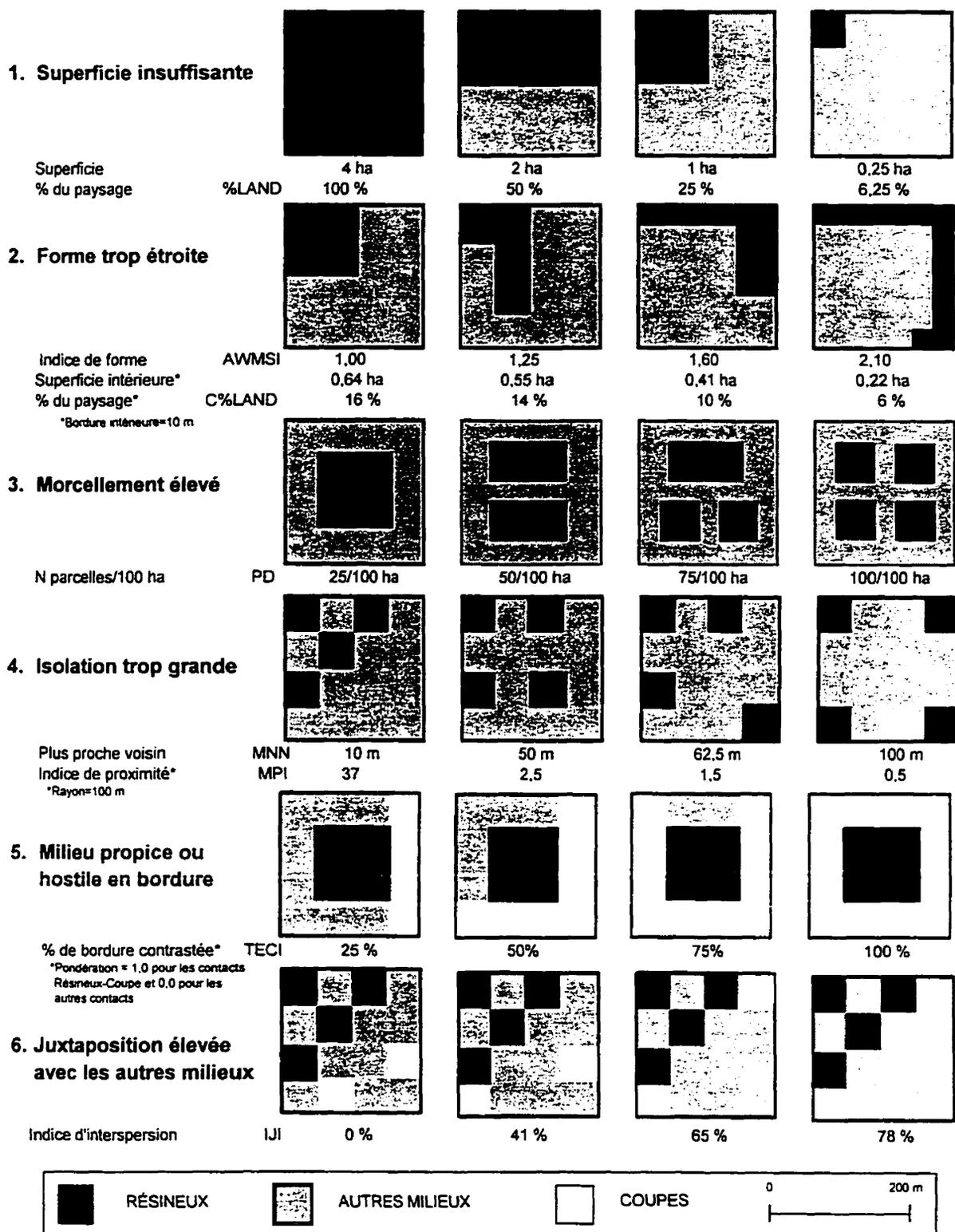


Figure 30. Illustration des huit variables spatiales calculées avec FRAGSTATS pour décrire la fragmentation (1 à 5) et l'hétérogénéité du type d'habitat Résineux dans des mosaïques simples. Chaque mosaïque est un fichier ASCII de 20 x 20 cellules ayant 10 m de côté.

(C%LAND) s'obtient en retranchant d'une parcelle une bordure intérieure de largeur prédéterminée tout autour de son périmètre et en calculant la superficie résiduelle (Laurence et Yensen 1991). Le nombre de parcelles d'habitat (PD) traduit le morcellement qui résulte de la subdivision d'un habitat propice en plusieurs fragments. Le degré d'isolation de ces fragments est mesuré par la distance moyenne du plus proche voisin (MNN). FRAGSTATS calcule également un indice de proximité (MPI), soit la superficie relative occupée par les autres parcelles du même type d'habitat situées dans un rayon prédéterminé tout autour du fragment évalué (cette mesure n'a pas d'unités car la superficie de chaque parcelle retenue est divisée par le carré de la distance la séparant de la parcelle évaluée). Le concept de bordure est utilisé fréquemment en aménagement de la faune. Le % de bordure contrastée (TECI) correspond à la proportion du périmètre d'une parcelle qui est en contact avec un autre habitat d'intérêt, soit parce que ce milieu est propice ou, à l'inverse, hostile. Dans le cas de la martre, il convient de calculer cet indice séparément pour le périmètre de contact avec les milieux en régénération dense (REGd), source possible de nourriture (e.g., lièvre), et ceux en régénération faible (REGf), où le risque de prédation est accru à cause du manque de couvert. La dernière variable, l'indice d'interspersion (IJI), exprime l'hétérogénéité du paysage (Litvaitis *et al.* 1994). L'indice atteint sa valeur maximale (100%) si chaque parcelle d'un type d'habitat est individuellement en contact avec tous les autres types possibles et une valeur faible si le nombre de contacts est peu élevé. La combinaison des huit variables retenues et des types d'habitats pour lesquels elles sont calculées procure au total 23 statistiques pour chaque mosaïque à évaluer.

Le pourcentage de superficie intérieure (C%LAND) et l'indice de proximité (MPI) nécessitent de fixer une constante pour leur calcul. À cette fin, la sensibilité de la variable superficie intérieure a été testée sur six domaines vitaux, en faisant varier la largeur de la bordure intérieure de 0 à 100 m (figure 31). La superficie intérieure diminue de façon graduelle à mesure qu'on augmente la largeur de la bordure. Un résultat similaire a été rapporté par Laurence et Yensen (1991). Pour les analyses de domaines vitaux, j'ai fixé la largeur à 50 m, ce qui permet d'éliminer les bandes riveraines et les bandes inter-coupes. L'autre variable pour laquelle une analyse de sensibilité a été

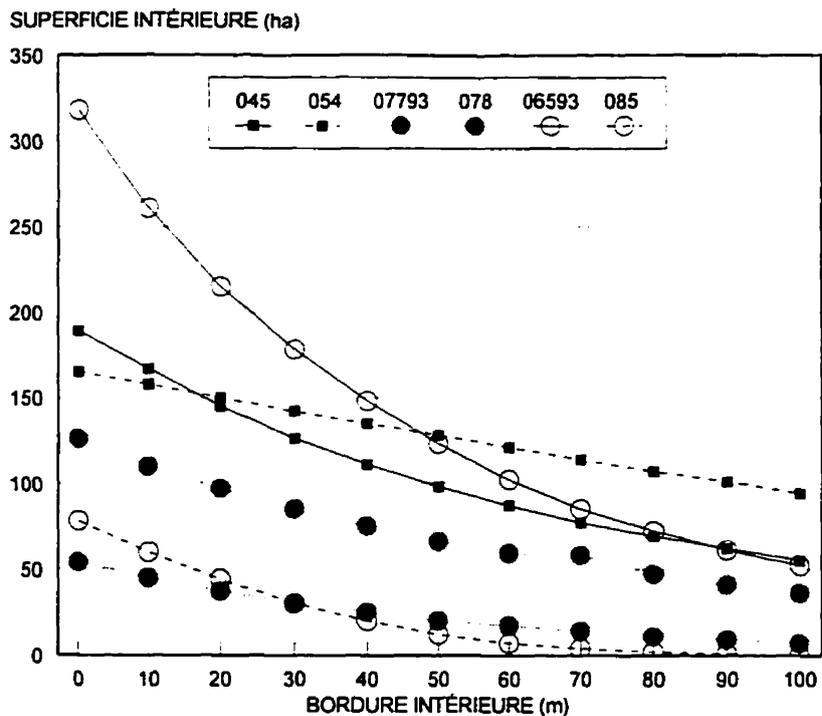


Figure 31. Influence de la largeur de la bordure intérieure sur la superficie intérieure du type d'habitat R calculé dans le domaine vital de six martres (polygone 95%).

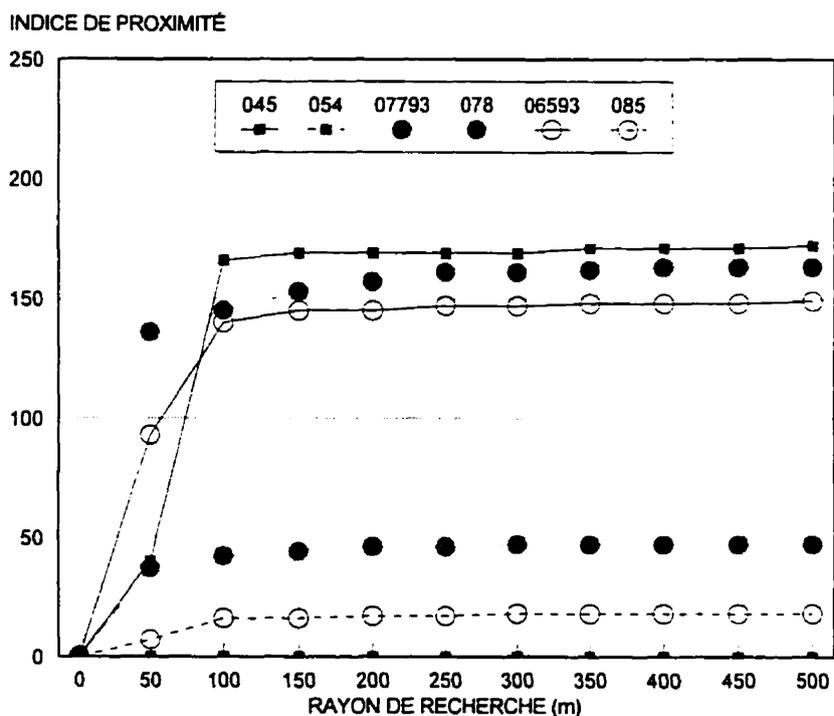


Figure 32. Influence du rayon de recherche sur l'indice de proximité (MPI) du type d'habitat R calculé dans le domaine vital de six martres (polygone 95%).

réalisée est l'indice de proximité, afin d'établir le rayon de recherche (figure 32). Cet indice varie rapidement entre 0 à 100 m, après quoi il se stabilise complètement. J'ai choisi un rayon de 200 m pour les analyses à venir, compte tenu que c'est la distance maximale que franchit généralement la martre à découvert. Koehler et Hornocker (1977) mentionnent 100 m, Soutiere (1979) 200 m, Hargis et McCullough (1984) 135 m, Bateman (1986) 60 m et Snyder et Bissonette (1987) 250 m.

5.8.3 Superficie, forme et nombre de mosaïques aléatoires

Certaines variables spatiales sont susceptibles d'être influencées par l'étendue du territoire évalué (McGarigal et Marks 1995), de sorte que la superficie des mosaïques aléatoires servant de comparaison doit être du même ordre que celle des domaines vitaux. Afin d'établir cette superficie, la figure 33 présente la distribution de fréquence de la taille des domaines vitaux des 27 martres selon les trois méthodes de calcul. Les kernels 60% affichent une superficie plutôt homogène qui varie de 80 à 750 ha, avec un mode entre 200 et 300 ha. La distribution des kernels 80% et des polygones 95% est par contre très étalée, entre 1 et plus de 15 km². Globalement, trois regroupements de superficies se dégagent: les superficies de moins de 5 km², celles entre 5 et 10 km² et celles de plus de 10 km². J'ai donc retenu trois classes de superficie pour comparer les domaines vitaux et les mosaïques aléatoires: <500 ha, 500 à 950 ha et >950 ha. À cette fin, les kernels 60 et 80% ainsi que le polygone 95% de chaque martre se sont vu attribuer une classe de superficie correspondant à leur taille. Pour les kernels formés de deux ou trois portions disjointes, c'est la superficie globale qui fut considérée.

Afin de choisir la forme à adopter pour les mosaïques aléatoires, j'ai examiné les statistiques obtenues avec quatre formes différentes: un cercle (approximé par un octogone de 5,67 km²), un carré de 5,76 km², un rectangle de 1700 x 3400 m (5,78 km²), orienté est-ouest, et un rectangle de même dimension, orienté nord-sud. Dix coordonnées aléatoires ont été choisies, deux dans R7E, deux dans R7O et six dans KINO 1994. Les quatre superficies ont ensuite été générées en utilisant chaque coordonnée comme centre géométrique, formant ainsi autant de mosaïques sur

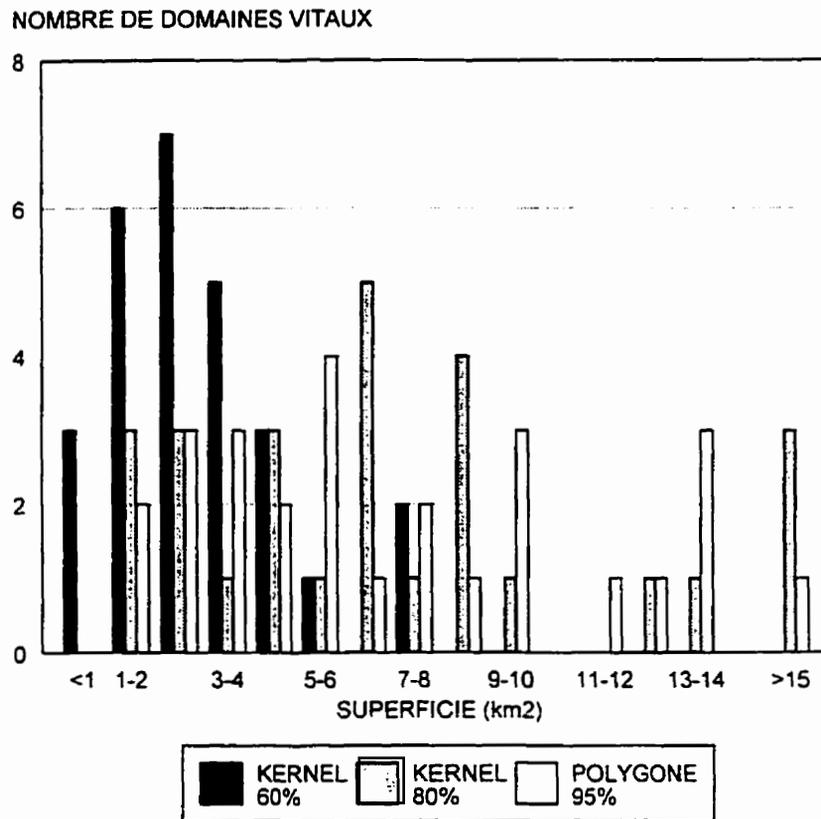


Figure 33. Distribution de fréquence de la superficie des domaines vitaux hivernaux de 27 mares, selon les trois méthodes de calcul utilisées.

lesquelles ont été calculées les variables de FRAGSTATS. La figure 34 illustre la valeur correspondant à chaque forme pour huit variables spatiales différentes. La forme n'influence aucune des variables comparées (test non paramétrique apparié de Friedman, $P = 0,38$ à $0,90$). J'ai donc retenu le carré, une forme plus simple à générer en structure matricielle, comme forme à adopter pour les mosaïques aléatoires. En fonction des classes de superficie des domaines vitaux, les mosaïques aléatoires auront les dimensions suivantes:

<u>Classe de superficie (ha)</u>	<u>Mosaïque aléatoire</u>
<500	1700 x 1700 m = 289 ha
500 - 900	2700 x 2700 m = 729 ha
>950	3400 x 3400 m = 1156 ha

Une analyse de sensibilité a enfin été réalisée dans le but de fixer la taille de l'échantillon de mosaïques aléatoires par classe de superficie. L'analyse a été conduite dans le bloc KINO 1994, le plus morcelé en terme de configuration spatiale, et en utilisant les plus petites mosaïques, celles de 289 ha, susceptibles d'offrir le plus de variabilité. Il s'agit donc du pire scénario puisqu'un échantillon de taille moindre serait suffisant dans un milieu plus simple ou avec des mosaïques de plus grande taille. La figure 35 montre la valeur de quatre variables spatiales selon que l'échantillon varie de 10 à 100 mosaïques aléatoires. Même si certaines variables affichent une stabilité avec un échantillon de 20 à 40 sujets, il en faut de 70 à 80 pour la superficie du type R. J'ai donc fixé à 100 la taille de l'échantillon requis.

5.8.4 Composition de l'habitat hivernal à l'échelle du paysage

Les figures 37 à 46 illustrent la composition forestière des domaines vitaux et des mosaïques aléatoires par classe de superficie pour chacun des blocs. Chaque martre possède trois types de domaines vitaux (kernel 60%, kernel 80%, polygone 95%) qui sont analysés séparément; ils peuvent appartenir à une même classe de superficie ou au contraire se répartir entre les diverses classes. Il y a donc en principe trois figures

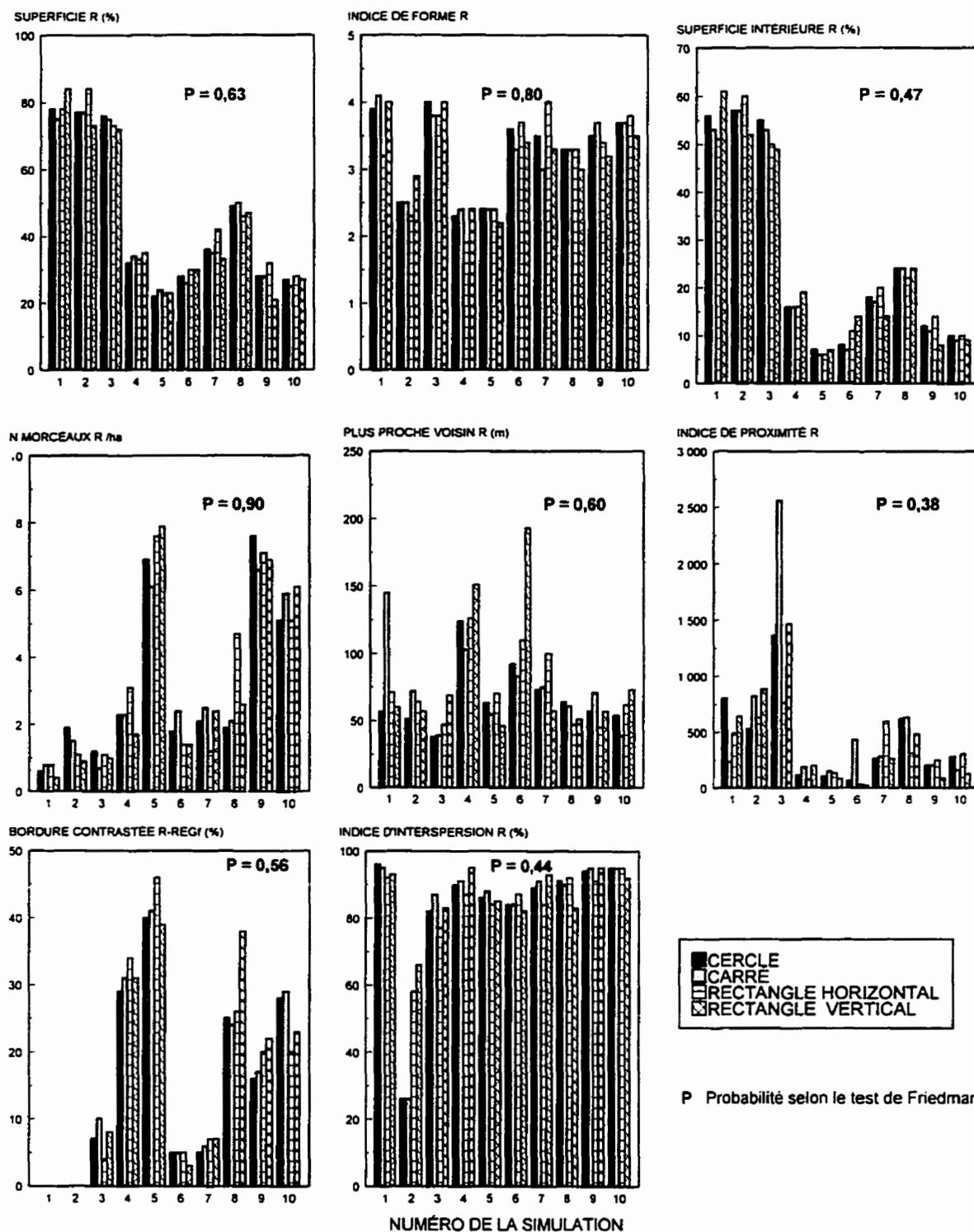


Figure 34. Influence de la forme de la mosaïque sur huit variables spatiales de FRAGSTATS.

Dix coordonnées aléatoires ont été choisies, à partir desquelles quatre formes différentes de mosaïques ont été générées en utilisant la coordonnée comme centre géométrique.

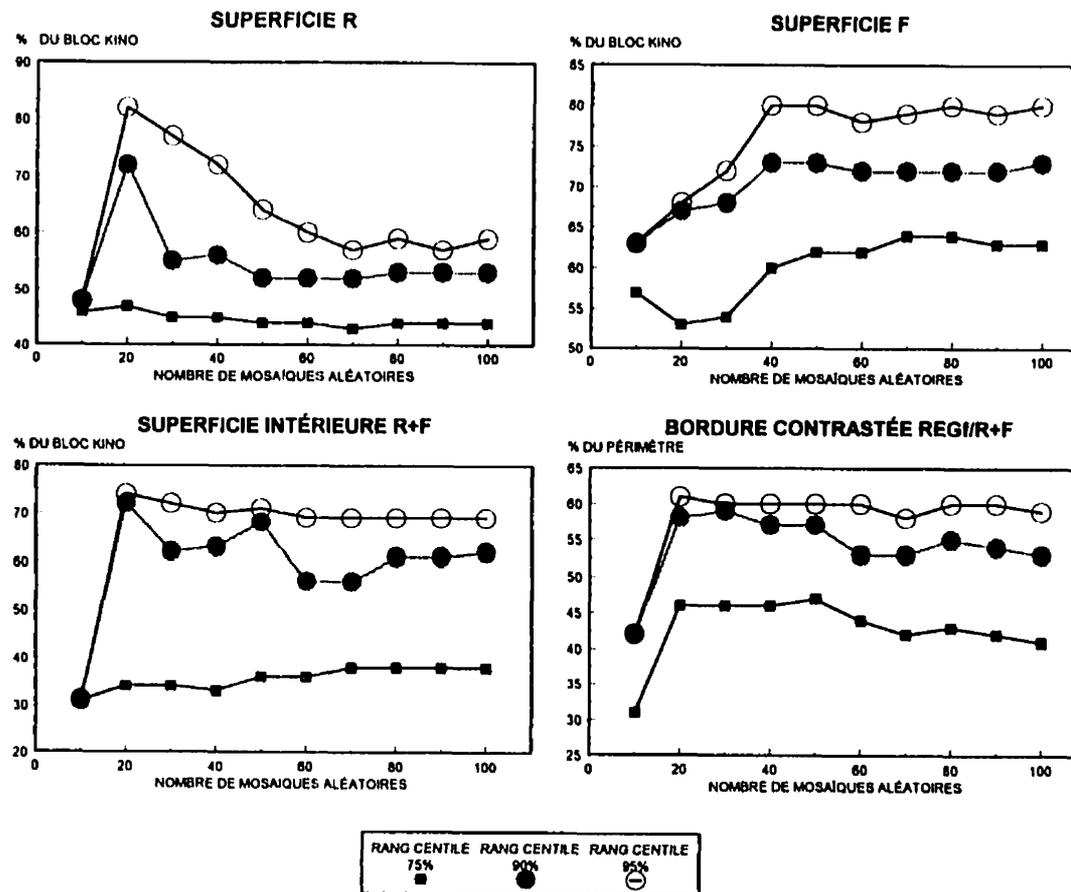
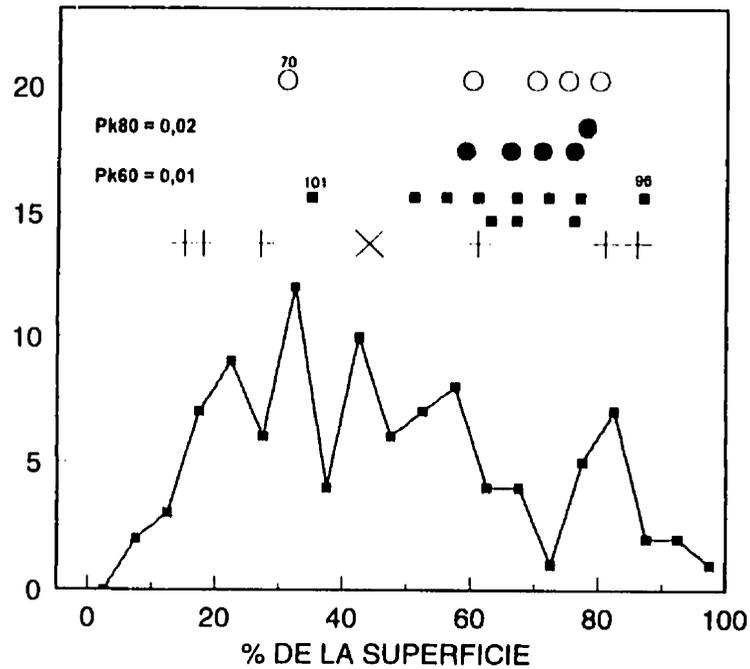


Figure 35. Influence de la taille de l'échantillon sur les rangs centiles 75, 90 et 95% de quatre variables spatiales. L'échantillon maximum contient 100 mosaïques aléatoires de 289 ha choisies dans le bloc KINO 1994.

Probabilités associées au test de Mann-Whitney
entre les domaines vitaux et les mosaïques aléatoires:
Pp95 polygone 95%
Pk80 kernel 80%
Pk60 kernel 60%
Seules les valeurs de P < 0,10 sont indiquées.

SUPERFICIE R+F
NOMBRE DE MOSAÏQUES



Superficie du type d'habitat R+F dans chaque domaine vital:

- polygone 95%
- kernel 80%
- kernel 60%

Rang centile de la distribution de fréquence des 100 mosaïques aléatoires:

5% 10% 25% 50% 75% 90% 95%

Distribution de fréquence de la superficie
du type d'habitat R+F dans 100 mosaïques aléatoires

Figure 36. Explication de l'interprétation des diagrammes (figures 37 à 46) illustrant la composition des mosaïques aléatoires et des domaines vitaux hivernaux de chaque bloc d'étude, selon trois classes de superficie.

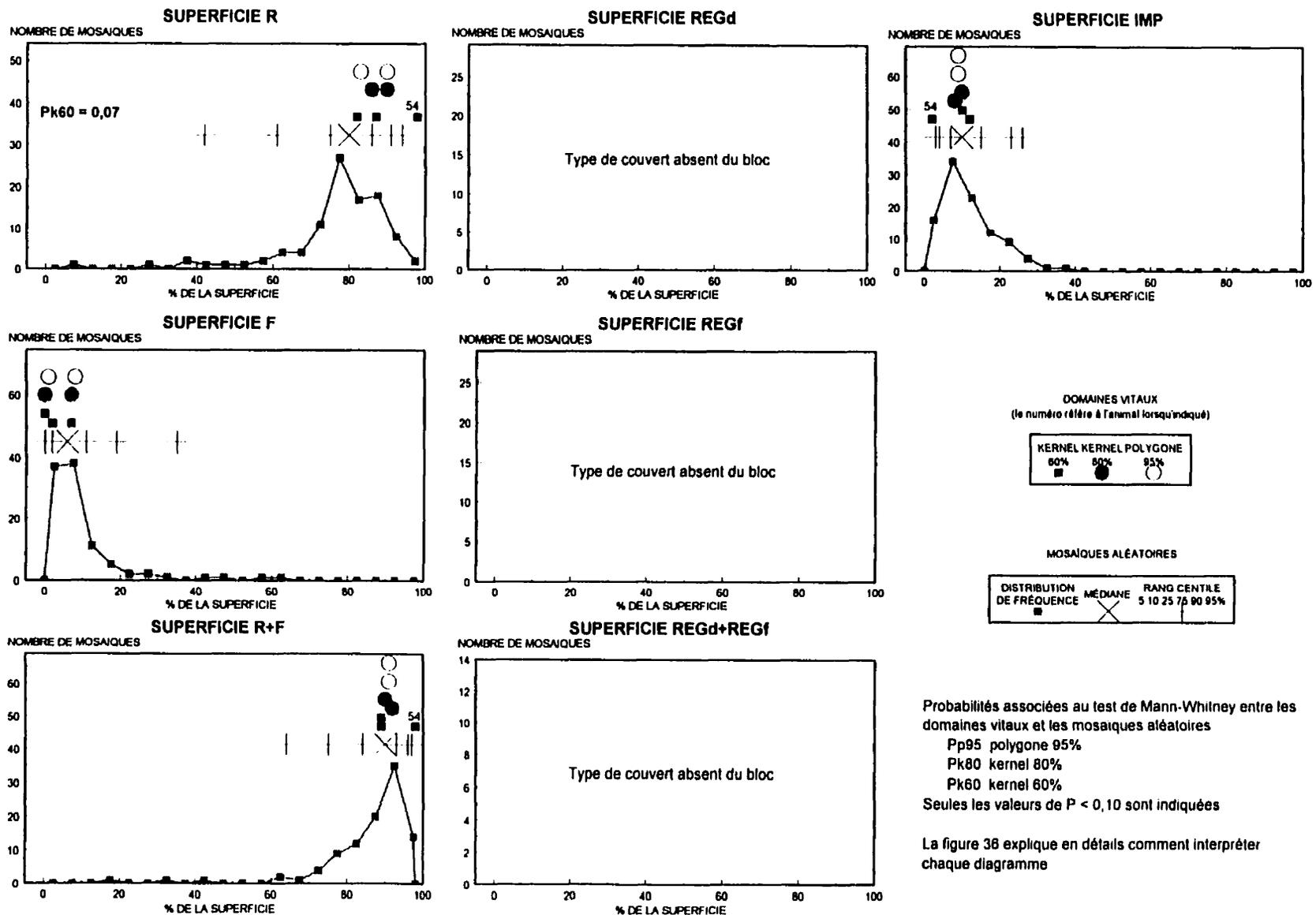


Figure 37. Composition forestière de 100 mosaïques aléatoires de 289 ha et des domaines vitaux hivernaux des trois martres du bloc R7E appartenant à la classe de superficie <500 ha.

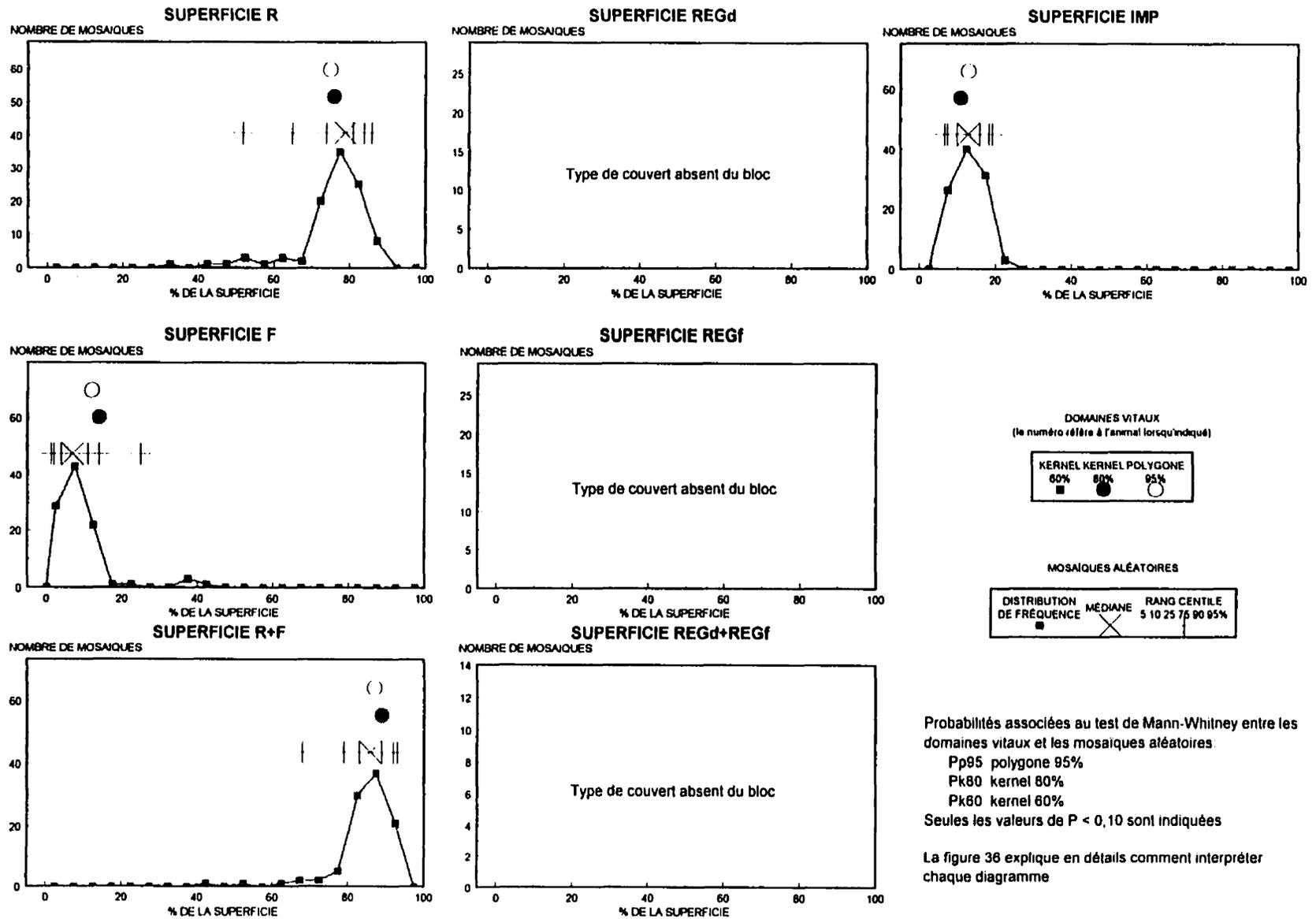


Figure 38. Composition forestière de 100 mosaïques aléatoires de 1156 ha et des domaines vitaux hivernaux de la seule martre du bloc R7E appartenant à la classe de superficie >950 ha.

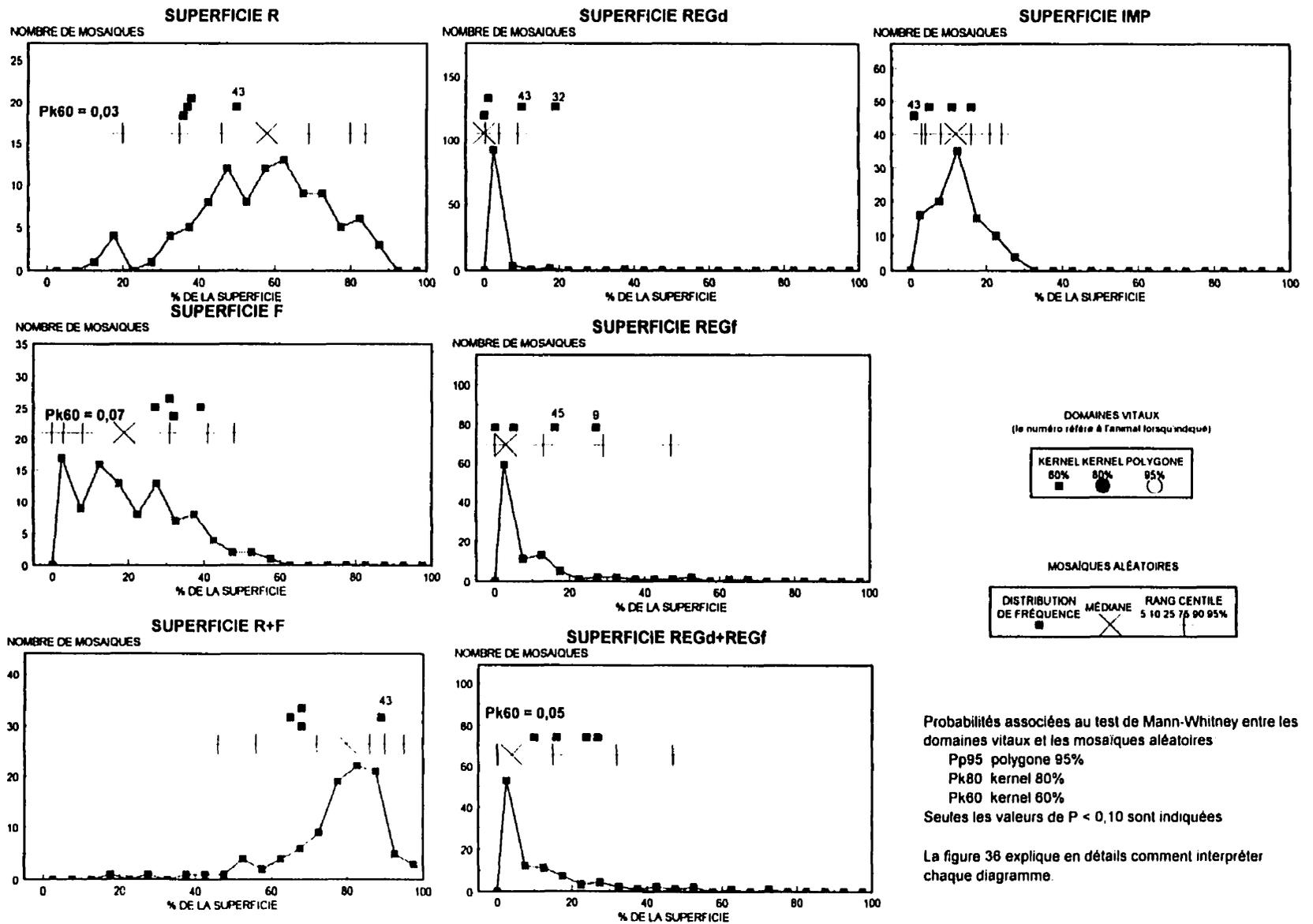


Figure 39. Composition forestière de 100 mosaïques aléatoires de 289 ha et des domaines vitaux hivernaux des quatre martres du bloc R70 appartenant à la classe de superficie <500 ha.

