

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

INTÉGRATION DES CONDITIONS D'HABITAT POUR LA FAUNE EN FORÊT BORÉALE
AMÉNAGÉE: POTENTIELS ET LIMITES D'UN OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION
POUR UNE GESTION DURABLE DES TERRITOIRES FORESTIERS

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
GENEVIÈVE FARLEY

AOÛT 2002

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier chaleureusement Pierre Drapeau (UQAM) et Marie-Josée Fortin (University of Toronto) respectivement directeur et codirectrice, pour leurs judicieux conseils et leur support à chacune des étapes de la réalisation de ce mémoire. J'aimerais remercier Andrew Fall (Simon Fraser University) pour avoir assuré le développement des outils de modélisation nécessaires à la réalisation de cette recherche. Je remercie les membres du Groupe de Recherche en Écologie Forestière interuniversitaire (GREFi) pour les discussions souvent animées entourant la gestion des forêts et les étudiants du laboratoire pour leur contribution quant au maintien de mon bon moral! Je tiens à remercier parents et amis (es) pour m'avoir accompagnée tout au long de cette recherche. J'aimerais offrir mes sincères remerciements à Micheline et David pour leur soutien, leur présence à mes côtés et surtout, pour avoir partagé avec moi, toute la gamme des émotions! Finalement je tiens à remercier le Réseau de Centres d'Excellence en Gestion durable des Forêts et le Programme de bourses aux étudiants de maîtrise et de doctorat de l'UQAM (anciennement le PAFARC) pour avoir assuré le soutien financier de cette recherche.

Homme

*Je suis la flamme de ton foyer dans la nuit hivernale
Et, au plus fort de l'été, l'ombre fraîche sur ton toi
Je suis le lit de tes sommeils, la charpente de ta maison
La table où poser ton pain, le mât pour ton navire
Je suis le manche de ta houe, la porte de ta cabane
Je suis le bois de ton berceau et celui de ton cercueil
Le matériau de tes œuvres et la parure de ton univers
Écoute ma prière: ne me détruis pas...*

Auteur inconnu

Tirée de: Kümmerly, Walter (éd.). 1968. *La forêt: Le monde des arbres, Les arbres du monde*. Berne (All.): Kümmerly & Frey, 300 p.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	I
LISTE DES TABLEAUX	VIII
RÉSUMÉ	X
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE I	
CADRE CONCEPTUEL À LA MODÉLISATION D'UN ÉCOSYSTÈME FORESTIER EN FONCTION DU MAINTIEN DE LA DIVERSITÉ BIOLOGIQUE	3
1.1 Introduction	3
1.2 Concepts et méthodes	4
1.2.1 Principes de sélection des indicateurs	5
1.2.2 Théorie de la hiérarchie et échelles spatio-temporelles	6
1.2.3 Démarche conceptuelle d'intégration des indicateurs	7
1.3 Application de la démarche conceptuelle	9
1.3.1 Développement du système d'intérêt	9
1.3.2 Sélection des espèces fauniques	24
1.3.3 Caractérisation des besoins en matière d'habitat	29
1.3.4 Variables cartographiques et formulation des conditions d'habitat	35
1.4 Discussion	41
1.4.1 Potentiels et limites des modèles conceptuels	41
1.4.2 Perspectives d'avenir	44
1.5 Conclusion	45
CHAPITRE II	
APPLICATION DU MODÈLE SPATIALEMENT EXPLICITE COMME OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION POUR PLANIFIER L'AMÉNAGEMENT FORESTIER	48
2.1 Introduction	48
2.2 Concepts et méthodes	50
2.2.1 Concepts de base en modélisation	50
2.2.2 L'aire d'étude	52
2.2.3 Les données cartographiques	54
2.2.4 Les scénarios d'aménagement	57

2.2.5 Traitement géomatique et analyses spatiales des données cartographiques	60
2.3 Résultats	69
2.3.1 Évolution des conditions forestières	69
2.3.2 Campagnol-à-dos-roux de Gapper	83
2.3.3 Grimpereau brun	91
2.3.4 Martre d'Amérique	99
2.3.5 Grand pic	107
2.4 Discussion	115
2.4.1 Vraisemblance des scénarios d'aménagement	115
2.4.2 Réponses des espèces indicatrices aux scénarios d'aménagement	115
2.4.3 Perspectives d'avenir	121
2.5 Conclusion	123
CONCLUSION GÉNÉRALE	125
APPENDICE A	
NOMS LATINS DES ESPÈCES FAUNIQUES UTILISÉES POUR LA FORMULATION	
DES CONDITIONS D'HABITAT.....	129
APPENDICE B	
LISTE DES BESOINS D'HABITAT PAR ESPÈCE	130
RÉFÉRENCES	135

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Conceptualisation d'un écosystème forestier quant au maintien de la diversité biologique	11
1.2	Relations spatio-temporelles pour a) les principales composantes de l'écosystème forestier et b) les principaux concepts impliqués dans le maintien de la diversité biologique (Tirée de Bunnell et Huggard, 1999.)	15
1.3	Schématisation des composantes actives (blanc) et inactives (gris moyen) d'un écosystème forestier quant au maintien de la diversité biologique à l'échelle spatiale du peuplement	18
1.4	Schématisation des composantes actives (blanc) et peu actives (gris perle) d'un écosystème forestier quant au maintien de la diversité biologique à l'échelle spatiale du bassin versant	19
1.5	Schématisation des composantes actives (blanc) et inactives (gris moyen) d'un écosystème forestier quant au maintien de la diversité biologique à l'échelle spatiale du paysage	20
1.6	Effets multi-échelles des perturbations (gris moyen) naturelles (feux et épidémies) et anthropiques (coupes) sur les indicateurs de la diversité biologique (gris perle)	21
1.7	Classification des espèces fauniques de l'échelle du peuplement selon les indicateurs de la diversité biologique (gris perle) qui affectent les caractéristiques de l'habitat	37
1.8	Classification des espèces fauniques de l'échelle du bassin versant selon les indicateurs de la diversité biologique (gris perle) qui affectent les caractéristiques de l'habitat	38
1.9	Classification des espèces fauniques de l'échelle du paysage selon les indicateurs de la diversité biologique (gris perle) qui affectent les caractéristiques de l'habitat	39

1.10	Identification des variables synthétiques (caractère gras) et des mesures des indicateurs de la diversité biologique qui tiennent en compte les besoins d'habitat des espèces fauniques en fonction de l'échelle spatiale	40
2.1	Localisation de l'aire d'étude (Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet (Tirée de Dansereau et Bergeron, 1993.)	53
2.2	Représentation des conditions forestières initiales de l'aire d'étude (moment 0) en termes a) de structure d'âge et b) de types de couvert	56
2.3	Comparaison des éléments descriptifs pour les scénarios de coupe à l'étude	59
2.4	Schématisation du processus d'intégration des conditions d'habitat pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper	63
2.5	Schématisation du processus d'intégration des conditions d'habitat pour le grimpeur brun	64
2.6	Schématisation du processus d'intégration des conditions d'habitat pour la martre d'Amérique	65
2.7	Schématisation du processus d'intégration des conditions d'habitat pour le grand pic	66
2.8	Schématisation des opérations matricielles effectuées pour l'intégration des conditions d'habitat (exemple du campagnol-à-dos-roux de Gapper)	67
2.9	Schématisation des opérations matricielles effectuées pour l'inclusion du filtre spatial (fenêtre mobile) (exemple du campagnol-à-dos-roux de Gapper)	68
2.10	Évolution de la superficie de forêts jeunes (jaune), matures (rouge) et vieilles (vert) dans le temps pour le scénario évolution naturelle	71
2.11	Représentation des conditions forestières en termes de structure d'âge suivant la simulation du scénario évolution naturelle pour trois moments dans le temps: a) 25 ans, b) 200 ans et c) 500 ans	72
2.12	Évolution de la superficie de forêts jeunes (jaune), matures (rouge) et vieilles (vert) dans le temps pour le scénario révolution basée sur le cycle des feux	73

2.13	Représentation des conditions forestières en termes de structure d'âge suivant la simulation du scénario révolution basée sur le cycle des feux pour trois moments dans le temps: a) 25 ans, b) 200 ans et c) 500 ans	74
2.14	Évolution de la superficie de forêts jeunes (jaune), matures (rouge) et vieilles (vert) dans le temps pour le scénario révolution allongée	75
2.15	Représentation des conditions forestières en termes de structure d'âge suivant la simulation du scénario révolution allongée pour trois moments dans le temps: a) 25 ans, b) 200 ans et c) 500 ans	76
2.16	Évolution de la superficie de forêts résineuses (vert), mélangées (kaki) et feuillues (jaune) dans le temps pour le scénario évolution naturelle	77
2.17	Représentation des conditions forestières en termes de types de couvert suivant la simulation du scénario évolution naturelle pour trois moments dans le temps: a) 25 ans, b) 200 ans et c) 500 ans	78
2.18	Évolution de la superficie de forêts résineuses (vert), mélangées (kaki) et feuillues (jaune) dans le temps pour le scénario révolution basée sur le cycle des feux	79
2.19	Représentation des conditions forestières en termes de types de couvert suivant la simulation du scénario révolution basée sur le cycle des feux pour trois moments dans le temps: a) 25 ans, b) 200 ans et c) 500 ans	80
2.20	Évolution de la superficie de forêts résineuses (vert), mélangées (kaki) et feuillues (jaune) dans le temps pour le scénario révolution allongée	81
2.21	Représentation des conditions forestières en termes de types de couvert suivant la simulation du scénario révolution allongée pour trois moments dans le temps: a) 25 ans, b) 200 ans et c) 500 ans	82
2.22	Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (avant l'inclusion du filtre spatial)	85
2.23	Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (après l'inclusion du filtre spatial)	85

2.24	Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (avant l'inclusion du filtre spatial)	86
2.25	Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (après l'inclusion du filtre spatial)	86
2.26	Évolution de la superficie moyenne des fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (après l'inclusion du filtre spatial)	87
2.27	Évolution du ratio périmètre-superficie moyen dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (après l'inclusion du filtre spatial)	87
2.28	Évolution de la distance minimale moyenne dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (après l'inclusion du filtre spatial)	88
2.29	Représentation de l'habitat du campagnol-à-dos-roux de Gapper pour le scénario révolution basée sur le cycle des feux suivant 200 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial	89
2.30	Représentation de l'habitat du campagnol-à-dos-roux de Gapper pour le scénario révolution allongée suivant 200 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial	90
2.31	Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grimpeau brun (avant l'inclusion du filtre spatial)	93
2.32	Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grimpeau brun (après l'inclusion du filtre spatial)	93

2.33	Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grimpereau brun (avant l'inclusion du filtre spatial)	94
2.34	Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grimpereau brun (après l'inclusion du filtre spatial)	94
2.35	Évolution de la superficie moyenne des fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grimpereau brun (après l'inclusion du filtre spatial)	95
2.36	Évolution du ratio périmètre-superficie moyen dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grimpereau brun (après l'inclusion du filtre spatial)	95
2.37	Évolution de la distance minimale moyenne dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grimpereau brun (après l'inclusion du filtre spatial)	96
2.38	Représentation de l'habitat du grimpereau brun pour le scénario révolution basée sur le cycle des feux suivant 200 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial	97
2.39	Représentation de l'habitat du grimpereau brun pour le scénario révolution allongée suivant 200 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial	98
2.40	Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour la martre d'Amérique (avant l'inclusion du filtre spatial)	101
2.41	Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour la martre d'Amérique (après l'inclusion du filtre spatial)	101
2.42	Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour la martre d'Amérique (avant l'inclusion du filtre spatial)	102

2.43	Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour la martre d'Amérique (après l'inclusion du filtre spatial)	102
2.44	Évolution de la superficie moyenne des fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour la martre d'Amérique (après l'inclusion du filtre spatial)	103
2.45	Évolution du ratio périmètre-superficie moyen dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour la martre d'Amérique (après l'inclusion du filtre spatial)	103
2.46	Évolution de la distance minimale moyenne dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour la martre d'Amérique (après l'inclusion du filtre spatial)	104
2.47	Représentation de l'habitat de la martre d'Amérique pour le scénario révolution basée sur le cycle des feux suivant 400 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial	105
2.48	Représentation de l'habitat de la martre d'Amérique pour le scénario révolution allongée suivant 400 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial	106
2.49	Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grand pic (avant l'inclusion du filtre spatial)	109
2.50	Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grand pic (après l'inclusion du filtre spatial)	109
2.51	Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grand pic (avant l'inclusion du filtre spatial)	110
2.52	Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grand pic (après l'inclusion du filtre spatial)	110