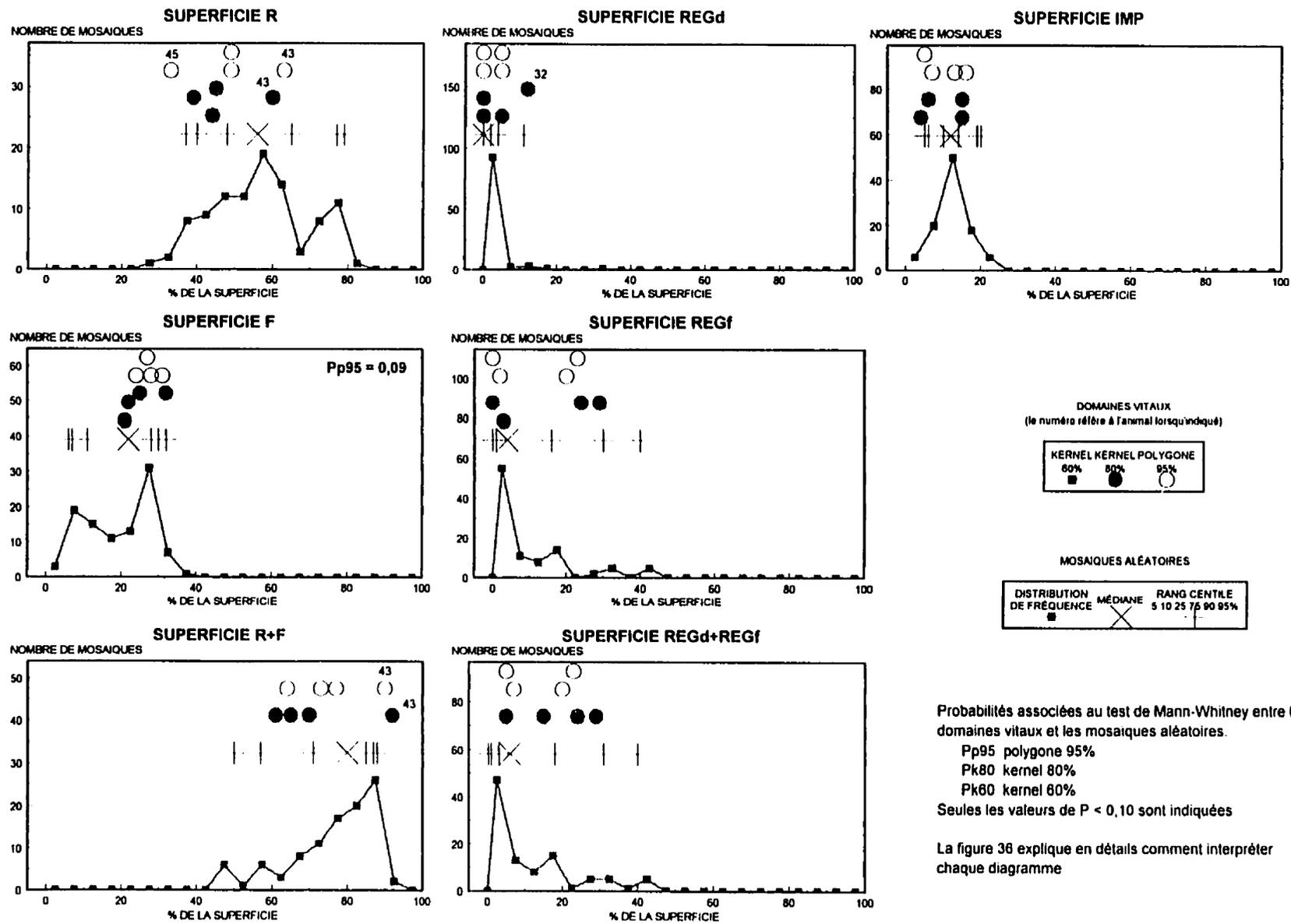


Figure 40. Composition forestière de 100 mosaïques aléatoires de 729 ha et des domaines vitaux hivernaux des quatre martres du bloc R70 appartenant à la classe de superficie 500 à 950 ha.

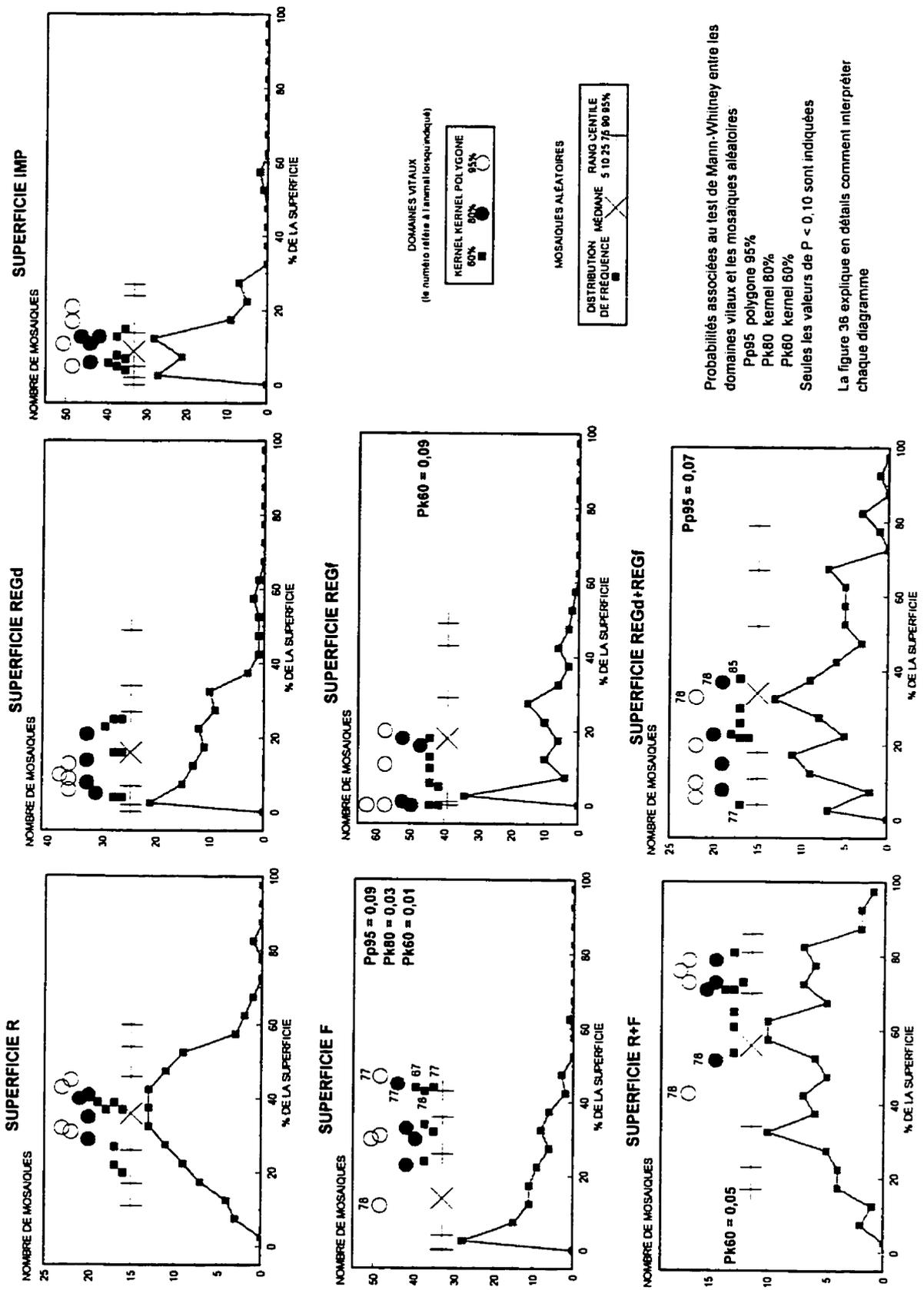


Figure 41. Composition forestière de 100 mosaïques aléatoires de 289 ha et des domaines vitaux hivernaux de sept martres du bloc KINO 1993 appartenant à la classe de superficie <500 ha.

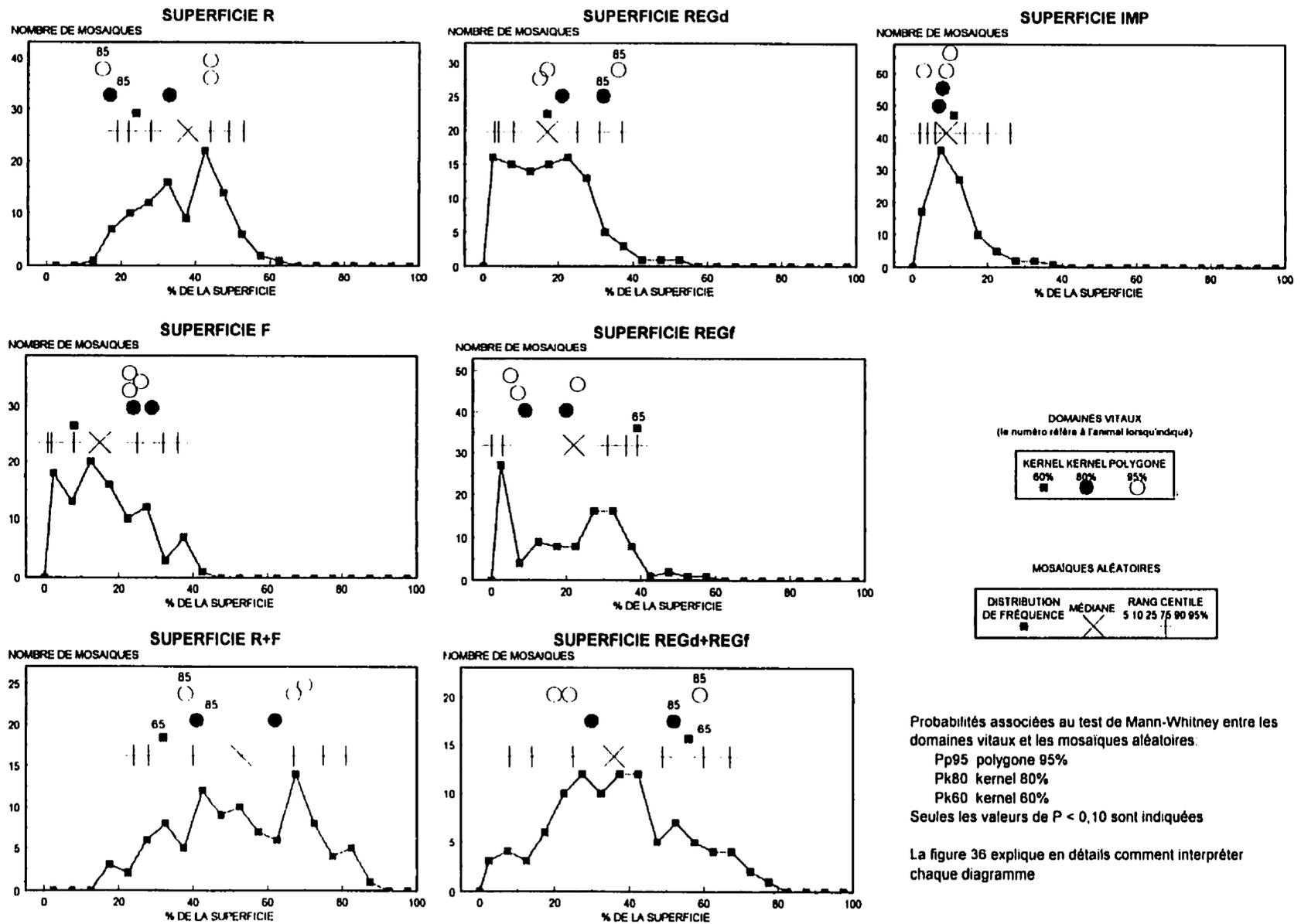


Figure 42. Composition forestière de 100 mosaïques aléatoires de 729 ha et des domaines vitaux hivernaux des trois martres du bloc KINO 1993 appartenant à la classe de superficie 500 à 950 ha.

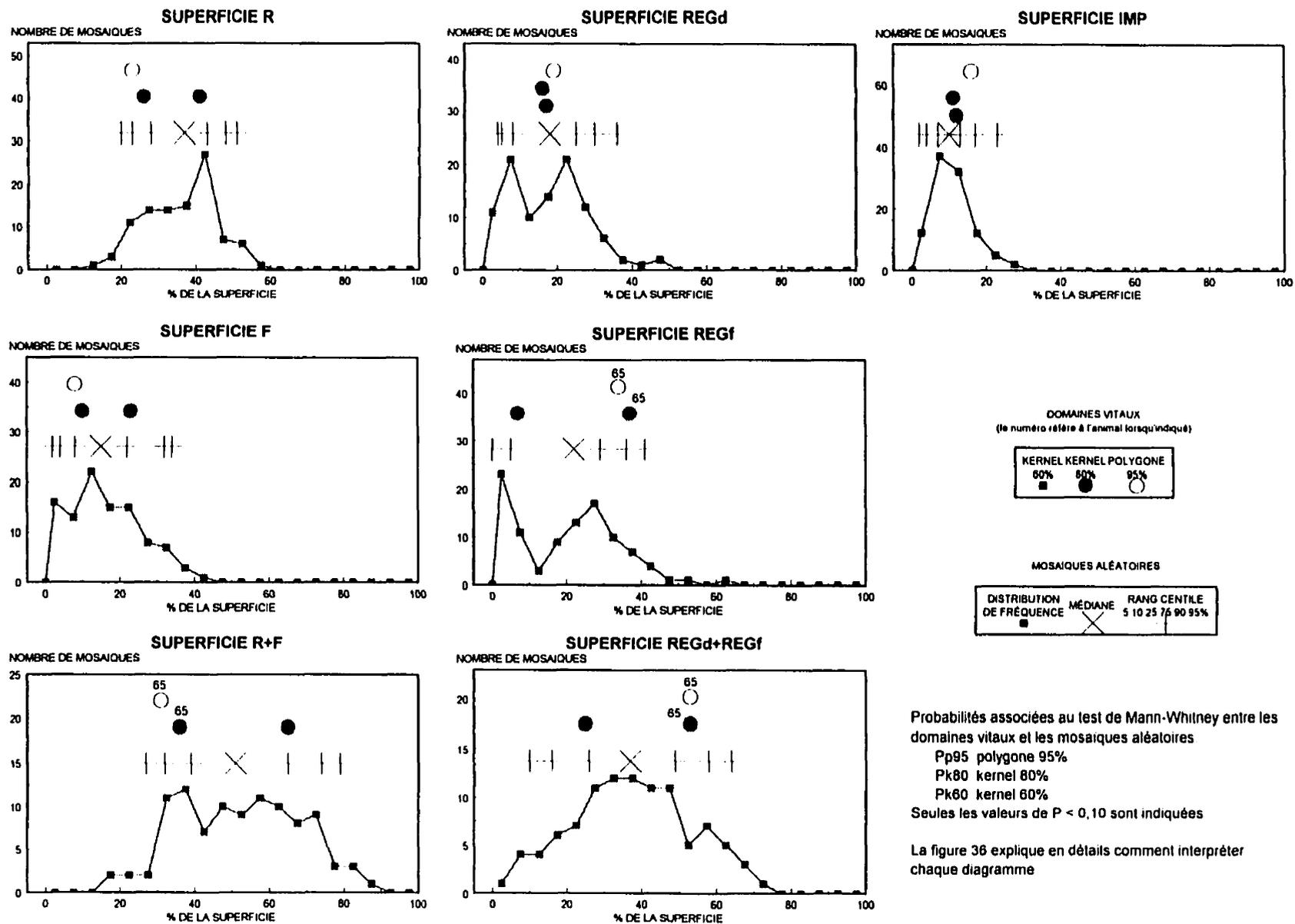


Figure 43. Composition forestière de 100 mosaïques aléatoires de 1156 ha et des domaines vitaux hivernaux des deux martres du bloc KINO 1993 appartenant à la classe de superficie >950 ha..

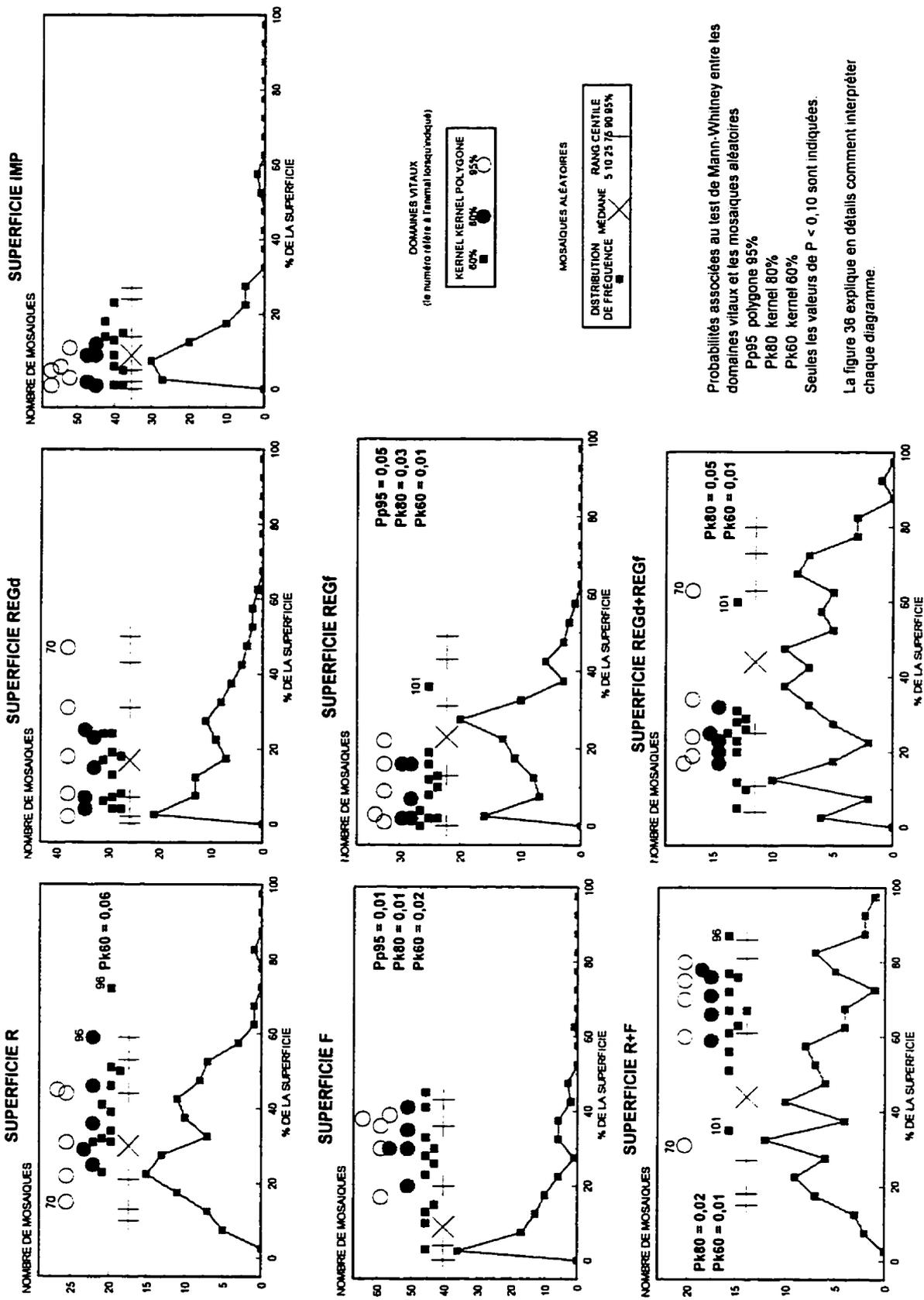


Figure 44. Composition forestière de 100 mosaïques aléatoires de 289 ha et des domaines vitaux hivernaux des 11 martres du bloc KINO 1994 appartenant à la classe de superficie 500 ha.

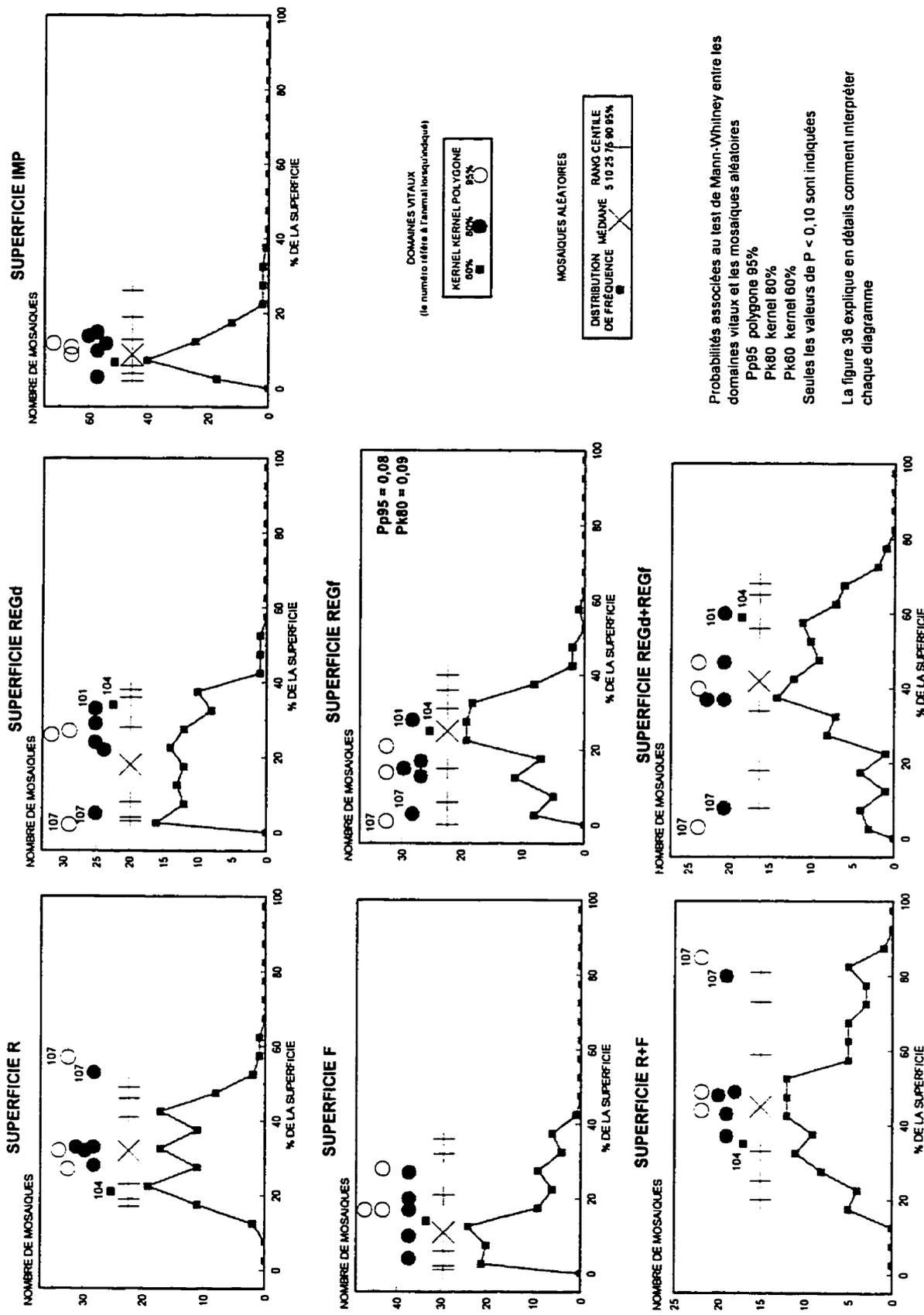


Figure 45. Composition forestière de 100 mosaïques aléatoires de 729 ha et des domaines vitaux hivernaux des six martres du bloc KINO 1994 appartenant à la classe de superficie 500 à 950 ha.

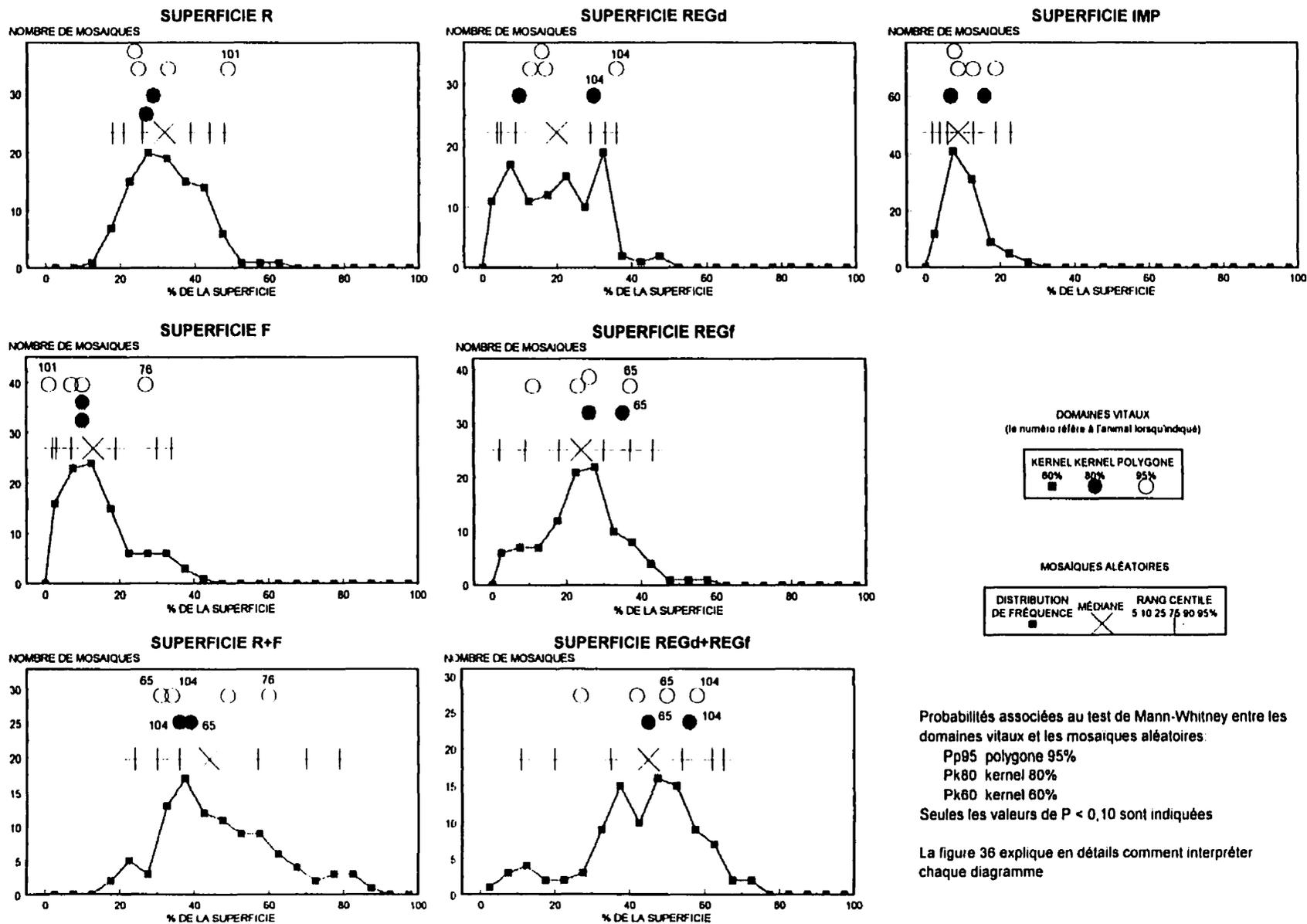


Figure 46. Composition forestière de 100 mosaïques aléatoires de 1156 ha et des domaines vitaux hivernaux des quatre martres du bloc KINO 1994 appartenant à la classe de superficie >950 ha.

par bloc mais certains blocs (R7E, R7O) n'en ont que deux car une des classes de superficie est absente. La figure 36 explique comment interpréter ces diagrammes. L'axe des X correspond à la superficie relative occupée par un type d'habitat donné. La partie inférieure du diagramme montre la distribution de fréquence de la superficie du type d'habitat mesurée dans 100 mosaïques aléatoires, alors que la partie centrale indique les rangs centiles de cette distribution. Les points placés dans la portion supérieure du diagramme correspondent à la superficie du type d'habitat dans chaque domaine vital, ce qui permet de visualiser si ces valeurs se démarquent ou non de l'échantillon des 100 mosaïques aléatoires. Enfin, la probabilité associée au test de Mann-Whitney entre l'ensemble des domaines vitaux d'un type donné et les mosaïques aléatoires est indiquée lorsqu'elle est significative. Les résultats de toutes ces comparaisons statistiques sont résumés aux tableaux 24 et 25. Enfin, l'annexe D donne les valeurs des variables spatiales pour chaque martre alors que l'annexe F illustre la cartographie des domaines vitaux superposés aux types d'habitats.

Par rapport à un positionnement aléatoire, les trois mâles adultes du bloc R7E ont établi leur domaine vital, tel qu'exprimé par le kernel 60%, dans des mosaïques contenant davantage de peuplements de type R ($P = 0,07$) (tableau 24, figure 37). Cette sélection survient même si le type R domine déjà fortement le bloc, occupant plus de 70% de la superficie des mosaïques aléatoires.

Le bloc R7O, qui compte quatre mâles (1 juvénile, 1 adulte et 2 individus d'âge indéterminé) montre une situation fort différente. Dans les domaines vitaux décrits par les kernels 60%, on retrouve moins d'habitat de type R ($P = 0,03$) et davantage de milieux en régénération ($P = 0,05$) que dans les mosaïques aléatoires (tableau 24, figure 39). Le type F est aussi recherché par l'ensemble des animaux ($P = 0,07$). Au niveau individuel, c'est dans le kernel 60% d'un juvénile (martre 009) que le type REGf est le plus abondant. Le polygone 95% traduit également une recherche du type F dans l'établissement du domaine vital ($P = 0,09$) (figure 40). Quelle que soit la méthode de calcul du domaine vital, tous les domaines contiennent plus de 60% de forêt (type R+F) et moins de 30% de milieux en régénération.

Tableau 24. Comparaison statistique entre la composition forestière des domaines vitaux hivernaux des martres et celle de mosaïques aléatoires dans les blocs R7E et R7O, selon la classe de superficie et la méthode de calcul du domaine vital.

Type d'habitat	R7E (3 martres)					R7O (4 martres)		
	<500 ha			>950 ha		<500 ha	500-950 ha	
	k60 ^a (n=3) ^d	k80 ^b (n=2)	p95 ^c (n=2)	k80 (n=1)	p95 (n=1)	k60 (n=4)	k80 (n=4)	p95 (n=4)
R	+	∅	∅	∅	∅	--	∅	∅
F	∅	∅	∅	∅	∅	+	∅	+
R+F	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅
REGd	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅
REGf	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅
REGd+REGf	∅	∅	∅	∅	∅	++	∅	∅
IMP	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅

^a Kernel 60%.

^b Kernel 80%.

^c Polygone convexe 95%.

^d Nombre de domaines vitaux par classe de superficie. Chaque martre possède 3 domaines vitaux (kernel 60%, kernel 80%, polygone 95%) qui peuvent appartenir à une même classe de superficie ou au contraire se répartir entre les diverses classes.

Test de Mann-Whitney entre les domaines vitaux et 100 mosaïques aléatoires par classe de superficie:

- ++ habitat fortement recherché ($P < 0,05$)
- + habitat recherché ($P < 0,10$)
- ∅ aucune sélection ($P > 0,10$)
- habitat évité ($P < 0,10$)
- habitat fortement évité ($P < 0,05$)

Tableau 25. Comparaison statistique entre la composition forestière ou la configuration spatiale des domaines vitaux hivernaux des martres et celles de mosaïques aléatoires dans les blocs KINO 1993 et KINO 1994, selon la classe de superficie et la méthode de calcul du domaine vital.

Variable	KINO 1993 (8 martres)								KINO 1994 (12 martres)								
	<500 ha			500-950 ha			>950 ha		<500 ha			500-950 ha			>950 ha		
	k	k	p	k	k	p	k	p	k	k	p	k	k	p	k	p	
	60	80	95	60	80	95	80	95	60	80	95	60	80	95	80	95	
n=7			n=4			n=4		n=1		n=2		n=3		n=2		n=1	
Superficie (%)																	
R	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
F	++	++	+	0	0	0	0	0	++	++	++	0	0	0	0	0	0
R+F	+	0	0	0	0	0	0	0	++	++	0	0	0	0	0	0	0
REGd	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
REGf	-	0	0	0	0	0	0	0	--	--	-	0	-	-	0	0	0
REGd+REGf	0	0	-	0	0	0	0	0	--	--	0	0	0	0	0	0	0
IMP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Indice de forme																	
R	0	0	0	0	0	--	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R+F	0	0	+	0	0	++	0	0	0	0	++	0	0	+	0	0	0
Superficie intérieure (%)																	
R	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R+F	++	+	+	0	0	0	0	0	++	++	++	0	0	0	0	0	0
N parcelles / 100 ha																	
R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
R+F	0	0	0	0	0	0	0	0	-	--	--	0	0	0	0	0	0
Distance du plus proche voisin (m)																	
R	++	0	0	0	0	++	0	0	0	0	++	0	0	0	0	0	0
R+F	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Indice de proximité																	
R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
R+F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bordure contrastée REGd (%)																	
R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R+F	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0
Bordure contrastée REGf (%)																	
R	-	0	0	0	0	0	0	0	--	--	-	0	0	0	0	0	0
R+F	-	0	0	0	0	0	0	0	--	--	--	0	-	-	0	0	0
Interspersion (%)																	
R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R+F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

La codification est la même que celle du tableau précédent.

Dans le secteur KINO, c'est davantage la superficie du domaine vital qui influence la sélection d'habitat que la méthode de calcul (tableau 25). Tant en 1993 qu'en 1994, les martres ont établi leur domaine vital dans des mosaïques contenant davantage d'habitat de type F et moins de types REGf ou REGd+REGf. En 1993, trois martres sur sept se démarquent par une sous-représentation du type R+F et une plus grande abondance de milieux en régénération (REGd+REGf): il s'agit de deux juvéniles (078 et 085) et d'un mâle d'âge indéterminé qui occupe un très vaste territoire (065) (figures 41 à 43). Les autres martres occupent des domaines vitaux où l'on retrouve plus de 60% de forêt (R+F) et moins de 30% de milieux en régénération. En 1994, quatre des 12 martres affichent une plus grande proportion de milieux en régénération dans leur domaine vital, soit les martres 065 et 070 (mâles adultes) ainsi que 101 (femelle d'âge indéterminé) et 104 (femelle juvénile) (figures 44 à 46). La plupart des martres ont 60% ou plus de forêt et moins de 30% de milieux en régénération dans leur domaine vital, quand il est de faible dimension (< 500 ha). La proportion de forêt diminue à environ 50% et celle des milieux en régénération passe à 40% dans les kernels 80% ou les polygones 95% qui occupent plus de 500 ha.

Dans le secteur KINO, il existe une relation très nette entre la superficie du domaine vital et la proportion de forêt (type d'habitat R+F): plus la mosaïque contient de forêt, plus petit est le domaine vital (figure 47). Cette relation est particulièrement forte pour les kernels 60 et 80% ($P < 0,01$) et l'est un peu moins pour le polygone 95% ($P = 0,02$). À l'inverse, plus la mosaïque contient de milieux en régénération (REGf ou REGd+REGf), plus l'animal compense en augmentant la superficie de son domaine vital. Encore ici, la relation est meilleure pour les deux kernels ($P < 0,01$) que pour le polygone ($P = 0,03$). Pour la majorité des martres, le kernel 60% contient au-delà de 50% de forêt, moins de 20% de milieux REGf et moins de 30% de milieux REGd+REGf, dans une superficie de 1 à 4 km². Dans le kernel 80% et le polygone 95%, ces proportions passent à 40, 20 et 35%, respectivement, dans une superficie de 2 à 10 km². Les sept martres qui se démarquent le plus des autres n'appartiennent pas à un groupe d'âge ou de sexe particuliers: deux femelles juvéniles (085, 104), deux mâles adultes (06594, 070), une

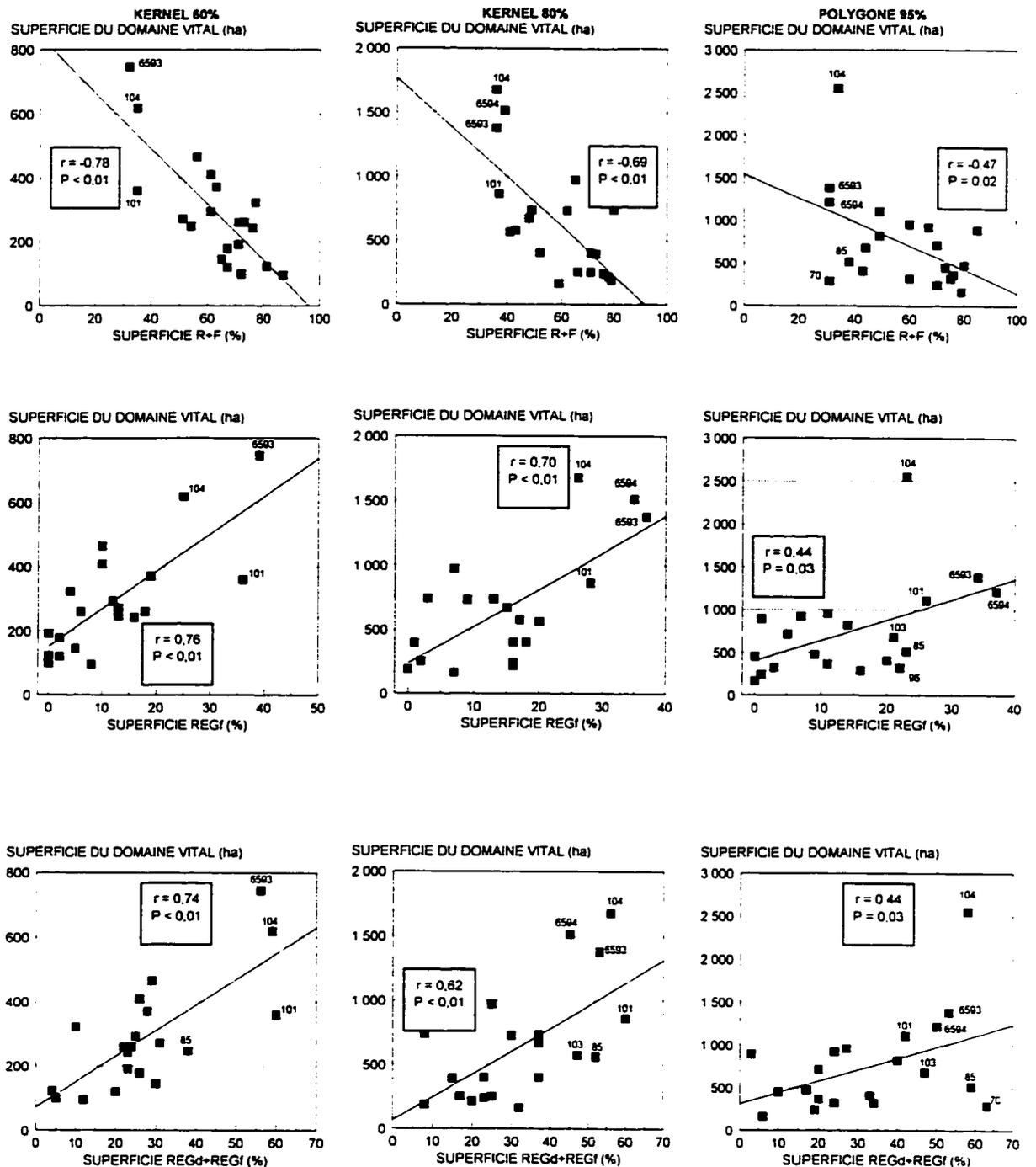


Figure 47. Relation entre la superficie du domaine vital hivernal et la superficie en forêt (type d'habitat R+F), la superficie en régénération faible (REGf) et la superficie en régénération (REGd+REGf) dans le secteur KINO, selon les trois méthodes de calcul du domaine vital.

femelle adulte (103) et deux individus d'âge indéterminé, soit un mâle (06593) et une femelle (101).