2.53	Évolution de la superficie moyenne des fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grand pic (après l'inclusion du filtre spatial)	111
2.54	Évolution du ratio périmètre-superficie moyen dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grand pic (après l'inclusion du filtre spatial)	111
2.55	Évolution de la distance minimale moyenne dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée pour le grand pic (après l'inclusion du filtre spatial)	112
2.56	Représentation de l'habitat du grand pic pour le scénario révolution basée sur le cycle des feux suivant 400 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial	113
2.57	Représentation de l'habitat du grand pic pour le scénario révolution allongée suivant 400 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial	114

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.1	Classification des espèces fauniques selon leur sensibilité aux effets de la coupe forestière en fonction de la taille de leur domaine vital.....	26
1.2	Classification des espèces fauniques selon leurs besoins en matière d'habitat pour la sapinière boréale mixte.....	27
1.3	Classification des besoins en matière d'habitat pour les espèces fauniques associées à l'hétérogénéité du couvert et de la structure d'âge.....	27

RÉSUMÉ

Dans un contexte d'aménagement forestier durable, de nouvelles considérations doivent désormais être prises en compte telle la conservation de la diversité biologique. La société étant de plus en plus sensible aux questions environnementales, consciente de l'importance de maintenir la diversité biologique dans les écosystèmes et souhaitant désormais profiter des possibilités récréatives qu'offre la forêt, il devient urgent, non seulement de développer de nouvelles stratégies d'aménagement dites plus durables, mais également de développer des outils d'aide à la décision performants, permettant d'évaluer les impacts de ces nouveaux types d'aménagement et la valeur respective des stratégies proposées. Les objectifs de recherche se présentent en deux volets distincts soit 1) la sélection et le processus d'intégration des indicateurs de la diversité biologique au sein de modèles conceptuels et 2) la sélection d'espèces fauniques et l'identification des composantes des peuplements forestiers qui tiennent en compte les besoins en matière d'habitat desdites espèces, ce qui suppose la traduction du modèle conceptuel en modèle opérationnel. Le tout afin de vérifier si l'incorporation des conditions d'habitat, pour quatre espèces fauniques (campagnol-à-dos-roux de Gapper, grimpeur brun, grand pic et martre d'Amérique), à l'arrangement spatial des aires de coupe contribue à une gestion durable de la forêt boréale. La méthodologie a consisté à utiliser les outils géomatiques pour comparer les simulations, dans le temps (moments 0, 5, 10, 25, 50, 100, 200, 300, 400 et 500 ans) et dans l'espace, de deux scénarios de coupe (révolution basée sur le cycle des feux, 154 ans et révolution allongée, 208 ans) appliqués virtuellement sur le territoire de la Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet. Lesdites simulations provenant d'un modèle spatialement explicite de la dynamique forestière de la sapinière boréale mixte, ci-après SELES/Abitibi. Les cartes matricielles résultant des simulations ont été classifiées selon les besoins en habitat de chacune des espèces et soumises à un filtre spatial de la taille de leur domaine vital respectif. Plus spécifiquement, le filtre correspondait à une fenêtre mobile se déplaçant de cellule en cellule et calculant pour chacune d'entre elles un pourcentage de bon habitat qui était établi en fonction de la similitude quant à l'habitat de qualité entre les plus proches voisins. Cinq statistiques spatiales du paysage (superficie totale, nombre de fragments, superficie moyenne des fragments, ratio périmètre-superficie moyen et distance minimale moyenne) ont été employées afin d'évaluer la performance des scénarios de coupe quant à la disponibilité d'habitat pour la faune. Les séries temporelles des scénarios à l'étude ont démontré beaucoup de similarité et le scénario à révolution allongée semble, contre toute attente, moins efficace pour maintenir de l'habitat. Étant donné la faible superficie du territoire à l'étude (environ 12 000 - 13 000 ha), il est possible que la structure spatiale générée par le scénario à révolution allongée disperse les forêts matures de façon à faire diminuer leur proportion au sein des domaines vitaux, diminuant ainsi la proportion d'habitat après avoir inclus les exigences spatiales des espèces (une fenêtre mobile de la taille leur domaine vital). L'utilisation d'une plus grande aire d'étude ainsi que l'ajout des simulations de feux aux scénarios de coupe au sein de modèles spatialement explicites offriraient de meilleures conditions pour appliquer lesdits scénarios et permettraient de rendre compte des effets conjoints de l'aménagement et des perturbations naturelles sur la diversité biologique. La coupe forestière étant projetée sur une révolution de 100 ans à un taux annuel de récolte de 1%, l'ajout du scénario de normalisation actuellement en vigueur au Québec devrait être intégré au modèle. Un tel scénario aurait permis d'apprécier le véritable potentiel de l'outil développé.

Mots clés: aménagement forestier, aménagement de la faune, diversité biologique, fragmentation du paysage, modélisation spatiale, échelles spatiales

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Actuellement, de nouveaux concepts tels le développement durable, la diversité biologique et l'utilisation d'indicateurs pour baliser l'aménagement forestier suscitent de plus en plus d'intérêt auprès des gestionnaires et des chercheurs du milieu forestier. Des suites de l'aménagement forestier conventionnel, la diversité biologique des forêts subit deux atteintes majeures soit 1) la simplification de la composition en espèces des peuplements et de leur structure d'âge ainsi que, 2) la fragmentation du paysage caractérisée par la présence de petits fragments de forêt d'origine isolés les uns des autres par un territoire hostile qui pose des barrières aux mouvements de plusieurs espèces (Noss, 1999). Tandis que les coupes affectent la diversité biologique des écosystèmes forestiers (Noss, 1999), la société ne s'ouvre-t-elle pas de plus en plus aux multiples usages traditionnels (pêche, chasse et piégeage) et nouveaux (écotourisme, observation et interprétation de la nature) que permet la forêt? La société étant de plus en plus sensible aux questions environnementales, consciente de l'importance de maintenir la diversité biologique dans les écosystèmes et souhaitant désormais profiter des possibilités récréatives qu'offre la forêt, il devient impératif, non seulement de développer de nouvelles stratégies d'aménagement dites plus durables, mais également de développer des outils d'aide à la décision performants permettant d'évaluer les impacts de ces nouveaux types d'aménagement pour évaluer la valeur respective de ces stratégies.

Carlsson (1999) définit ainsi six étapes permettant de développer un tel système d'aide à la décision capable de rencontrer des objectifs simultanés de récolte et de diversité biologique. Ces étapes sont les suivantes: 1) la clarification des objectifs, 2) l'acquisition d'indicateurs et la formulation de contraintes d'aménagement, 3) la traduction en langage de programmation, 4) la création d'alternatives (scénarios d'aménagement), 5) l'analyse des scénarios d'aménagement et finalement 6) la prise de décision. De plus en plus, l'utilisation d'indicateurs est proposée afin de baliser l'aménagement forestier (Landres, Verner et Thomas, 1988). Il est d'ailleurs stipulé que ces indicateurs, une fois pris en compte par les gestionnaires de la ressource forestière, devraient permettre un aménagement plus durable des écosystèmes forestiers. Aucun indicateur pris seul ne constitue une mesure de la durabilité, mais ensemble, ils font ressortir les tendances ou l'évolution de l'état des forêts (Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF), 2000).

La majorité de la forêt québécoise est un bien public. La population est en droit d'exiger une gestion respectueuse des écosystèmes forestiers, qui est économiquement rentable mais qui ne met pas en cause la pérennité de l'ensemble des ressources naturelles de nos forêts. C'est seulement de cette façon que la population pourra continuer à profiter des nombreuses possibilités que lui offre la forêt. Récemment, les médias ont dressé un bilan sévère des pratiques d'aménagement forestier au Québec, ce qui a alimenté la critique sur la place publique. Actuellement, la gestion et l'aménagement de la forêt boréale québécoise visent principalement à répondre à des objectifs de production de matière ligneuse et ce, trop souvent au détriment des autres ressources de la forêt. La législation en place et les pratiques forestières utilisées ne permettent pas, du moins présentement, d'assurer les fonctions essentielles des écosystèmes forestiers (Bergeron et al., 1999).

En matière de gestion durable des ressources forestières, il devient urgent d'aller au-delà des énoncés de principe et de concrétiser l'utilisation pratique des indicateurs biophysiques sur le terrain, intégrant ceux-ci aux diverses échelles spatio-temporelles qui caractérisent les activités d'aménagement forestier. Dans ce contexte, le présent mémoire a pour principaux objectifs de 1) schématiser la dynamique d'un écosystème forestier quant au maintien de la diversité biologique de façon à identifier les indicateurs à partir desquels les conditions d'habitat pour la faune seront définies et 2) intégrer, au moyen d'un système d'information géographique (SIG), ces conditions d'habitat afin d'évaluer les effets de différents scénarios de coupe du point de vue de la conservation de la diversité biologique pour diverses échelles spatiales et sur plusieurs horizons temporeux. La compréhension des interactions et des rétroactions qui existent entre les indicateurs peut déboucher sur la sélection de conditions d'habitat pour la faune qui une fois intégrées dans les outils utilisés par les gestionnaires de la forêt, permettront d'identifier des méthodes d'aménagement plus durables. Bien que la problématique concerne particulièrement les besoins de la faune, l'aménagement durable de la forêt s'inscrit dans un tout où les aspects sociaux et économiques vont de pair avec les aspects biophysiques. À plus long terme, les résultats de cette recherche devraient déboucher sur la mise en place d'une approche informatique qui conduira à la réalisation d'outils de planification forestière qui pourront être utilisés dans un processus élargi de consultation et de participation publique.

CHAPITRE I

CADRE CONCEPTUEL À LA MODÉLISATION D'UN ÉCOSYSTÈME FORESTIER EN FONCTION DU MAINTIEN DE LA DIVERSITÉ BIOLOGIQUE

1.1 Introduction

Depuis le Sommet de Rio (1992) et la ratification par le Canada de la Convention de la diversité biologique, les gestionnaires des forêts font face à de nouveaux défis. Il ne s'agit plus de procéder à un aménagement qui favorise uniquement le rendement soutenu de la matière ligneuse (Kneeshaw et al., 2000). Dans un contexte d'aménagement forestier durable, de nouvelles considérations doivent désormais être prises en compte telle la conservation de la diversité biologique. La diversité biologique se définit comme l'attribut d'un territoire qui consiste à la variabilité au sein et entre les communautés biotiques et ce, à toutes les échelles spatiales (DeLong, 1996). La conservation de la diversité biologique constitue d'ailleurs le premier critère d'une série de six proposée par le Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF, 2000). Elle se traduit en six indicateurs afin de soutenir l'aménagement forestier durable soit: 1) les superficies relative et absolue occupées par chaque type forestier par rapport aux conditions historiques et à la superficie forestière totale, 2) les superficies relative et absolue occupées par chaque type forestier et chaque classe d'âge, 3) la superficie, le pourcentage et la représentativité des types forestiers dans les zones protégées, 4) le nombre d'espèces connues tributaires de la forêt classées comme disparues, menacées, en danger de disparition, rares ou vulnérables, par rapport au nombre total d'espèces connues tributaires de la forêt, 5) les effectifs de certaines espèces et guildes d'espèces et leur modification dans le temps ainsi que 6) le nombre d'espèces connues qui dépendent de la forêt et n'occupent plus qu'une petite partie de leur aire de répartition (CCMF, 2000). Les indicateurs de la diversité biologique proposés par le CCMF (2000) n'étant pas conçus pour une utilisation intégrée (Kneeshaw et al., 2000) aux échelles provinciales, régionales et locales, sous leur forme actuelle, ils ne sont donc pas encore employés car ils ne sont pas définis de façon opérationnelle aux échelles où se planifient et se pratiquent les activités d'aménagement forestier.