5.8.5 Configuration spatiale de l'habitat hivernal à l'échelle du paysage

Afin de tenter de limiter le nombre de variables à interpréter, j'ai d'abord réalisé une analyse factorielle en composante principale sur les 23 variables exprimant la composition et la configuration spatiale des 100 mosaïques aléatoires de 289 ha dans le bloc KINO 1994 (tableau 26). Pour cet ensemble de variables, l'indice de factoriabilité de Kaiser (0,63) indique qu'une telle analyse est appropriée. L'analyse a dégagé huit facteurs dignes de mention, qui expliquent chacun 5% ou plus de la variance, pour un total de 85%. En utilisant une approche similaire sur des cartes de l'utilisation des terres à l'échelle du 1 :250 000 des États-Unis, Riitters *et al.* (1995) ont dégagé six facteurs qui expliquaient 87% de la variation de 26 mesures spatiales. D'après les coefficients de saturation, chaque facteur dans le bloc KINO 1994 est davantage lié à une ou deux variables seulement:

<u>Facteur</u>	<u>Variable</u>
1	Superficie intérieure R Superficie R
2	Bordure REGf/R et bordure REGf/R+F Superficie REGf
3	Bordure REGd/R et bordure REGd/R+F Superficie REGd
4	Indice de forme R Indice de forme R+F
5	Distance du plus proche voisin R Distance du plus proche voisin R+F
6	Indice d'interspersion R Indice d'interspersion R+F
7	Superficie IMP

Tableau 26. Résultats de l'analyse factorielle en composante principale pour les 23 variables exprimant la composition et la configuration spatiale de 100 mosaïques aléatoires de 289 ha dans le bloc KINO 1994.

	Facteur							Communalité
	1	2	3	4	5	6	7	
Variance expliquée (<i>eigenvalue</i>)	7,74	3,49	2,45	1,94	1,57	1,28	1,09	
% de la variance	33	15	11	8	7	6	5	
% cumulatif de la variance	33	48	60	68	75	80	85	
Saturation par variable ^a								
%LAND R	0,92	0,97
%LAND F	^b	-0,69	-0,33	.	.	.	0,53	0,92
%LAND R+F	0,66	-0,52	0,33	0,97
%LAND REGd	-0,53	.	0,70	0,86
%LAND REGf	-0,35	0,87	0,91
%LAND REGd+REGf	-0,59	0,57	0,47	0,97
%LAND IMP	.	.	-0,42	.	.	.	-0,84	0,90
AWMSI R	.	.	.	0,81	.	.	.	0,76
AWMSI R+F	.	.	.	0,87	.	.	.	0,78
C%LAND R	0,97	0,95
C%LAND R+F	0,67	-0,49	0,32	0,96
PD R	-0,52	.	.	.	-0,59	.	-0,39	0,83
PD R+F	-0,57	.	.	-0,32	-0,42	.	-0,37	0,90
MNN R	0,75	.	.	0,80
MNN R+F	0,84	.	.	0,80
MPI R	0,41	.	.	0,61	.	.	.	0,66
MPI R+F	.	.	-0,38	0,42	.	.	.	0,51
TECI REGd/R	.	.	0,92	0,85
TECI REGd/R+F	.	.	0,97	0,92
TECI REGf/R	.	0,93	0,90
TECI REGf/R+F	.	0,93	0,93
IJI R	0,83	.	0,75
IJI R+F	0,82	.	0,76

^a La codification des variables apparaît au tableau 23.

^b < 0,30.

Deux variables de configuration seulement ne s'expriment pas clairement à travers un seul facteur. La densité des parcelles d'habitat (PD) a une commutalité élevée (0,83 et 0,90) et s'associe négativement aux facteurs 1 et 5. L'indice de proximité (MPI) pour sa part affiche la plus faible commutalité (0,51 et 0,66) et est relié au facteur 4. À la suite de ce résultat, j'ai décidé de tester individuellement l'ensemble des variables, puisque la plupart expriment un aspect particulier de la configuration spatiale.

La comparaison des variables de configuration spatiale entre les domaines vitaux et les mosaïques aléatoires du secteur KINO révèle des différences seulement pour les classes de superficie <500 ha et 500 à 950 ha (tableau 25). Les figures 48 à 51 illustrent les résultats détaillés pour ces mêmes classes pour les sept variables affichant les résultats les plus significatifs. La présentation est la même que pour les variables de composition et est expliquée à la figure 36. L'indice de forme R+F est plus élevé dans les polygones 95%, tant en 1993 qu'en 1994. Même si l'échantillon par classe de superficie est faible (3 à 5 martres), le résultat est de même nature dans les quatre comparaisons effectuées, qui totalisent 15 domaines vitaux. Ceci indique que les martres utilisent des mosaïques dont les morceaux de forêt ont des formes plus complexes et moins symétriques que celles présentes en général dans l'ensemble du secteur d'étude. La même différence n'apparaît pas dans les kernels 60 ou 80%.

Les domaines vitaux <500 ha contiennent davantage de superficie intérieure en forêt (R+F) que les mosaïques aléatoires. Ce résultat vaut à la fois pour les kernels 60 et 80% que pour le polygone 95%, tant en 1993 qu'en 1994. Par ailleurs, le nombre de parcelles de forêt (R+F) est substantiellement moins élevé dans les trois types de domaines vitaux <500 ha en 1994, mais non en 1993. La distance de la plus proche parcelle de type R quant à elle est plus grande dans certains domaines vitaux. Pour les kernels 60%, il s'agit d'un artifice méthodologique car les plus grandes distances sont associées à des domaines vitaux constitués de deux superficies disjointes (063, 071, 085, 096, 094). En cas d'absence d'un voisin de même type dans la première superficie, FRAGSTATS calcule la distance au plus proche voisin de la seconde, ce qui a pour effet

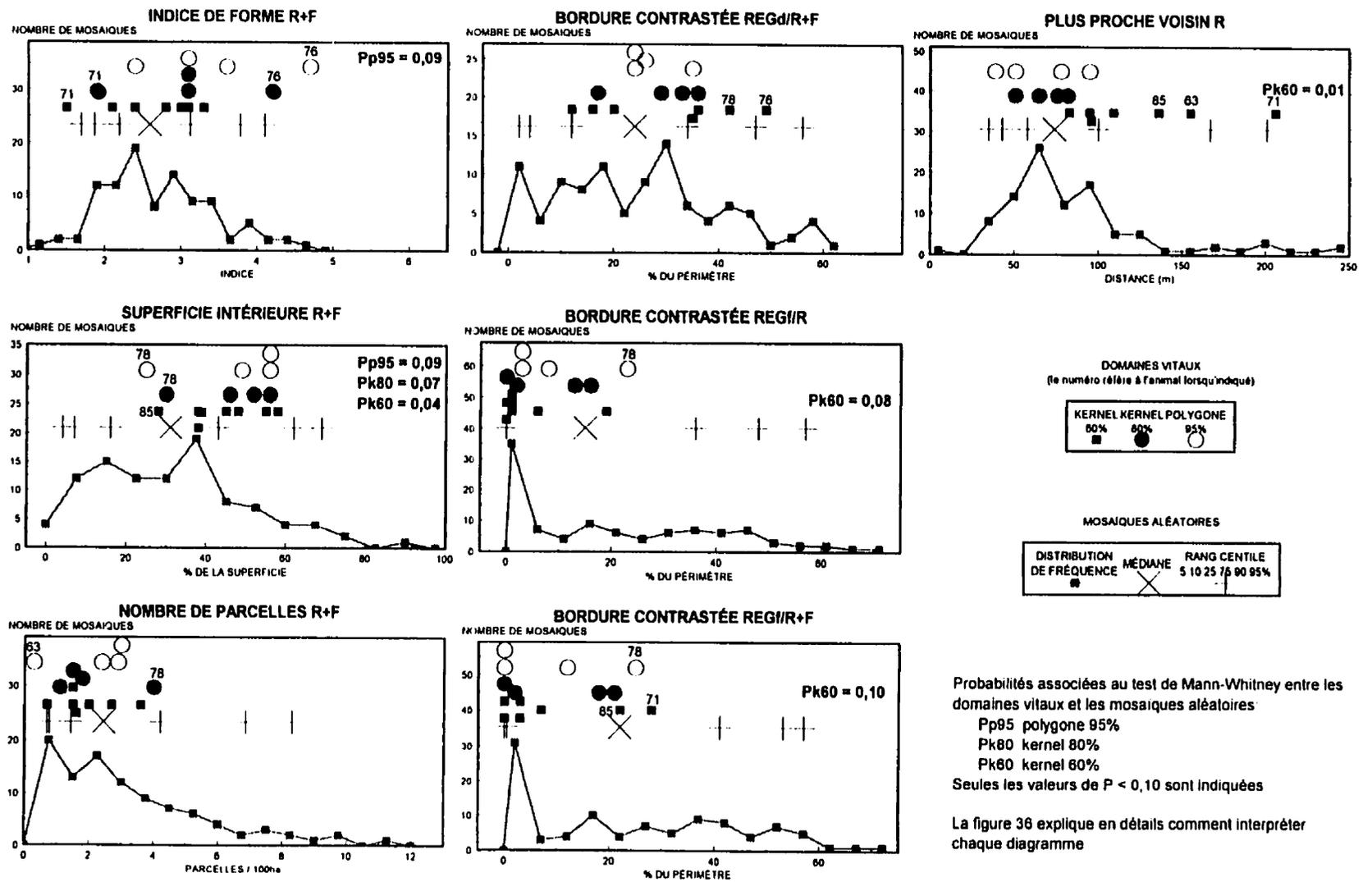


Figure 48. Configuration spatiale de 100 mosaïques aléatoires de 289 ha et des domaines vitaux hivernaux des sept martres du bloc KINO 1993 appartenant à la classe de superficie <500 ha.

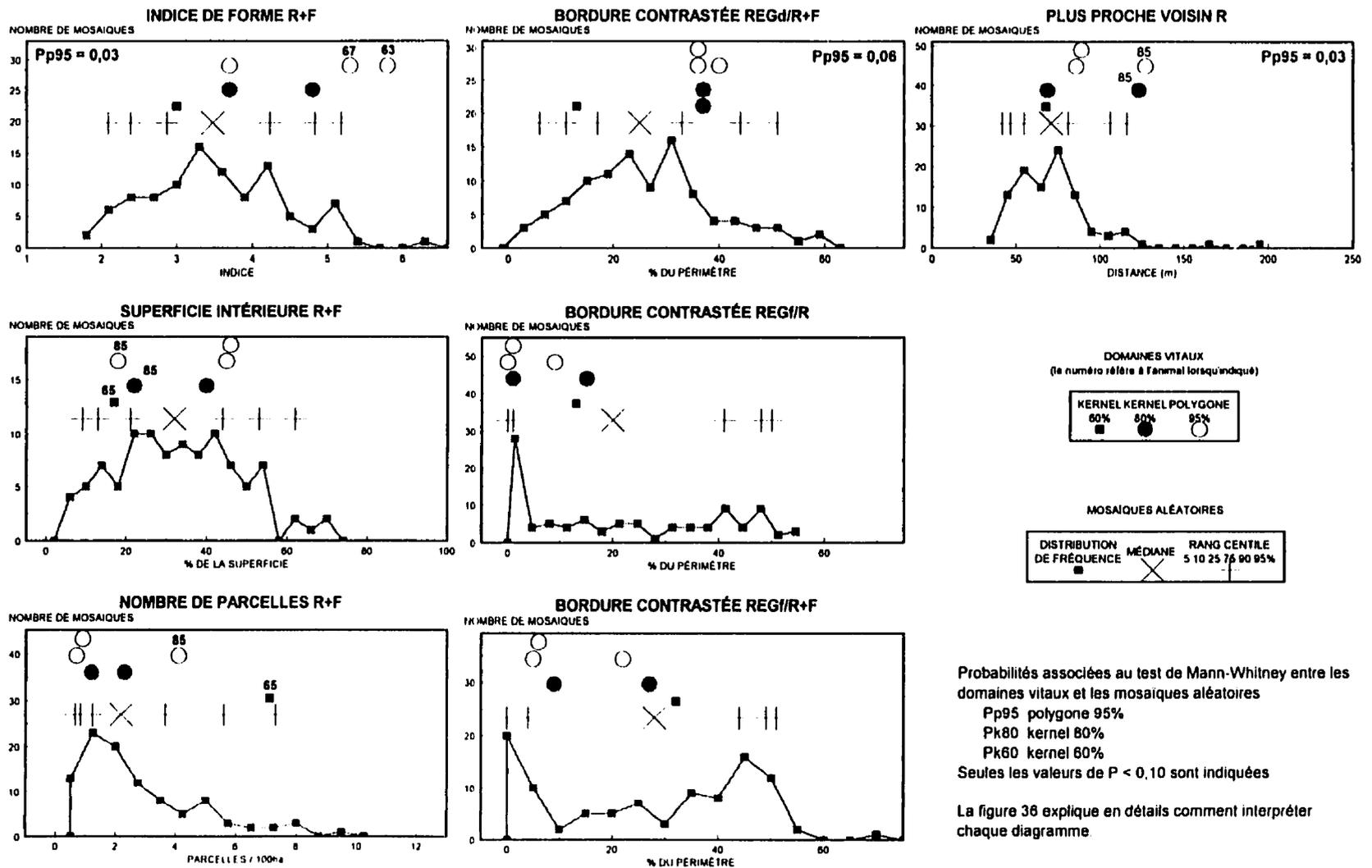


Figure 49. Configuration spatiale de 100 mosaïques aléatoires de 729 ha et des domaines vitaux hivernaux des trois martres du bloc KINO 1993 appartenant à la classe de superficie 500 à 950 ha.

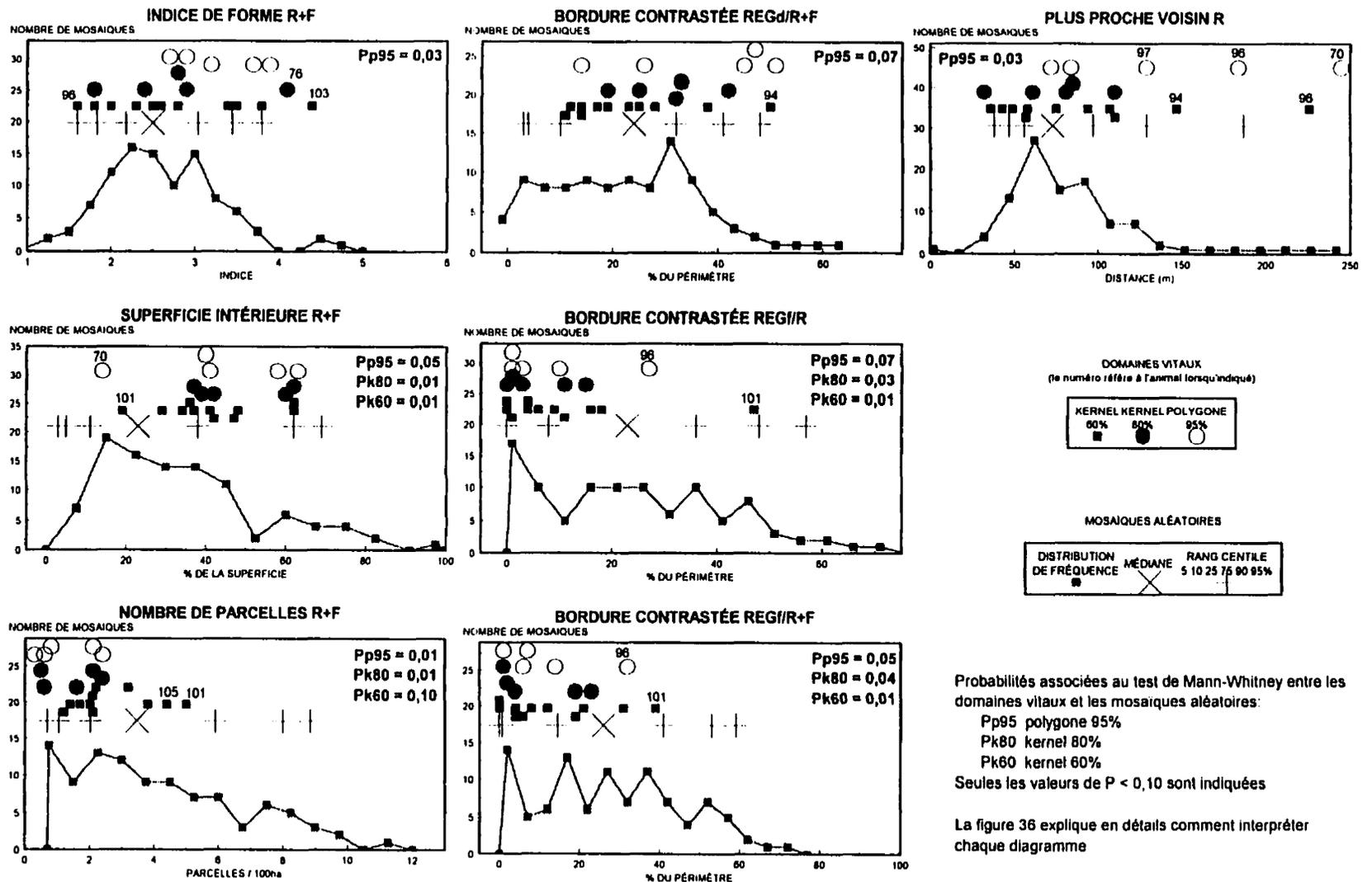


Figure 50. Configuration spatiale de 100 mosaïques aléatoires de 289 ha et des domaines vitaux hivernaux des 11 martres du bloc KINO 1994 appartenant à la classe de superficie <500 ha..

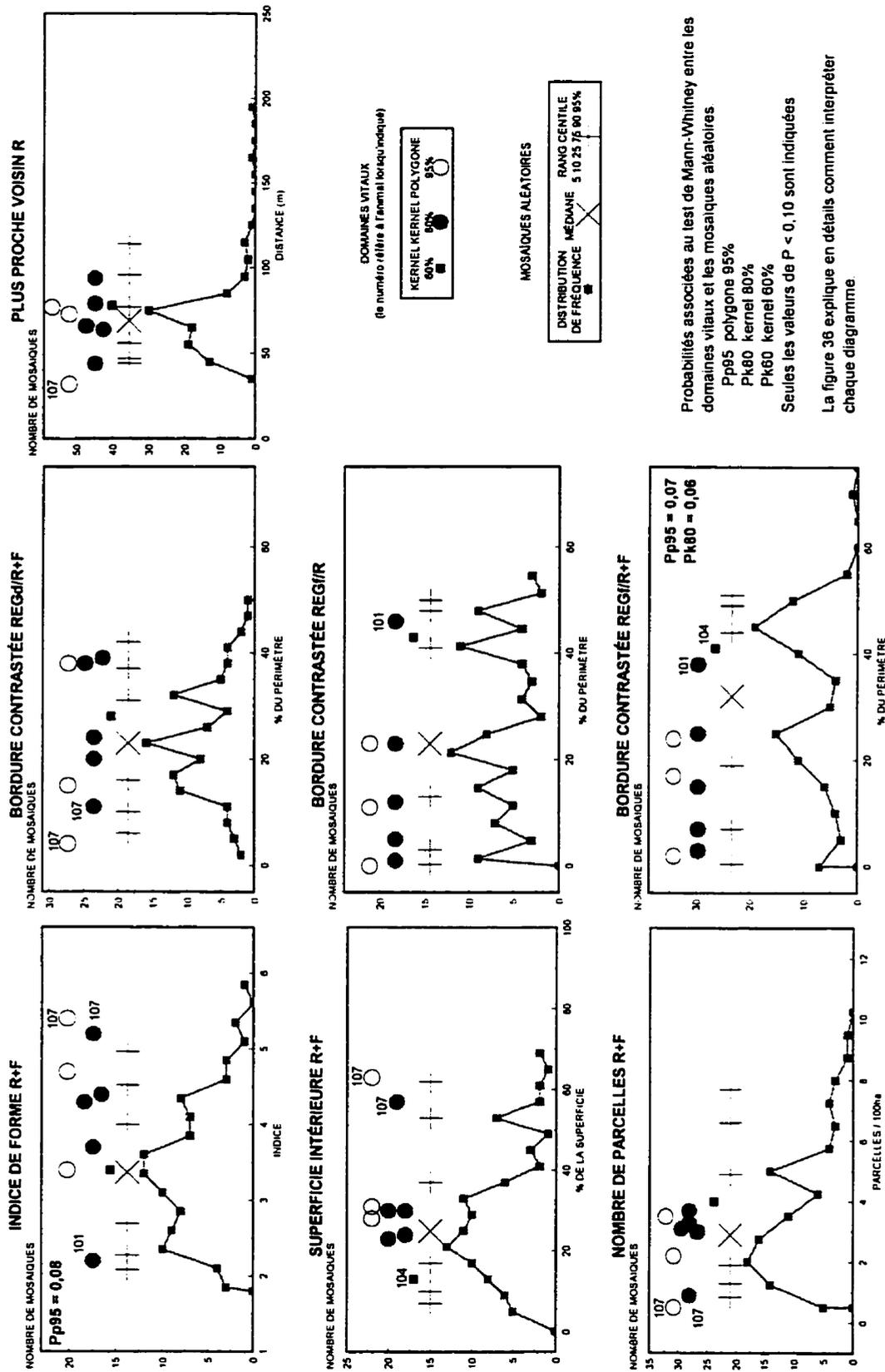


Figure 51. Configuration spatiale de 100 mosaïques aléatoires de 729 ha et des domaines vitaux hivernaux des six martres du bloc KINO 1994 appartenant à la classe de superficie 500 à 950 ha.

de gonfler la valeur de la variable. Le polygone 95% montre un résultat similaire au kernel 60% en 1993 (classe de superficie 500 à 950 ha) et en 1994 (classe de superficie <500 ha), soit un plus grand éloignement entre les morceaux de type R.

La bordure contrastée entre les types REGf et R ou entre REGf et R+F caractérise bien les domaines vitaux par rapport à des mosaïques aléatoires. Elle est significativement inférieure dans les domaines vitaux, particulièrement en 1994, tant dans le kernel 60% que dans le kernel 80% ou le polygone 95%. À l'inverse, la bordure contrastée avec le type REGd est généralement similaire entre les domaines vitaux et les mosaïques aléatoires, les quelques différences significatives notées étant en faveur d'une proportion plus grande de contact dans les domaines vitaux des martres.

Il existe une relation très forte entre la superficie du domaine vital et la superficie intérieure de forêt (R+F), les plus petits domaines vitaux étant associés à des mosaïques contenant davantage de forêt intérieure (figure 52). Cette relation est presque similaire à celle notée entre la superficie du domaine vital et la proportion de forêt (figure 47). Les martres qui se distinguent des autres sont aussi les mêmes dans les deux cas. La proportion de bordure contrastée REGf/R+F a l'effet inverse: plus cette proportion est élevée, plus grand est le domaine vital. Cette relation est de même nature que celle documentée entre la superficie du domaine vital et la superficie des milieux en régénération faible (REGf) (figure 47). L'étalement des valeurs et les coefficients de corrélation sont sensiblement les mêmes pour le kernel 80% et le polygone 95%. Cependant, la relation est nettement meilleure avec la superficie REGf qu'avec la bordure contrastée, dans le cas du kernel 60%. Pour la majorité des martres, la proportion de superficie intérieure R+F dépasse 25% dans les trois types de domaines vitaux. La proportion de bordure contrastée REGf/R+F est généralement inférieure à 20% dans le kernel 60% et à 25% dans le kernel 80% et le polygone 95%. La moitié des martres ont moins de 10% de bordure contrastée dans les trois types de domaines vitaux.

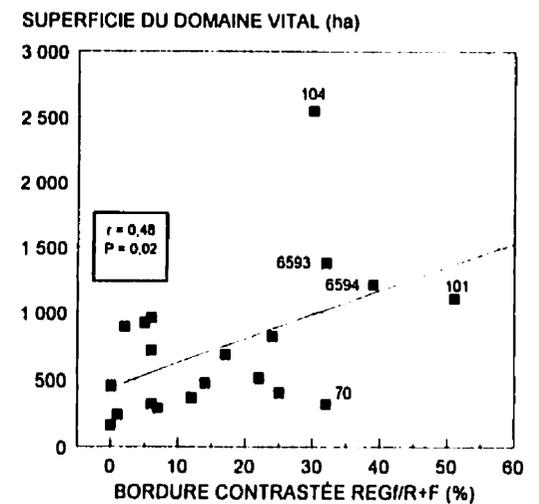
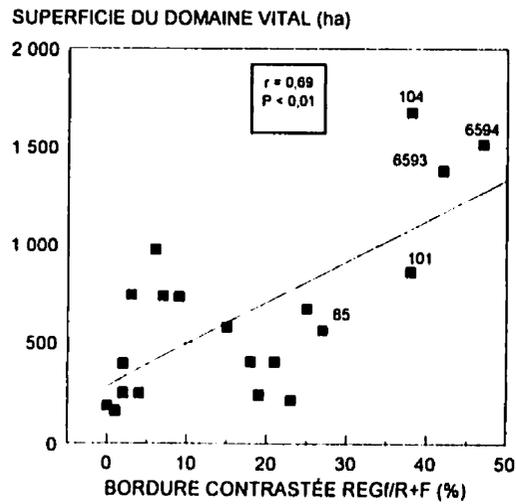
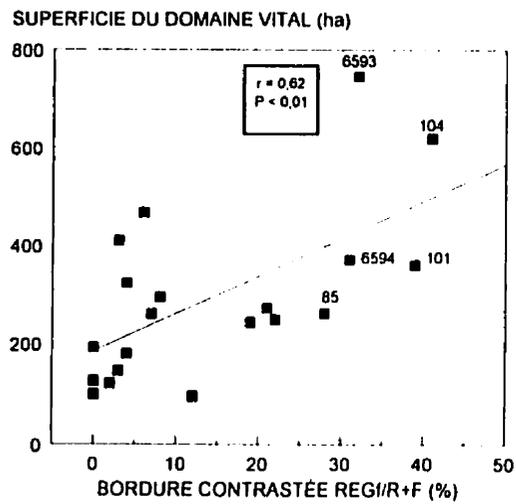
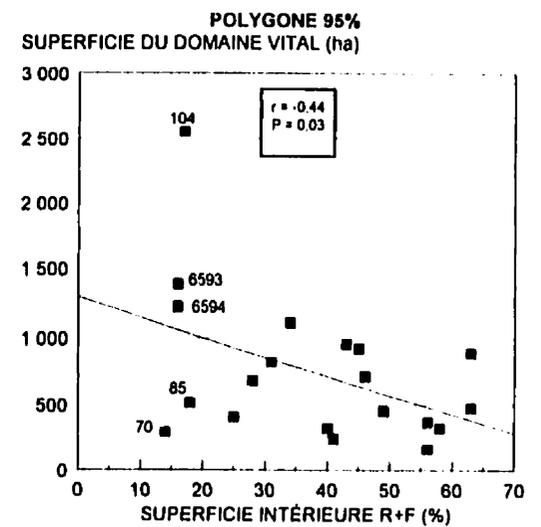
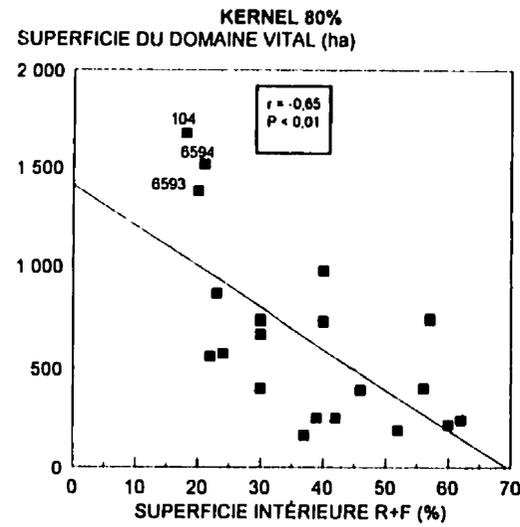
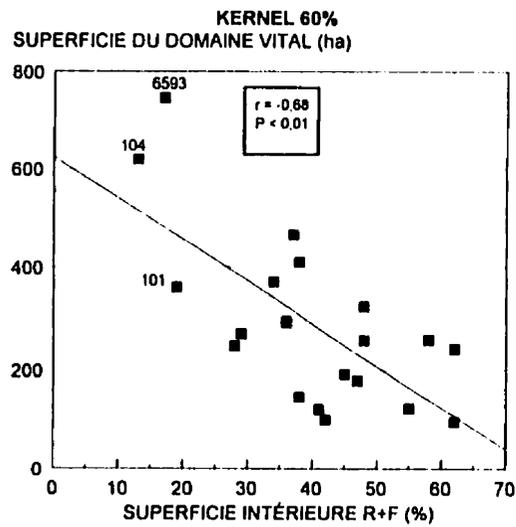


Figure 52. Relation entre la superficie du domaine vital hivernal, la superficie intérieure en forêt (type d'habitat R+F) et la bordure contrastée R+F/REGf dans le secteur KINO, selon les trois méthodes de calcul du domaine vital.

5.9 Validation du modèle d'IQH

Le modèle d'IQH de LaRue (1993) a été testé à deux échelles, celle du peuplement et celle du paysage. À l'échelle du peuplement, le calcul a été fait pour la superficie terrestre seulement. L'inclusion des plans d'eau, dont la cote IQH est nulle, aurait sous-évalué la valeur de l'ensemble du domaine vital par rapport aux sites fréquentés puisque la martre est un animal essentiellement terrestre. À l'échelle du paysage, toute la superficie a été considérée car la proportion en eau dans les domaines vitaux différerait peu de celle des mosaïques aléatoires (6 vs 9% dans R7, 5 vs 3% dans KINO).

Pour la plupart des martres, les sites fréquentés, tels qu'identifiés par les localisations télémétriques ponctuelles, affichent un indice IQH supérieur à celui calculé pour l'ensemble de leur domaine vital. Au niveau individuel, cette différence est significative ($P < 0,10$) pour une des sept martres du secteur R7 (tableau 27) et 8 des 20 martres du secteur KINO (tableau 28). Quand on regroupe les données par bloc, l'écart devient très significatif ($P < 0,01$). Dans R7E, les sites fréquentés et les domaines vitaux ont un IQH moyen de 72 et 65 respectivement; les martres y évitent les classes d'IQH nulle et faible. Dans R7O (IQH = 27 vs 24), on note une préférence pour les sites de classe faible, alors que ceux des classes moyenne ou élevée sont utilisés proportionnellement à leur disponibilité. Dans le secteur KINO, les martres fréquentent davantage la classe élevée, par rapport à sa disponibilité. Dans l'ensemble des blocs R7O, KINO 1993 et KINO 1994, entre 50 et 60% des localisations appartiennent à des milieux dont l'IQH a une cote 0.

Pour la validation à l'échelle du paysage, référons-nous aux figures 53 et 54 qui illustrent l'indice IQH moyen des mosaïques aléatoires et des domaines vitaux individuels, par classe de superficie. La présentation des données suit le même modèle que pour la composition et la configuration spatiale de l'habitat (figure 36). Chaque diagramme donne la distribution de fréquence et les rangs centiles pour la cote IQH des mosaïques aléatoires, de même que les valeurs individuelles de chaque domaine vital. Le résultat de la comparaison entre les domaines vitaux des martres et des mosaïques aléatoires,

Tableau 27. Comparaison entre l'indice IQH aux sites fréquentés (localisations télémétriques) et celui du domaine vital hivernal (DV) pour chaque martre du secteur R7. Les superficies en eau sont exclues du calcul.

Bloc et martre	Sexe et âge ^a	n ^b	Milieu	IQH moyen	% par classe IQH				Chi ² (P)
					Nul (0)	Faible (33-59)	Moyen (60-69)	Élevé (70-100)	
R7E									
016	MA	23	Site	78	4 ∅	0 ·	4 ·	91 +	NS
			DV	70	12	5	7	76	
054	MA	23	Site	70	4 ∅	0 ·	48 ∅	48 ∅	NS
			DV	69	8	2	33	57	
060	MA	21	Site	68	10 ∅	10 ·	19 ∅	62 ∅	NS
			DV	63	18	9	12	62	
Toutes		67	Site	72	6 -	3 -	24 ∅	67 ∅	<0,01
			DV	65	16 ·	8	14	63	

R7O									
009	MJ	23	Site	23	61 ∅	17 ∅	17 ∅	4 ·	NS
			DV	29	50	19	30	2	
032	M	22	Site	31	46 ∅	27 ∅	27 ∅	0 ·	NS
			DV	30	50	18	28	4	
043	M	22	Site	26	46 ∅	55 +	0 -	0 ·	<0,01
			DV	20	63	21	15	1	
045	MA	10	Site	32	50 ∅	10 ·	30 ∅	10 ·	NS
			DV	15	76	5	17	2	
Toutes		77	Site	27	51 ∅	30 +	17 ∅	3 ∅	<0,01
			DV	24	60	16	22	2	

^a A: adulte J: juvénile F: femelle M: mâle

^b Nombre de localisations télémétriques.

Les catégories tramées sont celles où les intervalles de confiance de type Bonferroni traduisent une différence significative ($P < 0,10$):

- + site > DV
- site < DV
- ∅ aucune différence ($P > 0,10$)
- échantillon de taille insuffisante

Tableau 28. Comparaison entre l'indice IQH aux sites fréquentés (localisations télémétriques) et celui du domaine vital hivernal (DV) pour chaque martre du secteur KINO. Les superficies en eau sont exclues du calcul.

Année et martre	Sexe et âge ^a	n ^p	Milieu	IQH moyen	% par classe IQH				Chi ² (P)
					Nul (0)	Faible (33-59)	Moyen (60-69)	Élevé (70-100)	
1993									
063	MA	33	Site	32	55 \emptyset	3 \cdot	24 \emptyset	18 \emptyset	NS
			DV	26	61	4	22	12	
065	M	30	Site	18	70 \emptyset	13 \emptyset	13 \emptyset	3 \cdot	NS
			DV	14	77	5	16	2	
067	MJ	30	Site	24	70 \emptyset	0 \emptyset	7 \cdot	23 \emptyset	NS
			DV	27	62	3	18	17	
071	MA	28	Site	23	57 \emptyset	29 \emptyset	14 \emptyset	0 \cdot	NS
			DV	24	59	17	24	0	
076	M	32	Site	49	28 \cdot	16 \cdot	28 \emptyset	28 \emptyset	<0,05
			DV	32	52	10	25	14	
077	F	23	Site	32	57 \emptyset	0 \cdot	22 $+$	22 \emptyset	<0,01
			DV	26	68	0	4	28	
078	MJ	22	Site	23	59 \emptyset	27 $+$	9 \cdot	5 \cdot	<0,01
			DV	15	74	10	12	3	
085	FJ	31	Site	12	84 \emptyset	0 \cdot	10 \emptyset	7 \cdot	NS
			DV	10	85	0	11	4	
Toutes		229	Site	27	60 \cdot	11 \emptyset	16 \emptyset	14 $+$	<0,01
			DV	20	67	6	18	7	

(suite page suivante)

Tableau 28 (suite)

Année et marbre	Sexe et âge ^a	n ^b	Milieu	IQH moyen	% par classe IQH				Chi ² (P)
					Nul (0)	Faible (33-59)	Moyen (60-69)	Élevé (70-100)	
1994									
065	MA	27	Site	16	78 ∅	0 ∅	11 ∅	11 ·	NS
				DV	15	75	6	17	
070	MA	18	Site	17	78 ∅	0 ·	6 ∅	17 ·	NS
				DV	10	85	0	13	
076	MA	34	Site	25	65 ∅	6 ·	12 ∅	18 ∅	NS
				DV	24	63	9	16	
077	FA	26	Site	27	65 ∅	4 ·	4 ∅	27 ∅	NS
				DV	19	75	0	5	
087	MA	17	Site	23	59 ∅	24 ∅	18 ∅	0 ·	NS
				DV	22	62	17	21	
094	MJ	34	Site	26	59 -	21 ∅	6 ·	15 ∅	<0,05
				DV	14	78	11	3	
096	MA	30	Site	41	33 -	13 ∅	53 +	0 ·	<0,10
				DV	30	52	9	34	
101	F	33	Site	14	79 +	6 -	9 ∅	6 ·	<0,05
				DV	20	64	26	7	
103	FA	34	Site	26	56 ∅	15 ∅	29 ∅	0 ·	<0,01
				DV	17	72	6	21	
104	FJ	32	Site	16	75 ∅	3 ∅	19 ∅	3 ·	NS
				DV	14	77	6	15	
105	F	33	Site	30	49 -	27 +	15 ∅	9 ·	<0,01
				DV	16	74	11	10	
107	M	18	Site	39	44 ∅	11 ·	17 ∅	28 ∅	NS
				DV	37	44	14	24	
Toutes		336	Site	25	62 ∅	11 ∅	17 ∅	10 +	<0,01
				DV	21	67	11	16	

^a A: adulte J: juvénile F: femelle M: mâle

^b Nombre de localisations télémétriques.