Parallèlement, l'industrie forestière se doit de rencontrer les normes de certification environnementale pour demeurer concurrentielle sur la scène nationale et internationale. Les indicateurs conçus par le CCMF (2000) n'étant pas véritablement opérationnels, il demeure problématique pour l'industrie de rencontrer les normes en vigueur. Il devient donc primordial de rendre ces indicateurs opérationnels en identifiant les composantes pouvant être mesurées de façon répétitive, rapide et à peu de frais et ceci, dans le but d'effectuer une planification et un suivi adéquats de la diversité biologique et de son maintien dans l'environnement. Un des défis de taille consiste à développer des méthodes permettant d'intégrer les indicateurs lors de la planification forestière dans les plans généraux et quinquennaux d'aménagement forestier permettant ainsi aux aménagistes et dans une plus large part, à la population de prendre des décisions éclairées quant à l'aménagement des terres publiques. L'objectif général de ce premier chapitre est d'intégrer les indicateurs de la diversité biologique au sein de modèles conceptuels et ce, à plusieurs échelles spatio-temporelles afin de dégager des exigences dérivées des besoins en matière d'habitat pour la faune.

Dans un but de planification forestière, les contraintes posées à l'aménagement par la détermination des conditions d'habitat pour la faune pouvant être ultérieurement opérationnelles au sein d'outils géomatiques nécessitent plusieurs étapes. Dans ce contexte, les objectifs principaux du présent chapitre sont 1) de comprendre les effets de l'aménagement sur les écosystèmes forestiers, plus particulièrement sur la diversité biologique, 2) de sélectionner et d'intégrer les indicateurs de la diversité biologique en fonction des échelles spatiales et temporelles où leur utilité sera optimale, 3) de décrire les relations qui subsistent entre les indicateurs et ce, à plus d'une échelle spatiale et temporelle, 4) de traduire ces modèles conceptuels de façon à identifier les composantes des indicateurs pouvant être mesurées efficacement et finalement 5) de sélectionner certaines espèces indicatrices de la diversité biologique ainsi que les composantes des peuplements forestiers qui tiennent en compte les besoins en matière d'habitat pouvant être incorporées au sein d'outils compatibles avec ceux utilisés par les aménagistes tels les outils géomatiques.

1.2 Concepts et méthodes

La méthodologie proposée pour documenter les objectifs de recherche se présente en deux volets distincts soit 1) la sélection et le processus d'intégration des indicateurs de la diversité biologique au sein de modèles conceptuels ainsi que 2) la sélection d'espèces fauniques et l'identification des

composantes des peuplements forestiers qui tiennent en compte les besoins en matière d'habitat de diverses espèces fauniques, ce qui suppose la traduction du modèle conceptuel en modèle opérationnel.

Un indicateur peut être défini, dans le contexte de l'aménagement forestier, comme un facteur qui permet d'évaluer l'état des forêts et de mesurer les progrès dans le temps (CCMF, 2000). Tout indicateur a donc pour principale fonction de mesurer le progrès ou le changement. L'efficacité d'un indicateur dépend surtout de la façon dont il a été sélectionné (Noss, 1999). Noss et Coperrider (1994) dans McLaren et al. (1998) suggèrent que la sélection d'indicateurs puisse s'avérer l'étape la plus importante de la mise en place d'une procédure de suivi et d'un programme d'aménagement adaptatif en ce qui concerne la gestion des forêts. Ainsi pour être efficace, un indicateur doit être orienté vers un but, ce qui implique qu'il faut préalablement avoir identifié les effets de l'aménagement forestier que l'on désire suivre.

1.2.1 Principes de sélection des indicateurs de la diversité biologique

La première étape a consisté à caractériser les effets de l'aménagement forestier sur la diversité biologique afin de sélectionner un certain nombre d'indicateurs à même de nous renseigner sur la qualité et la diversité des habitats disponibles pour la faune vertébrée. L'aménagement forestier, tel que pratiqué actuellement entraîne la fragmentation des paysages forestiers boréaux. La fragmentation du paysage est d'ailleurs reconnue par certains auteurs comme étant la principale menace pour les espèces de la zone tempérée (Wilcove et al., 1986 dans Wiens, 1994) et comme la plus grande atteinte à la diversité biologique (Noss, 1991 dans Wiens, 1994). Elle résulte de la conversion d'une large forêt continue en un territoire voué à une autre utilisation du sol sur lequel demeurent présents des fragments de la forêt d'origine. Ces fragments occupent une superficie inférieure, présentent des tailles et des formes variables et sont isolés les uns des autres par un habitat qui diffère des conditions originelles.

Se basant sur le premier critère de l'aménagement durable mis en place par le CCMF (2000), Kneeshaw et al. (2000) ont proposé une série d'indicateurs pour effectuer la planification et le suivi de la diversité biologique en forêt boréale. Ces indicateurs sont de deux ordres. Certains indicateurs s'utilisent à l'étape de la planification forestière tandis que d'autres permettent d'assurer le suivi de l'état des forêts boréales. Pour certains des indicateurs proposés, des seuils critiques ont été mis de

l'avant et des prescriptions d'aménagement ont été suggérées. Encore faut-il que ces indicateurs puissent être intégrés au sein des outils de planification déjà existants que sont les plans d'aménagement forestier.

Puisque la réponse des espèces à la fragmentation du paysage est variable selon 1) les différentes espèces, 2) que l'on s'intéresse à la réaction d'un individu ou d'une communauté et finalement, 3) les échelles spatiales et temporelles (Kremsater et Bunnell, 1992 dans Wiens, 1994), il importe d'intégrer les indicateurs à plusieurs échelles spatiales et temporelles. Ainsi, la compréhension des principaux effets de la fragmentation du paysage sur la diversité biologique permettra de cibler le cadre dans lequel seront développés les modèles conceptuels. De plus en plus il est proposé de réaliser l'aménagement à l'échelle du paysage forestier, ce qui concorde avec le passage de la foresterie traditionnelle vers une foresterie dite durable. Dans la mesure où l'on désire aménager les écosystèmes forestiers dans le respect de leur complexité et leur fonctionnalité, il s'avère intéressant de tenter d'intégrer les indicateurs à plus d'une échelle spatio-temporelle.

1.2.2 Théorie de la hiérarchie et échelles spatio-temporelles

L'intégration des indicateurs de la diversité biologique requiert une certaine compréhension des échelles spatiales, temporelles et de leur fonctionnement d'où l'intérêt porté à la théorie de la hiérarchie (Allen et Starr, 1982). Si l'on désire considérer les indicateurs proposés dans l'aménagement forestier, il s'avère important de les considérer à l'échelle spatio-temporelle où ils interviennent. De façon générale, la théorie de la hiérarchie stipule que les événements d'ampleur élevée se produisent sur de grandes superficies et sont relativement lents tandis que les événements de faible ampleur s'exercent plus rapidement sur de petites superficies. Il subsiste donc une certaine corrélation espace-temps entre les différents types d'événements. En écologie du paysage, il existe deux groupes de relations à distinguer soient les relations horizontales ou chorologiques (sans niveau hiérarchique) et les relations verticales ou topologiques (avec niveaux hiérarchiques) (Klijn et Udo de Haes, 1994). Concernant la structure horizontale, l'interaction est plus élevée en termes de fréquence et d'intensité au sein d'un même niveau. Comme il y a plus d'interaction au sein d'un niveau inférieur qu'entre les niveaux inférieurs, le niveau supérieur est plus lent. De la même façon, puisqu'il contient les niveaux inférieurs, le niveau supérieur est plus grand. Il existe une panoplie d'interactions entre les niveaux supérieurs et inférieurs et ce, dans les deux directions. Ainsi, des événements produits à un niveau inférieur peuvent être propagés voire même amplifiés dans les comportements à un niveau supérieur.

Par contre, les événements des niveaux supérieurs contrôlent ceux des niveaux inférieurs. D'après la théorie de la hiérarchie, si l'on observe un événement à une échelle particulière, on reconnaît qu'à d'autres échelles, il y a d'autres événements. Ainsi, l'échelle d'un événement définit un niveau d'observation où le reste de la hiérarchie est accessible.

En regard du contexte spécifique de l'aménagement forestier, les coupes effectuées à grande échelle engendrent des variations au sein des paysages. Il importe donc de bien comprendre la dynamique des écosystèmes forestiers. En accord avec la théorie de la hiérarchie, nous avons classifié les indicateurs sélectionnés selon les échelles spatio-temporelles où ils interviennent soit l'échelle du peuplement (moins de 10 ha), du bassin versant (10-100 ha et 100-1000 ha) et du paysage forestier (plus de 1000 ha). L'échelle du peuplement correspond à la plus petite unité d'aménagement de la forêt. C'est principalement à cette échelle que travaillent les gestionnaires forestiers. À l'opposé, l'échelle du paysage forestier permet de considérer la dynamique des perturbations naturelles tels les feux et les épidémies. L'utilisation de l'échelle du bassin versant comme échelle intermédiaire présente un potentiel intéressant puisqu'elle permet de prendre en compte la conservation des ressources hydriques telle la qualité de l'eau et du même coup le maintien de la diversité biologique aquatique en forêt.

1.2.3 Démarche conceptuelle d'intégration des indicateurs de la diversité biologique

L'intégration opérationnelle des indicateurs dans un système d'aide à la décision requiert avant tout, une bonne compréhension de la dynamique des écosystèmes forestiers. Une des méthodes permettant de comprendre et de décrire cette dynamique est l'utilisation de modèles conceptuels. Ce type d'intégration permet d'effectuer des comparaisons entre les indicateurs à chacune des échelles spatio-temporelles déterminées et de comprendre comment des phénomènes se manifestant à une échelle particulière peuvent engendrer des répercussions à une autre échelle d'observation. Puisqu'elle interpelle un nombre considérable de variables qui interagissent entre elles à diverses échelles spatio-temporelles, la modélisation peut déboucher sur des applications pratiques concernant l'aménagement des écosystèmes (Tester, Starfield et Frelich, 1997).

Une fois les échelles spatio-temporelles des indicateurs de la diversité biologique identifiées, nous avons ensuite établi 1) les relations entre les indicateurs ainsi qu'entre les indicateurs et les composantes de l'écosystème forestier et ce, à chacune des dites échelles d'observation, 2) les relations

qui subsistent entre les différents niveaux hiérarchiques (échelles spatio-temporelles) et 3) les rétroactions qui affectent chacun des indicateurs. Ce type de modélisation qualitative permet de schématiser les interactions entre les différentes échelles spatio-temporelles et un grand nombre de composantes, de façon à rendre compte de la dynamique des systèmes complexes.

Le développement d'outils capables de fournir de l'information aux personnes impliquées dans le choix des scénarios d'aménagement, à appliquer sur le territoire, impose de considérer la faune comme ajoutant des contraintes quant aux besoins en matière d'habitat devant être prises en compte lors de l'élaboration des plans d'aménagement. De fait, puisque l'aménagement forestier contribue à fragmenter le territoire et ainsi, à modifier la quantité et la qualité des habitats disponibles pour la faune, il nous faut développer des méthodes permettant d'identifier et d'intégrer les composantes spatiales et temporelles quant à l'habitat nécessaire aux espèces fauniques présentes en forêt. D'où l'intérêt de vérifier si chacun des indicateurs sélectionnés peut fournir une information spatiale. En d'autres termes, il s'agit de vérifier si chacun des indicateurs proposés par Kneeshaw et al. (2000) est en mesure de fournir une information de nature cartographique, c'est-à-dire une information pouvant être établie, mesurée et/ou inférée à partir de cartes de base (utilisation du territoire, classification des sols, cartes écoforestières, etc.), en tout point de l'espace. Les informations inférées permettent de générer de nouvelles données que nous avons appelées variables synthétiques. Ainsi, à partir des données de base, il devait être possible d'extraire une information synthèse (utilisation du territoire: terres forestières; classification des sols: milieux humides; cartes écoforestières: type de couvert, etc.).

Afin d'identifier les composantes des peuplements forestiers qui tiennent en compte les besoins en matière d'habitat pour la faune, nous avons sélectionné un certain nombre d'espèces aptes à représenter divers attributs de la diversité biologique et ce, à plusieurs échelles spatio-temporelles. Étant donné le cadre de cette recherche ceci fut effectué à partir de la littérature disponible sur le sujet. Pour ce faire, les espèces étaient sélectionnées selon les tailles de leur domaine vital, de façon à correspondre aux échelles spatio-temporelles proposées précédemment, soit l'échelle du peuplement, du bassin versant et du paysage (Bonar, Daust et Sutherland dans Thompson, 1997; Blanchette et Ostiguy, 1996; Doyon et Duinker, 2000). L'habitat d'une espèce faunique comporte généralement trois composantes soit: le couvert de protection, le site pour l'alimentation et le site de mise bas ou de nidification selon que l'on s'intéresse aux mammifères ou encore à la faune aviaire. Le domaine vital d'une espèce peut donc être défini comme la superficie nécessaire à chaque espèce pour rencontrer ces trois critères. La taille du domaine vital dépend des besoins de chaque espèce mais également de la qualité de l'habitat sur le territoire forestier.