Les catégories tramées sont celles où les intervalles de confiance de type Bonferroni traduisent une différence significative ($P < 0,10$):

- + site > DV
- site < DV
- ∅ aucune différence ($P > 0,10$)
- échantillon de taille insuffisante

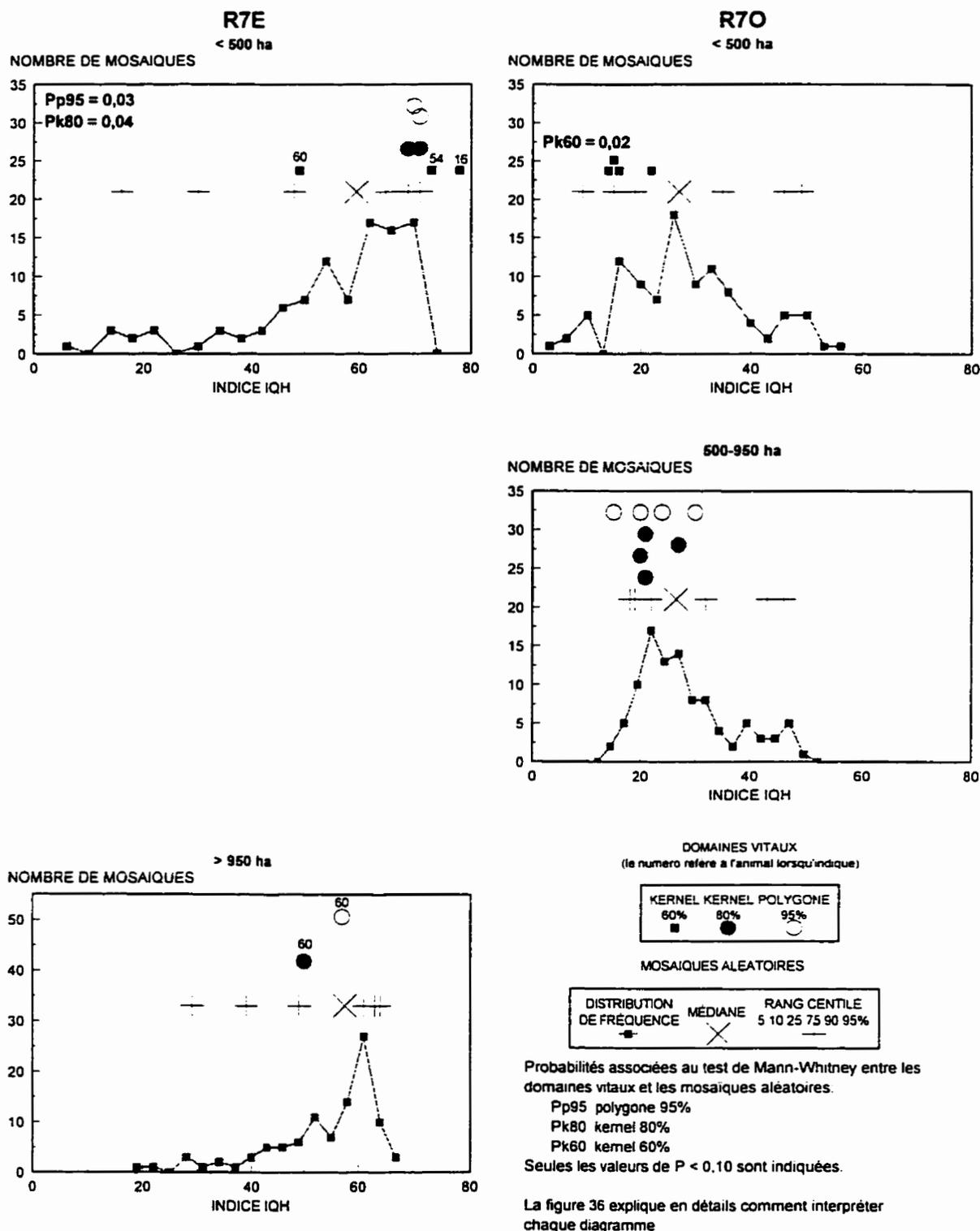
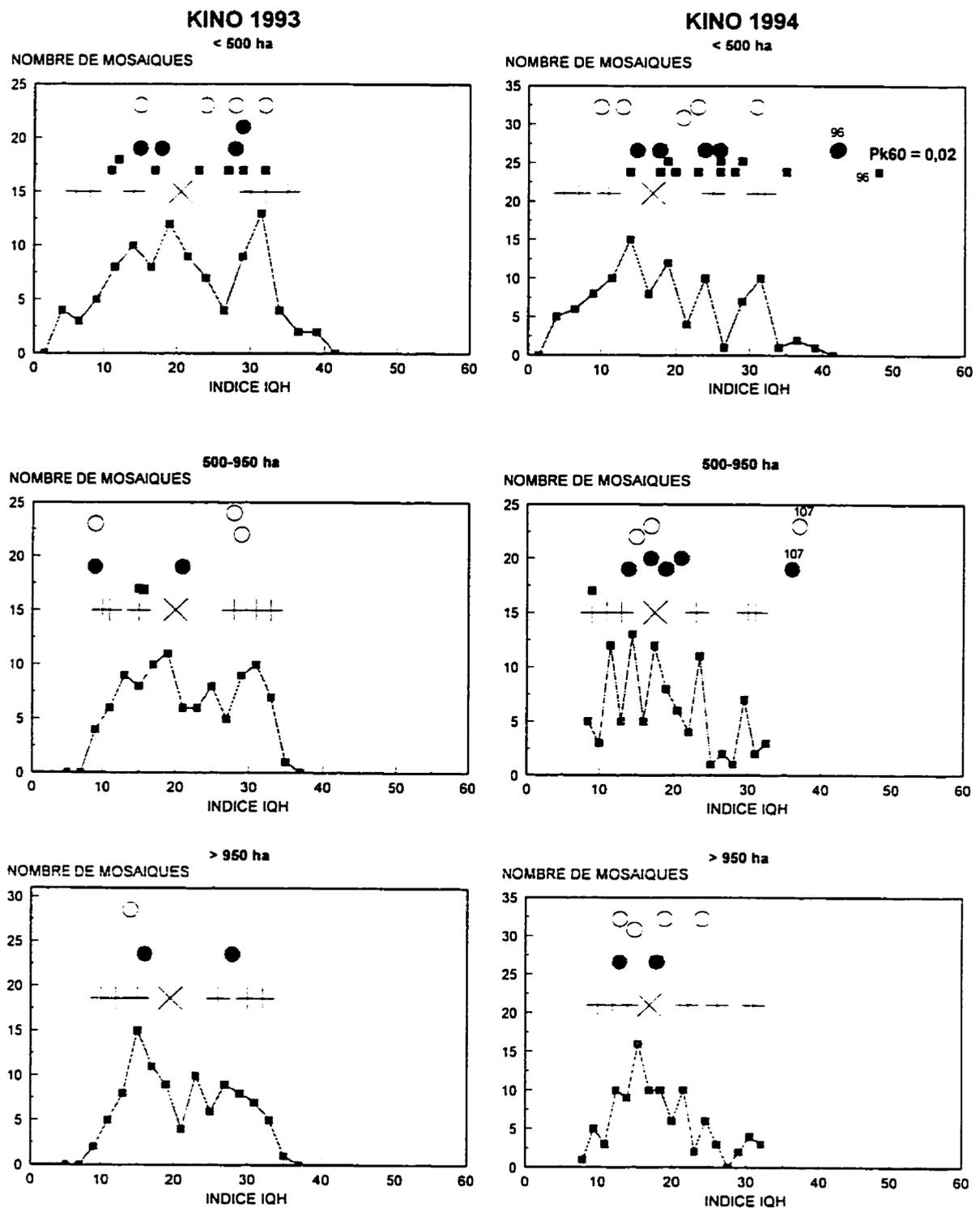


Figure 53. Indice IQH moyen de mosaïques aléatoires ($n = 100$ par classe de superficie) et des domaines vitaux hivernaux des trois martres du bloc R7E et des quatre martres du bloc R7O, selon trois classes de superficie.



Voir la figure 53 pour la légende.

Figure 54. Indice IQH moyen de mosaïques aléatoires ($n = 100$ par classe de superficie) et des domaines vitaux hivernaux des mères du bloc KINO 1993 et des 12 mères du bloc KINO 1994, selon trois classes de superficie.

appuyé par le test de Mann-Whitney, varie selon le bloc. Dans le bloc R7E, deux martres (016 et 054) occupent un domaine vital dont l'IQH moyen dépasse sensiblement celui de mosaïques aléatoires (IQH supérieur au centile 90%). Dans le bloc R7O, l'inverse prévaut puisque les quatre martres se retrouvent dans des mosaïques dont la valeur IQH est moindre que celle de la plupart des mosaïques aléatoires. En 1993, les martres du bloc KINO se retrouvent dans des domaines vitaux dont l'IQH se compare à l'ensemble du territoire. En 1994 par contre, les domaines vitaux décrits par le kernel 60% affichent une cote IQH nettement supérieure aux mosaïques aléatoires pour 11 des 12 martres ($P = 0,02$). Sur ce plan, le kernel 80% et le polygone 95% pour leur part ne se démarquent pas du paysage général.

CHAPITRE VI

DISCUSSION GÉNÉRALE

6.1 Limites de l'étude

Avant d'analyser globalement les résultats de mon étude, il convient d'en examiner les limites afin de fixer la portée des conclusions qui en découlent.

6.1.1 Dispositif expérimental

Eberhardt et Thomas (1991) ont présenté une classification des expériences en écologie. Quand le traitement appliqué est une perturbation évidente mais qui n'est pas un évènement contrôlé par l'observateur, l'étude appartient à la classe 4, c'est-à-dire une analyse d'intervention. Dans le cas du premier sujet de la présente étude qui visait à mesurer les effets à court terme de la CPR sur la martre, je ne contrôlais pas directement le traitement, soit l'exploitation forestière. Cependant, comme les travaux de coupe étaient planifiés et se sont déroulés comme prévu, le protocole s'apparente davantage à une expérience de manipulation (classes 1 et 2) qu'à une analyse d'intervention, ce qui permet d'appliquer la méthode scientifique (Macnab 1983, Nudds et Morrison 1992, Sinclair 1991, Skalski et Robson 1992, Lancia *et al.* 1996). Selon cette démarche, il faut d'abord fixer les hypothèses *a priori* (chapitre 3), établir des témoins et

procéder au traitement. Normalement, le traitement doit être répliqué (Hurlbert 1984) et les blocs traités sont choisis au hasard parmi les blocs possibles. Pour mesurer les effets à court terme de la CPR, le dispositif expérimental est basé sur un seul bloc traité par CPR (KINO) et deux blocs témoins (R7E, R7O). Même si la coupe dans le secteur KINO s'est étalée sur deux ans, le fait d'utiliser deux blocs (KINO 1993 et KINO 1994) pour certaines analyses ne constitue pas une réplication véritable mais est plutôt une pseudo-réplication temporelle (Hargrove et Pickering 1992). Une première limitation pour le premier sujet de mon étude provient donc de l'absence de véritable réplication pour la CPR de grande étendue (Hurlbert 1984). Les martres de chaque bloc sont des répliqués à l'intérieur d'une même population, qui permettent d'extrapoler les résultats à l'ensemble du bloc mais ne constituent pas une réplication du traitement comme tel. Il existe des situations où un vrai plan d'expérience avec réplications est difficilement réalisable (Eberhardt et Thomas 1991), notamment en analyse spatiale et en écologie du paysage (Openshaw 1991, Hargrove et Pickering 1992, Turner *et al.* 1995). En Finlande, Edenius et Elmberg (1996) ont étudié les communautés d'oiseaux dans six blocs de 625 km² chacun, appariés deux à deux en fonction de la proportion de coupes. Des protocoles aussi élaborés à cette échelle sont rares. Dans mon étude, répliquer les traitements aurait été possible mais très coûteux. En absence de réplication, il faut donc être prudent avant d'extrapoler les conclusions à d'autres endroits que ceux étudiés. La représentativité régionale du secteur d'étude devient alors un aspect important à considérer. Aux plans physiographie, composition forestière et régime de perturbation, le bloc KINO est typique d'une bonne portion de la forêt boréale dominée par l'épinette noire. Les grandes coupes à blanc par CPR qu'on y a pratiqué forment un paysage qu'on rencontre fréquemment au Québec mais n'ont pas l'ampleur de celles qu'on retrouve plus au nord, tel qu'illustré par les spatio-cartes forestières (MRN 1996c). Il faut également prendre en compte la présence du sapin et de l'épidémie de tordeuse des années 1970 pour nuancer certains résultats.

Pour les trois autres sujets, soit mesurer la sélection de l'habitat en absence et en présence de coupes de même que valider le modèle d'IQH, l'expérience fait appel à la fois à l'analyse d'intervention (classe 4) et à l'échantillonnage pour décrire un patron

spatial (classe 8), selon la classification de Eberhardt et Thomas (1991). Un tel dispositif expérimental ne nécessite pas de témoins car les hypothèses scientifiques ne sont pas testées statistiquement par des prédictions entre blocs témoins et traités. Chaque bloc est un secteur d'étude en lui-même, correspondant à un paysage différent. Cependant, comme un seul paysage étudié est vraiment dominé par de grandes coupes à blanc, ceci limite la possibilité d'extrapoler les résultats à d'autres territoires. Il faut également prendre en compte le faible nombre de martres pour les blocs R7E ($n = 3$) et R7O ($n = 4$), comparativement à KINO ($n = 20$).

Un seconde limitation du dispositif peut être soulevée concernant la qualité des blocs témoins à véritablement jouer ce rôle pour le premier sujet étudié, compte tenu de leur composition forestière, des populations de martre, de l'abondance des proies et du fait qu'ils ont été étudiés lors d'années différentes. La tableau 29 compare les principales variables mesurées dans les trois blocs. La composition forestière du bloc R7O se rapprochait beaucoup de KINO, alors que R7E était dominé par une vaste pinède grise, un type d'habitat pratiquement absent ailleurs. Cette situation s'est traduit par une sélection d'habitat différente à l'échelle du paysage. Au plan du dispositif expérimental, la question qui se pose est la suivante: les populations de martres des blocs R7E et R7O étaient-elles suffisamment semblables au bloc coupé pour lui servir de témoins ? Le succès de piégeage indique que la densité relative de la martre semblait comparable entre R7O et KINO mais beaucoup plus élevée à R7E. D'après le taux de mortalité, ce bloc subissait une pression de trappage environ deux fois moindre que R7O. Malgré cela, les paramètres de la dynamique des deux populations des blocs témoins apparaissent très semblables, en termes de rapport des sexes, proportion de juvéniles, mortalité naturelle des mâles et taux de dispersion. Le déplacement des mâles par 24 h et la taille des domaines vitaux étaient également comparables. Ceci suggère que le bloc R7E était aussi apte que R7O à servir de témoin au bloc traité pour mesurer les effets à court terme de la CPR. L'abondance des proies n'a pas été mesurée dans chaque bloc, puisque les dispositifs sur le lièvre et les petits mammifères étaient situés dans le secteur R7. Compte tenu de la faible distance séparant les deux secteurs (moins de 50 km) et de la stabilité relative des captures de petits mammifères dans les

Tableau 29. Comparaison globale des blocs R7E, R7O et KINO au plan de la composition forestière, de la sélection d'habitat et des populations de martres.

Variable	R7E	R7O	KINO	Source
Composition forestière (%)				Tableau 1
Pessière noire	26	39	23	
Pinède grise	47	1	2	
Mélangé et feuillu	11	27	20	

Types d'habitats préférés (+) ou évités (-)				
Échelle du peuplement				Tableaux 18 et 19, figures 25 et 25
MFM	∅	∅	+	
REGf	∅	∅	-	
IMP	-	-	∅	
Échelle du paysage (kernel 60%)				Tableaux 24 et 25
R	+	-	∅	
F	∅	+	+	
R+F	∅	∅	+	
REGf	.	∅	-	
REGd+REGf	.	+	-	

Population de martres				
Captures/100 nuits-pièges	6,0	1,3	1,4	Tableau 6
Mâles/100 femelles	150	189	164	Section 5.1
Juveniles (%)	63	67	54	Section 5.1
Taux de mortalité des mâles (%)				Tableau 7
Piégeage	17	30	0	
Mortalité naturelle	29	26	15	
Accidents d'origine humaine	5	0	27	
Taux de dispersion des mâles (%)	15	16	32	Section 5.2
Déplacement des mâles/24 h (m)	1250	1235	1467	Tableau 10
Domaine vital hivernal des mâles (km ²)				Tableau 11
Polygone 95%	6,0	6,0	7,5	
Kernel 60%	2,5	3,1	3,1	

peuplements témoins au cours des cinq années, il est raisonnable de croire que les populations de petits mammifères ont aussi été stables et d'abondance comparable à KINO. Le lièvre par contre a baissé fortement de 1991 à 1994 et a atteint le bas de son cycle durant mon étude. Les statistiques de récolte du lièvre de 1979 à 1995 pour la région voisine du Saguenay-Lac-Saint-Jean indiquent que les hauts de cycle sont survenus en 1980 et 1989, et les bas en 1984 et 1994 (Minist. Environ. et Faune, données non publiées). Comme les travaux sur la martre dans le bloc KINO ont été conduits deux ans après ceux des blocs R7E et R7O, quand le lièvre était moins abondant, ce délai a-t-il pu affecter mes résultats ? Le succès de capture de la martre a été remarquablement stable durant les deux années consécutives à chaque endroit. Par ailleurs, les statistiques de rendement (captures/100 km²) provenant des terrains de piégeage enregistrés renseignent sur la tendance plus à long terme des populations de martres depuis 1984-1985 dans les divisions Ville-Marie (blocs R7E et R7O) et Rouyn-Noranda (bloc KINO) (figure 55). Après un sommet atteint en 1986-1987, le rendement est demeuré stable de 1989-1990 à 1994-1995 dans les deux divisions. Sans nier que le cycle du lièvre ait pu influencer la martre, tel que suggéré par Poole et Graf (1996), l'effet ne semble pas s'être traduit par une baisse marquée durant la période d'étude. Par ailleurs, si le cycle du lièvre a pu influencer les résultats, c'est dans le sens d'une aggravation de la situation pour la martre après CPR puisque les travaux à KINO ont eu lieu après ceux dans les blocs témoins. La rareté du lièvre a pu amplifier les différences imputables aux coupes puisque les martres sont plus vulnérables à la prédation quand les proies sont rares (Thompson et Colgan 1987). Certaines différences observées auraient donc pu être moins prononcées si le lièvre s'était maintenu. Je conclus donc que le dispositif était valide pour mesurer les effets à court terme de la CPR sur la martre dans la région mais qu'il peut s'agir d'un scénario extrême (*worst case scenario*). À cause de l'absence de réplication pour le bloc coupé, il faut cependant demeurer prudents avant d'extrapoler à d'autres territoires les conclusions sur les effets de la CPR, tout comme celles sur la sélection d'habitat et la validité de l'IQH.

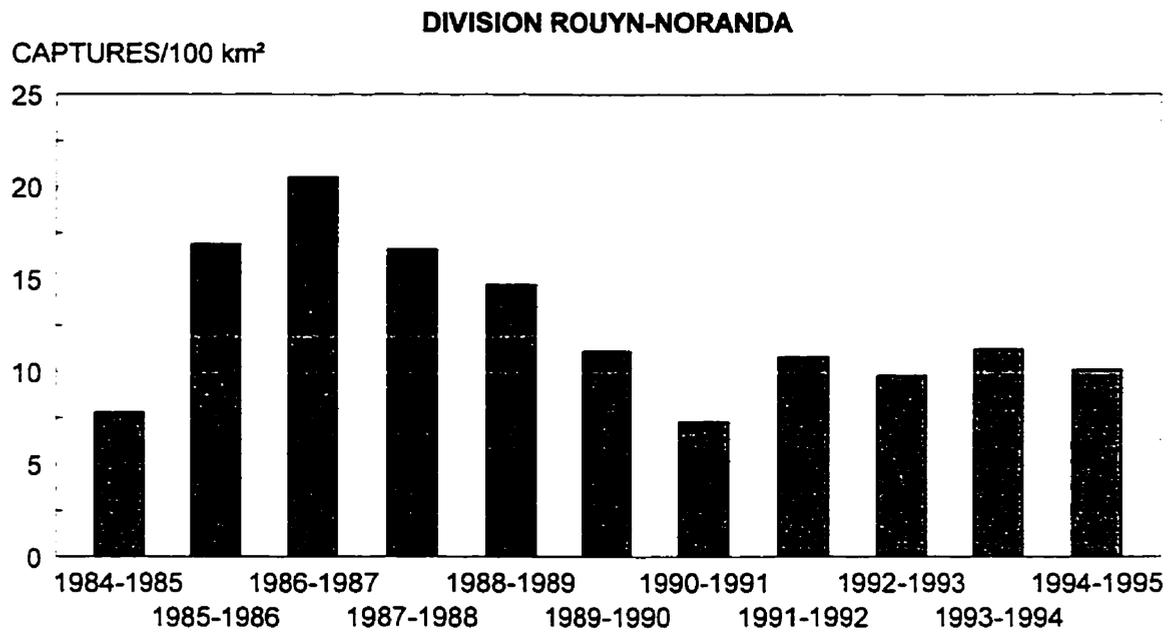
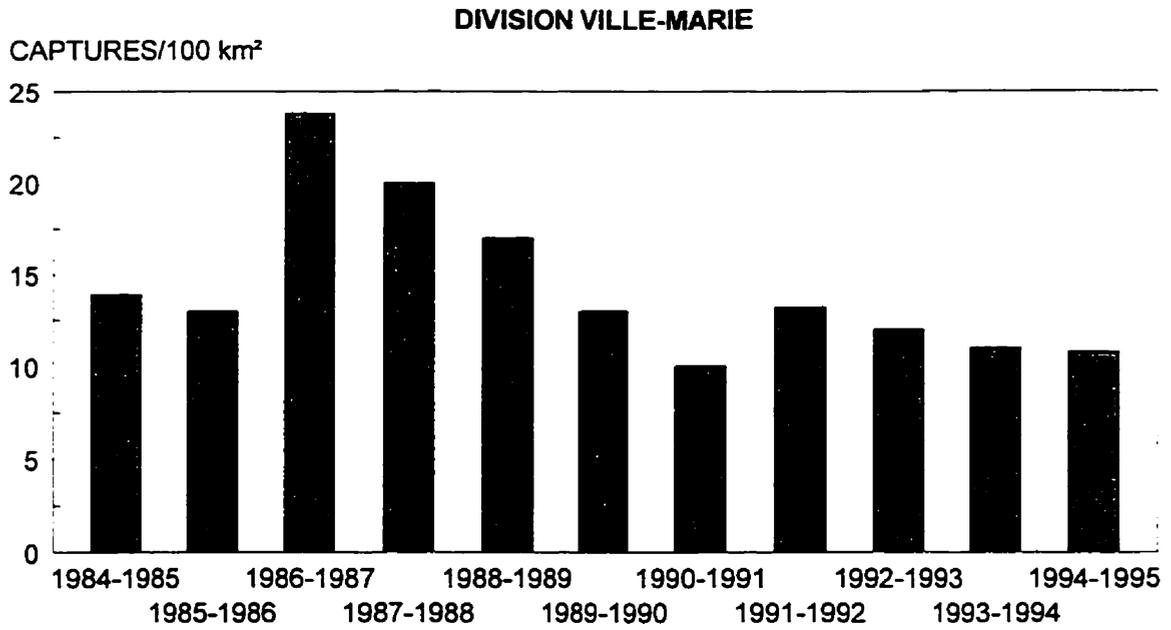


Figure 55. Rendement des captures de martres dans les terrains de piégeage enregistrés des divisions Ville-Marie et Rouyn-Noranda, région de l'Abitibi-Témiscamingue, de 1984-1985 à 1994-1995 (source: ministère de l'Environnement et de la Faune, Région 08).

6.1.2 Effets causés par la capture et le port d'un collier émetteur

Quand on utilise la télémétrie pour mesurer la survie et les déplacements, il importe de s'assurer que les animaux ne sont pas affectés négativement par la capture et que le port d'un collier émetteur ne modifie pas leur activité. La technique de capture utilisée (cages Tomahawk) est celle employée couramment pour les études sur la martre. Pour minimiser le temps de manipulation, mon équipe a utilisé l'isoflurane comme anesthésiant, plutôt qu'un immobilisant comme la kétamine. Avec l'isoflurane, les animaux se réveillent rapidement et l'immobilisation totale dure moins de cinq minutes (F. Potvin, données non publiées). Avec la kétamine, le temps de sédation est d'environ une heure (D. Harrison, comm. pers.). Malgré tout, il est reconnu que la capture et la manipulation peuvent entraîner temporairement des déplacements inhabituels, par leur ampleur ou leur direction (Samuel et Fuller 1994). White et Garrot (1990) ont recommandé de laisser quelques jours à l'animal pour lui permettre de s'adapter. À cette fin, j'ai éliminé les quelques localisations anormales survenues immédiatement après la capture avant d'analyser les déplacements ou la sélection d'habitat.

Le taux de mortalité naturelle des femelles du secteur R7 fut anormalement élevé et est très certainement imputable au poids excessif du collier (42 g, 7% de la masse corporelle). Bien qu'on utilise fréquemment des colliers de 40 g pour les mâles, des colliers de 22 à 30 g sont plus courants pour les femelles (Steventon et Major 1982, Davis 1983, Bateman 1986, Brainerd *et al.* 1994, Hodgman *et al.* 1994, Sherburne et Bissonette 1994, Thompson 1994, Paragi *et al.* 1996). La majorité des études qui ont mesuré les effets d'émetteurs radios sur l'activité et la survie d'animaux l'ont été sur des oiseaux ou des petits mammifères, mais très peu sur des animaux de plus grande taille (White et Garrott 1990). Chez les petits mammifères, trois études ont conclu à l'absence d'effet sur la survie ou la dépense énergétique causée par des colliers dont la masse atteignait en moyenne 6 à 8% de celle de l'animal (Douglas 1992, Berteaux *et al.* 1996, Johannesen *et al.* 1997). Pour la martre, Voigt et Lotimer (1981, *in* Strickland et Douglas 1987) ont proposé une limite maximale de 4% de la masse corporelle. Les colliers installés sur des femelles dans le secteur KINO représentaient moins de 5% de la masse

corporelle et ont semblé convenir puisque le taux de survie de ces dernières (62%) y fut similaire à celui des mâles. Ce taux est supérieur également à celui obtenu par Hodgman *et al.* (1997) au parc Baxter, dans le Maine (53%). Malheureusement, à cause de la mortalité causée par le collier, aucune donnée n'est disponible pour les femelles dans les blocs témoins, tant au niveau des taux de mortalité, des déplacements ou de la sélection de l'habitat.

6.1.3 Précision de la base de données localisées et des données télémétriques

La validité des résultats de l'analyse spatiale dépend entre autres de la résolution minimale, des limites artificielles des secteurs d'étude et du système de classification (McGarigal et McComb 1995). À cette fin, j'ai utilisé une résolution minimale (10 x 10 m) beaucoup plus fine que celle de 100 x 100 m suggérée pour la martre (Schultz et Joyce 1992). Cependant, comme la carte forestière provient d'une photographie aérienne et non d'une image de télédétection numérique, la résolution réelle est fonction du travail de délimitation des peuplements réalisé par le photo-interprète. Dans les aires d'intervention, les assiettes de coupe et la forêt résiduelle ont été délimitées finement (superficie minimale = 1 ha). En forêt par contre, la superficie minimale cartographiée varie de 2 à 8 ha, ce qui implique un travail de regroupement quand le milieu est hétérogène. Les limites des blocs quant à elles ont été fixées selon des critères objectifs (périmètre des domaines vitaux et sites de piégeage). Une des principales limitations de l'étude vient du système de classification. La vérification sur le terrain de la carte forestière a révélé des erreurs importantes, entre autres pour les classes de densité et de hauteur, de même que pour la perturbation épidémie légère. C'est pourquoi j'ai retenu les variables les plus fiables pour décrire les types d'habitats, en m'assurant qu'elles permettraient d'identifier les milieux normalement préférés ou évités par la martre selon la littérature. Une carte forestière plus précise aurait été un atout important. Cependant, comme la carte forestière 1:20 000 du ministère des Ressources naturelles est l'outil de base au Québec pour la planification forestière, toute recommandation qui utilise cet outil est plus facile à appliquer.

Enfin, quand on mesure la sélection d'habitat par télémétrie, l'erreur de localisation a pour effet de diminuer la puissance des tests statistiques (Nams 1989, White et Garrott 1990, Samuel et Fuller 1994). Compte tenu de l'erreur des repérages (20 à 250 m) et de la proximité d'un autre type d'habitat, j'ai évalué que le quart des localisations télémétriques a pu être positionné par erreur dans un autre type d'habitat. À l'échelle du peuplement, il est possible que certaines différences moins prononcées n'aient pas été décelées à cause de cette erreur. À l'échelle du paysage cependant, les conséquences sont minimales puisqu'une différence de position de 20 à 250 m pour les localisations ponctuelles affecte peu le calcul de domaines vitaux dont la superficie est de l'ordre de 2 à 12 km².

6.1.4 Facteurs confondant la sélection d'habitat

Un prérequis fondamental pour mesurer la sélection d'habitat par télémétrie est que les animaux vont occuper les meilleurs sites parmi ceux disponibles. À ce sujet, McCullough (1994) a souligné qu'un habitat de qualité peut ne pas être occupé pour diverses raisons: prédation, compétition interspécifique, maladie, climat, exploitation, dérangement, etc. Il indique aussi que l'impact historique peut persister plusieurs années. Dans le cas de la martre, espèce vulnérable au piégeage (Strickland et Douglas 1987), le prélèvement peut affecter la population à l'échelle de grands blocs. Pour identifier les attributs d'habitat essentiels à la martre, l'approche idéale aurait été de mesurer la performance (*fitness*) (Buskirk et Powell 1994, Buskirk et Ruggiero 1994, Roloff et Hauffer 1994, Ruggiero *et al.* 1994, Winker *et al.* 1995). La proportion de jeunes à l'automne mesurée dans les trois blocs reflète une bonne productivité. Dans R7E, la densité de la martre était très élevée et le taux de mortalité par piégeage modéré (17%). On peut donc assumer que la sélection d'habitat correspond à celle d'une population en bonne condition. Dans R7O, à cause d'un taux de piégeage plus élevé (30%), il est possible que certains habitats aient été vacants, ce qui peut affecter les résultats de la sélection à l'échelle du paysage. Enfin dans KINO, en raison de l'absence de piégeage, les martres semblaient présentes dans tous les grands massifs forestiers. Il est donc raisonnable de considérer que les habitats recherchés ou évités

dans les trois blocs reflétaient les meilleurs ou les moins bons sites, sauf possiblement pour le bloc R7O à l'échelle du paysage. À la section 6.4, j'aborderai trois hypothèses alternatives pouvant être invoquées pour invalider certains résultats concernant les effets à court terme de la CPR et la sélection d'habitat : rareté des proies durant la période d'étude, fidélité au site et habitat de perdition (*sink habitat*).

6.2 Effets à court terme de la CPR sur la martre

Une seule de mes trois prédictions concernant les effets de la CPR sur la martre s'est avérée correcte. Les animaux qui fréquentaient les coupes avaient de plus grands déplacements et des domaines vitaux plus étendus. Cependant, le succès de piégeage, un indice de densité de la martre, n'était pas plus bas dans le bloc traité (KINO) que dans R7O. Enfin, le taux de survie ne fut pas plus faible dans le bloc traité.

La distance quotidienne minimale parcourue par les mâles et les femelles fréquentant les coupes fut 25 à 40% supérieure à celle des animaux vivant uniquement en forêt. Thompson (1986) a aussi rapporté de plus grands déplacements entre des sites d'alimentation dans des secteurs coupés par rapport à des témoins en forêt. La martre est un animal très mobile. Selon Taylor et Abrey (1982) et Bateman (1986), le déplacement quotidien peut souvent dépasser 5 à 6 km. Cette distance est bien supérieure à la distance minimale calculée par 24 h pour les mâles des secteurs R7 et KINO ($\bar{x} = 1,2$ et $1,5$ km). Le calcul d'une distance minimale suppose un déplacement en ligne droite entre deux points. Puisque la martre se déplace en zigzag (Snyder et Bissonette 1987), une mesure linéaire entraîne une sous-estimation (Laundré *et al.* 1987). Malgré ce biais, l'augmentation associée aux coupes est substantielle. Ce déplacement additionnel entraîne nécessairement de plus grandes dépenses énergétiques et augmente aussi le risque de prédation et d'accident pour les martres utilisant les aires de coupe.

Les martres qui fréquentaient les aires de coupe avaient des domaines vitaux presque deux fois plus grands que celles vivant à l'extérieur. En Ontario, Thompson et Colgan

(1987) ont aussi indiqué que les domaines vitaux étaient plus grands dans des secteurs avec coupes à blanc. Sanderson (1966), Buskirk et McDonald (1989) et Schneider et Yodzis (1994) ont suggéré que la taille du domaine vital serait inversement proportionnelle à la qualité de l'habitat. Une telle situation a été observée chez des oiseaux, notamment le coq de Bruyère (Rolstad 1991). Ferron *et al.* (1994) ont noté une augmentation de la taille du domaine vital du lièvre après CPR. L'expansion du domaine vital est une des trois réponses possibles à la fragmentation, les autres étant la fusion (superposition des domaines vitaux de plusieurs individus dans les fragments résiduels) et la fission (séparation des domaines vitaux des individus entre les fragments résiduels) (Ims *et al.* 1993). Mes résultats dans le secteur KINO indiquent une stratégie d'expansion puisqu'il y a une relation positive très forte entre la superficie du domaine vital et la proportion occupée par des coupes (figure 47). Il existe cependant une limite énergétique au-delà de laquelle l'ajustement à la fragmentation devient impossible (Ruggiero *et al.* 1994). L'analyse à l'échelle du paysage indique qu'une mosaïque atteint cette limite quand la proportion de coupes (REGd+REGf) excède 30 à 35% et quand la proportion de forêt (R+F) est inférieure à 40 à 50%. À partir d'un modèle théorique, Schneider et Yodzis (1994) ont suggéré que la transition entre la persistance et l'extinction est très abrupte, quand la quantité d'habitat propice décline.

Les mâles des secteurs R7 et KINO, même ceux vivant à l'extérieur des coupes, occupaient des domaines vitaux annuels de moyenne superficie (polygone 100% = 7 à 9 km²) si on les compare à ceux décrits ailleurs, soit 1 à 15 km² (Buskirk et McDonald 1989), 5 km² (Chapin *et al.* 1996) et 15 km² (O'Doherty *et al.* 1997). Chez la martre, les femelles ont normalement un domaine vital presque deux fois plus petit (Buskirk et McDonald 1989). Dans mon étude, les femelles du bloc KINO avaient des domaines vitaux aussi étendus que les mâles. L'ajustement spatial causé par la coupe peut avoir modifié le patron usuel. En plus, la rareté du lièvre, une proie importante pour la martre dans nos conditions (Thompson 1986), pourrait avoir aussi joué un rôle car les martres risquent d'occuper de plus grands domaines vitaux quand les proies sont rares (Schneider et Yodzis 1994).

Le succès de piégeage pour la martre dans le bloc KINO (1,4 capture/100 nuits-pièges) fut comparable à celui du bloc R7O mais largement inférieur à celui du bloc R7E. Un tel succès est du même ordre que celui des trappeurs commerciaux de la réserve des Laurentides (Fortin et Cantin 1990), un vaste territoire où la densité de la martre est moyenne. Dans ce même territoire, Alvarez (1996) a rapporté un succès de 1,2 capture/100 nuits-pièges en appliquant une technique similaire à la mienne. Katnik *et al.* (1994) ont obtenu un succès légèrement supérieur (1,6) dans un secteur à faible densité au Maine, mais Soutiere (1979), aussi au Maine, et Lofroth (1993), en Colombie Britannique, ont été plus fructueux (2,7 à 3,9). Lofroth (1993) mentionne un succès >5 captures/100 nuits-pièges, comparable à celui du bloc R7E, dans trois des sept études qu'il cite. L'interprétation biologique de différences de succès de capture entre diverses études est un exercice périlleux à cause de l'influence non seulement des densités de martres mais aussi d'autres facteurs, comme le matériel, la technique, l'expérience de l'équipe et la période. Ainsi, des pièges mortels installés dans des boîtes de bois, tels ceux utilisés par les trappeurs commerciaux, sont environ deux fois plus efficaces que des cages (Naylor et Novak 1994). Ces biais devraient cependant rester constants à l'intérieur d'une étude.

Les succès de piégeage sont difficiles à comparer entre les blocs car les cages ne furent pas distribuées systématiquement et aucune ne fut placée à l'intérieur d'aires de coupe à KINO. Les résultats pour ce bloc indiquent que la martre était présente dans les fragments résiduels de forêt et les lisières boisées, mais ils ne permettent pas d'estimer précisément la densité de la martre. Le succès de capture a été modéré un ou deux ans après coupe, mais je n'ai pas de données avant coupe. Il est probable que la densité de la martre ait diminué dans le secteur KINO puisque les animaux étaient absents de certains grands secteurs déboisés, les domaines vitaux des martres fréquentant les coupes étaient plus grands que ceux des martres vivant uniquement en forêt et le taux de dispersion fut supérieur à KINO que dans les blocs témoins. La baisse de densité à KINO après CPR est probablement inférieure à celle de 90% rapportée en Ontario (Thompson 1994) et devrait se rapprocher davantage de celle de 60% mesurée au Maine par Soutiere (1979). Cependant, si le trappeur détenteur de ce terrain de

piégeage avait poursuivi le trappage de la martre pour la fourrure, la diminution aurait été nettement plus marquée.

Le succès de piégeage exceptionnel obtenu dans le bloc R7E indique une densité de martres très élevée. Deux facteurs peuvent expliquer une telle situation: une pression de piégeage faible, associée au statut de réserve à castor (territoire attribué en exclusivité aux nations autochtones), ou un habitat très propice. Dans ce bloc, le taux de mortalité par piégeage pour les mâles fut de 17%, comparativement à 30% à R7O. Le bloc R7E est dominé par des peuplements résineux de 60 ans issus d'un feu, constitués de pinèdes grises (47% du bloc) et de pessières noires (26%). En comparaison, la proportion de résineux dans les autres blocs était inférieure à 50%. Dans ces derniers, la martre a davantage utilisé les peuplements offrant un bon habitat au lièvre (peuplements mélangés et feuillus souvent affectés par la tordeuse) que les peuplements résineux. De tels peuplements étaient absents à R7E et la martre y a préféré les peuplements résineux même s'ils étaient très abondants au départ. La pinède grise et la pessière noire sont des milieux pauvres pour le lièvre, de sorte qu'il est possible que la martre recherchait davantage les petits mammifères, possiblement plus nombreux ou plus accessibles dans ces milieux. Les informations disponibles suggèrent que la combinaison de deux facteurs, une faible pression de piégeage et un habitat exceptionnel, expliqueraient la densité remarquable de la martre dans le bloc R7E.

Contrairement à la prédiction de départ, les mâles à KINO ont eu un taux de mortalité naturelle (15%) inférieur à ceux des témoins (29 et 26%). Cependant, quatre autres martres sont mortes à KINO de cause accidentelle d'origine humaine, surtout des blessures vraisemblablement causées par des pièges, contre une seule dans les témoins. En combinant les deux causes, on obtient un taux de mortalité de 45% à KINO, 34% à R7E et 26% à R7O. Pour les femelles du bloc KINO, le taux de mortalité naturelle fut de 38% et aucun accident n'a été répertorié. La littérature contient peu d'information de cette nature. Au Maine, Hodgman *et al.* (1994) ont rapporté un taux de survie de 12% pour les mâles et 39% pour les femelles, entre le 1er mai et le 15 décembre, dans un secteur dominé par de grandes coupes à blanc et où le piégeage

comptait pour la presque totalité des mortalités. Dans le parc Baxter, fermé à l'exploitation forestière et au piégeage, ces mêmes auteurs ont mesuré un taux de mortalité annuel de 13 et 47% pour les mâles et les femelles adultes, respectivement (Hodgman *et al.* 1997). En Ontario, Thompson (1994) a calculé des taux quotidiens de 0,155 et 0,108% dans des secteurs de coupe (taux annuels recalculés de 43 et 33%) et de 0,02 et 0,03% dans des secteurs non coupés (8 et 10%). Bissonette *et al.* (1989) ont estimé à 36% le taux de mortalité naturelle des martres des deux sexes à Terre-Neuve. Les taux calculés pour les deux sexes à l'aide de tables de survie par Fortin et Cantin (1990) dans la réserve des Laurentides sont de 35% pour la mortalité naturelle et 25% pour le piégeage. Malgré l'ampleur de la superficie coupée, les taux de mortalité naturelle à KINO se comparent à ceux du parc Baxter, tant pour les mâles que pour les femelles. Même en additionnant la mortalité accidentelle, qui a pu être aggravée par le fait que les animaux se sont déplacés davantage dans le bloc coupé, le taux de mortalité global des mâles reste comparable à celui des blocs témoins. L'absence de piégeage à KINO peut avoir influencé la mortalité naturelle par le biais de la mortalité compensatoire, un mécanisme peu étudié chez la martre, ou par le fait que les trappeurs sont susceptibles de capturer des prédateurs de la martre (Hodgman *et al.* 1997), réduisant ainsi le taux de prédation.