Ainsi, ce que les forestiers s'accordent pour définir comme un peuplement, une unité de territoire qui présente une composition en espèces et une structure d'âge relativement homogène ou encore comme un paysage, une mosaïque hétérogène constituée de divers peuplements, peut s'avérer très différent selon que l'on s'intéresse à une espèce de petite ou de grande taille. Pour certaines espèces, un débris ligneux peut être perçu comme une unité homogène et un territoire de superficie inférieure ou égale à un peuplement peut constituer une mosaïque (Hunter, 1990; Potvin, Courtois et Bélanger, 1999). Selon les espèces étudiées, la qualité de l'habitat associée à un territoire donné sera donc variable. Sans compter que pour une même espèce, suivant une perturbation, un habitat de qualité peut rapidement être modifié. Afin de maintenir de l'habitat pour une espèce ou un groupe d'espèces, il importe de se préoccuper des dimensions spatiales et temporelles d'où l'intérêt de développer des modèles spatialement explicites permettant d'explorer diverses possibilités d'aménagement et leurs effets à long terme (Dunsworth et Northway, 1997). Pour concevoir un tel modèle, nous avons dressé les besoins de chacune des espèces fauniques en ce qui concerne le couvert, l'alimentation et la reproduction à partir d'une revue de la littérature. Finalement, nous avons dégagé les exigences d'habitat propres à chacune des espèces et ce, en accord avec les indicateurs de la diversité biologique sélectionnés précédemment.

1.3 Application de la démarche conceptuelle

1.3.1 Développement du système d'intérêt

Kneeshaw et al. (2000) ont proposé une série d'indicateurs de la diversité biologique afin de planifier l'aménagement des forêts boréales soient: la structure d'âge des peuplements, la composition des peuplements, la configuration spatiale et la rétention d'arbres morts (chicots). Les trois premiers indicateurs ont pour fonction de circonscrire les composantes structurales qui facilitent le maintien de la diversité des écosystèmes forestiers tandis que le dernier indicateur vise le maintien d'attributs clés dans les peuplements, ce qui suppose d'aménager à deux échelles spatiales distinctes respectivement l'échelle du paysage et du peuplement. Yamasaki et al. (soumis) ont proposé d'ajouter la densité des routes en tant qu'indicateur des effets anthropiques sur le maintien de la diversité des espèces. Dans le même ordre d'idée, nous avons ajouté le degré d'anthropisation mesuré par l'occupation humaine également comme indicateur de la diversité des espèces. De plus, nous avons ajouté les arbres morts au sol (débris ligneux) puisqu'ils sont reconnus comme un attribut important quant au maintien de la diversité biologique en forêt (Hansen et al., 1991).

À partir des sept indicateurs sélectionnés (structure d'âge des peuplements, composition des peuplements, configuration spatiale, chicots, débris ligneux, densité de route et degré d'anthropisation), nous avons construit un modèle conceptuel de l'écosystème forestier en ce qui concerne sa diversité biologique (figure 1.1). Puisqu'un modèle se veut une simplification de la réalité, toutes les composantes impliquées dans la dynamique d'un écosystème forestier ne peuvent être intégrées dans le modèle conceptuel. Seuls les processus et composantes clés sont incorporés. La diversité biologique et les indicateurs qui lui sont reliés constituent le système d'intérêt. Ainsi, la diversité biologique est l'élément que l'on désire maintenir dans l'écosystème grâce à l'utilisation d'indicateurs et est régie par des facteurs abiotiques et biotiques. Les facteurs abiotiques réfèrent aux éléments stables de l'écosystème (Anseau et al., 1996) tels la géologie, la topographie et le climat tandis que les facteurs biotiques réfèrent aux éléments vivants de l'écosystème principalement à la végétation. La figure 1.1 représente les indicateurs de la diversité biologique sélectionnés (les composantes biotiques de l'écosystème) et les composantes abiotiques de l'écosystème. Deux composantes abiotiques peuvent être précisées soit le vent qui comprend une mesure de vitesse et de direction ainsi que la topographie qui consiste en la mesure de l'inclinaison des pentes, de l'altitude et de l'orientation et ce, puisque ces composantes sont en mesure d'influencer la perturbation dominante en forêt boréale soit le feu. Également, certains liens entre les composantes abiotiques de l'écosystème sont présentés afin de bien cerner les facteurs qui affectent les écosystèmes forestiers.

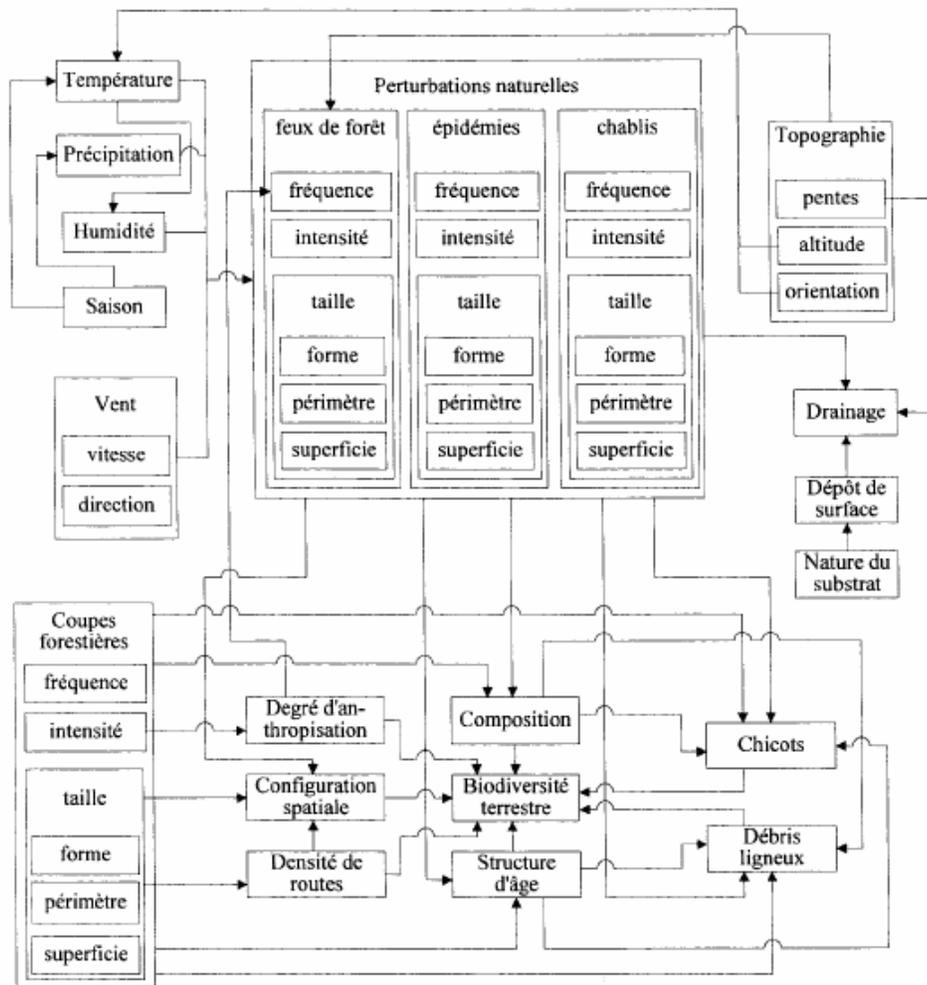


Figure 1.1 Conceptualisation d'un écosystème forestier quant au maintien de la diversité biologique.

Au modèle, s'ajoutent les perturbations naturelles qui sévissent en forêt tels les feux, les épidémies et les chablis ainsi que les perturbations d'origine anthropique dont les coupes forestières. Les perturbations anthropiques et naturelles se mesurent en termes de fréquence, d'intensité et de taille. La taille peut être mesurée, à son tour, en termes de forme, de périmètre et de superficie. Afin d'alléger la figure 1.1 et puisque la perturbation la plus importante en forêt boréale est le feu, seuls les liens entre le feu et les facteurs abiotiques de l'écosystème sont présentés. Les feux de forêt sont régis par cinq composantes abiotiques. On retrouve les facteurs climatiques tels la température, les précipitations, l'humidité, et les vents (vitesse et direction) ainsi que la topographie (inclinaison des pentes, altitude et orientation) (Ansseau et al., 1996). De plus, les feux de forêts sont affectés par leur principal combustible, c'est-à-dire la végétation. La nature (composition et structure d'âge, chicots et débris) ainsi que la répartition spatiale des combustibles sur le terrain sont parmi les éléments importants qui affectent la dynamique des feux en forêt (Ansseau et al., 1996). Le lien entre le degré d'anthropisation et les feux s'explique par les probabilités d'ignition volontaire ou accidentelle qui lui est associée.

Sur la figure 1.1 sont également présentés 1) les liens entre les perturbations naturelles et les indicateurs de diversité biologique ainsi que 2) les liens entre les perturbations anthropiques et les indicateurs de diversité biologique. Suite au passage d'une perturbation naturelle tel un feu ou encore une épidémie d'insectes, la composition et la structure d'âge d'un peuplement sont modifiées (Kneeshaw et al., 2000). Il en va de même pour la présence de débris ligneux et de chicots. Les perturbations naturelles favorisent le maintien de chicots en forêt, un attribut essentiel pour la diversité biologique (Harmon et al., 1986). Concernant la configuration spatiale, elle est modifiée puisque les perturbations naturelles définissent de nouvelles frontières dans les paysages (Kneeshaw et al., 2000). Les perturbations anthropiques telle la coupe forestière affectent, elles aussi, les indicateurs de la diversité biologique.

La fragmentation du paysage constitue la principale atteinte à la diversité biologique et est caractérisée par trois composantes majeures soient 1) la perte d'habitat, 2) la réduction de la taille des fragments et 3) l'augmentation de l'isolement entre les fragments (Andrén, 1994). Ces trois composantes peuvent bien expliquer les relations entre les perturbations, sans égard à leur origine, et les indicateurs de la diversité biologique. En forêt boréale, la fragmentation est occasionnée par la coupe forestière elle-même et la construction des chemins nécessaires pour atteindre la matière ligneuse bien que les perturbations naturelles constituent également un agent de fragmentation du paysage (Germain et al., 1996).

La perte d'habitat se traduit par une simplification ainsi qu'une homogénéisation de la composition végétale et de la structure d'âge. Cette simplification de la structure a des effets néfastes et persistants sur la faune aviaire notamment (Thompson et Welsh, 1993). Dans une perspective de productivité et de rentabilité, l'industrie doit récolter les arbres avant qu'ils ne présentent des signes de sénescence ce qui occasionne la réduction voire même la perte des grands massifs forestiers matures et surannés. Les forêts surannées sont reconnues pour leur grande complexité et diversité structurale. Dans certaines régions, des espèces y sont d'ailleurs spécifiquement associées dont la martre d'Amérique (*Martes americana*), le grand pic (*Dryocopus pileatus*) et le bec-croisé rouge (*Loxia curvirostra*) (De Graaf et al., 1992 dans Germain et al., 1996). Sans compter que la réduction de la taille des fragments de forêts peut se traduire par des conséquences néfastes, notamment en ce qui concerne les espèces qui nécessitent de grands territoires pour répondre à l'ensemble de leurs besoins comme les grands herbivores ou les grands carnivores. En l'absence d'une bonne planification, on peut rapidement passer de l'effet relativement à court terme du passage d'un stade mature à un stade jeune vers un effet permanent de la perte qualitative d'habitat (Thompson et Welsh, 1993). De plus, l'aménagement forestier réduit les chicots et les débris ligneux dans les écosystèmes. Ces derniers sont des attributs essentiels pour un grand nombre d'espèces forestières (Kneeshaw et al., 2000).