En plus du taux de survie, j'ai obtenu des informations indirectes sur la productivité par le biais de la proportion de juvéniles dans les captures à l'automne. La proportion de juvéniles différait peu entre les blocs (63% à R7E, 67% à R7O et 54% à KINO). Cette proportion se compare à celle mesurée dans la réserve des Laurentides (53%, Fortin et Cantin [1990]) ou au Yukon (67%, Archibald et Jessup [1987]), mais est inférieure à celle qui prévaut en Abitibi-Témiscamingue (79 à 80%, Jutras et Guy [1990], Poirier et Blanchette [1992]). Le rapport des sexes est également identique entre les trois blocs (150 à 189 mâles/100 femelles) et est similaire à la valeur régionale (Poirier et Blanchette 1992). Le poids des martres était aussi le même entre les blocs. En Ontario, Thompson (1994) a noté des différences démographiques indiquant que les forêts coupées seraient un pauvre habitat: population formée surtout de juvéniles, âge moyen des adultes plus bas, faible productivité, mortalité naturelle plus élevée. Les blocs

forestiers étudiés par cet auteur avaient $>6 \text{ km}^2$ de superficie mais étaient bien inférieurs à 100 km^2 . Compte tenu de la taille des domaines vitaux, ces blocs contenaient un nombre restreint d'individus. Dans ce cas, la structure de population correspond donc à celle des quelques animaux directement associés aux parterres de coupe. Une échelle spatiale plus large aurait pu donner des résultats différents. Ainsi, au Maine, Harrison *et al.* (1995) n'ont pas noté de changement majeur dans la performance de deux populations de martres, l'une habitant un vaste secteur de coupe et l'autre un parc de conservation. La même conclusion se dégage de mon étude.

6.3 Sélection de l'habitat en absence et en présence de coupes

La sélection d'habitat par la martre a été étudiée à deux échelles, celle du peuplement et celle du paysage. À l'échelle du peuplement, la même prédiction a été formulée pour la sélection d'habitat dans les blocs non coupés (R7E, R7O) et coupé (KINO), à savoir que, par rapport à une distribution aléatoire, le nombre de localisations télémétriques serait plus élevé dans les peuplements résineux de plus de 80 ans et moins élevé dans les autres types d'habitats. Dans le cas du bloc KINO, il était en plus précisé que les coupes seraient un type d'habitat évité. Seul le rejet de certaines coupes dans le bloc KINO a été confirmé car les choix d'habitats ont différencié substantiellement de ceux anticipés. Dans le bloc KINO, les milieux en régénération de faible densité (REGf) ont été évités. Plusieurs auteurs ont rapporté que la martre évite les coupes récentes (Alvarez 1996, Brainerd *et al.* 1994, Thompson et Harestad 1994, Soutiere 1979). Les milieux en régénération dense (REGd) y ont par contre été utilisés proportionnellement à leur disponibilité. Alvarez (1996) a noté un résultat similaire dans des coupes ayant atteint le stade gaulis. Les peuplements résineux, même ceux mûrs ou surannés, n'ont été recherchés dans aucun des blocs. Dans les domaines vitaux, les pessières noires de plus de 80 ans étaient plus abondantes à R7O (10% de la superficie) qu'à R7E (2%) ou à KINO (2 à 5% selon l'année). Les milieux improductifs furent évités dans les blocs R7E et R7O mais non dans le secteur KINO. Les milieux improductifs comprennent les aulnaies, les dénudés humides et les dénudés secs. Dans KINO, les aulnaies sont abondantes dans les bandes riveraines, un milieu utilisé par la martre pour se déplacer.

Le secteur contient aussi une plus grande proportion de dénudés secs, un habitat plus convenable que les dénudés humides. Ces deux facteurs expliquent vraisemblablement la différence de sélection entre les deux secteurs pour les milieux improductifs.

À KINO, les peuplements feuillus et mélangés ont été davantage fréquentés, à l'intérieur du domaine vital. La vérification au sol a révélé qu'il s'agissait souvent de peuplements qui avaient subi une mortalité importante par la tordeuse 15 à 20 ans auparavant. Un résultat similaire a été rapporté dans le parc Baxter, au Maine, ainsi qu'à Terre-Neuve, où les peuplements ouverts affectés par la tordeuse étaient fortement utilisés par la martre (Chapin *et al.* 1997a, Sturtevant *et al.* 1996). Au Maine également, Soutiere (1979) a observé une plus grande abondance de pistes de martes dans les peuplements mélangés à dominance résineuse, dans son bloc d'étude non perturbé.

La présence de la martre dans les peuplements mélangés et feuillus et dans certaines aires de coupe semble étroitement associée au couvert résiduel et à l'abondance de proies. Issus de sapinières et de peuplements mélangés affectés par la tordeuse, ces habitats possèdent actuellement une strate arbustive très dense. Même après CPR, ces milieux s'apparentent davantage à des coupes partielles qu'à des coupes à blanc. La martre peut se maintenir dans des coupes partielles (Soutiere 1979, Steventon et Major 1982) et dans des endroits où des groupes d'arbres et des débris ligneux sont laissés après coupe, tel que recommandé par Hargis et McCullough (1984) pour préserver l'habitat de cette espèce. Pour la martre, de tels habitats contiennent un nombre suffisant de tiges d'arbres vivants ou morts pour lui permettre d'échapper aux prédateurs terrestres. Au Maine, Hodgman *et al.* (1997) ont suggéré que la sélection d'habitat pouvait viser davantage à réduire la prédation par les mammifères que la prédation avienne. Au plan de l'abondance des proies, le campagnol à dos roux est très prolifique dans ce type d'habitat (Gagné 1997). Ces milieux offrent au lièvre un couvert et une nourriture de premier ordre et lui sont fort propices. Même si les petits mammifères sont généralement la nourriture principale de la martre, particulièrement en automne et en hiver (Strickland et Douglas 1987, Pulliainen et Ollinmaki 1996), le lièvre constitue une proie majeure dans quelques études (Raine 1983, Bateman 1986, Slough *et al.* 1989,

Poole et Graf 1996), toutes réalisées en forêt boréale. C'est particulièrement le cas en Ontario où il vient au premier rang en terme de biomasse (Thompson 1986, Thompson et Colgan 1990, 1994). Cette région partage des conditions plus proches de ma zone d'étude que celles où les petits mammifères sont la proie principale de la martre. Au Québec, Garant *et al.* (1996) ont noté une forte relation entre l'indice d'abondance de la martre et celui du lièvre rapportés par les trappeurs. Poole et Graf (1996) ont suggéré que le cycle d'abondance du lièvre avait un impact important sur la martre dans le nord de la forêt boréale.

À l'échelle du paysage, les domaines vitaux des martres ont été comparés à des mosaïques aléatoires. Au plan de la composition, les prédictions testées étaient que les domaines vitaux des trois blocs contiendraient davantage de forêt résineuse et que ceux du bloc KINO auraient moins de 20 à 30% de superficie coupée. La première prédiction s'est avérée correcte dans le bloc R7E et partiellement correcte dans le secteur KINO. Dans le bloc R7E, les martres ont établi leur domaine vital (kernel 60%) dans des mosaïques contenant davantage de peuplements résineux et mélangés à dominance résineuse, même si ce type d'habitat était le plus répandu (>75% de la superficie terrestre). Par contre, ces mêmes peuplements furent évités dans le bloc R7O, furent utilisés selon leur disponibilité dans le bloc KINO en 1993 et furent préférés dans ce même bloc en 1994 (kernel 60% seulement). À ces deux endroits, les martres ont plutôt recherché les peuplements feuillus ou mélangés. Malgré la contradiction apparente entre les blocs, il est bien connu que la sélection d'habitat dans un secteur dépend de la disponibilité locale (White et Garrott 1990). À R7O et KINO, les peuplements feuillus et mélangés avaient souvent été affectés par l'épidémie de tordeuse (44 et 57%, respectivement, selon la carte forestière), alors qu'à R7E il s'agissait de tremblaies ou de bétulaies de 60 ans issues d'un feu. Quant aux coupes récentes, elles furent nettement évitées à KINO, particulièrement celles dont la régénération était de densité faible (REGf). Tel que prédit, le type d'habitat REGf occupait en général moins de 20% du domaine vital et l'ensemble des milieux en régénération (REGd+REGf) moins de 30 à 35%.

Peu d'études ont été publiées jusqu'à maintenant sur l'habitat de la martre à l'échelle du paysage. En Colombie Britannique, Lofroth (1993) a observé une sélection pour les forêts mûres ou surannées. Au Maine, aucune sélection à l'échelle du paysage ne fut notée dans le parc Baxter, un parc de conservation, mais une nette recherche de mosaïques contenant 60% ou plus de forêt est apparue dans un secteur voisin soumis à de grandes coupes à blanc (Chapin *et al.* 1996, 1997a). Dans ce dernier, la proportion de coupes dans le domaine vital était inférieure à 40% pour les mâles et 31% pour les femelles (Chapin *et al.* 1996). Un résultat similaire a été obtenu en Utah, la martre étant absente de blocs de 9 km² dont la proportion de milieux ouverts (coupes, ouvertures naturelles) était supérieure à 25% (Hargis et Bissonette 1997). Il est étonnant de constater que trois études réalisées à des endroits très éloignés (Utah, Maine, Québec) arrivent à un seuil presque identique concernant la proportion maximale de coupes que peut tolérer la martre, soit environ 30%. Une telle similitude pourrait s'expliquer par des raisons de bilan énergétique : passé ce seuil, les déplacements additionnels de la martre pour contourner les milieux peu propices deviendraient exorbitants, compte tenu de sa mobilité et de ses besoins en énergie.

À l'échelle du paysage, la configuration spatiale n'a été étudiée que dans le secteur KINO. La prédiction à vérifier était que les domaines vitaux allaient différer de mosaïques aléatoires quant aux variables exprimant la fragmentation de l'habitat. Cette prédiction s'est avérée juste même si peu de variables décrivant la configuration spatiale ont permis de distinguer domaines vitaux et mosaïques aléatoires. Les deux variables les plus révélatrices sont la superficie intérieure en forêt et la bordure contrastée entre les milieux en régénération de densité faible et la forêt. La superficie intérieure exprime à la fois la taille et la forme des parcelles de forêt. La bordure contrastée REGf/forêt traduit la proportion du périmètre des morceaux de forêt en contact avec des coupes peu régénérées. La première variable est fortement corrélée à la superficie en forêt ($r = 0,97$) et la seconde à la superficie occupée par les milieux en régénération de densité faible ($r = 0,81$). Pour cette raison, même si elles sont très laborieuses à calculer, les deux variables de configuration spatiale ont ajouté peu d'information aux variables de la composition et leur niveau de signification statistique est demeuré du même ordre.

En appliquant 25 mesures obtenues avec FRAGSTATS à 30 mosaïques différentes, McGarigal et McComb (1995) ont obtenu un résultat similaire, à savoir que la superficie d'habitat comptait bien davantage que la configuration spatiale pour expliquer la présence d'oiseaux nicheurs. Travaillant sur la même communauté faunique en Abitibi, Drapeau *et al.* (1996) ont aussi noté que la composition des peuplements forestiers jouait un plus grand rôle que la configuration spatiale. Pour leur part, Ripple *et al.* (1997) n'ont pas pu tirer de conclusion sur le rôle de la configuration spatiale du paysage sur la chouette tachetée car les variables de configuration étaient fortement corrélées à la composition. Dans le cadre d'une étude sur la martre réalisée dans un secteur de coupes, Chapin *et al.* (1996) ont aussi conclu que la variable majeure était la superficie d'habitat plutôt que les mesures de configuration. Hargis *et al.* (1997) ont souligné que certaines variables spatiales changent de façon abrupte quand la proportion du type d'habitat d'intérêt cesse de s'étendre à l'ensemble de la mosaïque, ce qui correspond au seuil de "percolation" (50 à 65% du paysage). Angelstam (1995) abonde dans le même sens. Même dans le bloc le plus fragmenté (KINO 1994), la proportion médiane de forêt dans des mosaïques aléatoires approchait 50%. À partir d'une vaste revue de littérature et de modélisation, Andren (1994) a conclu que la superficie d'habitat propice importe davantage que la configuration spatiale tant que la proportion de cet habitat n'est pas en deçà de 30%. Plus globalement, Fahrig (1997) suggère que les effets de la perte d'habitat dépassent de beaucoup ceux de la fragmentation, ce qui implique que la composition importe davantage que la configuration spatiale.

Les variables de configuration spatiale risquent d'être plus utiles pour étudier des éléments isolés d'un paysage, par exemple des parcelles de forêt résiduelle ou des lisières boisées situées dans des aires d'intervention. Pour les grands mammifères, une lisière boisée peut d'abord jouer le rôle de corridor de dispersion (Beier et Loe 1992, Beier 1995). Une lisière boisée peut aussi être un habitat plus ou moins convenable, selon les besoins de l'espèce et la taille de son domaine vital (Lindenmayer 1994, Darveau *et al.* 1995, Dickson *et al.* 1995). Dans le cas de la martre, Lyon *et al.* (1994) ont souligné la nécessité d'assurer une bonne connectivité entre les habitats à l'échelle

du paysage pour favoriser la dispersion, d'où l'importance de corridors ripariens. Thompson et Welsh (1993) ont cependant émis l'hypothèse que les lisières pouvaient accroître les risques de prédation. Dans le secteur KINO, l'intensité des repérages télémétriques ne permet pas d'analyser la fréquentation à l'échelle de lisières boisées. Les relevés de pistes ont cependant confirmé que la martre les utilisait pour se déplacer et qu'elle pouvait même y chasser. Cependant, aucun domaine vital n'était constitué uniquement de bandes riveraines, de séparateurs de coupe et d'aires de coupe. Pour être utilisée par la martre, l'analyse de la configuration spatiale a révélé qu'une mosaïque doit contenir environ 25% ou plus de superficie intérieure en forêt. Cette superficie s'obtient en retranchant une bordure de 50 m tout autour du périmètre intérieur d'une parcelle d'habitat et en calculant la superficie résiduelle, ce qui exclut d'emblée les bandes riveraines et les séparateurs de coupe. Dans la quasi totalité des cas, les martres ont installé leur domaine vital dans des mosaïques contenant au moins un bloc de forêt (R+F) plus ou moins continu et occupant 100 ha ou plus (figure 17, annexe F). Le kernel 60% révèle davantage cette stratégie que le kernel 80% ou le polygone 100%.

Même si je n'ai pas travaillé à l'échelle du micro-habitat, on peut s'interroger à savoir si certaines composantes à cette échelle sont essentielles dans mes secteurs d'étude. Les deux éléments du micro-habitat de la martre jugés les plus importants sont les tanières de mise-bas et les sites de repos. Les tanières de mise-bas sont de préférence situées dans des cavités d'arbres ou de chicots et certains auteurs ont émis l'hypothèse que leur disponibilité pouvait limiter le succès reproducteur de la martre (Wynne et Sherburne 1984, Buskirk et Ruggiero 1994, Lyon *et al.* 1994, Brainerd et Helldin 1995). En hiver, les sites de repos sont généralement établis sous la neige, dans des amoncellements de gros débris ligneux, incluant troncs renversés, conifères vivants, souches, amas rocheux ou caches d'écureuil (Buskirk 1984, Spencer 1987, Buskirk *et al.* 1989, Corn et Raphaël 1992, Alvarez *et al.* 1993, Taylor et Buskirk 1994, Raphael et Jones 1997). Ces deux éléments du micro-habitat sont associés à des structures de forêts anciennes (Taylor et Buskirk 1994, Brainerd 1995). Compte tenu de la grande taille du domaine vital de la martre, il est difficile de concevoir que les sites de mise-bas puissent faire défaut. Quant aux sites d'accès sous niveaux, Thompson et Curran (1995) à Terre-Neuve n'ont pas noté

de différence pour l'abondance des sites potentiels entre des sapinières de 40 ou 60 ans et des sapinières plus âgées. Au Maine, Chapin *et al.* (1997b) ont conclu que les sites de repos n'étaient pas une facteur limitant, ce qui est vraisemblablement le cas aussi dans mes secteurs d'étude.

6.4 Hypothèse alternatives

Trois hypothèses alternatives peuvent être invoquées pour invalider certains résultats concernant les effets à court terme de la CPR sur la martre et la sélection d'habitat : rareté excessive des proies durant la période d'étude, fidélité au site et habitat de perdition (*sink habitat*). À la suite d'un déclin marqué dans les populations de proies, Thompson et Colgan (1987, 1990) ont mesuré que la densité de la martre avait baissé, les domaines vitaux s'étaient agrandis, la productivité avait diminué et la dispersion augmenté. Si tel était le cas dans mes secteurs d'étude, plusieurs résultats seraient invalides. Le lièvre était en bas de cycle vers 1994. Quant aux petits mammifères, malgré leur stabilité au cours des quatre années, ils semblaient peu abondants. Dans les peuplements témoins, le succès a varié de 1,3 à 5,2 captures/100 nuits-pièges avec des pièges à capture vivante Sherman. En utilisant des pièges mortels, Thompson et Colgan (1990) rapportent des succès de 11 à 69 captures/100 nuits-pièges à l'automne. À Terre-Neuve, Sturtevant et Bissonette (1997) ont obtenu avec la même technique 2 à 6 captures/100 nuits-pièges de campagnols des champs dans des forêts surannées, les meilleurs habitats pour cette espèce qui est pratiquement la seule présente sur l'île. Dans un territoire situé à l'ouest du mien en Abitibi, Drapeau *et al.* (1996) ont capturé de 12 à 23 petits mammifères/100 nuits-pièges en utilisant des pièges à capture vivante de type Longworth. Dans la sapinière boréale humide de la Forêt Montmorency, on a utilisé des pièges Sherman dans le cadre de divers projets durant plusieurs années en milieu boisé: en août-septembre, Alvarez (1996) a obtenu un succès de 2 à 5 captures/100 nuits-pièges, Gagné (1997) 1 à 27 et M. Darveau (comm. pers.) environ 10 à 12. Enfin au Maine, Lachowski (1997) rapporte 2,5 à 6,5 captures/100 nuits-pièges en forêt résineuse et 5,9 à 12,7 en forêt mixte, avec des pièges à capture vivante Bolton. Les succès de capture de petits mammifères sont difficiles à comparer quand le type de

piège et le milieu ne sont pas les mêmes. L'abondance relative des petits mammifères est restée stable dans le secteur R7 mais apparaît basse comparativement à d'autres endroits. Cependant, malgré cette rareté apparente et le déclin du lièvre, les captures de martres par les trappeurs sont restées stables dans la région (figure 55). La productivité, reflétée par la proportion de juvéniles à l'automne, était élevée et la mortalité naturelle était comparable à celle mesurée dans des milieux propices. Ceci suggère que l'hypothèse d'une rareté excessive des proies qui aurait confondu les résultats, particulièrement dans le bloc KINO, doit être écartée.

Selon la deuxième hypothèse alternative, on peut se demander si les préférences d'habitat des martres qui ont été étudiées dans le bloc KINO reflètent davantage la fidélité ou la ténacité au site (Darveau *et al.* 1995, Linnell et Andersen 1995, Hagan *et al.* 1996), plutôt qu'un choix véritable. Si d'autres animaux ne viennent pas remplacer les martres occupant les sites coupés après leur mort, les conclusions sont invalides car de nature temporaire. La martre est reconnue pour montrer une grande fidélité à son domaine vital d'une saison et d'une année à l'autre (O'Doherty *et al.* 1997). Quatre martres suivies durant deux années consécutives ont continué d'utiliser sensiblement le même domaine vital, malgré que de nouvelles coupes aient modifié le milieu de trois d'entre elles. Quand leur habitat est fragmenté, les oiseaux migrateurs se concentrent dans les parcelles résiduelles d'habitat, ce qui augmente leur densité à court terme, de sorte qu'il faut quelques années avant que la réponse réelle de la population, une baisse marquée, ne se manifeste (Darveau *et al.* 1995, Hagan *et al.* 1996). Hagan *et al.* (1996) suggèrent que les oiseaux résidents par contre devraient réagir plus vite car ils ne sont pas ici seulement pour une courte période. Après perturbation, le comportement des martres devrait être comparable à celui des oiseaux résidents. Dans le secteur KINO, le domaine vital de 6 des 12 martres à l'hiver 1993-1994 était situé dans une portion de territoire où la coupe remontait à un an ou plus. Comme la martre se déplace facilement et peut donc se relocaliser, si le milieu devient marginal, on peut supposer que celles qui sont restées occupaient des habitats convenables. À moyen terme, il est vraisemblable que d'autres martres viendront les remplacer et devraient se comporter de la même façon en termes de survie et d'utilisation du milieu.

La troisième hypothèse alternative est à l'opposé de celle de la fidélité au site. Selon l'hypothèse de l'habitat de perdution (Paragi *et al.* 1996), le secteur KINO serait constitué d'habitats marginaux colonisés par des non reproducteurs, qui y sont repoussés par les pressions sociales. Le taux de mortalité naturelle et la structure de population mentionnés précédemment indiquent au contraire que la population du secteur KINO était comparable à celle des blocs témoins. Certaines portions du secteur, formées d'une matrice de coupes peu régénérées entrecoupées d'étroites bandes et d'îlots de forêt de faible taille, sont probablement des habitats de perdution. Par contre, les milieux fréquentés par les martres qui avaient un domaine vital valide sont d'un autre ordre. Une autre démonstration que les domaines vitaux des martres qui vivaient en partie dans les coupes n'étaient pas des habitats de perdution est leur ressemblance avec ceux des autres martres du secteur KINO ou celles du bloc R7O, un bloc témoin.

6.5 Validation du modèle d'IQH

Les deux prédictions à tester dans le cas du modèle d'IQH de LaRue (1993) étaient que la cote serait plus élevée aux sites fréquentés (localisations télémétriques) ou dans les domaines vitaux qu'à des sites ou dans des mosaïques aléatoires. Le modèle a attribué un indice légèrement plus élevé aux sites fréquentés par la martre, par rapport à celui calculé pour l'ensemble du domaine vital. Cependant, plus de la moitié des localisations ont reçu une cote nulle. Le modèle accorde une cote 0 à l'ensemble des peuplements feuillus, aux peuplements mélangés de faible densité, aux peuplements de moins de 4 m de hauteur et aux coupes récentes. Mes résultats concernant la sélection de l'habitat à l'échelle du peuplement indiquent au contraire que certains types de peuplements feuillus et mélangés à dominance feuillue sont recherchés, alors que les milieux en régénération dense sont utilisés proportionnellement à leur disponibilité. Par ailleurs, le modèle s'appuie en grande partie sur les classes de densité et de hauteur de la carte forestière. La vérification terrestre a démontré que ces deux variables sont peu fiables à l'échelle du peuplement. Ce handicap empêche de conclure de façon définitive si le modèle est approprié pour les peuplements résineux ou mélangés à dominance

résineuse, une différence entre le résultat attendu (i.e., une cote IQH plus élevée aux sites fréquentés) et celui obtenu pouvant tout aussi bien résulter d'une mauvaise description forestière que d'un modèle incorrect.

La validation à l'échelle du paysage a donné des résultats plutôt décevants. Par rapport à des mosaïques aléatoires, le modèle n'a attribué une cote supérieure aux domaines vitaux occupés par des martres que dans le bloc R7E et le bloc KINO 1994. Dans ce dernier cas, la différence ne vaut que pour le kernel 60%. Compte tenu de la forte proportion occupée par des coupes récentes dans le secteur KINO, on se serait attendu à une performance meilleure du modèle. L'inclusion de variables de configuration spatiale, pour en faire un modèle spatialement explicite (Dunning *et al.* 1995, Turner *et al.* 1995), aurait possiblement permis d'en améliorer la performance. Par exemple, un critère de superficie intérieure minimale par parcelle entraînerait l'élimination des parcelles de forêt trop petites. Les mêmes raisons avancées à l'échelle du peuplement prévalent également à l'échelle du paysage pour expliquer les problèmes rencontrés. C'est davantage la valeur attribuée à certains types d'habitats dans le modèle et l'imprécision de la carte forestière qui sont en cause.

Pour une application locale, je conclus que le modèle IQH ne peut donner de résultat fiable car l'outil sur lequel il s'appuie, la carte forestière 1:20 000, n'a pas la précision voulue à cette échelle, étant construite pour estimer les volumes de bois dans un cadre de planification pour de vastes territoires. À une échelle plus régionale, le modèle devrait en principe permettre d'identifier les grands ensembles plus propices à la martre, dans une perspective de planification territoriale (LaRue *et al.* 1996). L'importance accordée aux peuplements résineux fermés et la sous-évaluation des peuplements mélangés et feuillus ou des milieux en régénération posent cependant un problème de taille. Ces aspects devraient être revus.

Leduc (1996) a proposé d'utiliser des modèles empiriques basés sur des données réelles, plutôt que des modèles d'IQH. Un tel modèle a été développé pour l'original dans le parc Algonquin, en Ontario (Puttock *et al.* 1996). Cependant, le résultat ne sera

pas meilleur que l'outil cartographique utilisé. En outre, un modèle empirique prédit la population actuelle et intègre les facteurs de mortalité, ce qui est différent de l'IQH qui estime une population potentielle (Puttock *et al.* 1996). Il conviendrait donc de revoir le modèle de LaRue (1993), en simplifiant les variables utilisées et en pondérant différemment certains types d'habitats. Ainsi, on aurait un outil visuel utile comme première approximation, à une échelle très large cependant compte tenu des problèmes liés à la carte forestière.

6.6 Questionnement du paradigme² de la martre

Au terme de cette étude, il convient de dégager une dichotomie importante quant aux exigences d'habitat de la martre entre l'est de l'Amérique du Nord et les forêts résineuses de l'ouest. De façon classique, on a associé la martre aux vieilles forêts résineuses ou mélangées à dominance résineuse couvrant de vastes étendues. Dans l'ouest, on mentionne des forêts résineuses ayant une structure complexe, souvent de vieux peuplements inéquiennes (Buskirk 1992, Buskirk et Ruggiero 1994). Jusqu'à récemment, une telle situation était aussi admise pour l'est (Thompson et Harestad 1994). Buskirk (1992) décrit la martre comme une espèce à spécialisation étroite pour son choix d'habitat. On considère la martre comme étant affectée par l'exploitation forestière, jusqu'à au-delà de 20 ou même 40 ans après coupe (Snyder et Bissonette 1987, Thompson et Harestad 1994). L'ensemble de ces exigences a amené Thompson (1991) à suggérer que la martre puisse devenir un emblème pour la préservation des forêts anciennes dans l'est de l'Amérique du Nord, à la manière de la chouette tachetée dans l'ouest.

²Tel que défini par Kuhn (1972), un paradigme est un modèle qui donne naissance à des traditions particulières et cohérentes de recherche scientifique. En ce sens, le modèle d'habitat de la martre constitue un paradigme. Selon cet auteur, le passage d'un paradigme à un autre se fait par l'intermédiaire d'une révolution, qui implique un changement brutal. Comme le consensus scientifique peut aussi s'établir graduellement (Casti 1991), je propose de questionner le paradigme actuel, sans nécessairement remettre en question tous les éléments acceptés jusqu'à maintenant.

Plusieurs de mes résultats vont à l'encontre de ce paradigme, qui fut aussi récemment contesté par Harrison *et al.* (1995). Trois raisons principales ont été avancées pour justifier la nécessité des forêts résineuses mûres ou surannées par la martre: (1) évitement des prédateurs, (2) abondance des proies et (3) présence d'éléments structuraux propices à la capture des proies et à l'établissement de sites de repos ou de mise-bas (Bissonette *et al.* 1991, Thompson 1991, Thompson et Harestad 1994). Dans l'est, les principaux prédateurs de la martre sont le coyote (*Canis latrans*), le renard roux, le pékan et certains rapaces (Strickland et Douglas 1987, Buskirk et Ruggiero 1994). La stratégie de la martre pour échapper aux prédateurs terrestres est de grimper aux arbres (Strickland et Douglas 1987, Storch *et al.* 1990). En pareil cas, d'autres habitats ayant des tiges bien distribuées paraissent aussi avantageux pour échapper aux prédateurs que des peuplements résineux mûrs ou surannés.

Au plan de l'abondance des proies, Thompson et Curran (1995) ont conclu pour Terre-Neuve que seuls les peuplements de plus de 80 ans abritaient les deux espèces de proies de la martre, soit le lièvre et le campagnol des champs. Ailleurs qu'à Terre-Neuve, c'est le campagnol à dos roux, espèce absente sur l'île, qui est la proie usuelle de la martre (Strickland et Douglas 1987). Le campagnol à dos roux se retrouve normalement dans tous les stades de succession de la pessière noire et de la sapinière, même immédiatement après CPR (Génier et Bergeron 1996, Gagné 1997). Le lièvre est souvent la proie majeure dans l'est en hiver (Thompson et Colgan 1990, 1994). Dans mon étude, l'activité de chasse de la martre était centrée sur cette proie, d'après les résultats des relevés de pistes. Le lièvre est généralement plus abondant dans les jeunes forêts (Koehler 1990, Litvaitis *et al.* 1985b), mais il peut être abondant également dans les peuplements surannés (Thompson 1988). Cet argument ne saurait justifier la nécessité de forêts résineuses mûres ou surannées.

Les principaux éléments structuraux importants pour la martre en hiver sont les débris ligneux et les gaulis résineux. Dans mon étude, l'inventaire des débris ligneux a révélé que leur abondance était faible (< 5% de recouvrement), sauf après chablis, et qu'elle n'était pas liée à l'âge du peuplement pour la pessière noire entre 30 et plus de 100 ans.

Les gaulis résineux par contre sont beaucoup plus nombreux dans les peuplements affectés par la tordeuse, soit les milieux en régénération dense et les peuplements mélangés et feuillus. Contrairement aux forêts de l'ouest dont la longévité dépasse 300 ou 400 ans, la pessière noire n'affiche pas d'avantages structurels marqués pour la martre quand elle se rapproche ou dépasse le stade de la maturité, notamment en terme de débris ligneux. Par contre, les caractéristiques structurelles propres aux vieilles forêts de l'ouest se retrouvent davantage dans l'est dans les forêts affectées par la tordeuse: plus grande diversité de la structure horizontale (présence de petites trouées naturelles) et verticale (plus grand recouvrement des strates herbacée et arbustive), présence de chicots debout et de troncs au sol. La structure de ces peuplements offre un très bon potentiel pour le lièvre et pour le campagnol à dos roux. Dans le secteur KINO, la sélection des peuplements feuillus et mélangés s'explique par ces deux raisons, soit une bonne diversité structurelle et l'abondance de proies. Au Maine, Chapin *et al.* (1997a) ont noté une préférence similaire pour les peuplements affectés par la tordeuse. Ils suggèrent que la martre ne préfère ni ne requiert un couvert résineux dense et que la structure verticale et horizontale a plus d'importance que l'âge ou la composition.

Quant aux effets négatifs de l'exploitation forestière sur la martre, cet énoncé doit être nuancé. À KINO, les portions de coupe faiblement régénérées étaient nettement évitées par la martre. Par contre, les portions densément régénérées étaient utilisées proportionnellement à leur disponibilité. Les relevés de pistes ont confirmé que la martre y chassait le lièvre. Alvarez (1996) a aussi rapporté que la martre évitait les coupes très récentes (<5 ans) mais utilisait celles au stade de gaulis, dans la sapinière boréale, probablement en relation avec la présence du lièvre. Immédiatement après coupe, la présence d'une strate arbustive dense de 2 à 4 m de hauteur est cependant l'exception, la régénération ayant normalement moins de 1 m de hauteur. À KINO, seuls les peuplements affectés par la tordeuse 15 à 20 ans auparavant présentaient cet aspect après coupe, alors que les interventions dans les pessières noires produisaient une régénération de faible abondance. Dans une situation typique, le milieu ne sera donc pas propice à la martre après CPR avant plusieurs années. Compte tenu des épaisseurs de neige, l'habitat conviendra à nouveau au lièvre quand la régénération

résineuse aura dépassé 2 à 3 m et la martre pourra recommencer à fréquenter ces aires de coupe, à tout le moins en bordure de la forêt. Ce n'est pas avant 20 ou 30 ans que la hauteur des arbres sera suffisante pour permettre à la martre d'échapper facilement aux prédateurs terrestres.

Je propose donc de modifier le paradigme de la martre de la façon suivante. La martre est une espèce forestière qui peut s'adapter à une variété de milieux comme des peuplements résineux de 30 ans et plus ainsi que des peuplements mélangés et feuillus possédant une strate arbustive abondante et des milieux plus ouverts ayant une structure verticale complexe (ex. épidémie de tordeuse). Elle est affectée négativement par la coupe à blanc de grande dimension mais peut tolérer dans son domaine vital de 20 à 30% de milieux récemment perturbés et peu régénérés. Même si elle paraît fortement associée au lièvre, il serait faux de conclure pour autant qu'un bon habitat pour le lièvre lui convienne. La martre a un très grand domaine vital (environ 4 à 10 km²), dont 40 à 50% est constitué de forêt de 30 ans et plus. Si elle peut s'accommoder d'un territoire contenant une certaine proportion de coupes, elle ne peut subsister uniquement dans une mosaïque où seules d'étroites lisières (bandes riveraines et autres séparateurs de coupe) auraient été conservées. Elle a donc besoin d'une mosaïque dont la matrice est formée de blocs forestiers de l'ordre de 100 ha et plus. Compte tenu de mes résultats en Abitibi et de ceux de Chapin *et al.* (1996, 1997a) au Maine, je suggère que ce paradigme modifié pourrait s'appliquer à l'est de l'Amérique du Nord, sauf possiblement à Terre-Neuve. À cet endroit, les vieilles forêts pourraient vraiment être un élément essentiel car le seul petit mammifère abondant, le campagnol des champs, est absent ou rare dans les forêts plus jeunes ou de seconde venue (Thompson et Curran 1995, Sturtevant et Bissonette 1997).

6.7 Implications en aménagement forestier

Mes résultats ont confirmé que les grandes coupes à blanc en forêt boréale, même réalisées avec la CPR, ont un effet négatif sur la martre. En protégeant la régénération préétablie, la CPR devrait cependant réduire la période durant laquelle le milieu est non

propice, jusqu'à ce qu'il atteigne le stade gaulis. L'espèce paraît peu tolérante à la fragmentation, tel que suggéré par Thompson et Harestad (1994) qui ont avancé que la population devrait être favorisée si de 20 à 30% du paysage était coupé de façon dispersée, puis décliner rapidement passé ce seuil. Le domaine vital de la plupart des animaux contenait moins de 20% de coupes faiblement régénérées et moins de 30 à 35% de coupes densément ou faiblement régénérées. Compte tenu de ce résultat, la martre demeure un très bon outil pour planifier l'aménagement forestier à l'échelle du paysage (Thompson et Harestad 1994).

Bissonette *et al.* (1988,1989) furent les premiers à proposer une approche à l'échelle du paysage pour préserver l'habitat de la martre. Ils ont recommandé de maintenir une matrice formée de vieille forêt, d'y distribuer des coupes de dimension réduite et de relier entre eux les éléments d'habitat par des corridors d'accès (lisières riveraines ou non riveraines). Thompson et Harestad (1994) ont suggéré de maintenir 20% de vieilles forêts à l'intérieur de paysages de 5000 km². Lofroth (1993) a indiqué que la martre pouvait tolérer que le tiers de son habitat soit non propice, le reste étant réparti équitablement entre les classes d'âge jeune, mûr et suranné. Naylor *et al.* (1994) ont proposé une mosaïque formée de blocs de 5 km² d'habitat optimal ou acceptable, contenant moins de 25% de milieux marginaux, espacés de moins de 5 km dans l'ensemble du territoire et reliés par des corridors. Watt *et al.* (1996) recommandent que de 10 à 20% du territoire soit maintenu en habitat propice pour la martre, sous la forme de blocs de 30 à 50 km² constitués majoritairement de forêts de plus de 80 ans.

Dans l'est de l'Amérique du Nord, la martre ne semble pas dépendre des forêts mûres ou surannées. Mes travaux, ceux d'Alvarez (1996) et ceux de Chapin *et al.* (1996, 1997a) vont dans le même sens. Dans les blocs R7O et KINO, toute forêt de classe 30 ans et plus était un habitat convenable. Si l'objectif de la gestion intégrée faune-forêt est de maintenir des populations abondantes de martres à une échelle locale (terrain de piégeage, pourvoirie) (Potvin et Bélanger 1995), je suggère de conserver 50% ou plus de forêt (>30 ans d'âge) par compartiment de 10 km². Les blocs ainsi préservés devraient être de bonne dimension (>100 ha) pour maximiser la superficie intérieure en

forêt et diminuer le périmètre de contact avec les coupes peu régénérées (bordure contrastée REGf/forêt). La superficie coupée à blanc pourrait atteindre 30%, le reste étant occupé par des lisières riveraines, des séparateurs de coupe et des milieux trop jeunes ou improductifs. Il n'est pas nécessairement souhaitable que les assiettes de coupe soient de petite dimension. Les grandes coupes causent moins de fragmentation (Li *et al.* 1993) et sont nécessaires pour construire des blocs substantiels de forêt qui seront propices à la martre dans quelque 30 ans. La préservation de lisières riveraines devrait assurer une connectivité suffisante entre les morceaux d'habitat. Cet aménagement pourrait prendre la forme d'un système à trois récoltes par révolution. En d'autres termes, le tiers de la superficie forestière pourrait être récolté par période de 30 ans, assumant une révolution de 90 ans. L'approche de la forêt mosaïque, décrite par Bélanger (1993) pour la sapinière, diffère du modèle proposé parce que les coupes suivent les limites naturelles des peuplements et sont de faible dimension (souvent moins de 20 ha). Même si je ne l'ai pas testée, cette approche devrait aussi convenir à la martre puisqu'en tout temps la matrice du paysage demeure la forêt et que les coupes récentes occupent moins du tiers de la superficie. Dans le cas où le tiers du territoire serait déboisé par des coupes de 20 ha, la superficie intérieure de forêt calculée pour un bloc de 10 km² dépasserait en tout temps 50%, une valeur bien supérieure à celle de 25% mesurée dans les domaines vitaux du secteur KINO.