Le passage d'un fragment à l'habitat ouvert que constitue la matrice des aires de récolte implique la présence inévitable d'une frontière. Une frontière se définit comme une jonction entre deux habitats différents (Anderson, 1991 dans Faaborg et al., 1995). L'aménagement forestier définit de nouvelles frontières dans le paysage et modifie la perméabilité de ces dernières. Le niveau de connectivité d'un habitat varie selon 1) l'échelle spatiale et temporelle à laquelle on observe le phénomène et 2) les organismes qui n'ont pas tous la même perméabilité au mouvement (Wiens, 1994). Les mouvements des différentes espèces sont d'une part limités par leur mobilité propre mais également par les caractéristiques de l'habitat qui sépare les fragments de forêt. Ainsi, la connectivité s'améliore au fur et à mesure que les caractéristiques structurales nécessaires aux espèces sont de retour. Dans certains cas, les espèces vont traverser, ou utiliser, les aires de coupe et les chemins forestiers bien que les taux de mortalité (prédation et accidents) puissent être plus élevés et dans d'autres, ils vont créer une barrière aux mouvements. La présence des chemins nécessaires à la réalisation des coupes forestières peut offrir un accès facile à l'être humain et ainsi entraîner une hausse de la présence humaine susceptible de perturber certains animaux, dans des zones auparavant non visitées (Faaborg et al., 1995).

Généralement, la fragmentation du paysage affecte surtout les espèces à grand domaine vital qui nécessitent d'importantes superficies de territoire, les espèces à mobilité restreinte qui possèdent de

faibles capacités de dispersion ainsi que les espèces à habitats spécifiques notamment les espèces associées aux forêts surannées (Small et Hunter, 1988 dans Germain et al., 1996). Les besoins de ces espèces semblent en conflit avec les activités de récolte de la matière ligneuse de l'industrie forestière. Puisque les besoins des espèces fauniques et la taille de leurs domaines vitaux divergent, un même territoire peut, à un instant précis, s'avérer très fragmenté pour une espèce et peu fragmenté pour une autre. Ainsi, la fragmentation du paysage s'inscrit dans le temps et dans l'espace (figure 1.2) (Bunnell et Huggard, 1999).

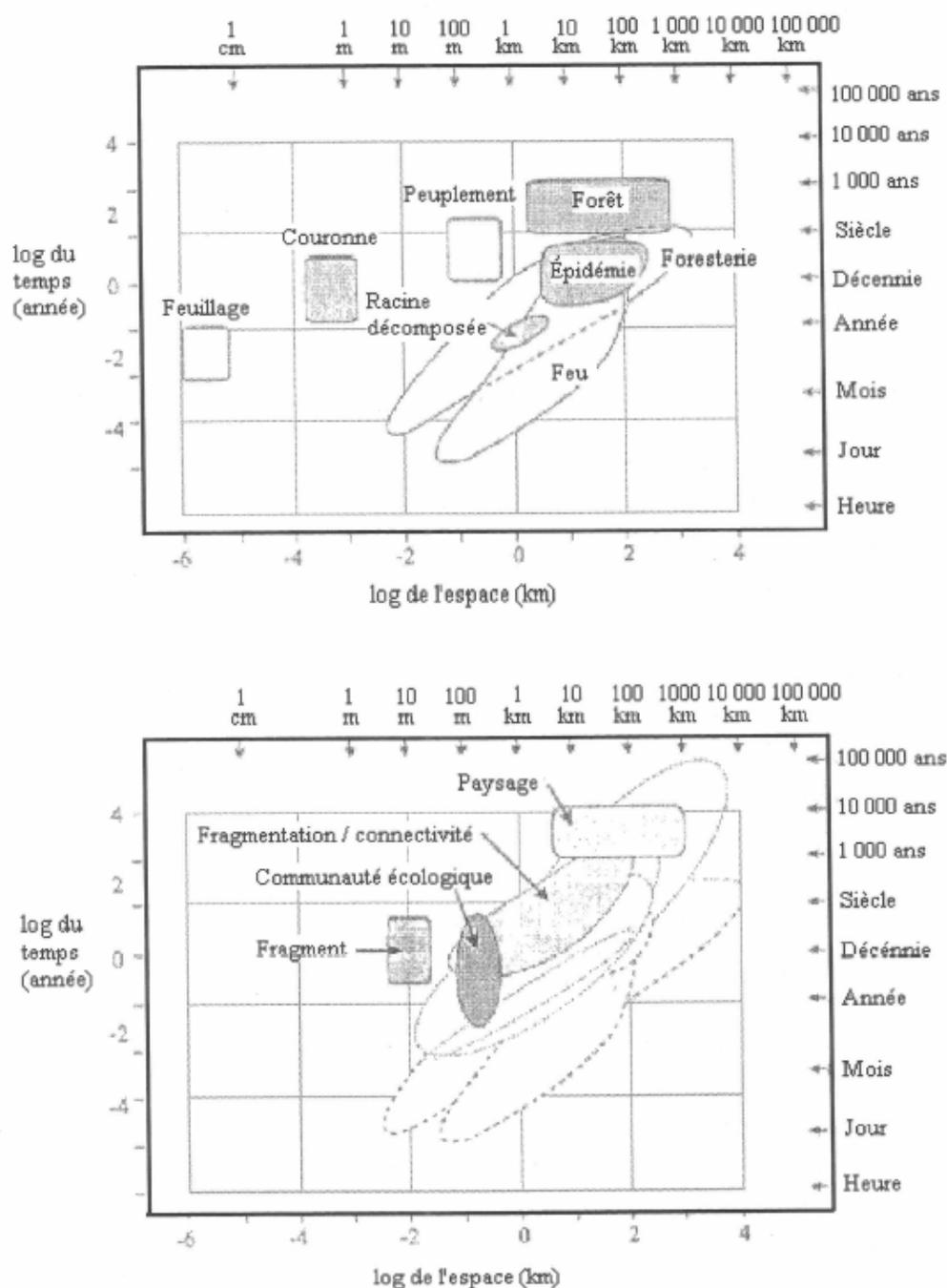


Figure 1.2: Relations spatio-temporelles pour a) les principales composantes de l'écosystème forestier et b) les principaux concepts impliqués dans le maintien de la diversité biologique. (Tirée de Bunnell et Huggard, 1999.)

La figure 1.1 sert de canevas aux trois figures suivantes. Les figures 1.3, 1.4 et 1.5 représentent respectivement le même écosystème forestier perçu à différentes échelles spatio-temporelles soit l'échelle du peuplement, du bassin versant et du paysage. Sur chacune des figures se retrouve le même modèle conceptuel d'un écosystème forestier vu sous l'angle du maintien de la diversité biologique à l'exception que les composantes de l'écosystème sont activées selon l'échelle spatio-temporelle qui est représentée. Ainsi, en fonction de l'échelle spatio-temporelle où se produit l'action, les composantes de l'écosystème sont activées ou masquées. Il importe de ne pas confondre l'échelle où se déroule l'action avec l'échelle où sont ressentis les effets. À l'exception des perturbations anthropiques (coupes forestières), lorsqu'une composante (biotique, abiotique ou perturbation) du milieu naturel est activée à une échelle, elle demeure active aux échelles supérieures. La figure 1.3 présente le modèle conceptuel de l'écosystème forestier à l'échelle du peuplement. À cette échelle, l'indicateur de configuration et ceux qui lui sont étroitement reliés (densité de route et degré d'anthropisation mesuré par la densité de population) ne sont pas actifs. Un peuplement pouvant être défini comme une unité plutôt homogène en termes de structure d'âge et de composition, l'indicateur de configuration est peu approprié à cette échelle d'observation, tout comme les indicateurs qui lui sont associés (densité de route et degré d'anthropisation). Les composantes géologiques et topographiques reconnues comme éléments stables de l'écosystème ne sont pas actives à l'échelle du peuplement. Il en va de même pour les perturbations naturelles de grande envergure tels les feux et les épidémies. À l'opposé, bien qu'en forêt publique, un plan général et des plans quinquennaux soient produits pour chaque aire commune, les coupes forestières, telles qu'effectuées actuellement, demeurent principalement planifiées et appliquées à l'échelle du peuplement (Galindo-Leal et Bunnell, 1995). Certaines stratégies d'aménagement (aménagement écosystémique, zonage) sont proposées pour considérer la diversité biologique à l'échelle du paysage. Lesdites stratégies imposent de maintenir des proportions déterminées de forêts basées sur les stades de développement (Bergeron et al., 1999; Burton, Kneeshaw and Coates, 1999) ou encore d'incorporer des aspects de configuration spatiale lors de la planification forestière. Néanmoins, ces dernières sont encore peu employées par les industries forestières. Ce faisant, nous considérons les coupes forestières comme étant principalement actives à l'échelle du peuplement. Les figures 1.4 et 1.5 représentent le modèle conceptuel à l'échelle du bassin versant et du paysage. À ces échelles, l'ensemble des indicateurs est activé bien que ceux relatifs à la configuration atteignent leur activité maximale à l'échelle du paysage. Il en va de même pour les composantes géologiques et topographiques ainsi que pour les perturbations naturelles de grande envergure. Par contre, les coupes forestières n'étant peu ou pas planifiées et appliquées aux échelles du bassin versant et du paysage, elles sont donc classées comme de moins en moins actives suivant le

passage de l'échelle du peuplement à l'échelle du bassin versant et de l'échelle du bassin versant à l'échelle du paysage.

Le positionnement et la compréhension des composantes de l'écosystème forestier en termes d'activité et d'inactivité permettent de passer à la seconde étape qui consiste à caractériser les indicateurs qui subissent les effets, d'une part, des perturbations naturelles (les feux) et, d'autre part, des perturbations anthropiques (les coupes) (figure 1.6). Il s'agit donc d'établir les liens qui subsistent entre les trois échelles prédéterminées (figure 1.6). Seules les perturbations naturelles et anthropiques ainsi que les indicateurs de la diversité biologique, à l'exception de ceux de densité de route et de degré d'anthropisation, sont présents sur la figure 1.6. Les perturbations sélectionnées soit le feu et les épidémies comme perturbations naturelles et la coupe forestière comme perturbation anthropique figurent uniquement aux échelles où elles atteignent leur activité maximale.

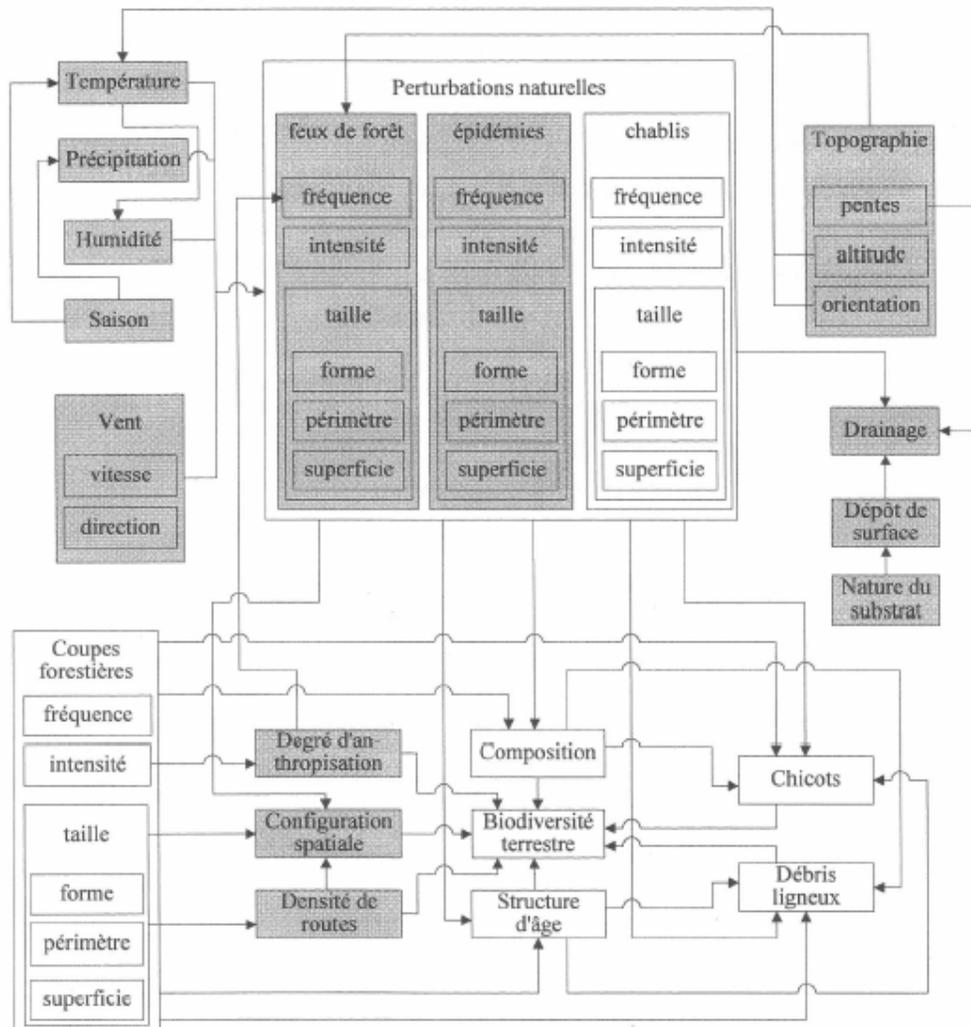


Figure 1.3 Schématisation des composants actifs (blanc) et inactifs (gris moyen) d'un écosystème forestier quant au maintien de la diversité biologique à l'échelle spatiale du peuplement.

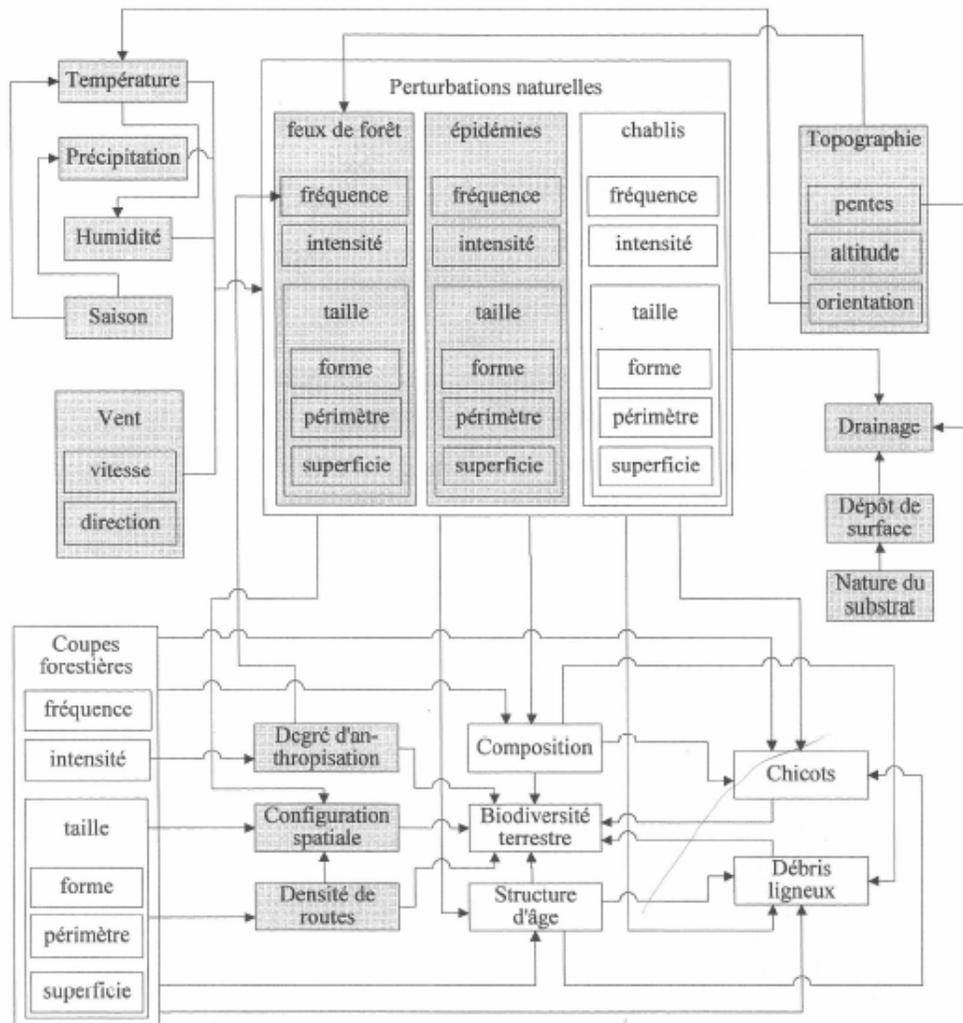


Figure 1.4 Schématisation des composants actifs (blanc) et peu actifs (gris perle) d'un écosystème forestier quant au maintien de la diversité biologique à l'échelle spatiale du bassin versant.

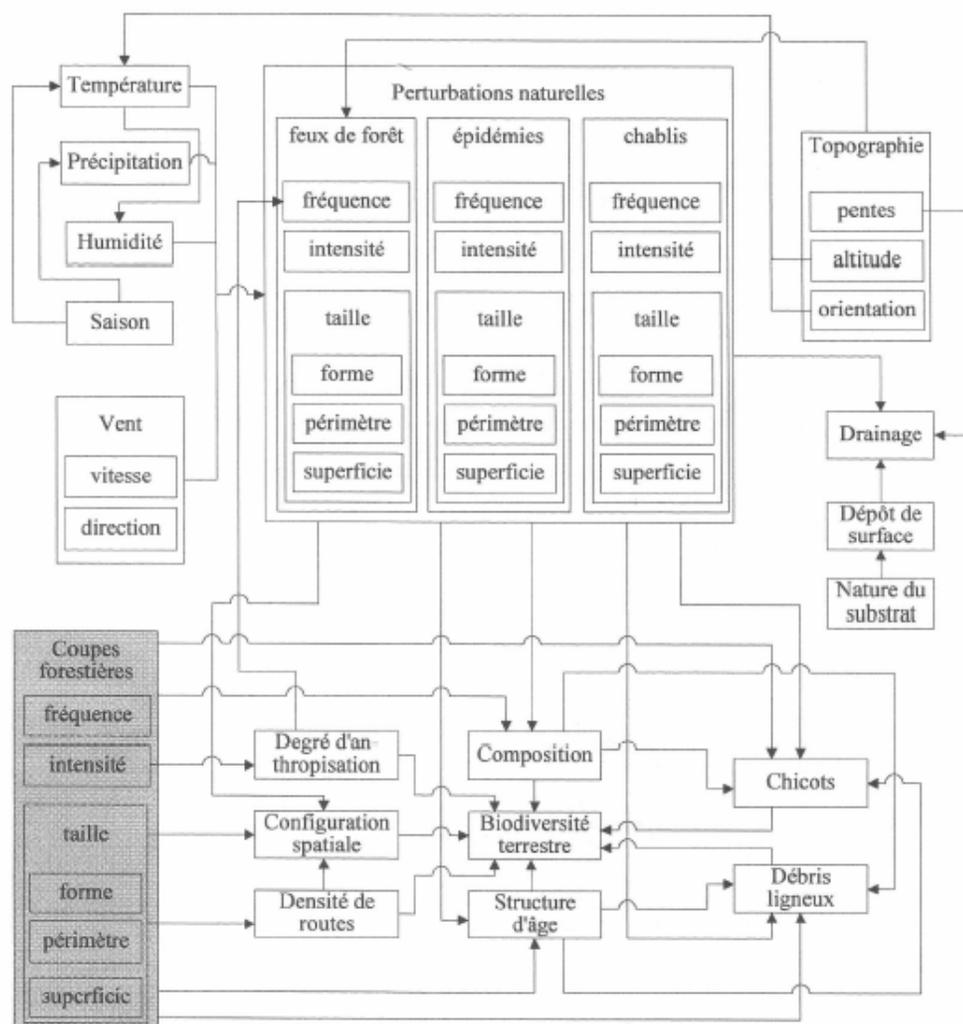


Figure 1.5 Schématisation des composantes actives (blanc) et inactives (gris moyen) d'un écosystème forestier quant au maintien de la diversité biologique à l'échelle spatiale du paysage.

Concernant les effets des perturbations naturelles et anthropiques, ils sont ressentis à l'ensemble des échelles spatio-temporelles déterminées, du peuplement au paysage (figure 1.6). Puisque la connaissance des régimes de perturbations naturelles est de plus en plus reconnue comme pouvant servir à la planification et à l'aménagement des forêts dans une perspective d'aménagement forestier durable, les effets des coupes sont établis par rapport aux effets des perturbations naturelles (figure 1.6). Le postulat à la base de ce raisonnement veut que les espèces se soient adaptées aux perturbations naturelles au cours de l'évolution. Ainsi, un aménagement qui respecte les limites de variabilité naturelle des écosystèmes devrait être en mesure de préserver la diversité biologique des écosystèmes, des espèces et des gènes (Bergeron et al., 1999). Kneeshaw et al. (2000) ont comparé les effets des coupes forestières à ceux des feux en forêt boréale. Les feux de forêt maintiennent une certaine proportion de forêts surannées tandis que les coupes tendent à réduire voire même à supprimer les vieilles forêts. En milieu naturel, la composition des forêts est modifiée dans le temps suivant une dynamique propre aux conditions régionales. Puisque les forestiers privilégient d'obtenir certains types de peuplements rapidement, la dynamique naturelle de remplacement des peuplements est modifiée. Concernant les chicots, contrairement au passage d'un feu, la coupe forestière élimine les chicots des forêts. Quant aux débris ligneux, selon le type de coupe forestière appliqué, il y a plus ou moins de débris. Règle générale, on retrouve moins de débris ligneux dans les brûlis. Contrairement aux coupes, les feux entraînent une configuration ainsi qu'une sévérité beaucoup plus variables (Leduc et al., 2000; Bergeron et al., 2002). Les brûlis présentent des formes irrégulières. De plus, les feux préservent des îlots de forêt non brûlés de taille et de forme variable sur le territoire (Bergeron et al., 2002). Ainsi, suivant les travaux effectués par Kneeshaw et al. (2000), il semble que les effets des coupes forestières soient plus négatifs que ceux des feux quant 1) au maintien de la diversité de la composition en espèces et de la structure d'âge, 2) à la souplesse de la configuration spatiale et 3) à l'abondance des chicots (figure 1.6). De plus, les effets des perturbations anthropiques se distinguent dans l'espace et dans le temps de ceux des perturbations naturelles. Selon la théorie de la hiérarchie, les perturbations naturelles de grande envergure comme les feux de forêt sont relativement peu fréquentes. Par contre, les perturbations anthropiques dont l'aménagement forestier tel qu'il est pratiqué actuellement sont fréquentes et/ou chroniques pour l'environnement (Urban et al., 1987). Sans compter que les perturbations anthropiques peuvent augmenter ou encore diminuer l'hétérogénéité du paysage forestier selon les paramètres et l'échelle d'observation utilisés (Mladenoff et al., 1993).

Les perturbations naturelles de grande envergure dont les feux de forêt ou les épidémies d'insectes influencent donc la composition, la structure d'âge et la configuration présentes sur un territoire donné tout comme elles contrôlent l'abondance des chicots et des débris ligneux. D'ailleurs, Payette et al.

(2000) ont démontré qu'une succession de perturbations (feux et épidémies) dans une pessière à mousse pourrait avoir occasionné un changement vers une pessière à lichens. Non seulement, les perturbations naturelles contrôlent la forêt présente sur un territoire donné mais elles interagissent entre elles, ce qui peut résulter par de profonds changements dans la nature de la composition végétale et dans la faune qui lui est associée. L'abondance régionale de plusieurs espèces d'oiseaux et de petits mammifères peut dépendre de microhabitats spécifiques (Urban et al., 1987). Des attributs, comme les chicots et les débris ligneux ainsi que les microclimats nécessaires à certaines espèces à des échelles fines, sont contrôlés par les perturbations naturelles dont l'action est produite à des échelles plus grossières. Un même feu de forêt peut 1) créer un fragment d'habitat d'alimentation au sein du domaine vital d'un ours à l'échelle du paysage, 2) produire un site de nidification pour un couple de pics à l'échelle du bassin versant et 3) générer une communauté de d'insectes à l'échelle du peuplement, voire même à une échelle encore plus raffinée (Bunnell et Huggard, 1999).