Il n'est probablement pas nécessaire de maintenir la martre abondante à une échelle locale dans tout le territoire. À l'échelle de l'aire commune (1000 à 5000 km²) ou de l'unité territoriale de référence (UTR, 300 à 500 km²), il importe plutôt de maintenir une population minimale viable. Lacy et Clark (1993) ont estimé une telle population à plus de 100 individus, en absence d'émigration. On nomme métapopulation une population animale distribuée en sous-populations à travers des parcelles d'habitat propice isolées dans une matrice d'habitat non propice (Gilpin et Hanski 1991 *in* McCullough 1996). Malgré son attrait, ce concept semble plus ou moins convenir à la martre en forêt boréale continue, où il est peu approprié de parler de populations isolées. La martre possède deux caractéristiques importantes qui lui permettent de s'adapter aux perturbations, soit un taux élevé de dispersion, particulièrement pour les juvéniles, et une

grande distance de dispersion (*sensu* Fahrig et Merriam [1994]). En effet, une bonne proportion des juvéniles se dispersent à chaque année sur des distances qui dépassent souvent 10 km. La martre est donc adaptée à un écosystème changeant subitement comme la pessière noire, régie par le feu (Foster 1983). Elle peut faire de même après la coupe à blanc et le maintien à long terme de l'espèce en forêt boréale n'apparaît donc pas compromis à l'échelle régionale (>10 000 km²) par l'exploitation forestière. Cependant, la martre est très vulnérable au piégeage, une situation qui risque de s'amplifier après coupe à cause de l'augmentation de l'accès et de la fragmentation de la forêt résiduelle. Dans ce contexte, il est possible que son abondance dans de vastes superficies coupées à blanc soit temporairement compromise par l'effet combiné de l'exploitation forestière et du piégeage.

À l'échelle du peuplement, la CPR est une technique de coupe plus acceptable que la coupe à blanc conventionnelle pour la majorité des espèces (Courtois et Potvin 1994). Cette technique pourrait cependant être améliorée pour offrir immédiatement après coupe une structure d'habitat plus propice. La martre a continué d'utiliser les portions d'aires de coupe où la régénération était dense, en même temps qu'elle préférait les peuplements affectés par la tordeuse 15 à 20 ans auparavant. De toute évidence, ces milieux possèdent des caractéristiques structurales qu'il importe de maintenir par un aménagement sylvicole approprié. Il serait pertinent de faire des coupes moins nettes en laissant des groupes d'arbres vivants et des chicots de place en place et en favorisant la présence de débris ligneux sur les parterres. Sturtevant *et al.* (1996) ont récemment suggéré une telle approche pour la martre à Terre-Neuve. En proposant une stratégie sylvicole qui s'inspire des mosaïques de feu, Bergeron *et al.* (1997) et Gauthier *et al.* (1997) vont dans le même sens. Ces éléments sont issus de la "nouvelle foresterie", une foresterie plus près de la nature prônée entre autres par Franklin (1993a).

CHAPITRE VII

CONCLUSION

Contrairement au paradigme généralement accepté, dans mon secteur d'étude, la martre a surtout recherché les peuplements feuillus et mélangés, souvent affectés par la tordeuse il y a 15 ou 20 ans, plutôt que les peuplements résineux, même mûrs ou surannés. Elle a évité les coupes peu régénérées mais a utilisé selon leur disponibilité celles où la régénération était dense. Les habitats recherchés correspondent à ceux offrant le meilleur potentiel pour le lièvre d'Amérique, la principale proie de la martre en terme de biomasse dans le nord-est de l'Ontario (Thompson 1986) et vraisemblablement aussi dans l'ouest du Québec. J'ai donc modifié le paradigme sur la base de ces résultats.

Je conclus que la martre demeure une espèce de choix pour planifier l'aménagement forestier à l'échelle du paysage et pour mesurer "l'état de santé" de la forêt boréale, le type de forêt le plus étendu au monde (Angelestam 1995). Même si elle n'est pas un symbole de la préservation des forêts anciennes, elle peut jouer le rôle d'emblème pour valider l'aménagement forestier à l'échelle du paysage. Elle pourrait par le fait même faciliter l'acceptation par le public du principe de la coupe à blanc en forêt boréale, une technique contestée mais qui se rapproche davantage du processus naturel de renouvellement de ce type de forêt que la coupe sélective. Cette technique de coupe devrait cependant être améliorée au-delà de la CPR ou de la CPRS (coupe avec

protection de la régénération et des sols) (MRN 1996b), pour s'approcher des principes de la nouvelle foresterie (Franklin 1993a). Il faudrait par exemple faire une récolte moins "nette" et laisser sur le parterre davantage d'arbres vivants, de chicots debout et de débris ligneux au sol.

LISTE DES OUVRAGES CITÉS

- AEBISCHER, N.J., P.A. ROBERTSON & R.E. KENWARD. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74:1313-1325.
- ALLDREDGE, J.R., & J.T. RATTI. 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wildl. Manage.* 50:157-165.
- ALLDREDGE, J.R., & J.R. RATTI. 1992. Further comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wildl. Manage.* 56:1-9.
- ALLEN, A.W. 1982. Habitat suitability index models: marten. U.S. Dep. Int., Fish Wildl. Serv., Publ. FWS/OBS-82/10.11. 9 p.
- ALLEN, C.D. 1994. Ecological perspective: Linking ecology, GIS, and remote sensing to ecosystem management. Pages 111-139 in V.A. Sample, ed. *Remote sensing and GIS in ecosystem management*. Island Press, Wash., D.C.
- ALVAREZ, E. 1996. La forêt mosaïque: une alternative d'aménagement pour le maintien de la martre dans la sapinière boréale? Mémoire M.Sc., Université Laval, Québec, Québec. 38 p.
- ANDERSEN, D.E., & O.J. RONGSTAD. 1989. Home-range estimates of red-tailed hawks based on random and systematic relocations. *J. Wildl. Manage.* 53:802-807.
- ANDREN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.

- ANGELSTAM, P. 1993. Combining fiber and timber production and biodiversity in Sweden - The role of wildlife conservation biology. Proc. 21st congress Intern. Union Game Biol., Halifax.
- ANGELSTAM, P. 1995. The ghost of forest past - Natural disturbance regimes as a basis for reconstruction of biologically diverse forest in Europe. Pages 287-337 in R.M. DeGraaf & R.I. Miller, Ed. Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes. Chapman and Hall, New York.
- ANGELSTAM, P. 1996. Maintaining and restoring biodiversity by mimicking natural disturbance regimes in boreal forest. Second Int. Workshop on Disturb. Dyn. in Boreal For., Rouyn-Noranda:3-4.
- ANGELSTAM, P., & J.E. SWENSON. 1993. Forest tetraonids as indicator of altered patterns and processes at a landscape scale in boreal forest. Proc. 21st congress Intern. Union Game Biol., Halifax.
- ARCHIBALD, W.R., & R.H. JESSUP. 1984. Population dynamics of the pine marten (*Martes americana*) in the Yukon Territory. Pages 81-97 in R. Olson, R. Hastings & F. Geddes, ed. Northern ecology and resource management. Univ. Alberta Press, Edmonton.
- ARCHIBALD, R., & H. JESSUP. 1987. Étude sur la martre au Yukon. Trappeur international 2(2):8-11.
- ARNOLD, G.W., D.E. STEVEN, J.R. WEELDENBURG & E.A. SMITH. 1993. Influences of remnant size, spacing pattern and connectivity on population boundaries and demography in euros *Macropus robustus* in a fragmented landscape. Biol. Conserv. 64:219-230.
- ARTHUR, S.M., & W.B. KROHN. 1991. Activity patterns, movements, and reproductive ecology of fishers in southcentral Maine. J. Mammal. 72:379-385.
- ARTHUR, S.M., W.B. KROHN & J.R. GILBERT. 1989. Home range characteristics of adult fishers. J. Wildl. Manage. 53:674-679.
- BAKER, B.W., B.S., CADE, W.L. MANGUS & J.L. McMILLEN. 1995. Spatial analysis of sandhill crane nesting habitat. J. Wildl. Manage. 59:752-758.

- BART, J., & E.D. FORSMAN. 1992. Dependence of northern spotted owls *Strix occidentalis caurina* on old-growth forests in the western USA. *Biol. Conserv.* 62:95-100.
- BASKENT, E.Z. 1995. Forest land management concept and practice. Ph.D. Thesis, Univ. New Brunswick, Fredericton, New Brunswick. 135 p.
- BASKERVILLE, G.L. 1992. Des habitats sur mesure. *Opér. for.* 27(2):35-41.
- BATEMAN, M.C. 1986. Winter habitat use, food habits and home range size of the marten, *Martes americana*, in western Newfoundland. *Can. Field-Nat.* 100:58-62.
- BEIER, P. 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conserv. Biol.* 7:94-108.
- BEIER, P. 1995. Dispersal of juvenile cougar in fragmented habitat. *J. Wildl. Manage.* 59:228-237.
- BEIER, P., & S. LOE. 1992. A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors. *Wildl. Soc. Bull.* 20:434-440.
- BÉLANGER, L. 1993. Une expérience de gestion intégrée écosystémique d'une forêt boréale: le cas de la Forêt Montmorency (Québec). Université Laval, Faculté de foresterie et de géomatique, Rap. dact. 9 p.
- BÉLANGER, L. 1997. Les conséquences sur le terrain d'une certification de l'aménagement forestier durable: un réalignement majeur de notre foresterie. *L'Aubelle* 117:13-17, 118:15-17.
- BENDER, L.C., G.J. ROLOFF & J.B. HAUFLE. 1996. Evaluating confidence intervals for habitat suitability models. *Wildl. Soc. Bull.* 24:347-352.
- BERGERON, M. 1993. Vocabulaire de la géomatique. Qué., Les Publications du Québec. 41 p.
- BERGERON, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal fire regimes. *Ecology* 72:1980-1992.
- BERGERON, Y., C. CAMIRÉ, A. BOUCHARD et P. GANGLOFF. 1982. Analyse et classification des sols pour une étude écologique intégrée d'un secteur de l'Abitibi, Québec. *Géogr. Phys. Quatern.* 36:291-305.
- BERGERON, Y., B. HARVEY & A. LEDUC. 1997. Le régime naturel des incendies: un guide pour l'aménagement. *Opér. for. Scieries* 32(3):72-79.

- BERTAUX, D., F. MASSEBOEUR, J.M. BONZOM et al. 1996. Effect of carrying a radiocollar on expenditure of energy by meadow voles. *J. Mammal.* 77:359-363.
- BETTINGER, P., G.A. BRADSHAW & G.W. WEAVER. 1996. Effects of geographic information system vector-raster-vector data conversion on landscape indices. *Can. J. For. Res.* 26:1416-1425.
- BEYER, D.D., Jr., & J.B. HAUFLEER. 1994. Diurnal versus 24-hour sampling of habitat use. *J. Wildl. Manage.* 58:178-180.
- BISSONETTE, J.A., R.J. FREDRICKSON & B.J. TUCKER. 1988. The effects of forest harvesting on marten and small mammals in western Newfoundland. *Utah Coop. Fish Wildl. Res. Unit, Utah State Univ.* 109 p.
- BISSONETTE, J.A., R.J. FREDRICKSON & B.J. TUCKER. 1989. American marten: a case for landscape-level management. *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 54:89-101.
- BISSONETTE, J.A., R.J. FREDRICKSON & B.J. TUCKER. 1991. American marten: a case for landscape-level management. Pages 116-134 in J.E. Rodiek & E.G. Bolen, ed. *Wildlife and habitats in managed landscapes*. Island Press, Wash.
- BLAKESLEY, J.A., A.B. FRANKLIN & R.J. GUTIERREZ. 1992. Spotted owl roost and nest site selection in northwestern California. *J. Wildl. Manage.* 56:388-392.
- BLANCHETTE, P. 1995. Modèle d'indice de qualité de l'habitat pour la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) au Québec. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Projet GIR, Publ. 95-2927-11. 39 p.
- BLOUIN, G., & R. COMEAU, ed. 1991. *Forestry on the Hill*. Can. For. Ass., Ottawa. 67 p.
- BONAR, R., R. QUINLAND, T.SIKORA, D. WALKER & J. BECK. 1990. Integrated management of timber and wildlife resources on the Weldwood Hinton forest management agreement area. Weldwood Canada Ltd., Hinton Div., Rap. dact. 44 p. + Annexes.
- BRAINHERD, S.M., J.O. HELLDRIN, E. LINDSTRÖM & J. ROLSTAD. 1994. Eurasian pine martens and old industrial forest in southern boreal Scandinavia. Pages 343-354 in S.W. Buskirk, A.S. Harestad, M.G. Raphael & R.A. Powell, ed. *Martens*,

- sables, and fishers - Biology and conservation. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, N.Y.
- BRAINHERD, S.M., J.O. HELLDIN et al. 1995. Pine marten (*Martes martes*) selection of resting and denning sites in Scandinavian managed forests. *Ann. Zool. Fenn.* 43:151-158.
- BROOKS, R.P. 1997. Improving habitat suitability index models. *Wildl. Soc. Bull.* 25:163-167.
- BULL, E.L., R.S. HOLTHAUSEN & L.R. BRIGHT. 1992. Comparison of 3 techniques to monitor marten. *Wildl. Soc. Bull.* 20:406-410.
- BUNK, C.M., C.L. CHEN & K.H. POLLOCK. 1995. Robustness of survival estimates from radio-telemetry studies with uncertain relocation of individuals. *J. Wildl. Manage.* 59:790-794.
- BUNNELL, F.L., & D.J. VALES. 1990. Comparison of methods for estimating forest overstory cover: differences among techniques. *Can. J. For. Res.* 20:101-107.
- BURROUGH, P.A. 1986. Principles of geographic information systems for land resources assessment. Oxford Clarendon Press, London. 192 p.
- BUSKIRK, S.W. 1984. Seasonal use of resting sites by marten in south-central Alaska. *J. Wildl. Manage.* 48:950-953.
- BUSKIRK, S.W. 1992. Conserving circumboreal boreal forests for martens and fishers. *Conserv. Biol.* 6:318-320.
- BUSKIRK, S.W., S.C. FORREST, M.G. RAPHAEL & H.J. HARLOW. 1989. Winter resting site ecology of marten in the central Rocky Mountains. *J. Wildl. Manage.* 53:191-196.
- BUSKIRK, S.W., A.S. HARESTAD, M.G. RAPHAEL & R.A. POWELL, ed. 1994. Martens, sables, and fishers - Biology and conservation. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, N.Y. 484 p.
- BUSKIRK, S.W., H.J. HARLOW & S.C. FORREST. 1988. Temperature regulation in american marten (*Martes americana*) in winter. *Nat. Geogr. Res.* 4:208-218.
- BUSKIRK, S.W., & H.J. HARLOW. 1989. Body-fat dynamics of the american marten in winter. *J. Mammal.* 70:191-193.

- BUSKIRK, S.W., & L.L. McDONALD. 1989. Analysis of variability in home-range size of the american marten. *J. Wildl. Manage.* 53:997-1004.
- BUSKIRK, S.W., & R.A. POWELL. 1994. Habitat ecology of fishers and american martens. Pages 283-296 in S.W. Buskirk, A.S. Harestad, M.G. Raphael & R.A. Powell, ed. *Martens, sables, and fishers - Biology and conservation*. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, N.Y.
- BUSKIRK, S.W., & L.F. RUGGIERO. 1994. American marten. Pages 7-37 in L.F. Ruggiero, K.B. Aubry, S.W. Buskirk *et al.*, ed. *American marten, fisher, lynx, and wolverine*. U.S. Dep. Agric., For. Serv., Gen. Tech. Rep. RM-254.
- CASTI, J. 1991. *Paradigmes perdus. La science en question*. InterÉditions.
- CHAPIN, T.G., D.J. HARRISON & D.D. KATNIK. 1996 Influence of landscape pattern on spatial use of habitat in an industrial forest. Pages 1-28 *in* Nat. Council Pap. Industry Air Stream Improv. (North Carolina), Tech. Bull. 728
- CHAPIN, T.G., D.J. HARRISON & D.M. PHILLIPS. 1997a. Seasonal habitat selection by marten in an untrapped forest preserve. *J. Wildl. Manage.* 61 :707-717.
- CHAPIN, T.G., D.M. PHILLIPS, D.J. HARRISON & E. YORK. 1997b. Seasonal selection of habitats by resting martens in Maine. Pages 166-181 *in* G. Proulx, H.N. Bryant et P.M. Woodward, éd. *Martes : taxonomy, ecology, techniques, and management*. Prov. Museum Alberta, Edmonton, Alberta.
- CHESSON, J. 1983. The estimation and analysis of preference and its relationship to foraging models. *Ecology* 64:1297-1304.
- CHHUN-HUOR. 1992. Inventaire par échantillonnage pour estimer la production ligneuse et son accroissement. *L'Aubelle* 89 (Cours 24). 14 p.
- CLARK, J.D., J.E. DUNN & K.G. SMITH. 1993. A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. *J. Wildl. Manage.* 57:519-526.
- COKER, D.R., & D.E. CAPEN. 1995. Landscape-level habitat use by brown-headed cowbirds in Vermont. *J. Wildl. Manage.* 59:631-637.
- CONOVER, W.J. 1980. *Practical nonparametric statistics*. 2nd ed. J. Wiley & Sons, N.Y.
- CONWAY, C.J., & T.E. MARTIN. 1993. Habitat suitability for Williamson's sapsuckers in mixed-conifer forests. *J. Wildl. Manage.* 57:322-328.

- COOK, J.G., & L.L IRWIN. 1985. Validation and modification of a habitat suitability model for pronghorns. *Wildl. Soc. Bull.* 13:440-448.
- CORN, J.G., & M.G. RAPHAEL. 1992. Habitat characteristics at marten subnivean acces sites. *J. Wildl. Manage.* 56:442-448.
- COUILLARD, F., & F. ROUTHIER. 1994. Une nouvelle technologie de pointe en cartographie informatisée: la monorestitution différentielle. *L'Aubelle* 103:11-13, 104:20-22, 106:24-25.
- COULOMBE, S., & K. LOWELL. 1995. Ground-truth verification of relations between forest basal area and certain ecosystem ecophysiological factors using a geographic information system. *Landscape Urban Planning* 32:127-136.
- COURTOIS, R. 1993. Description d'un indice de qualité d'habitat pour l'orignal (*Alces alces*) au Québec. Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Projet GIR, Publ. 2300. 56 p.
- COURTOIS, R., & F. POTVIN. 1994. Résultats préliminaires sur l'impact à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre et ses utilisateurs en forêt boréale. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Publ. 2388. 97 p.
- CRFQ. 1995. Le secteur forestier québécois face à ses défis: des orientations de recherche et de développement. Conseil de la recherche forestière du Québec. 47 p.
- DARVEAU, M., P. BEAUCHESNE, L. BÉLANGER, J. HUOT & P. LARUE. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *J. Wildl. Manage.* 59:67-78.
- DAUST, D., & F. BUNNELL. 1994. Geographic information systems and forest wildlife: Recent developments and future prospects. Pages 348-356 in Thompson, I., ed. *Proc. 21st congress Inter. Union Game Biol., Can. For. Serv., FO18-33.*
- DAVIS, D.E. 1982. *CRC handbook of census methods for terrestrial vertebrates.* CRC Press, Boca Raton, Florida. 397 p.
- DAVIS, M.H. 1983. Post-release movements of introduced marten. *J. Wildl. Manage.* 47:59-66.

- DESPONTS, M. 1997. Proposition d'une méthodologie pour la description de la structure et de la composition du paysage forestier. Univ. Laval, Fac. for. & Géom., Dép. sci. bois & for., Rap. act. 24 p.
- DIAZ, N. M. 1996. Landscape metrics - A new tool for forest ecologists. *J. For.* 94(12):12-16.
- DICKSON, J.G., J.G. WILLIAMSON, R.N. CONNER & B. ORTEGO. 1995. Streamside zones and breeding birds in eastern Texas. *Wildl. Soc. Bull.* 23:750-755.
- DODDS, D. 1994. Towards sustainable forestry in Canada. *For. Chron.* 70:538-542.
- DOUGLAS, R.J. 1992. Effects of radio-collaring on deer mouse survival and vulnerability to ermine predation. *Am. Midl. Nat.* 127:198-199.
- DRAPEAU, P., A. LEDUC, J.F. GIROUX, W. VICKERY & J.P. SAVARD. 1996. Effets du morcellement des forêts sur la biodiversité en forêt boréale mixte au moyen d'indicateurs biologiques. Univ. Qué. Montréal, Groupe Rech. Écol. for., Rap. dact. 185 p.
- DREW, G.S., & J.A. BISSONETTE. 1997. Winter activity patterns of American martens (*Martes americana*) - Rejection of the hypothesis of thermal-cost minimization. *Can. J. Zool.* 75:812-816.
- DROLET, B. 1997. Variation des assemblages d'oiseaux chanteurs selon la structure du paysage de la sapinière boréale exploitée. Thèse M.Sc., Univ. Laval. 88 p.
- DUBOIS, P. 1995. Les vrais maîtres de la forêt québécoise. Les Éditions Écosociété, Montréal. 118 p.
- DUNNING, J.B., B.J. DANIELSON & H.R. PULLIAM. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175.
- DUNNING, J.B. Jr., D.J. STEWART, B.J. DANIELSON, B.R. NOON, R.H. LAMBERSON & E.E STEVENS. 1995. Spatially explicit population models: current forms and future uses. *Ecol. Appl.* 5:3-11.
- DUSSAULT, C. 1990. Plan tactique - Martre d'Amérique. Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Rap. dact. 66 p.
- DUSSAULT, C., J. FERRON & R.COURTOIS. 1995. Habitat de la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) en Abitibi-Témiscamingue et impact à court terme d'une coupe

- avec protection de la régénération. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Publ. 95-2629-03. 67 p.
- EBERHARDT, L.L., & J.M. THOMAS. 1991. Designing environmental field studies. *Ecol. Monogr.* 61:53-73.
- EDENIUS, L., & J. ELMBERG. 1996. Landscape level effects of modern forestry on bird communities in north Swedish boreal forests. *Landscape Ecol.* 11:325-338.
- EDGE, W.D., S.L. OLSON-EDGE & L.L. IRWIN. 1990. Planning for wildlife in national forests: elk and mule deer habitats as an example. *Wildl. Soc. Bull.* 18:87-98.
- EHRlich, P.E., & E.O. WILSON. 1991. Biodiversity studies: science and policy. *Science* 253:758-761.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1993. Normales climatiques au Canada - Québec. Environnement Canada, Publ.. EN56-61/5.
- ESRI. 1987. ARC/INFO user's manual. Environ. Syst. Res. Inst., Redlands, Calif.
- ESTES, J.A. 1996. Predators and ecosystem management. *Wildl. Soc. Bull.* 24:390-396.
- FAHRIG, L., & G. MERRIAM. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conserv. Biol.* 8:50-59.
- FAHRIG, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on populations extinction. *J. Wildl. Manage.* 61 :603-610.
- FERRON, J., F. POTVIN & C. DUSSAULT. 1994. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le lièvre d'Amérique en forêt boréale. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Publ. 2387. 75 p.
- FORMAN, R.T.T., & M. GODRON. 1986. Landscape ecology. John Wiley and Sons, N.Y. 619 p.
- FORTIN, C., & M. CANTIN. 1990. Effet du piégeage sur une population nouvellement exploitée de martre d'Amérique en milieu boréal. Québec., Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Québec, Publ. 1776.
- FORTIN, M.J., & P. DRAPEAU. 1995. Delineation of ecological boundaries: comparison of approaches and significance tests. *Oikos* 72:323-332.
- FOSTER, D.R. 1983. The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador. *Can. J. Bot.* 61:2459-2471.

- FRANKLIN, J.R. 1993a. Lessons from the old growth. *J. For.* 91(12):10-13.
- FRANKLIN, J.F. 1993b. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? *Ecol. Appl.* 3:202-205.
- FRELICH, L.E., & P.E. REICH. 1995b. Spatial patterns and succession in a Minnesota southern-boreal forest. *Ecol. Monogr.* 65:325-346.
- FRITTS, S.H., & L.N. CARBYN. 1995. Population viability, nature reserves, and the outlook for gray wolf conservation in North America. *Rest. Ecol.* 3:26-38.
- GAGNÉ, N. 1997. Effets de différentes méthodes de régénération de la sapinière boréale humide sur les petits mammifères. Thèse Ph. D., Univ. Laval, Québec.
- GARANT, Y.R., LAFOND & R. COURTOIS. 1995. Analyse du système de suivi de la martre d'Amérique (*Martes americana*) au Québec. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Rap. préliminaire. 32 p.
- GARROTT, R.A., G.C. WHITE, R.M. BARTMANN et al. 1987. Movements of female mule deer in northwest Colorado. *J. Wildl. Manage.* 51:634-643.
- GAUDETTE, M.T., & D.F. STAUFFER. 1988. Assessing habitat of white-tailed deer in southwestern Virginia. *Wildl. Soc. Bull.* 16:284-290.
- GAUTESTAD, A.O., & I. MYSTERUD. 1993. Physical and biological mechanisms in animal movement processes. *J. Appl. Ecol.* 30:523-535.
- GAUTESTAD, A.O., & I. MYSTERUD. 1995. The home range ghost. *Oikos* 74:195-204.
- GAUTHIER, S., Y. BERGERON & B. HARVEY. 1997. Régime naturel des feux et aménagement des paysages forestiers: enjeux et pistes pour une foresterie durable. *L'Aubelle* 120:9-11, 15.
- GENASYS. 1991. GENAMAP reference manual. Version 5.1. Genasys II, Inc., Fort Collins, Colorado.
- GÉNIER, A., & J.M. BERGERON. 1996. Impact à court terme de la coupe à blanc avec protection de la régénération sur les petits mammifères en forêt boréale. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Publ. 96-3286-06. 127 p.
- GIGNAC, G., & J.P. MARTEL. 1995. Le secteur forestier et les enjeux environnementaux des années 1990. *L'Aubelle* 108:15-17, 109:16-18.

- GILLIS, A.M. 1990. The new forestry: An ecosystem approach to land management. *Bioscience* 40:558-562.
- GILMER, D.S., et al. 1981. Procedures for the use of aircraft in wildlife biotelemetry studies. U.S. Dep. Int., Fish Wildl. Serv., Res. Publ. 140.
- GINGRAS, J.F. 1993. Couper à blanc avec la conscience tranquille. *Opér. for. scierie* 28(1):20-26.
- GROSENBAUGH, L.R. 1952. Plotless timber estimates - New, fast, easy. *J. For.* 50(1):32-37.
- GRUMBINE, R.E. 1994. What is ecosystem management? *Conserv. Biol.* 8:27-38.
- GUAY, S. 1994. Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Publ. 94-2537-12. 59 p.
- HAGAN, J.M., W.M. VANDERHAEGEN & P.S. McKINLEY. 1996. The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conserv. Biol.* 10:188-202.
- HAGAN, J.M., P.S. McKINLEY, A.L. MEEHAN & S.L. GROVE. 1997. Diversity and abundance of landbirds in a northeastern industrial forest. *J. Wildl. Manage.* 61:718-735.
- HAHN, D.C., & J.S. HATFIELD. 1995. Parasitism at the landscape scale : Cowbirds prefer forest. *Conserv. Biol.* 9:1415-1424.
- HAMMIL, J.H., & R.J. MORAN. 1986. A habitat model for ruffed grouse in Michigan. Pages 15-18 in J. Verner, M.L. Morrison & C.J. Ralph, ed. *Wildlife 2000*. Univ. Wisc. Press, Madison.
- HANSTEEN, T.L., H.P. ANDREASSEN & R.A. IMS. 1997. Effects of spatiotemporal scale on autocorrelation and home range estimators. *J. Wildl. Manage.* 61:280-290.
- HARGIS, C.D., & D.R. McCULLOUGH. 1984. Winter diet and habitat selection of marten in Yosemite National Park. *J. Wildl. Manage.* 48:140-146.
- HARGIS, C.D., & J.A. BISSONETTE. 1997. Effects of forest fragmentation on populations of American marten in the Intermountain West. *Proc.* Pages 437-451 in G. Proulx, H.N. Bryant et P.M. Woodward, éd. *Martes: taxonomy, ecology, techniques, and management*. Prov. Museum Alberta, Edmonton, Alberta.

- HARGIS, C.D., J.A. BISSONETTE & J.L. DAVID. 1997. Understanding measures of landscape pattern. In J.A. Bissonette, ed. *Landscape ecology: a primer for wildlife biologists*. Springer Verlag. In press.
- HARGROVE, W.W., & J. PICKERING. 1992. Pseudoreplication: A sine qua non for regional ecology. *Landscape Ecol.* 6:251-258.
- HARRIS, L.D. 1984. *The fragmented forest: Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. Univ. Chicago Press, Chicago. 211 p.
- HARRIS, S.W., J. CRESSWELL, P.G. FORDE et al. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data - A review of problems and techniques particularly as applied to mammals. *Mammal Rev.* 20:97-123.
- HARRISON, D.J. 1993. A landscape approach for assessing habitat relationships of forest carnivores. Proc. 21st congress Inter. Union Game Biol., Halifax.
- HARRISON, D.J., D.M. PHILLIPS, T.G. CHAPIN *et al.* 1995. Population performance and habitat selection by american marten: a need to reassess accepted paradigms and conservation practices. Proc. 2nd Inter. Martes Symp., Edmonton.
- HAYWARD, G.D., P.H. HAYWARD & E.O. GARTON. 1993. Ecology of boreal owls in the northern Rocky Mountains, U.S.A. *Wildl. Monogr.* 124. 59 p.
- HEISEY, D.M., & T.K. FULLER. 1985. Evaluation of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. *J. Wildl. Manage.* 49:668-674.
- HEIT, M. & A. SHORTREID, éd. 1991. GIS application in natural resources. GIS World, Inc., Fort Collins. 381 p.
- HIRSCH, J.G., & J.B. HAUFLE. 1994. Evaluation of a forest-habitat model for black bears. Pages 330-337 in Thompson, I., ed. Proc. 21st Inter. Union Game Biol., Can. For. Serv., FO18-33.
- HODGMAN, T.P., D.J. HARRISON, D.D. KATNIK & K.D. ELOWE. 1994. Survival in an intensively trapped marten population in Maine. *J. Wildl. Manage.* 58:593-600.
- HODGMAN, T.P., D.J. HARRISON, D.M. PHILLIPS & K.D. ELOWE. 1997. Survival of American marten in an untrapped forest preserve in Maine. Pages 86-99 in G. Proulx, H.N. Bryant & P.M. Woodward, Éd. *Martes: Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management*. Prov. Museum Alberta, Edmonton, Alberta.

- HOMER, C.G., T.C. EDWARDS, R.D. RAMSEY & K.P. PRICE. 1993. Use of remote sensing methods in modelling sage grouse winter habitat. *J. Wildl. Manage.* 57:78-84.
- HUNTER, M.L., Jr. 1990. *Wildlife, forests and forestry. Principles of managing forests for biological diversity.* Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J. 370 p.
- HUNTER, M. 1996. Benchmarks for managing ecosystems: Are human activities natural? *Conserv. Biol.* 10:695-697.
- HURLBERT, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr.* 54:187-211.
- IMS, R.A., J. ROLSTAD & P.WEGGE. 1993. Predicting space use responses to habitat fragmentation - Can voles (*Microtus oeconomus*) serve as an experimental model system (EMS) for capercaillie grouse (*Tetrao urogallus*) in boreal forest. *Biol. Conserv.* 63:261-268.
- JELINSKI, D.E. 1991. On the use of Chi-square analyses in studies of resource utilization. *Can. J. For. Res.* 21:58-65.
- JOHANNESSEN, E., H.P. ANDREASSEN & H. STEEN. 1997. Effect of radiocollars on survival of root voles. *J. Mammal.* 78:638-642.
- JOHNSON, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65-71.
- JOHNSON, L.B. 1990. Analysing spatial and temporal phenomena using geographical information systems - A review of ecological applications. *Landscape Ecol.* 4:31-44.
- JUTRAS, J., & C. GUY. 1990. *Exploitation de la martre d'Amérique en Abitibi-Témiscamingue (saison 1989-1990).* Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue, Rap. dact. 12 p.
- KATNIK, D.D. 1992. *Spatial use, territoriality, and summer-autumn selection of habitat in an intensively harvested population of martens on commercial forestland in Maine.* M.Sc. Thesis, Univ. Maine, Orono, Maine. 137 p.
- KATNIK, D.D., D.J. HARRISON & T.P. HODGMAN. 1994. Spatial relationships in a harvested population of marten in Maine. *J. Wildl. Manage.* 58:600-607.

- KAUFMANN, M.R., R.T. GRAHAM, D.A. BOYCE *et al.* 1994. An ecological basis for ecosystem management. U.S. Dep. Agric., For. Serv., Gen. Tech. Rep. RM-246. 22 p.
- KIE, J.G., J.A. BALDWIN & C.J. EVANS. 1996. CALHOME: a program for estimating animal home range. *Wildl. Soc. Bull.* 24:342-344.
- KOEHLER, G.M. 1990. Population and habitat characteristics of lynx and snowshoe hares in north-central Washington. *Can. J. Zool.* 68:845-851.
- KOEHLER, G.M., & M.G. HORNOCKER. 1977. Fire effects on marten habitat in the Selway-Bitterroot Wilderness. *J. Wildl. Manage.* 41:500-505.
- KROHN, W.B. 1992. Sequence of habitat occupancy and abandonment: potential standards for testing habitat models. *Wildl. Soc. Bull.* 20:441-444.
- KUHN, T. S. 1972. La structure des révolutions scientifiques. Flammarion, Paris. 246 p.
- LACHOWSKI, H.J. 1997. Relationships among prey abundance, habitat, and American marten in northern Maine. Thèse M.Sc., Univ. Maine, Orono, Maine. 73 p.
- LACY, R.C., & T.W. CLARK. 1993. Simulation modelling of American marten (*Martes americana*) populations: vulnerability to extinction. *Great Basin Nat.* 53:282-292.
- LAFLEUR, P.E., & P. LARUE. 1992. La sélection d'espèces fauniques représentatives des réserves Mastigouche et des Laurentides: cadre d'analyse et proposition d'une liste d'espèces-cibles. Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Projet GIR, Doc. tech. 91/7. 15 p.
- LAFLEUR, P.E., & P. BLANCHETTE. 1993. Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour le grand pic (*Dryocopus pileatus* L.) au Québec. Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Projet GIR, Publ. 2302. 36 p.
- LANCIA, R.A., C.E. BRAUN, M.W. COLLOPY *et al.* 1996. ARM! For the future: adaptive resource management in the wildlife profession. *Wildl. Soc. Bull.* 24:436-442.
- LaRUE, P. 1993. Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour la martre d'Amérique (*Martes americana* Turton) au Québec. Québec, Ministère de Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Projet GIR, Publ. 2303. 34 p.

- LaRUE, P., J. BISSONNETTE & S. MARCHAND. 1991. Guide normatif pour la prise des données visant à caractériser les habitats fauniques (préliminaire). Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Projet GIR, Doc. tech. 91/8, 11 p.
- LaRUE, P., J. BISSONNETTE & S. MARCHAND. 1992. Guide normatif pour la prise de données visant à caractériser les habitats fauniques. Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Projet GIR, Doc. tech. 91/8. 11 p.
- LaRUE, P., P. BLANCHETTE, & D. OSTIGUY. 1996. Utilisation de l'information écoforestière pour la caractérisation des habitats fauniques dans le cadre du projet de la gestion intégrée des ressources en milieu forestier. *Vision Science* 3(4):1-5.
- LAS. 1996. GRASSLAND user's guide for Windows 95 and Windows NT. Logiciels et Applications Scientifiques Inc., Montréal.
- LATOUR, P.B., N. MacLEAN & K.G. POOLE. 1994. Movements of martens, *Martes americana*, in burned and unburned taiga in the Mackenzie valley, Northwest Territories. *Can. Field-Nat.* 108:351-354.
- LAUNDRE, J.W., & B.L. KELLER. 1984. Home-range size of coyotes: a critical review. *J. Wildl. Manage.* 48:127-139.
- LAUNDRE, J.W., T.D. REYNOLDS, S.T. KNICK & I.J. BALL. 1987. Accuracy of daily point relocations in assessing real movement of radio-marked animals. *J. Wildl. Manage.* 51:937-940.
- LAURANCE, W.F., & E. YENSEN. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol. Conserv.* 55:77-92.
- LAYMON, S.A., & R.H. BARRET. 1986. Developing and testing habitat-capability models: pitfalls and recommendations. Pages 87-91 in J. Verner, M.L. Morrison & C.J. Ralph, ed. *Wildlife 2000*. Univ. Wisc. Press, Madison.
- LEBLANC, M., & L. BÉLANGER. 1996. Natural landscapes of humid boreal balsam fir forest. *Second Int. Workshop on Disturb. Dyn. in Boreal For.*, Rouyn-Noranda:148-150.
- LEDUC, A. 1996. Analyse structurale des paysages et élaboration de cartes de potentiel faunique. Québec, Ministère des Ressources naturelles, Rap. dact. 29 p.
- LEHMKUHL, J.F., & M.G. RAPHAEL. 1993. Habitat pattern around northern spotted owl locations on the Olympic peninsula, Washington. *J. Wildl. Manage.* 57:302-315.

- LI, H., J.F. FRANKLIN & T.A. SPIES. 1993. Developping alternative forest cutting patterns: a simulation approach. *Landscape Ecology* 8:63-73.
- LI, H., & J.F. REYNOLDS. 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos* 73:280-284.
- LINDENMAYER, D.B. 1994. Wildlife corridors and the mitigation of logging impacts on fauna in wood-production forests in southeastern Australia. *Wildl. Res.* 21:323-340.
- LINDSTEDT, S.L., B.J. MILLER & S.W. BUSKIRK. 1986. Home range, time, and body size in mammals. *Ecology* 67:413-418.
- LINNELL, J.D.C., & R.ANDERSEN. 1995. Site tenacity in roe deer: Short term effects of logging. *Wildl. Soc. Bull.* 23:31-35.
- LITVAITIS, J.A., J.A. SHERBURNE & J.A. BISSONNETTE. 1985a. A comparison of methods used to examine snowshoe hare habitat use. *J. Wildl. Manage.* 49:693-695.
- LITVAITIS, J.A., J.A. SHERBURNE & J.A. BISSONNETTE. 1985b. Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density. *J. Wildl. Manage.* 49:866-873.
- LITVAITIS, J.A., K. TITUS & E.M. ANDERSON. 1994. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. Pages 254-274 in T.A. Bookhout, ed. *Research and management techniques for wildlife and habitats*. 5e éd. The Wildlife Soc., Bethesda, Md.
- LOFROTH, E.C. 1993. Scale dependent analyses of habitat selection by marten in the sub-boreal spruce biogeoclimatic zone, British Columbia. M.Sc. Thesis, Simon Fraser Univ., British Columbia. 109 p.
- LOFROTH, E.C., & J.D. STEVENTON. 1990. Managing for marten winter habitat in interior forests of British Columbia. Pages 66-76 in Chambers, A., ed. *Wildlife forestry symposium*. Forestry Canada, FRDA 160.
- LYON, L.J., K.B. AUBRY, W. ZIELINSKI et al. 1994. The scientific basis for conserving forest carnivores: considerations for management. Pages 128-138 in L.F. Ruggiero, K.B. Aubry, S.W. Buskirk *et al.*, ed. *American marten, fisher, lynx, and wolverine*. U.S. Dep. Agric., For. Ser., Gen. Tech. Rep. RM-254.