De plus, comme les perturbations naturelles sont régies, entre autres, par le matériel végétal disponible en termes de structure d'âge, de composition, de débris et de configuration, en affectant ces mêmes composantes de la diversité biologique, les coupes effectuées à l'échelle du peuplement peuvent affecter et modifier la dynamique des perturbations naturelles à l'échelle du paysage. En d'autres termes, un phénomène dont l'action se produit à une échelle inférieure peut, en modifiant les indicateurs de la diversité biologique, engendrer des répercussions quant à la fréquence, l'intensité et la taille d'une perturbation naturelle comme un feu. D'ailleurs, Urban et al. (1987) ont, de façon générale, regroupé les effets des activités anthropiques sur le paysage en quatre classes et ont décrit leurs conséquences sur les écosystèmes forestiers. L'une des conséquences soulevées par Urban et al. (1987) veut que les activités anthropiques modifient la dynamique et les frontières des fragments dans le paysage, ce qui a pour effet de changer les règles qui affectent l'interaction entre les fragments, incluant la fréquence des perturbations naturelles. La régénération forestière et les composantes de la végétation vont affecter les possibilités d'ignition et ainsi la fréquence des feux (Bunnell et Huggard, 1999). Les comportements des événements actifs aux échelles supérieures peuvent donc être modifiés par des composantes qui relèvent des échelles inférieures.

1.3.2 Sélection des espèces fauniques

Le choix des espèces fauniques s'est effectué en fonction de la littérature disponible, notamment à partir de l'approche de Doyon et Duinker (2000), de McLaren et al. (1998) et de Blanchette et Ostiguy (1996). Dans l'optique de développer une démarche permettant de considérer la conservation de la diversité biologique dans l'aménagement de territoire forestier en Alberta, Doyon et Duinker (2000) ont procédé à la sélection de plusieurs espèces fauniques selon neuf critères soient 1) la sensibilité de l'espèce aux perturbations, 2) le statut de l'espèce, 3) la facilité d'effectuer un suivi, 4) la spécificité de l'habitat, 5) l'utilisation d'attributs spécifiques, 6) le rôle fonctionnel de l'espèce dans l'écosystème, 7) la sensibilité à la configuration spatiale, 8) les valeurs socio-économiques et 9) la disponibilité des informations au sujet de l'espèce. McLaren et al. (1998) ont défini un protocole de sélection d'espèces indicatrices pour la région boréale de la province de l'Ontario. Le but de leur programme de suivi étant de déterminer comment la coupe forestière affecte à long terme les populations fauniques et leur habitat. Trois critères généraux ont servi à la sélection des indicateurs soient 1) le critère biologique, 2) le critère méthodologique et 3) le critère de statut. Concernant le critère biologique, pour être sélectionnées comme indicateurs, les espèces devaient 1) être dépendantes de la forêt, 2) répondre aux pratiques forestières, 3) représenter l'ensemble des tailles de domaines vitaux et l'ensemble des niveaux trophiques et 4) être composées de spécialistes et de généralistes. Sans compter qu'une priorité était accordée aux espèces résidentes plutôt que migratrices, ainsi qu'aux espèces rares particulièrement celles dont la rareté est associée à l'habitat. Finalement toutes les espèces clés étaient sélectionnées. En ce qui concerne le Québec, Blanchette et Ostiguy (1996) ont développé une méthode de sélection d'espèces fauniques dans le cadre du projet de développement de la gestion intégrée des ressources inspirée du concept de guildes d'aménagement, pour les réserves fauniques de Mastigouche et des Laurentides.

Suivant les listes d'espèces proposées par Doyon et Duinker (2000), McLaren et al. (1998) et Blanchette et Ostiguy (1996), nous avons sélectionné treize espèces. Au total, cinq espèces d'oiseaux soient le grimpeur brun (*Certhia americana*), le grand pic, la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*), la chouette rayée (*Strix varia*) et l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*) ainsi que huit espèces de mammifères soient le campagnol-à-dos-roux de Gapper (*Clethrionomys gapperi*), le grand polatouche (*Glaucomys sabrinus*), le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), la martre d'Amérique, l'ours noir (*Ursus americanus*), le lynx du Canada (*Lynx canadensis*), le loup gris (*Canis lupus*) et l'orignal (*Alces alces*) furent sélectionnées pour la zone de la sapinière boréale. Les espèces choisies devaient 1) par leur sensibilité, couvrir l'ensemble des effets de l'aménagement forestier sur la diversité biologique et

2) par la taille de leur domaine vital, représenter les trois échelles spatio-temporelles proposées (tableau 1.1). L'intérêt de choisir des espèces représentant plusieurs tailles de domaines vitaux était de fournir diverses fenêtres par lesquelles il était possible d'intégrer la dimension spatiale du modèle. De cette façon, il était possible de traiter la qualité de l'habitat d'un point de vu spatial propre à chacune des espèces choisies. La sélection des espèces devait être effectuée afin de représenter les divers types de stades de développement et de couverts rencontrés en sapinière boréale (tableau 1.2 et 1.3). Une liste des noms latins des espèces fauniques figure à l'appendice A.

Tableau 1.1
 Classification des espèces fauniques selon leur sensibilité aux effets
 de la coupe forestière en fonction de la taille de leur domaine vital

Échelles spatiales (taille du domaine vital)	Effets de la coupe sur la mosaïque forestière				homogénéité du couvert
	ouverture du couvert	chemins (proximité-densité)	population (proximité-densité)	perte des vieilles forêts	
peuplement moins de 10ha	grimpeur brun			campagnol-à-dos- roux de Gapper grand polatouche grimpeur brun	
bassin versant 10 à 100ha		gélinotte huppée		gélinotte huppée	gélinotte huppée
bassin versant 100 à 1000ha	chouette rayée martre d'Amérique	chouette rayée ours noir		chouette rayée martre d'Amérique ours noir	ours noir
paysage plus de 1000ha	autour des palombes lynx du Canada original		loup gris	autour des palombes lynx du Canada original	original

Tableau 1.2
Classification des espèces fauniques en fonction
des besoins en matière d'habitat

Structure d'âge	Couvert			
	feuillu	mélangé	résineux	hétérogénéité
gaulis-perchis		lièvre d'Amérique		
mature-surannée	grand pic chouette rayée autour des palombes		campagnol-à-dos roux de gapper grimpereau brun martre d'Amérique	grand polatouche
hétérogénéité				gélinotte huppée ours noir lynx du Canada orignal loup gris

Tableau 1.3
Classification des besoins en matière d'habitat pour les espèces
fauniques associées à hétérogénéité du couvert et de la structure d'âge

Structure d'âge	Couvert		
	feuillu	mélangé	résineux
gaulis-perchis- intermédiaire	gélinotte huppée		
		ours noir	
		lynx du Canada	
		orignal	
mature-surannée	gélinotte huppée ours noir		
			lynx du Canada orignal

Noss (1999) a classé en six catégories les espèces animales ou végétales pouvant être utilisées pour suivre l'état de la diversité biologique. Suivant la classification proposée par Noss (1999), nous avons classifié les espèces sélectionnées en fonction des catégories proposées. La majorité des espèces sélectionnées semble correspondre à l'une ou l'autre de ces catégories soit :

Les espèces qui nécessitent de grands territoires pour maintenir des populations viables.

Ce sont généralement des espèces à grand domaine vital ou à faible densité de population comme les grands carnivores (ours noir, lynx du Canada et loup gris).

Les espèces à mobilité restreinte.

On y retrouve certaines espèces d'insectes, d'amphibiens, de reptiles ou de petits mammifères qui sont limitées dans leur capacité à se déplacer de fragments en fragments et qui requièrent des îlots près les uns des autres (campagnol-à-dos-roux de Gapper, grand polatouche) ou encore celles qui font face à des risques de mortalité élevés tels les grands mammifères susceptibles aux collisions automobiles et à la chasse illégale et qui requièrent des corridors pour faciliter les mouvements (ours noir, lynx du Canada, loup gris et orignal).

Les espèces qui nécessitent des attributs spécifiques.

Il s'agit principalement des grands chicots (grimpereau brun, grand pic, chouette rayée et autour des palombes) et des fruits. Les oiseaux frugivores ou ceux qui ont besoin de cavités pour nicher (grimpereau brun, grand pic, chouette rayée et autour des palombes) ainsi que différents mammifères sont présents dans cette catégorie.

Les espèces limitées par certains processus écologiques ou biophysiques.

Les espèces limitées par le feu, le transport des sédiments par le vent, la compétition avec des espèces exotiques, la prédation (lièvre d'Amérique et gélinotte huppée) figurent à titre d'exemples. Plusieurs espèces peuvent être incluses dans cette catégorie.

Les espèces clef « keystone species ».

Ce sont des espèces dont l'impact sur les communautés ou les écosystèmes est démesurément large par rapport à leur abondance. On retrouve dans cette catégorie, les espèces qui créent des habitats dont les oiseaux qui creusent les cavités dans les arbres (grand pic).

Les espèces qui présentent des cas particuliers.

On retrouve par exemple les populations génétiquement distinctes ou encore des espèces qui ont la faveur et le support du public (martre d'Amérique, ours noir, lynx du Canada, loup gris et orignal).

1.3.3 Caractérisation des besoins en matière d'habitat

Les descriptions des besoins de chacune des espèces en matière de qualité d'habitat sont présentées en commençant par les oiseaux suivis des mammifères. Il est à noter que certaines espèces nécessitent plus d'un type d'habitat afin de répondre à leurs besoins. C'est le cas pour la gélinotte huppée, l'ours noir, le lynx du Canada et l'orignal. Dans le contexte où l'on souhaite utiliser l'habitat de ces espèces pour évaluer diverses stratégies d'aménagement, par l'entremise d'une fenêtre mobile de la taille du domaine vital de chacune desdites espèces, il est important d'indiquer les proportions que devraient occuper chacun des habitats nécessaires à une espèce au sein de son domaine vital. Bien que peu d'information soit disponible à ce sujet pour la région d'étude, lorsqu'il en sera possible, des seuils, en terme de pourcentage de superficie d'habitat à l'intérieur du domaine vital, seront proposés pour ces espèces. Néanmoins, ces seuils devront être validés et possiblement modifiés afin de les adapter à la réalité propre au territoire à l'étude, suivant les recherches disponibles à ce sujet.

1.3.3.1 Grimpereau brun

Concernant le grimpeur brun, il affectionne les forêts à dominance de résineux (Drapeau et al., 1996; Drapeau et al., 2000). Il privilégie les forêts hautes (supérieures à 12 m). Le grimpeur brun est généralement associé aux forêts matures à surannées (Blanchette et Ostiguy, 1996; Higgelke et MacLeod, 2000b) où sont plus présents les chicots de gros diamètres (Hansen et al., 1991) et possède un domaine vital d'environ 4 ha pour un couple (Drapeau, communication personnelle).

1.3.3.2 Gélinotte huppée

La gélinotte huppée nécessite trois types distincts d'habitats dans son domaine vital d'environ 20 ha pour un couple afin de rencontrer l'ensemble de ses besoins soient une aire de tambourinage, de

nidification et d'alimentation hivernale, une autre pour l'élevage des couvées et une dernière comme couvert de protection hivernale (Blanchette, 1995). Les proportions de chacune des aires à maintenir dans le domaine vital de la gélinotte ne sont pas connues. L'aire de tambourinage, de nidification et d'alimentation hivernale devrait préférablement être composée de forêts à dominance de feuillus ou encore de forêts mélangées matures à surannées (Blanchette, 1995; Higgelke et MacLeod, 2000i). Drapeau et al. (1996) associent la gélinotte huppée aux forêts hautes (supérieures à 12 m) et dont le couvert est dominé par les feuillus. Concernant l'aire d'élevage des couvées, Gullion, (1989) dans Blanchette (1995) a observé que la gélinotte huppée utilise des peuplements à dominance de feuillus de stade de développement de type gaulis. Un couvert à dominance de résineux (Blanchette, 1995) de stade de développement mature à suranné dont les arbres sont d'une hauteur supérieure à 7 m est à même d'assurer la protection des gélinottes durant la saison hivernale. D'après Higgelke et MacLeod (2000i), la distance moyenne journalière effectuée par la gélinotte huppée est de l'ordre de 375 m.