- MacNAB, J. 1983. Wildlife management as scientific experimentation. *Wildl. Soc. Bull.* 11:397-401.
- MAGUIRE, D.J., M.F. GOODCHILD & D.W. RHIND, ed. 1991. Geographical information systems. 2 vol. Longman Sci. and Tech., London.
- MAJOR, J.T. 1979. Marten use of habitat in a commercially clearcut forest during summer. M.Sc. Thesis, Univ. Maine, Orono, Maine. 32 p.
- MANLY, B., L. McDONALD & D. THOMAS. 1993. Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies. Chapman and Hall, London. 177 p.
- MARCHAND, S., & P. BLANCHETTE. 1995. Élaboration d'un modèle d'indice de qualité de l'habitat pour la sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*) au Québec. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Publ. 95-2919-08. 21 p.
- McCALLUM, I.R. 1993. Long-term effects of timber management on marten habitat potential in an Ontario boreal forest. M.Sc. Thesis, Lakehead Univ., Ontario. 215 p.
- McCALLUM, I.R., P. HIGGELKE & P. DUINKER. 1994. GIS-based habitat supply analysis for moose (*Alces alces*) and marten (*Martes americana*) in northern Ontario forests. Pages 370-375 in Thompson, I., ed. Proc. 21st congress Inter. Union Game Biol., Can. For. Serv., FO18-33.
- McCULLOUGH, D.R. 1994. Importance of population data in forest management planning. *For. Chron.* 70:533-537.
- McCULLOUGH, D.R. 1996. Spatially structured populations and harvest theory. *J. Wildl. Manage.* 60:1-9.
- McDONALD, J.E., K. JOHNSTON, D.P. FULKLER *et al.* 1994. GIS analysis of black bear distribution relative to landscape features in western Massachusetts, USA. Pages 376-379 in Thompson, I., ed. Proc. 21st congress Inter. Union Game Biol., Can. For. Serv., FO18-33.
- McGARIGAL, K., & B.J. MARKS. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Dep. Agric., For. Serv., Gen. Tech. Rep. PNW 351. 122 p.
- McGARIGAL, K., & W.C. McCOMB. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecol. Monogr.* 65:235-260.

- McNAY, R.S., J.A. MORGAN & F.L. BUNNELL. 1994. Characterizing independence of observations in movements of Columbian black-tailed deer. *J. Wildl. Manage.* 58:422-429.
- MEF. 1996. Convention sur la diversité biologique - Stratégie de mise en oeuvre au Québec. Qué., Minist. Environ. & Faune, Publ. SP-42. 122 p.
- MER. 1984. Normes d'inventaire forestier. Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de l'inventaire forestier. 177 p.
- MER. 1989. Modalités d'intervention en milieu forestier. Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction générale des forêts, Publ. 3214. 75 p.
- MLADENOFF, D.J., M.A. WHITE, J. PASTOR & T.R. CROW. 1993. Comparing spatial patterns in unaltered old-growth and disturbed forests landscapes. *Ecol. Appl.* 3:294-306.
- MLADENOFF, D.J., T.A. SICKLEY, R.G. HAIGHT & A.P. WYDEVEN. 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes region. *Conserv. Biol.* 9:295-305.
- MORIN, H., D. LAPRISE & Y. BERGERON. 1993. Chronology of a spruce budworm outbreak near lake Duparquet, Abitibi region, Québec. *Can. J. For. Res.* 23:1497-1506.
- MRN. 1992. Carte de dépôts de surface. Québec, Ministère des Ressources naturelles, Service de l'inventaire forestier, Carte 1:50 000 32D02.
- MRN. 1995a. Carte de dépôts de surface. Québec, Ministère des Ressources naturelles, Service de l'inventaire forestier, Cartes 1:50 000 31M09 et 31M10.
- MRN. 1995b. Norme de stratification écoforestière. Troisième programme de connaissance de la ressource forestière. Québec, Ministère des Ressources naturelles, Service de l'inventaire forestier, Publ. RN95-3025. 116 p.
- MRN. 1996a. Biodiversité du milieu forestier. Bilan et engagements du ministère des Ressources naturelles. Qué., Minist. Ressor. Nat., Publ. RN96-3045. 152 p.
- MRN. 1996b. L'application du RNI et la protection des milieux fragiles. Qué., Minist. Ressor. Nat., Publ. RN96-3087. 10 p.
- MRN. 1996c. Le Québec forestier méridional. Québec, Ministère des Ressources naturelles. Carte 1 250 000.

- NAMS, V.O. 1989. Effects of radiotelemetry error on sample size and bias when testing for habitat selection. *Can. J. Zool.* 67:1631-1636.
- NAYLOR, B.J. 1992. Habitat supply analysis. *Ont. Minist. Nat. Resour., Timber Production Policy, Proc. Ann. Symp.* 1:147-154.
- NAYLOR, B.J. 1994. Managing wildlife habitat in red pine and white pine forests of central Ontario. *For. Chron.* 70:411-419.
- NAYLOR, B.J., & M. NOVAK. 1994. Catch efficiency and selectivity of various traps and sets used for capturing american marten. *Wildl. Soc. Bull.* 22:489-496.
- NAYLOR, B.J., T. BELLHOUSE, S. CHRISTILAW & P. WELLANDT. 1994. Development and validation of a habitat suitability index model for the american marten in central Ontario. *Ont. Minist. Nat. Resources, Central Reg. Sci. Tech., Tech. Rep.* 28. 13 p.
- NBDNRE. 1991. Forest land habitat management program. New Brunswick Dep. Nat. Resour. En., *Prog. Rep.* 57 p.
- NELSON, M.D., & R.R BUECH. 1996. A test of 3 models of Kirtland's warbler habitat suitability. *Wildl. Soc. Bull.* 24:89-97.
- NEU, C.W., C.R. BYERS & J.M. PEEK. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *J. Wildl. Manage.* 38:541-545.
- NOLET, P., G. DOMON & Y. BERGERON..1995. Potential and limitations of ecological classification as a tool for forest management: a case study of disturbed deciduous forest in Québec. *For. Ecol. Manage.* 78:85-98.
- NORUSIS, M.J. 1990. *SPSS/PC+ Statistics 4.0 for the IBM PC/XT/AT and PS/2.* SPSS Inc., Chicago. 320 p.
- NUDDS, T.D. 1977. Quantifying the vegetation structure of wildlife cover. *Wildl. Soc. Bull.* 5:113-117.
- NUDDS, T.D., & M.L. MORRISON. 1991. Ten years after "Reliable knowledge": Are we gaining? *J. Wildl. Manage.* 55:757-760.
- O'DOHERTY, E.C., L.F. RUGGIERO & S.E. HENRY. 1997. Home-range size and fidelity of American martens in the Rocky Mountains of southern Wyoming. Pages 123-134 in G. Proulx, H.N. Bryant & P.M. Woodward, Éd. *Martes: Taxonomy,*

- Ecology, Techniques, and Management. Prov. Museum Alberta, Edmonton, Alberta.
- O'NEILL, R.V., J.R. KRUMMEL, R.H. GARDNER et al. 1988. Indices of landscape patterns. *Landscape Ecol.* 1:153-162.
- O'NEIL, R.V., C.T. HUNSAKER/S.P. TIMMINS, B.L. JACKSON, K.B. JONES, K.H. RIITERS & J.D.WICKHAM. 1996. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecol.* 11:169-180.
- OIFQ. 1996. Document de travail sur la coupe à blanc. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. 20 p.
- OLIVER, C.D. 1992. A landscape approach: Achieving and maintaining biodiversity and economic productivity. *J. For.* 90(9):20-25.
- OPENSHAW, S. 1991. Developing appropriate spatial analysis methods for GIS. Pages 389-402 in D.J. Maguire, M.F. Goodchild & D.W. Rhind, ed. 1991. *Geographical information systems*. 2 vol. Longman Sci. and Tech., London.
- OUELLET, J.P., J. FERRON & L. SIROIS. 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in southeastern Québec. *Can. J. Zool.* 74:1922-1933.
- PARAGI, T.F., W.N. JOHNSON, D.D. KATNIK & A.J. MAGOUN. 1996. Marten selection of postfire seres in the Alaskan taiga. *Can. J. Zool.* 74:2226-2237.
- PARENT, A. 1996. Validation d'un modèle d'habitat pour la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) et caractérisation de l'habitat de tambourinage sur la seigneurie Nicolas-Rioux, Forêt modèle du Bas Saint-Laurent. Qué., Minist. Environ. et Faune, Dir. Faune et hab., Publ. 3635-97-06. 39 p.
- PEARSON, S.M. 1993. The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering bird populations. *Landscape Ecol.* 8:3-18.
- PETRABORG, W.H., E.G. WILLEN & V.E. GUNVALSON. 1953. Roadside drumming counts: a spring census method for ruffed grouse. *J. Wildl. Manage.* 17:292-295.
- POIRIER, M., & N. BLANCHETTE. 1992. Exploitation de la martre d'Amérique en Abitibi-Témiscamingue (saisons 1989-1990 et 1990-1991). Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue, Rap. dact. 34 p.

- POOLE, K.G., & R.P. GRAF. 1996. Winter diet of marten during a snowshoe hare decline. *Can. J. Zool.* 74:456-466.
- PORTER, W.F., & K.E. CHURCH. 1987. Effects of environmental pattern on habitat preference analysis. *J. Wildl. Manage.* 51:681-685.
- POTVIN, F., & L. BÉLANGER. 1995. Pour préserver la biodiversité au Québec, une approche à l'échelle du paysage forestier s'impose. *L'Aubelle* 109:19-22.
- PULLIAINEN, E., & P. OLLINMAKI. 1996. A long term study of the winter food niche of the pine marten *Martes martes* in northern boreal Finland. *Acta Theriol.* 41:337-352.
- PUTTOCK, G.D., P. SHAKOTKO & J.G. RASAPUTRA. 1996. An empirical habitat model for moose, *Alces alces*, in Algonquin Park, Ontario. *For. Ecol. Manage.* 81:169-178.
- RAINE, R.M. 1983. Winter habitat use and responses to snow cover of fisher (*Martes pennanti*) and marten (*Martes americana*) in southwestern Manitoba. *Can. J. Zool.* 61:25-34.
- RAINE, R.M. 1987. Winter food habits and foraging behaviour of fishers (*Martes pennanti*) and martens (*Martes americana*) in southwestern Manitoba. *Can. J. Zool.* 65:745-747.
- RAPHAEL, M.G., & L.L. JONES. 1997. Characteristics of resting and denning sites of American martens in central Oregon and western Washington. Pages 146-165 in G. Proulx, H.N. Bryant & P.M. Woodward, Éd. *Martes: Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management*. *Prov. Museum Alberta*, Edmonton, Alberta.
- REED, R.A., J. JOHNSON-BARNARD & W.L. BAKER. 1996. Fragmentation of a forested Rocky Mountain landscape, 1950-1993. *Biol. Conserv.* 75(3):267-278.
- REMPEL, R.S., P.C. ELKIE, A.R. RODGERS & M.J. GLUCK. 1997. Timber management and natural-disturbance effects on moose habitat: landscape evaluation. *J. Wildl. Manage.* 61:517-524.
- REYNOLDS, T.D., & J.W. LAUNDRE. 1990. Time intervals for estimating pronghorn and coyote home ranges and daily movements. *J. Wildl. Manage.* 54:316-322.
- RICHARDSON, R. 1993. Les coupe partielles: une partie de la solution. *Opér. for. scierie* 28(1):39-44.

- RIITERS, K.H., R.V. O'NEIL, C.T. HUNSAKER et al. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10(1):23-39.
- RIPPLE, W.J., D.H. JOHNSON, K.T. HERSHEY & C.C. MESLOW. 1991. Old-growth and mature forests near spotted owl nests in western Oregon. *J. Wildl. Manage.* 55:316-318.
- RIPPLE, W.J., P.D. LATTIN, K.T. HERSHEY, F.F. WAGNER & E.C. MESLOW. 1997. Landscape composition and pattern around northern spotted owl nest sites in southwest Oregon. *J. Wildl. Manage.* 61:151-158.
- RITTER, A.F. 1985. Preliminary habitat suitability index model for marten in Maine. *Maine Dep. Inland Fish & Wildl., Rap. dact.* 20 p.
- ROBEL, R.J., L.B. FOX & K.E. KEMP. 1993. Relationship between habitat suitability index values and ground counts of beaver colonies in Kansas. *Wildl. Soc. Bull.* 21:415-421.
- RODGERS, A.R., & P. ANSON. 1994. News and applications of the global positioning system. *GPS World*, July:20-32.
- ROLOFF, G.J., & J.B. HAUFLER. 1994. Forest planning in Michigan using a GIS approach. Pages 364-369 in Thompson, I., ed. *Proc. 21st congress Inter. Union Game Biol., Can. For. Serv., FO18-33.*
- ROLSTAD, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: Conceptual issues and the evidences. *Biol. J. Linn. Soc.* 42:149-163.
- ROWE, J.S. 1992. The ecosystem approach to forestland management. *For. Chron.* 68:222-224.
- RUDIS, V.A., & J.B. TANSEY. 1995. Regional assessment of remote forests and black bear habitat from forest resource surveys. *J. Wildl. Manage.* 59:170-180.
- RUEL, J.C. 1988. Protéger la régénération préétablie: pour assurer le renouvellement de nos forêts. Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la recherche et du développement, *La foresterie sans détour* 6. 5 p.
- RUGGIERO, L.F., W.J. ZIELINSKI, K.B. AUBRY et al. 1994a. A conservation assessment framework for forest carnivores. Pages 1-6 in L.F. Ruggiero, K.B. Aubry, S.W. Buskirk et al., ed. *American marten, fisher, lynx, and wolverine.* U.S.. Dep. Agric., For. Serv., Gen. Tech. Rep. RM-254.

- RUGGIERO, L.F., S.W. BUSKIRK, K.B. AUBRY et al. 1994b. Information needs and a research strategy for conserving forest carnivores. Pages 138-152 in L.F. Ruggiero, K.B. Aubry, S.W. Buskirk *et al.*, ed. American marten, fisher, lynx, and wolverine. U.S. Dep. Agric., For. Serv., Gen. Tech. Rep. RM-254.
- SAMSON, C. 1996. Modèle d'indice de qualité de l'habitat pour l'ours noir (*Ursus americanus*) au Québec. Qué., Minist. Environ. & Faune, Dir. faune & hab., Publ. 3623-97-04. 57 p.
- SAMUEL, M.D., D.J. PIERCE & E.O. GARTON. 1985. Identifying areas of concentrated use within the home range. *J. Anim. Ecol.* 54:711-719.
- SAMUEL, M.D., & M.R. FULLER. 1994. Wildlife radiotelemetry. Pages 370-418 in T.A. Bookhout, ed. Research and management techniques for wildlife and habitats. 5e éd.
- SANDERSON, G.C. 1966. The study of mammal movements - A review. *J. Wildl. Manage.* 30:215-235.
- SAUNDERS, D., R.J. HOBBS & C.R. MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conserv. Biol.* 5:18-32.
- SAVIGNAC, C., J. HUOT & A. DESROCHERS. 1996. Validation de l'indice de qualité de l'habitat du grand pic (*Dryocopus pileatus*) en Mauricie. Qué., Minist. Environ. & Faune, Publ. 96-3481-11. 61 p.
- SCHAMBERGER, M.L., & L.J. O'NEIL. 1986. Concepts and constraints of habitat-model testing. Pages 5-19 in J. Verner, M.L. Morrison & C.J. Ralph, ed. *Wildlife 2000*. Univ. Wisc. Press, Madison.
- SCHEINER, S.M. 1992. Measuring pattern diversity. *Ecology* 73:1860-1867.
- SCHMITZ, O.J. 1991. Thermal constraints and optimization of winter feeding and habitat choice in white-tailed deer. *Holar. Ecol.* 14:104-111.
- SCHNEIDER, R.R., & P. YODZIS. 1994. Extinction dynamics in the american marten (*Martes americana*). *Conserv. Biol.* 8:1058-1068.
- SCHOOLEY, R.L. 1994. Annual variation in habitat selection: Patterns concealed by pooled data. *J. Wildl. Manage.* 58:367-374.
- SCHROEDER, R.L., T.T. CABLE & S.L. HAIRE. 1992. Wildlife species richness in shelterbelts: test of a habitat model. *Wildl. Soc. Bull.* 20:264-273.

- SCHULZ, T.T., & L.A. JOYCE. 1992. A spatial application of a marten habitat model. *Wildl. Soc. Bull.* 20:74-83.
- SEAMAN, D.E., & R.A. POWELL. 1996. Accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77 :2075-2085.
- SHERBURNE, S.S., & J.A. BISSONETTE. 1994. Marten subnivean access point use: Response to subnivean prey levels. *J. Wildl. Manage.* 58:400-405.
- SIEGEL, S., & N.J. CASTELLAN. 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences.* McGraw-Hill, Inc. 399 p.
- SILVERMAN, B.W. 1990. *Density estimation for statistics and data analysis.* Chapman and Hall Ltd, London. 175 p.
- SINCLAIR A.R.E. 1991. Science and the practice of wildlife management. *J. Wildl. Manage.* 55:767-773.
- SKALSKI, J.R., & D.S. ROBSON. 1992. *Techniques for wildlife investigations, design and analysis of capture data.* Acad. Press, San Diego. 237 p.
- SLOUGH, B.G. 1989. Movements and habitat use by transplanted marten in the Yukon Territory. *J. Wildl. Manage.* 53:991-997.
- SLOUGH, B.G., W.R. ARCHIBALD, S.S. BEARE & R.H. JESSUP. 1989. Food habits of martens (*Martes americana*) in the south-centra Yukon Territory. *Can. Field-Nat.* 103:18-22.
- SNYDER, J.E., & J.A. BISSONETTE. 1987. Marten use of clear-cuttings and residual forest stands in western Newfoundland. *Can. J. Zool.* 65:169-174.
- SOUTIERE, E.C. 1979. Effects of timber harvesting on marten in Maine. *J. Wildl. Manage.* 43:850-860.
- SPELLERBERG, I.F., & J.W.D. SAWYER. 1996. Standards for biodiversity: a proposal based on biodiversity standards for forest plantations. *Biodiv. Conserv.* 5:.
- SPENCER, W.D. 1987. Seasonal rest-site preferences of martens in the northern Sierra Nevada. *J. Wildl. Manage.* 51:616-621.
- SPIES, T.A., J.F. FRANKLIN & T.B. THOMAS. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* 69:1689-1702.
- STAR, J., & J. ESTES. 1990. *Geographic information systems: An introduction.* Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J. 303 p.

- STEVENTON, J.D., & J.T. MAJOR. 1982. Marten use of habitat in a commercially clear-cut forest. *J. Wildl. Manage.* 46:175-182.
- STORCH, I. 1995. Annual home ranges and spacing patterns of capercaillie in central Europe. *J. Wildl. Manage.* 59:392-400.
- STORCH, I., E. LINDSTROM & J. JOUNGE. 1990. Diet and habitat selection of the pine marten in relation to competition with the red fox. *Acta Theriol.* 35:411-420.
- STRAUS, R.E. 1979. Reliability estimates for Ivlev's electivity index, the forage ratio, and a proposed linear index of food selection. *Trans. Am. Fish. Soc.* 108:344-352.
- STRICKLAND, M.A., & C.W. DOUGLAS. 1987. Marten. Pages 531-546 in M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard & B. Malloch, ed. *Wild furbearers management and conservation in North America.* Ont. Minist. Nat. Resour.
- STRICKLAND, M.A., C.W. DOUGLAS, M.K. BROWN & G.R. PARSONS. 1982. Determining the age of fisher from cementum annuli of the teeth. *N.Y. Fish Game J.* 29:90-94.
- STUART-SMITH, A.K., C.J.A. BRADSHAW, S. BOUTIN, S.M. HEBERT & A.B. RIPPIN. 1997. Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta. *J. Wildl. Manage.* 61:622-633.
- STURTEVANT, B.R., & J.A. BISSONETTE. 1997. Stand structure and microtine abundance in Newfoundland: implications for marten. Pages 182-198 in G. Proulx, H.N. Bryant & P.M. Woodward, Éd. *Martes: Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management.* Prov. Museum Alberta, Edmonton, Alberta.
- STURTEVANT, B.R., J.A. BISSONETTE & J.N. LONG. 1996. Temporal and spatial dynamics of boreal forest structure in western Newfoundland: silvicultural implications for marten habitat management. *For. Ecol. Manage.* 87:13-25.
- SURING, L.H., R.W. FLYNN & E.J. DEGAYNER. 1992. Habitat capability model for marten in southeast Alaska: winter habitat. U.S. Dep. Agric., For. Serv., Alaska Reg., Rap. dact. 31 p.
- SWIHART, R.K., & N.A. SLADE. 1985. Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology* 66:1176-1184.
- SWIHART, R.K., & N.A. SLADE. 1986. The importance of statistical power when testing for independence in animal movements. *Ecology* 67:255-258.

- TAYLOR, M.E., & N. ABREY. 1982. Marten movements and habitat use in Algonquin Park, Ontario. *Can. Field-Nat.* 96:439-447.
- TAYLOR, S.L., & S.W. BUSKIRK. 1994. Forest microenvironments and resting energetics of the American marten *Martes americana*. *Ecography* 17:2499-256.
- TESTER, J.R., & D.B. SINIFF. 1973. Relevance of home range concepts to game biology. *Trans. Int. Congr. Game Biol.* 11:287-299.
- THIBAUT, M. 1985. Les régions écologiques du Québec méridional (deuxième approximation). Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche, Carte 1:1 250 000.
- THOMAS, D.L., & J. TAYLOR. 1990. Study designs and tests for comparing resource use and availability. *J. Wildl. Manage.* 54:322-330.
- THOMAS, J.W. 1987. La faune dans les forêts exploitées, une question d'engagement. *For. Conserv.* 53(9):102-106.
- THOMAS, J.W., & S. HUKÉ. 1996. The Forest Service approach to healthy ecosystems. *J. For.* 94(8):14-18.
- THOMASMA, L.E., T.D. DRUMMER & R.O. PETERSON. 1991. Testing the habitat suitability index model for the fisher. *Wildl. Soc. Bull.* 19:291-297.
- THOMPSON, I.D. 1986. Diet choice, hunting behaviour, activity patterns and ecological energetics of marten in natural and logged areas. Ph.D. Thesis, Univ. Kingston, Kingston, Ont. 179 p.
- THOMPSON, I.D. 1988. Habitat needs of furbearers in relation to logging in boreal Ontario. *For. Chron.* 64:251-261.
- THOMPSON, I.D. 1991. Could marten become the spotted owl of eastern Canada? *For. Chron.* 67:136-140.
- THOMPSON, I.D. 1994. Marten populations in uncut and logged boreal forests in Ontario. *J. Wildl. Manage.* 58:272-280.
- THOMPSON, I.D., & P.W. COLGAN. 1987. Numerical responses of martens to a food shortage in northcentral Ontario. *J. Wildl. Manage.* 51:824-835.
- THOMPSON, I.D., & P.W. COLGAN. 1990. Prey choice by marten during a decline in prey abundance. *Oecologia* 83:443-451.

- THOMPSON, I.D., & P.W. COLGAN. 1994. Marten activity in uncut and logged boreal forests in Ontario. *J. Wildl. Manage.* 58:279-288.
- THOMPSON, I.D., & W.J. CURRAN. 1995. Habitat suitability for marten of second-growth balsam fir forests in Newfoundland. *Can. J. Zool.* 73:2059-2064.
- THOMPSON, I.D., I.J. DAVIDSON, S. O'DONNELL & F. BRAZEAU. 1989. Use of track transects to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forest and regeneration stands. *Can. J. Zool.* 67:1816-1823.
- THOMPSON, I.D., & A.S. HARESTAD. 1994. Effects of logging on american martens, and models for habitat management. Pages 355-367 in S.W. Buskirk, A.S. Harestad, M.G. Raphael & R.A. Powell, ed. *Martens, sables, and fishers - Biology and conservation.* Comstock Publ. Assoc., Ithaca, N.Y.
- THOMPSON, I.D., & D.A. WELSH. 1993. Integrated resource management in boreal forest ecosystems - Impediments and solutions. *For. Chron.* 69:32-39.
- TURNER, M.G. 1989. Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20:171-197.
- TURNER, M.G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape pattern. *Landscape Ecol.* 4:21-30.
- TURNER, M.G., & R.H. GARDNER. 1991. *Quantitative methods in landscape ecology.* Springer, N.Y.
- TURNER, M.G., G.J. ARTHAUD, R.T. ENGSTROM, S.J. HEIL, J. LIU, S. LOEB & K. McKELEY. 1995. Usefulness of spatially explicit population models in land management. *Ecol. Appl.* 5:12-16.
- U.S. ARMY CERL. 1993. GRASS 4.1 user's reference manual. U.S. Army Corps of Engineers, Construction Engineering Research Laboratories, Champaign, Illinois. 556 p.
- VALES, D.J., & F.L. BUNNELL. 1988. Comparison of methods for estimating forest overstory cover 1. Observer effects. *Can. J. For. Res.* 18:606-609.
- van HORNE, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *J. Wildl. Manage.* 47:893-901.

- van HORNE, B., & J.A. WIENS. 1991. Forest bird habitat suitability models and the development of general habitat models. U.S. Dep. Int., Fish Wildl. Serv., Res. Note 8. 31 p.
- van MANEN, F.T., & M.R. PELTON. 1994. Data-based modelling of black bear habitat using GIS. Pages 323-329 in Thompson, I., ed. Proc. 21st congress Inter. Union Game Biol., Can. For. Serv., FO18-343.
- van WINKLE, W. 1975. Comparison of several probabilistic home-range models. J. Wildl. Manage. 39:118-123.
- WATT, W.R., J.A. BAKER, D.M. HOGG, J.G. McNICOL & B.J. NAYLOR. 1996. Forest management guidelines for the provision of marten habitat. Ont. Minist. Nat. Resourc., Publ. 50908. 27 p.
- WAUTERS, L., P. CASALE & A.A DHONDT. 1994. Space use and dispersal of red squirrels in fragmented habitats. *Oikos* 69:140-146.
- WELSH, D.A. 1988. Meeting the habitat needs of non-game forest wildlife. *For. Chron.* 64:262-266.
- WHITE, G.C., & R.A. GARROT. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Acad. Press, San Diego.
- WIENS, J.A., & B. MILNE. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecol.* 3:385-397.
- WILCOVE, D.S. 1988. Forest fragmentation as a wildlife management issue in the eastern United States. Pages 1-5 in R.M. DeGraaf & W.M. Healy, ed. Is forest fragmentation a management issue in the Northeast. U.S. Dep. Agric., For. Serv., Gen. Tech. Rep. NE-144.
- WILCOVE, D.S., C.H. McLELLAN & A.P. DOBSON. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. Pages 237-256 in M.E. Soulé, éd. *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Ass., Sunderland, Mass.
- WINKER, K., J.H. RAPPOLE, & M.A. RAMOS. 1995. The use of movement data as an assay of habitat quality. *Oecologia* 101:211-216.
- WORTON, B.J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecol. Model.* 38:277-298.
- WORTON, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70:164-168.

- WORTON, B.J. 1995. Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *J. Wildl. Manage.* 59:794-800.
- WYNNE, K.M., & J.A. SHERBURNE. 1984. Summer home range use by adult marten in northwestern Maine. *Can. J. Zool.* 62:941-943.
- ZIELINSKI, W.J., W.D. SPENCER & R.H. BARRETT. 1983. Relationship between food habits and activity patterns of pine martens. *J. Mammal.* 64:387-396.

ANNEXE A

**Principales opérations effectuées pour construire
la base de données localisées**

A1. Couche FORÊT du secteur R7 (8 feuillets 1:20 000)^a

SGDL	Étape	Procédure	Opération
ArcInfo	1 ^b		Convertir les coordonnées UTM de la zone 18 à la zone 17
Genamap	2	resri2	Importer la couche vectorielle ArcInfo (format .e00) en utilisant le code de la strate forestière (scar) comme identifiant
	3	trans rubber	Redresser géométriquement 3 feuillets
	4	select, reclass	Recoder l'identifiant des aulnaies (0=3662)
	5	select ty area	Ne conserver que les éléments de surface
	6	select tag=3662	Afficher et vérifier les aulnaies
	7	atte	Corriger l'identifiant des polygones identifiés par erreur à des aulnaies (lacs, îles, extérieur)
	8	attr	Construire et attacher la table d'attributs
	9	wind	Définir la fenêtre géographique pour l'étape 10
	Genacell	10	raster
11		extr	Extraire de la couche BÛCHÉ_R7 les polygones dont l'année de coupe est 1989 et 1990; recoder ces polygones avec scar = 6089 ou 6090
12		calc cover	Fusionner les couches FORÊT et BÛCHÉ pour produire une couche FORÊT actualisée à 1991
13		categ	Redéfinir des catégories discrètes pour la nouvelle couche FORÊT_R7
GRASS	14	r2gr	Exporter en une couche matricielle GRASS (création de 2 fichiers)
	15	ftp	Copier les fichiers dans les répertoires cell et cellhd de la base de données GRASS
	16	r.patch	Fusionner les couches FORÊT_R7, FORÊT_KINO, BÛCHÉ_R7 (année <1991) et BÛCHÉ_KINO (année <1991) pour produire la couche FORÊT_91

a Données de base obtenues de la compagnie Domtar.

b Étape réalisée par Jean-Marie Bilodeau, Chaire industrielle en géomatique, Université Laval.

A2. Couche BÛCHÉ du secteur R7 (8 feuillets 1:20 000)^a

SGDL	Étape	Procédure	Opération
ArcInfo	1 ^b		Convertir les coordonnées UTM de la zone 18 à la zone 17
Genamap	2	resri2	Importer la couche vectorielle ArcInfo (format .e00) et sa table d'attributs
	3	trans rubber	Redresser géométriquement 3 feuillets
	4	select ty area	Ne conserver que les éléments de surface
	5	atte	Vérifier si tous les polygones ont un identifiant et corriger au besoin
	6	attr hook	Attacher la table d'attributs
	7	select at	Sélectionner les polygones correspondant à des aires de coupe de 1991 à 1994
	8	atte	Recoder l'attribut de 15 polygones pour augmenter le nombre de catégories à >16 (prérequis pour l'étape 13)
	9	wind	Définir la fenêtre géographique pour l'étape 10
	Genacell	10	raster
11		calc cover	Fusionner les feuillets en une seule couche
12		categ	Redéfinir des catégories discrètes pour la nouvelle couche BÛCHÉ_R7
13		r2gr	Exporter en une couche matricielle GRASS (création de 2 fichiers)
GRASS	14	ftp	Copier les fichiers dans les répertoires cell et cellhd de la base de données GRASS
	15	r.recode	Recoder les catégories créées à l'étape 8 pour leur redonner leur valeur originale

^a Données de base obtenues de la compagnie Domtar.

^b Étape réalisée par Jean-Marie Bilodeau, Chaire industrielle en géomatique, Université Laval.

A3. Couches FORÊT du secteur KINO (8 feuillets 1:20 000 regroupés en 3 blocs)^a

SGDL	Étape	Procédure	Opération
ArcInfo	1 ^b		Convertir les coordonnées de MTM à UTM zone 17
	2 ^b		Numéroter les strates forestières selon la codification utilisée pour FORÊT_R7, créer les codes pour les strates uniques à KINO et joindre ce nouvel attribut à la table d'attributs
	3 ^b		Exporter au format .e00
Genamap	4	resri2	Importer la couche vectorielle ArcInfo (format .e00)
	5	select ty area	Ne conserver que les éléments de surface
	6	sysman	Corriger l'entête (NAD=83)
	7	tag verif	Vérifier que tous les polygones ont un identifiant; corriger ceux en erreur
	8	attr hook	Attacher la table d'attributs
	9	trans	Transformer le système géodésique de NAD 83 à NAD 27
	10	atte	Vérifier et recoder les lacs et les îles
	11	wind	Définir la fenêtre géographique pour l'étape 12
Genacell	12	raster	Transformer la couche vectorielle en couche matricielle selon l'attribut scar
	13	r2gr	Exporter en une couche matricielle GRASS (création de 2 fichiers)
GRASS	14	ftp	Copier les fichiers dans les répertoires cell et cellhd de la base de données GRASS
	15	r.patch	Fusionner les couches FORÊT_R7, FORÊT_KINO, BÛCHÉ_R7 (année <1991) et BÛCHÉ_KINO (année <1991) pour produire la couche FORÊT_91
	16	r.patch	Fusionner la couche FORÊT_91 avec la couche BÛCHÉ_KINO92 pour produire la couche FORÊT_92; répéter l'opération pour 1993 et 1994

^a Données de base obtenues de la compagnie Norbord.

^b Étapes réalisées par Gaby Dubuc, Groupe Système Forêt.

A4. Couche BÛCHÉ du secteur KINO (8 feuillets 1:20 000 regroupés en 3 blocs)^a

SGDL	Étape	Procédure	Opération
ArcInfo	1 ^b		Convertir les coordonnées de MTM à UTM zone 17
	2 ^b		Exporter au format .e00
Genamap	3	resri2	Importer la couche vectorielle ArcInfo (format .e00) et sa table d'attributs
	4	select ty area	Ne conserver que les éléments de surface
	5	sysman	Corriger l'entête (NAD=83)
	6	tag verif	Vérifier que tous les polygones ont un identifiant; corriger ceux en erreur
	7	attr hook	Attacher la table d'attributs
	8	trans	Transformer le système géodésique de NAD 83 à NAD 27
	9	atte	Recoder l'attribut de 15 polygones pour augmenter le nombre de catégories à >16 (prérequis pour l'étape 12)
	10	wind	Définir la fenêtre géographique pour l'étape 11
	Genacell	11	raster
12		r2gr	Exporter en une couche matricielle GRASS (création de 2 fichiers)
GRASS	13	ftp	Copier les fichiers dans les répertoires cell et cellhd de la base de données GRASS
	14	r.recode	Recoder les catégories créées à l'étape 9 pour leur redonner leur valeur originale

^a Données de base obtenues de la compagnie Norbord.

^b Étapes réalisées par Gaby Dubuc, Groupe Système Forêt.

A5. Couches BÛCHÉ du secteur KINO, 1992 à 1994 (5 feuillets 1:20 000)

SGDL	Étape	Procédure	Opération
ArclInfo	1 ^a		Photo-interpréter et numériser les aires de coupe de 1992, 1993 et 1994
Genamap	2	resri2	Importer la couche vectorielle ArclInfo (format .e00) et sa table d'attributs
	3	attr hook	Attacher la table d'attributs
	4	atte	Recoder l'attribut de 15 polygones pour augmenter le nombre de catégories à >16 (prérequis pour l'étape 10)
	5	select at	Sélectionner uniquement les polygones contenant des aires de coupe
	6	wind	Définir la fenêtre géographique pour l'étape 7
	Genacell	7	raster
	8	calc cover	Fusionner les feuillets en une seule couche par année
	9	cate	Redéfinir des catégories discrètes pour les nouvelles couches BÛCHÉ_KINO92, BÛCHÉ_KINO93 et BÛCHÉ_KINO94
	10	r2gr	Exporter en une couche matricielle GRASS (création de 2 fichiers)
GRASS	11	ftp	Copier les fichiers dans les répertoires cell et cellhd de la base de données GRASS
	12	r.recode	Recoder les catégories créées à l'étape 4 pour leur redonner leur valeur originale

^a Étape réalisée par la firme DelDegan et Massé Inc.

ANNEXE B

Estimation de la proportion des localisations télémétriques possiblement positionnées par erreur dans un autre type d'habitat

L'erreur maximale des repérages est de l'ordre de 250 m en avion et de 100 m en hélicoptère (section 5.3). D'autre part, la distance séparant chaque localisation de l'habitat d'un autre type situé le plus près a été mesurée et est exprimée par classe de distance pour chaque secteur (tableau B1). Supposons que la probabilité d'attribuer une localisation à un type d'habitat erroné est maximale pour la classe de distance 0-10 m, soit une chance sur deux, et qu'elle est nulle passé 250 m, pour l'avion, et 100 m, pour l'hélicoptère. Supposons également que la probabilité d'erreur varie de façon linéaire en fonction de la distance entre ces deux situations extrêmes. Sur cette base, le tableau qui suit permet d'estimer que 26% des localisations à KINO ont pu être classées par erreur dans un autre type d'habitat. Dans le secteur R7, les proportions sont de 35% en avion et de 21,5% en hélicoptère, pour une valeur pondérée de 24%, considérant que 21% des localisations y furent exécutées en avion et 79% en hélicoptère.

Tableau B1. Calcul de la proportion des localisations télémétriques possiblement positionnées par erreur dans un autre type d'habitat dans les secteurs R7 et KINO.

Distance de l'habitat d'un autre type situé le plus près (m)	R7					KINO		
	% des localisations A	Probabilité d'une erreur		A x B %	A x C %	% des localisations A	Probabilité d'une erreur B	A x B %
		Avion B	Hélicoptère C					
0-10	6	1/2	1/2	3,0	3,0	9	1/2	4,5
10-50	39	9/20	3/8	17,6	14,6	49	3/8	18,4
50-100	31	7/20	1/8	10,9	3,9	27	1/8	3,4
100-250	22	3/20	0	3,3	0,0	12	0	0,0
> 250	2	0	0	0,0	0,0	3	0	0,0
Total	100			34,8	21,5	100		26,3

ANNEXE C

Résultats du pistage de la martre dans le secteur KINO

Tableau C1. Résultats du pistage de la martre dans le secteur KINO de 1994 à 1996.

Date du relevé	Surface de neige		Distance en chasse / distance parcourue par milieu (m)						Poursuite	Capture	
	Épaisseur (cm)	Condition	REGf	REGd	Bande riveraine	Bandes inter-coupes et îlots	Forêt	Total			
94-01-29	80	Sèche	0		20				20	Écureuil	?
94-01-29	80	Sèche	370		180				550		
94-02-03	80	Sèche		50	140				190		
94-02-11	80	Sèche	0	200	410				610		
94-03-18	10	Sèche, croute	500						0		
94-03-19	10	Sèche, croute		0	0				0		
94-03-20	10	Sèche, croute		460	40				500		
94-03-21	10	Sèche, croute		40					40		
94-03-28	-	-		360					360		
94-03-29	-	-		260	0				260	Lièvre	Lièvre
Sous-total				620 ^a	200				820	Lièvre	Lièvre
				190					190	Lièvre	Lièvre
				250 [*]					500		
				0	0				0		
				400	50				450		
					20				20		Lièvre ^b
					20				20		
				20	170				190	Lièvre	
				720	170				890		
				630					630	Lièvre	Lièvre
				630 [*]					630		
				0	1190	350			1540		
				1120	3640	1070			5830		

(suite page suivante)

Tableau C1 (suite)

Date du relevé	Surface de neige		Distance en chasse / distance parcourue par milieu (m)					Poursuite	Capture
	Épaisseur (cm)	Condition	REGf	REGd	Bande riveraine	Bandes inter-coupes et îlots	Forêt		
95-03-20	30	Granuleuse		820 870	680 1100			1500 1970	Lièvre
95-03-21	30	Granuleuse		350 810			510 1240	860 2050	Lièvre
95-03-21	30	Granuleuse	0 280				0 410	0 690	
95-03-21/24	30	Granuleuse		800 800	580 580		2420 2420	3800 3800	Lièvre
95-03-23	1	Sèche, croute	120 790				20 740	140 1530	Lièvre ^b
95-03-24	1	Sèche, croute	0 170				0 130	0 300	
95-03-24	1	Sèche, croute		30 170				30 170	
Sous-total			120 1240	2000 2650	1260 1680		2950 4940	6360 10510	

(suite page suivante)

Tableau C1 (suite)

Date du relevé	Surface de neige		Distance en chasse / distance parcourue par milieu (m)					Poursuite	Capture
	Épaisseur (cm)	Condition	REGf	REGd	Bande riveraine	Bandes inter-coupes et îlots	Forêt		
96-02-25	100	Sèche	40 600			0 60	80 2320	120 2980	
96-02-25	100	Sèche			180 660*			180 660	Gélinotte
96-02-26	100	Sèche	0 40		520 4620		60 400	580 5060	Lièvre
96-02-27	100	Sèche	140 1480	60 680		0 240	200 1900	400 4300	Lièvre Gélinotte ^b
96-02-28	100-150	Sèche			200 300		3940 4660*	4140 4960	Lièvre Lièvre
96-02-29	100-150	Sèche		60 1060	0 180			60 1240	
96-02-29	100-150	Sèche	0 60	0 480	0 920	0 400	20 960	20 2820	
96-03-01	100-150	Sèche		0 940	0 320	80 940*		80 2200	Écureuil Écureuil
Sous-total			180 2180	120 3160	900 7000	80 1640	4300 10240	5580 24220	
Total			300 4540	3310 9450	2510 9750	80 1640	7250 15180	13450 40560	

^a Milieu où est survenue la mise à mort.

^b La mise à mort est antérieure à la date du relevé.

ANNEXE D

Données détaillées de composition et de configuration spatiale par martre

Variable

MARTRE	Numéro de la martre
CAT	Superficie totale du domaine vital (ha)
PCLR	% du paysage occupé par le type R
PCLF	% du paysage occupé par le type F
PCLRF	% du paysage occupé par le type R+F
PCLREGD	% du paysage occupé par le type REGd
PCLREGF	% du paysage occupé par le type REGf
PCLREG	% du paysage occupé par le type REGd+REGf
PCLIMP	% du paysage occupé par le type IMP
AWMSIR	Indice de forme des morceaux du type R
AWMSIRF	Indice de forme des morceaux du type R+F
CPCLR	Superficie intérieure du type R (% du paysage)
CPCLRF	Superficie intérieure du type R+F (% paysage)
PDR	N de morceaux du type R /100 ha
PDRF	N de morceaux du type R+F /100 ha
MNNR	Distance moyenne du plus proche voisin de type R (m)
MNNRF	Distance moyenne du plus proche voisin de type R+F (m)
MPIR	Indice de proximité du type R
MPIRF	Indice de proximité du type R+F
TECIDR	% de bordure contrastée REGd/R
TECIDRF	% de bordure contrastée REGd/R+F
TECIFR	% de bordure contrastée REGf/R
TECIFRF	% de bordure contrastée REGf/R+F
IJIR	Indice d'interspersion du type R (%)
IJIRF	Indice d'interspersion du type R+F (%)

Tableau D1. Données détaillées de composition et de configuration spatiale par martre pour le kernel 60%.

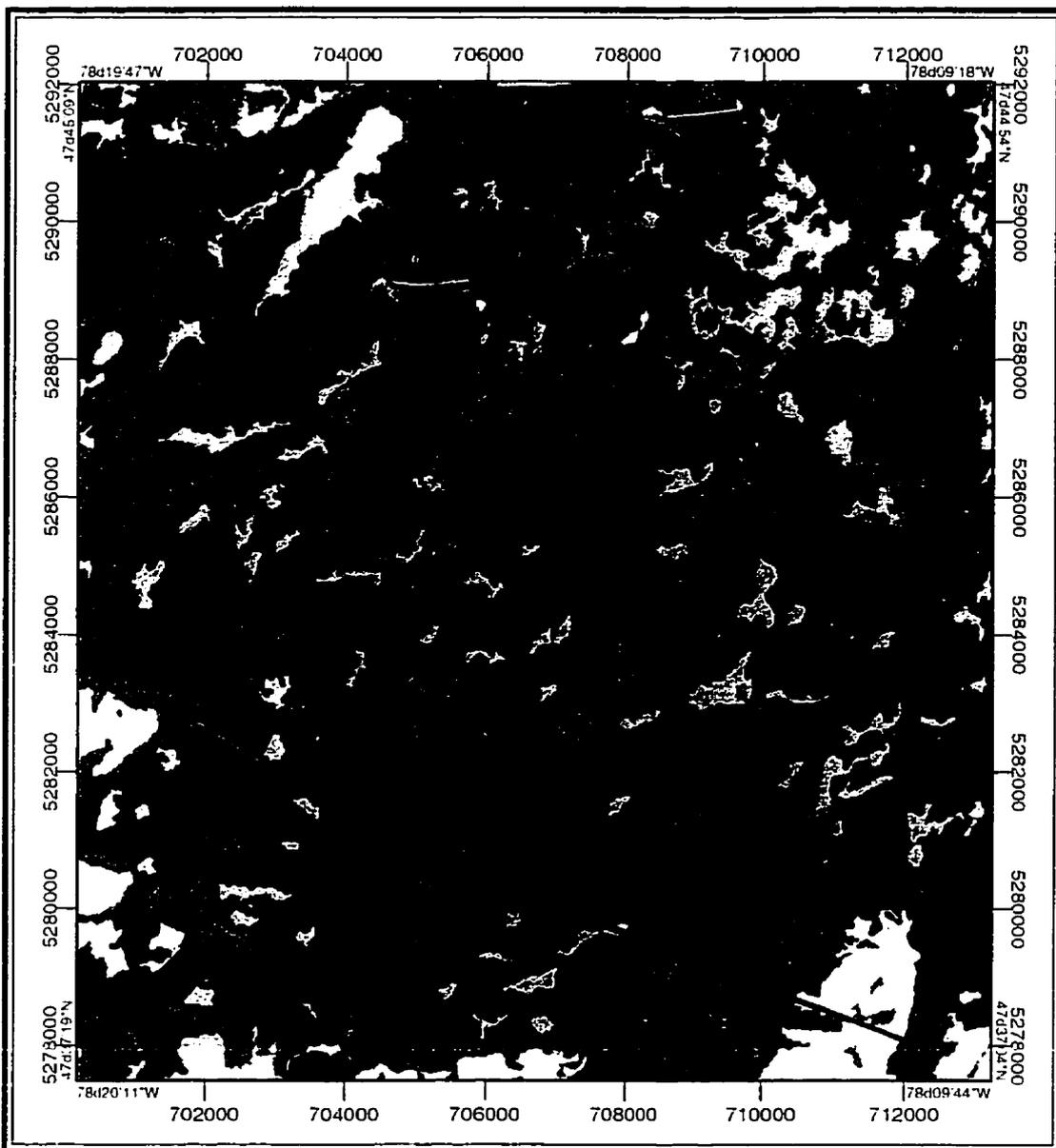
MARTRE	CAT	P															T									
		P	P	C	R	R	L	L	C	C	P	P	A	W	C	M	M	M	E	C	E	T	E	C	C	C
016	130	87	2	89	0	0	0	10	1.8	1.7	60	63	1.5	1.5	280	240	0	0	0	0	0	0	0	71	.	.
054	77	98	0	98	0	0	0	2	1.3	1.3	73	73	2.6	2.6	439	439	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.
060	397	82	7	89	0	0	0	12	3.4	3.5	59	66	1.5	.8	95	202	653	0	0	0	0	0	0	89	.	.
009	269	37	31	68	0	27	27	5	2.1	3.0	15	38	3.0	2.2	82	71	84	113	0	0	23	40	99	82	.	.
032	405	38	27	65	19	5	24	11	4.7	3.5	18	46	1.0	.2	121	.	39	.15	16	11	22	94	95	.	.	
043	247	50	39	89	10	0	10	1	2.9	1.8	25	70	3.2	1.6	86	146	266	568	17	34	0	0	67	58	.	.
045	244	36	32	68	0	16	16	16	2.0	2.1	17	45	2.9	2.5	327	313	99	347	0	0	16	30	81	95	.	.
063	410	37	24	61	16	10	26	13	3.3	3.3	17	38	1.5	.7	155	818	118	13	5	16	1	3	67	64	.	.
06593	746	24	8	32	17	39	56	11	3.1	3.0	10	17	7.1	7.1	68	58	119	96	7	13	28	32	91	94	.	.
067	260	27	44	71	16	6	22	7	2.7	3.1	6	48	3.5	1.5	95	40	68	5742	12	36	1	7	71	85	.	.
071	261	39	34	73	4	18	22	4	1.8	1.5	22	58	2.3	1.5	206	236	47	23	8	12	19	28	74	87	.	.
07693	192	39	32	71	23	0	23	5	3.1	2.1	11	45	4.2	3.6	96	31	65	677	25	49	0	0	81	82	.	.
077	123	37	44	81	4	0	4	15	1.9	2.4	14	55	4.1	1.6	83	30	71	551	2	20	0	0	72	92	.	.
078	146	22	43	65	25	5	30	6	2.0	2.8	3	38	6.2	2.7	109	439	38	4	26	42	1	3	78	73	.	.
085	248	20	34	54	25	13	38	8	3.6	3.0	3	28	2.8	2.0	136	83	141	1077	12	35	6	22	84	97	.	.
06594	371	41	23	63	8	19	28	9	2.4	3.5	15	34	5.1	3.8	49	38	153	675	11	19	16	31	95	98	.	.
070	121	34	33	67	18	2	20	13	4.7	2.6	5	41	2.5	1.7	36	20	351	1014	12	28	0	0	70	62	.	.
07694	466	31	26	56	19	10	29	15	3.4	3.4	9	37	4.1	3.2	75	54	89	2147	6	17	4	6	72	74	.	.
07794	100	31	41	72	4	0	5	23	3.0	2.8	7	42	3.0	2.0	57	41	64	211	0	11	0	0	49	44	.	.
087	243	46	30	76	7	16	23	1	1.9	1.8	25	62	2.5	2.1	110	88	136	185	15	25	11	19	70	92	.	.
094	179	23	45	67	24	2	26	6	1.8	2.5	6	47	5.6	2.2	147	129	13	31	16	50	4	4	71	68	.	.
096	96	72	15	87	4	8	12	1	1.7	1.6	44	62	3.1	2.1	226	537	39	0	9	14	9	12	87	97	.	.
101	360	32	3	35	24	36	60	5	2.0	2.0	19	19	3.6	5.0	94	77	16	62	28	38	47	39	67	77	.	.
103	394	51	10	61	13	12	25	14	2.9	4.4	28	36	2.0	1.4	43	61	485	373	14	14	6	8	83	69	.	.
104	619	21	14	35	34	25	59	7	2.6	3.4	6	23	4.2	4.0	78	60	238	492	22	28	43	41	89	94	.	.
105	272	39	13	51	17	13	31	18	2.0	2.3	20	29	6.3	4.4	58	57	130	119	20	23	18	21	97	97	.	.
107	323	50	28	77	6	4	10	13	3.0	3.8	26	48	2.5	1.2	107	56	452	2395	1	12	1	4	59	65	.	.

Tableau D2. Données détaillées de composition et de configuration spatiale par martre pour le kernel 80%.

MARTRE	CAT	P															T					I	J	R	F
		P	P	C	P	P	A	W	C	C	P	M	N	M	M	M	E	C	E	C	I				
016	315	86	7	92	0	0	0	8	3.1	2.3	63	75	.6	.6	36	36	1037	1118	0	0	0	0	99	0	
054	164	90	0	90	0	0	0	10	1.9	1.9	70	70	.6	.6	0	0	0	0	0	0	
060	1324	76	14	89	0	0	0	11	4.5	3.7	51	68	.7	.5	103	114	364	876	0	0	0	0	99	0	
009	516	44	21	65	0	29	29	6	3.1	3.5	24	41	1.9	1.8	87	100	737	1297	0	0	29	42	97	94	
032	864	45	25	70	12	3	15	15	5.0	4.3	24	52	1.2	.5	76	106	1045	1155	8	10	6	14	83	76	
043	621	60	32	92	5	0	5	4	5.5	2.7	36	77	1.3	.6	41	33	1073	3885	10	23	0	0	74	100	
045	628	39	22	61	0	24	24	15	2.3	2.2	19	40	2.2	1.9	71	47	416	1618	0	0	20	29	89	95	
063	973	41	23	65	17	7	25	11	3.9	4.4	19	40	2.1	1.0	66	27	454	2168	17	28	1	6	81	79	
06593	1379	26	10	36	16	37	53	12	3.4	4.4	12	20	6.0	5.9	55	55	275	522	9	17	34	42	92	94	
067	731	33	29	62	21	9	30	8	3.1	4.8	11	40	2.1	1.2	69	68	140	6106	20	37	1	9	81	88	
071	403	41	30	71	5	18	23	6	2.5	1.9	23	56	2.7	1.5	82	58	55	69	11	17	13	21	85	99	
07693	395	40	33	73	14	1	15	13	3.5	4.2	13	46	5.1	1.8	51	39	236	8589	18	33	2	2	79	73	
07793	190	35	45	79	8	0	8	13	1.9	3.1	14	52	3.7	1.1	76	30	79	839	9	29	0	0	87	99	
078	403	29	23	52	21	16	37	11	1.9	3.1	11	30	6.5	4.0	65	55	212	1046	21	36	16	18	99	96	
085	563	17	24	41	32	20	52	7	4.2	3.7	3	22	2.1	2.3	123	111	31	109	17	37	15	27	94	95	
065	1515	29	10	39	10	35	45	16	3.2	3.6	13	21	5.6	5.6	58	56	242	466	8	12	33	47	90	89	
070	165	29	30	59	25	7	32	9	4.9	2.9	5	37	3.0	.6	32	.	486	.	12	32	0	1	70	70	
07694	737	28	20	49	24	13	37	14	3.4	3.7	10	30	3.1	3.7	79	44	85	1415	9	20	5	7	80	78	
07794	253	36	35	71	15	2	17	12	3.8	4.1	10	39	4.3	2.4	81	40	104	862	15	33	1	2	81	72	
087	243	46	30	76	7	16	23	1	1.9	1.8	25	62	2.5	2.1	110	88	136	185	15	25	11	19	70	92	
094	253	25	41	66	23	2	25	9	1.8	2.8	7	42	4.7	1.6	85	83	35	357	15	42	3	4	79	77	
096	218	59	20	78	4	16	20	2	2.3	2.4	40	60	1.4	.5	61	.	201	.	13	19	15	23	89	95	
101	863	33	4	37	33	28	60	3	2.1	2.2	22	23	2.8	3.0	94	78	883	939	30	39	46	38	69	77	
103	577	33	10	43	29	17	47	10	3.1	4.4	17	24	2.3	3.1	64	56	297	130	16	24	12	15	93	89	
104	1678	27	10	36	10	26	56	7	3.8	5.3	11	18	3.2	3.2	68	74	328	384	19	24	36	38	96	98	
105	672	32	17	48	22	15	37	15	2.6	4.3	14	30	4.6	3.3	66	62	171	444	22	38	23	25	100	99	
107	741	53	27	80	5	3	8	12	3.4	5.2	29	57	1.8	.9	44	30	1496	11855	3	11	1	3	63	53	

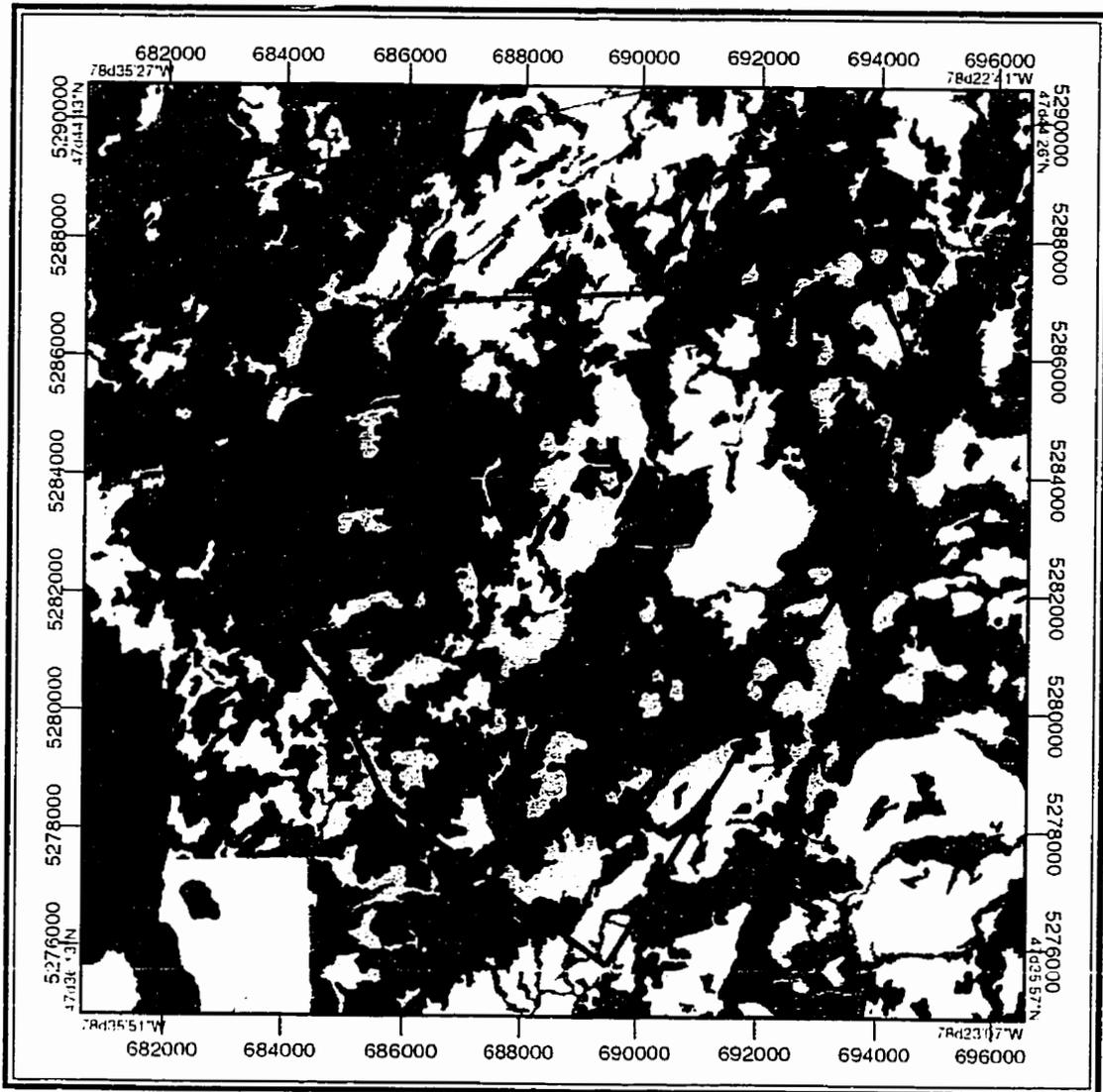
ANNEXE E**Composition forestière des blocs d'étude**

<u>Bloc</u>	<u>Page</u>
R7E	235
R7O	236
KINO	237



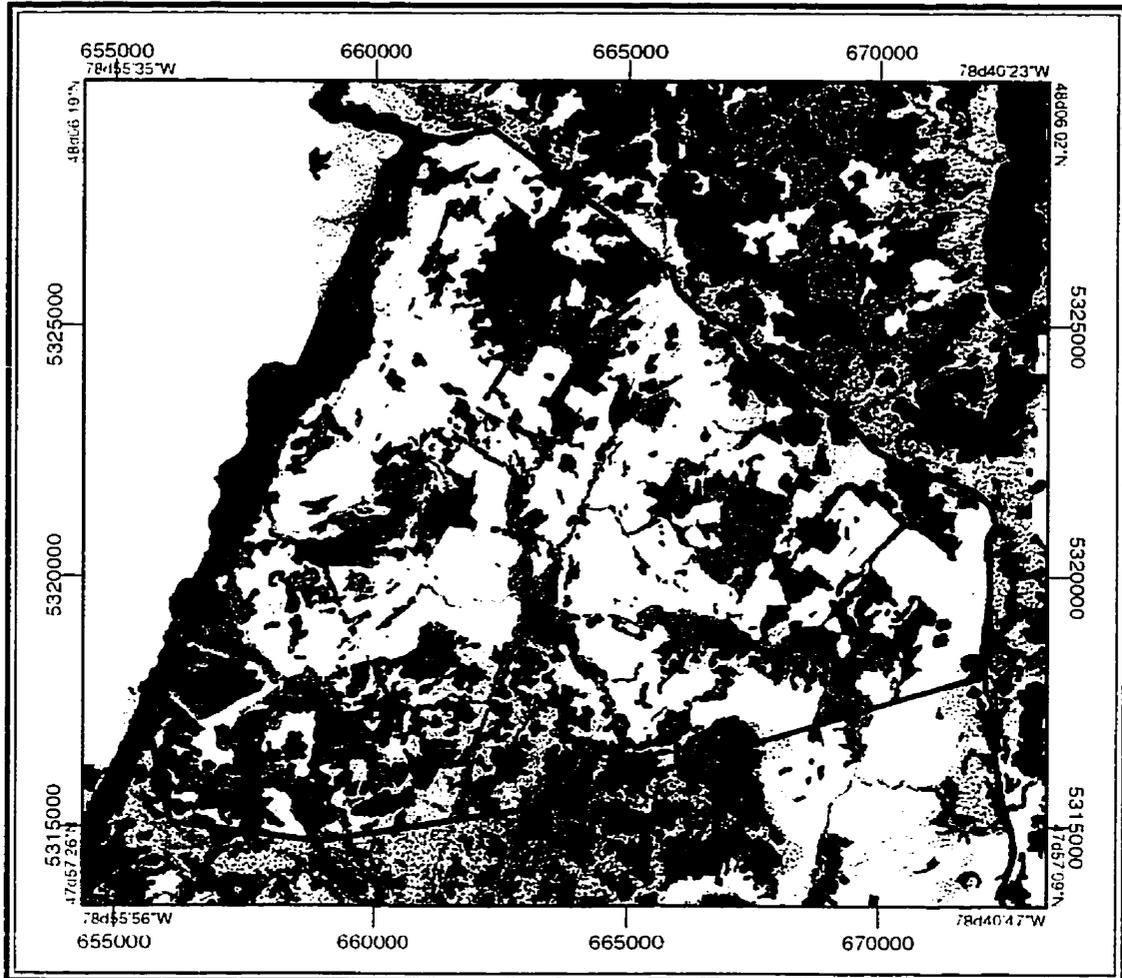
TYPES D'HABITAT

-  R
-  F
-  CPRf
-  CPRd
-  IMP
-  eau

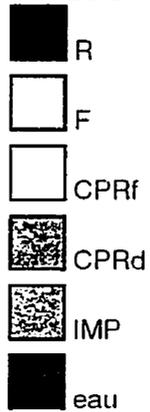


TYPES D'HABITAT

-  R
-  F
-  CPRf
-  CPRd
-  IMP
-  eau



TYPES D'HABITAT

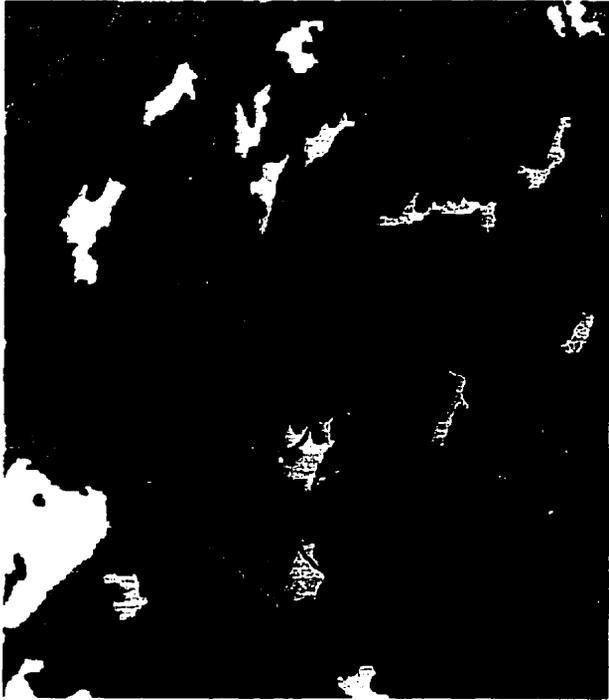


ANNEXE F

**Localisations télémétriques et domaines vitaux (kernels 60%, kernels 80%
et polygone convexe 95%) de chacune des martres par bloc**

<u>Bloc</u>	<u>Martre</u>	<u>Page</u>
R7E	016, 054, 060	239
R7O	009, 032, 043, 045	240
KINO 1993	063, 06593, 067, 071	241
	07693, 07793, 078, 085	242
KINO 1994	06594, 070, 077694, 07794	243
	087, 094, 096, 101	244
	103, 104, 105, 107	245

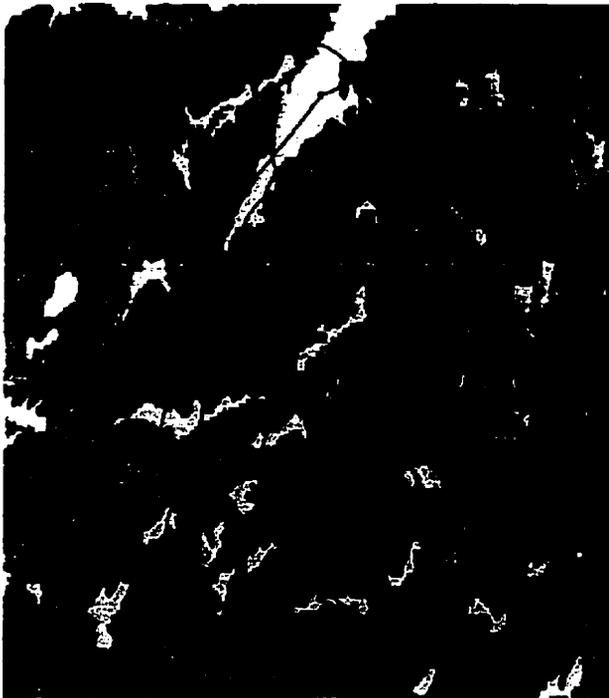
016



054



060



■ R

F

■ CPRd

□ CPRf

■ IMP

009



032



043



045



■ R

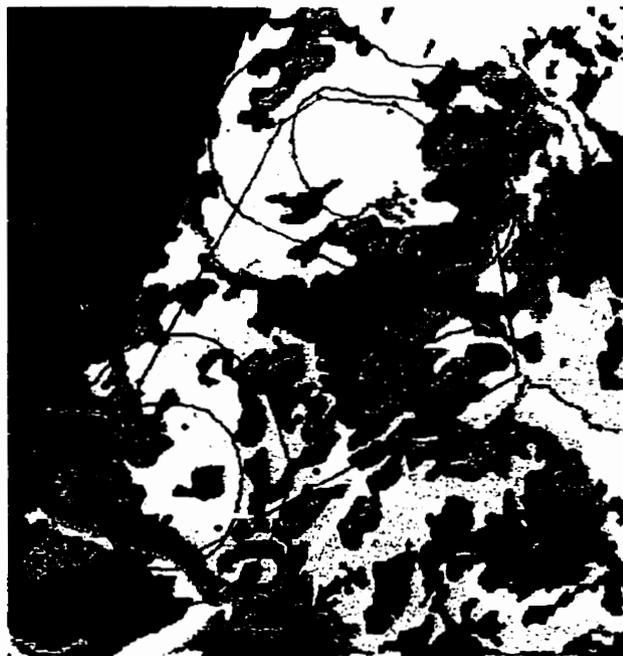
F

■ CPRd

□ CPRf

■ IMP

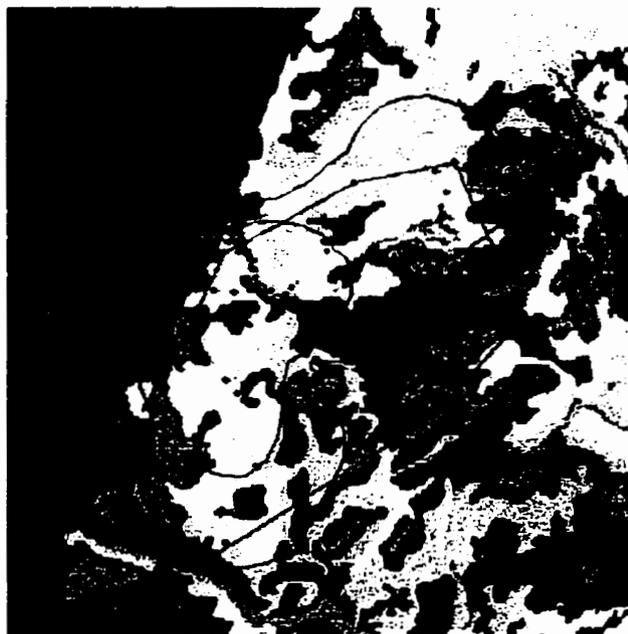
063



06593



067



071



■ R

F

CPRd

□

CPRf

■

IMP

07693



07793



078



085



■ R

F

CPRd

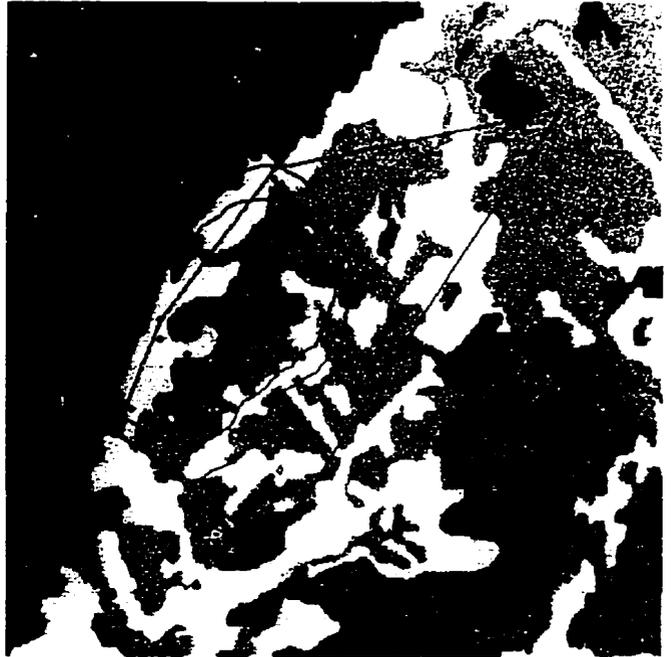
□ CPRf

■ IMP

06594



070



07694



07794



■ R

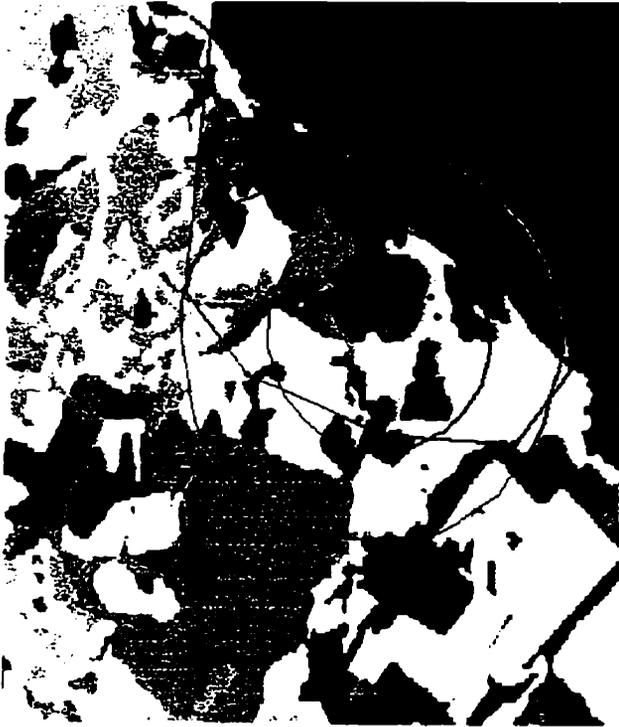
F

○ CPRd

□ CPRf

■ IMP

087



094



096



101



■ R

F

CPRd

□ CPRf

■ IMP

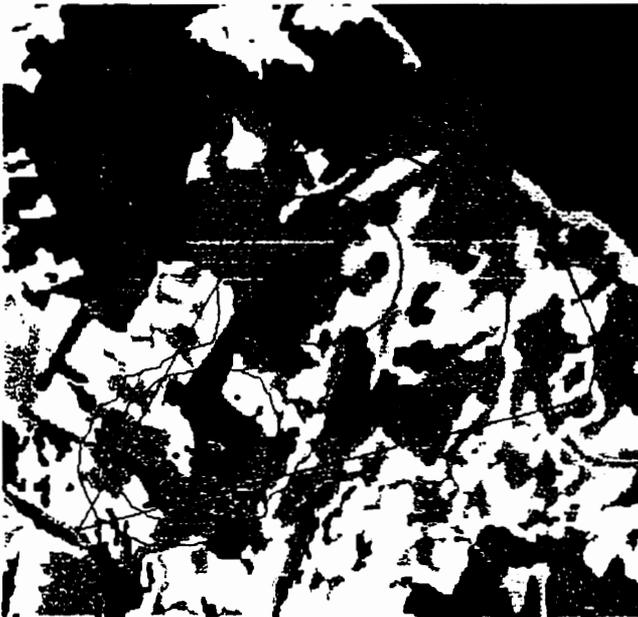
103



104



105



107



■ R

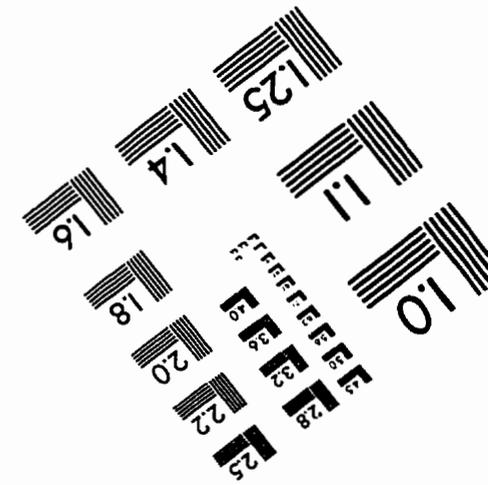
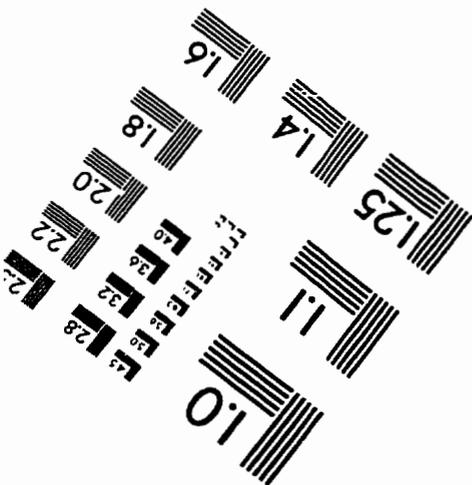
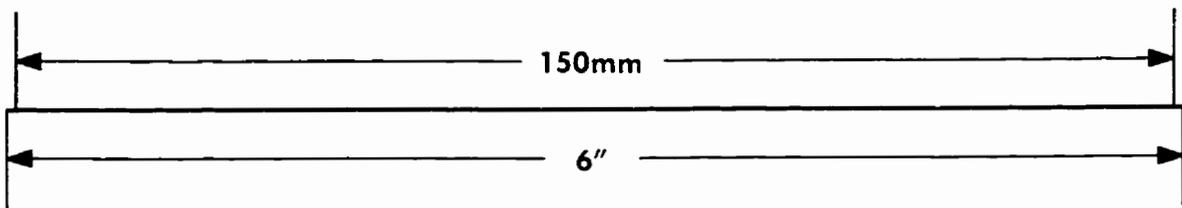
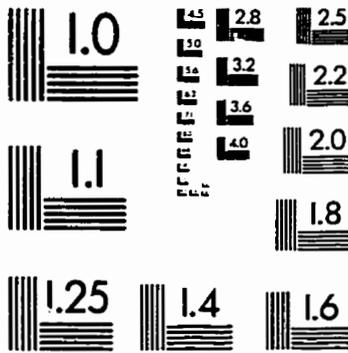
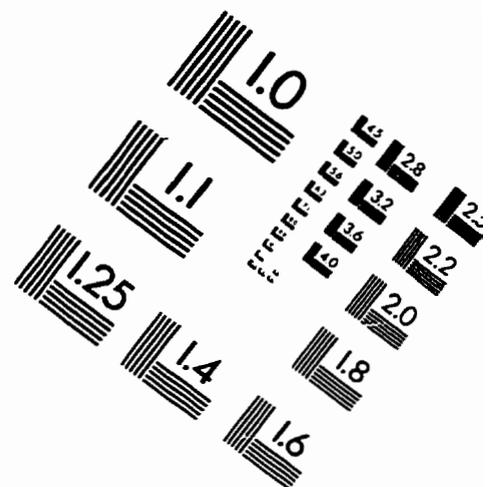
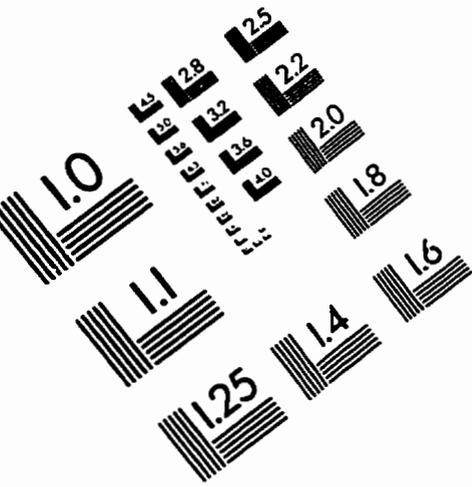
F

□ CPRd

□ CPRf

■ IMP

IMAGE EVALUATION TEST TARGET (QA-3)



APPLIED IMAGE, Inc
 1653 East Main Street
 Rochester, NY 14609 USA
 Phone: 716/482-0300
 Fax: 716/288-5989

© 1993, Applied Image, Inc.. All Rights Reserved