1.3.3.3 Grand pic

Le grand pic affectionne les forêts à dominance de feuillus (Drapeau et al., 1996; Drapeau et al., 2000; Godfrey, 1986 et James, 1984 dans Lafleur et Blanchette, 1993) et mélangées. Il est associé aux forêts d'une hauteur supérieure à 12 m (Drapeau et al., 1996). Étant un excavateur primaire, le grand pic nécessite la présence d'arbres partiellement ou totalement morts (Lafleur et Blanchette, 1993). Il utilise les chicots à des fins d'alimentation et de nidification. Le grand pic préfère les forêts matures voire même surannées (Lafleur et Blanchette, 1993; Blanchette et Ostiguy, 1996). En se basant sur les tailles de domaines vitaux présentées par Lafleur et Blanchette (1993) pour l'Amérique du Nord, nous avons opté pour une taille de domaine vital d'environ 200 ha. Suivant, la méthode de calcul proposée par Sutherland et al. (2000), nous avons établi la capacité de dispersion de l'espèce à environ 1,5 km.

1.3.3.4 Chouette rayée

La chouette rayée a un domaine vital d'environ 185 ha (Blanchette et Ostiguy, 1996). Elle est surtout associée aux forêts à dominance de feuillus et dont le stade de développement est mature à suranné (Blanchette et Ostiguy, 1996; Higgelke et MacLeod, 2000a). Ce type d'habitat lui permet de retrouver une variété de proies, un couvert pour se protéger des prédateurs et des conditions climatiques peu clémentes ainsi que les attributs nécessaires à la reproduction c'est-à-dire la présence de cavités de

qualité dans l'habitat. Généralement, les arbres malades ou morts sont plus susceptibles de lui procurer les cavités naturelles nécessaires à la nidification (Higgelke et MacLeod, 2000a).

1.3.3.5 Autour des palombes

L'autour des palombes apprécie un habitat dont le couvert forestier est dominé par les feuillus de stade de développement mature à suranné (Blanchette et Ostiguy, 1996). D'après ces mêmes auteurs, les tailles des domaines vitaux varient entre 200 et 5700 ha. Higgelke et MacLeod (2000g) suggèrent une taille de 2000 ha pour un couple. La capacité de dispersion est évaluée à environ 35 km (Sutherland et al., 2000). En termes de couvert et de stade de développement, l'autour des palombes affectionne les forêts à dominance de feuillus matures à surannées (Blanchette et Ostiguy, 1996; Higgelke et MacLeod, 2000g).

1.3.3.6 Campagnol-à-dos-roux de Gapper

Le campagnol-à-dos-roux de Gapper est surtout associé aux forêts mélangées particulièrement aux forêts à dominance de résineux (Higgelke et MacLeod, 2000k; Blanchette et Ostiguy, 1996). Les débris ligneux (Bondrup-Nelson, 1987), les champignons et les lichens constituent des attributs intéressants pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (Higgelke et MacLeod, 2000k). D'après Potvin et Courtois (1998), il recherche généralement les forêts de stade de développement mature à suranné, les vieilles forêts étant un des stades de développement où les débris ligneux sont abondants (Hansen et al., 1991). Les sites plutôt humides sont souvent préférés aux sites plus secs (Getz, 1968 dans Higgelke et MacLeod, 2000k). Le domaine vital du campagnol-à-dos-roux de Gapper couvre une superficie d'environ 1 ha (Blanchette et Ostiguy, 1996; Potvin et Courtois, 1998). Se basant sur Bowman, Forbes et Dilworth (2000), nous avons établi la capacité de dispersion du campagnol-à-dos-roux de Gapper à environ 125 m.

1.3.3.7 Grand polatouche

Tout comme pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper, les champignons et le lichen sont deux attributs importants voire même indispensables pour le grand polatouche. Ces attributs constituent une grande partie de sa diète alimentaire (Maser et al., 1986 dans Higgelke et MacLeod, 2000f). D'après Blanchette et Ostiguy (1996), un couvert à dominance de feuillus ou de résineux incluant les forêts mélangées peut constituer un habitat de qualité dans la mesure où le stade de développement est mature à suranné. Par contre, Burt et Grossenheider (1992) ainsi que Higgelke et MacLeod (2000f) indiquent un intérêt plus marqué pour les forêts à dominance de résineux ainsi que pour les forêts mélangées. Le grand polatouche apprécie un habitat dont les forêts sont matures sinon vieilles et où les débris ligneux sont abondants (Higgelke et MacLeod, 2000f). Le domaine vital du grand polatouche est de l'ordre de 2 ha (Blanchette et Ostiguy, 1996) et sa capacité de dispersion peut atteindre environ 350 m (Witt, 1992 dans Higgelke et MacLeod, 2000f).

1.3.3.8 Lièvre d'Amérique

Le lièvre d'Amérique possède un domaine vital d'une superficie de l'ordre d'environ 10 ha (Blanchette et Ostiguy, 1996) et dont la capacité de dispersion se situe autour de 1,5 km (Sutherland et al., 2000). Le stade de développement gaulis à perchis est à même d'offrir un habitat de qualité au lièvre d'Amérique bien que les 10 à 15 premières années suivant une coupe s'avèrent un habitat de piètre qualité (Potvin et Courtois, 1998). Le lièvre d'Amérique semble préférer les peuplements de 20 à 30 ans (Thompson et al, 1989 dans Higgelke et MacLeod, 2000i) et affectionne les peuplements mélangés (Guay, 1994).

1.3.3.9 Martre d'Amérique

La martre d'Amérique a besoin d'une superficie de 500 à 1000 ha afin de répondre à ses besoins (Potvin et Courtois, 1998; Potvin, 1998) et suivant les travaux de Sutherland et al. (2000), nous avons évalué sa capacité de dispersion à près de 3,5 km. De façon générale, la martre d'Amérique est associée aux forêts à dominance de résineux matures à surannées (Thompson, 1994 dans Higgelke et MacLeod, 2000d; Blanchette et Ostiguy, 1996). La présence de débris ligneux est importante afin de

fournir à la martre d'Amérique les accès pour atteindre les petits mammifères lorsque le sol est couvert de neige ainsi que des abris et des sites de mise bas de qualité. Par contre, les travaux de Potvin et Courtois (1998) ainsi que ceux de Potvin, Bélanger et Lowell (2000) indiquent que la martre peut être abondante dans les forêts de 30 ans et plus et qu'avant ce stade de développement, le couvert n'est pas apte à protéger la martre d'Amérique des prédateurs au sol. Bien que Potvin (1998) ait observé que la martre d'Amérique utilise les peuplements à dominance de feuillus ou mélangés particulièrement ceux affectés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette, n'étant pas en mesure de simuler les épidémies, nous avons préféré nous en tenir au paradigme voulant que la martre d'Amérique soit plutôt associée aux forêts à dominance de résineux.

1.3.3.10 Ours noir

Tel que proposé par Samson (1996), puisque la survie de l'ours noir est surtout limitée par le succès reproducteur des femelles, les besoins de l'espèce sont spécifiés de façon à maintenir de l'habitat de qualité pour ces dernières. L'ours noir femelle possède un domaine vital d'une superficie d'environ 1200 ha (Samson, 1996) et une capacité de dispersion d'environ 15 km (Sutherland et al., 2000). Par contre la distance parcourue entre les différents habitats de l'ours est généralement restreinte entre 1 et 5 km. Afin de répondre aux besoins de l'ours noir, trois types d'habitats sont nécessaires soient l'aire d'alimentation printanière, l'aire d'alimentation estivale et automnale et enfin le couvert de protection. Un couvert à dominance de feuillus dont le stade de développement est à tout le moins gaulis à perchis ou encore des terres humides et de l'habitat de zone riparienne peuvent être à même de satisfaire l'ours noir, qui recherche principalement les feuilles de bouleaux et de peupliers, les graminées et les fourmis en matière d'alimentation au printemps et au début de l'été (Sanson, 1996). Lindzey et Meslow (1977) ont observé que la majorité des ours noirs utilise les forêts environ 20 ans après une coupe forestière. Au courant de l'été, l'ours noir se nourrit essentiellement de petits fruits. L'alimentation estivale est caractéristique de l'ensemble des types de couverts forestiers de stade régénération à gaulis (Samson, 1996). L'automne, l'ours noir recherche les fânes de hêtre et les glands de chênes surtout présents dans les forêts de feuillus tolérants de stade mature à suranné (Samson, 1996). Puisque la sapinière boréale se trouve à l'extérieur des aires de répartition de ces deux espèces, nous avons plutôt choisi de classer comme un bon habitat tous les territoires susceptibles de contenir des petits fruits soient les peuplements dont le stade de développement va de régénération à gaulis. Concernant le couvert de protection, les peuplements d'une hauteur supérieure à 7 m sont en mesure de fournir un couvert de qualité à l'ours noir, ce qui peut se traduire par un stade de développement mature à suranné. Basé sur

ce qui est proposé par Samson (1996), à titre indicatif, nous suggérons de maintenir dans le domaine vital de l'ours noir au minimum, 15% de territoire en aire d'alimentation printanière, 25% de territoire en aire d'alimentation estivale et automnale ainsi que 35% de territoire pour le couvert de protection.

1.3.3.11 Lynx du Canada

La taille du domaine vital d'un lynx du Canada peut varier de 1500 à 4000 ha (Blanchette et Ostiguy, 1996). Higgelke et MacLeod (2000c) proposent d'utiliser une superficie de l'ordre de 3000 ha. La capacité de dispersion du lynx du Canada peut être estimée à 25 km (Sutherland et al, 2000). Deux habitats distincts sont nécessaires au lynx du Canada. Il s'agit de l'aire d'alimentation ainsi que de l'aire de mise bas et de couvert de protection. L'aire d'alimentation du lynx du Canada correspond à celle de sa proie favorite soit le lièvre d'Amérique ce qui correspond aux forêts mélangées (Higgelke et MacLeod, 2000c) de stade de développement gaulis à perchis (Koehler et Britell, 1990; Higgelke et MacLeod, 2000c). Les sites de mise bas de qualité nécessitent la présence de débris ligneux et sont généralement rencontrés dans les forêts à dominance de résineux et mélangées (Higgelke et MacLeod, 2000c) de stade de développement mature à suranné (Koehler et Britell, 1990; Higgelke et MacLeod, 2000c). Ces mêmes forêts offrent au lynx du Canada le couvert de protection dont il a besoin.

1.3.3.12 Orignal

L'orignal est une espèce associée à une diversité d'habitats. Afin de satisfaire ses besoins, l'orignal doit, à l'intérieur d'une superficie de 4000 ha (Courtois et Crête, 1988 dans Courtois, 1993), retrouver deux aires d'alimentation distinctes. Le brout principalement constitué de feuilles d'arbustes et de ramilles s'avère le facteur le plus limitant pour l'orignal étant donné les quantités importantes qu'il doit consommer (Courtois, 1993). Un couvert forestier à dominance de feuillus ou encore mélangé, de stade de développement variable tels gaulis à perchis et mature devrait assurer la disponibilité du brout (Courtois, 1993). L'abondance de l'orignal est optimale dans les forêts de perchis (Potvin et Courtois, 1998). Outre le brout, l'orignal a besoin de sels minéraux. Les plantes aquatiques sont à même de contribuer à l'apport de sels minéraux nécessaire à l'orignal en saison estivale. Afin de combler les besoins en sels minéraux, en protection de la chaleur ainsi qu'en site de mise bas de qualité, les terres humides ainsi que les zones ripariennes y compris les îles, constituent de bons habitats (Courtois, 1993; Higgelke et MacLeod, 2000e). Les distances journalières moyennes

parcourues variant de 0,5 à 1 km (Courtois et Crête, 1988 dans Courtois, 1993), une zone riparienne peut être définie par une largeur de 500 m correspondant à la borne inférieure de la distance journalière moyenne effectuée par l'orignal. Finalement, un couvert résineux dense est nécessaire pour la période de confinement à la fin de l'hiver (Courtois, 1993). À ce titre, les peuplements résineux de stade de développement mature à suranné peuvent être considérés comme de bons habitats (Higgelke et MacLeod, 2000e). Selon ce qui est proposé pour le Nord-Est du Minnesota en termes de proportion minimale à maintenir pour chacun des types d'habitats dans le domaine vital de l'orignal (Courtois, 1993), nous suggérons les proportions suivantes soient 35% de brout, 5% d'habitat aquatique et 5% de couvert résineux. D'après la méthode de calcul proposée par Sutherland et al. (2000), la capacité de dispersion de l'orignal serait de l'ordre de 40 km.

1.3.3.13 Loup gris

La dernière espèce pour laquelle une description de l'habitat est nécessaire est le loup gris. Pour assurer les besoins d'une meute, une superficie d'environ 15 000 ha doit être considérée (Mladenoff et al., 1995). Le loup gris n'est pas associé à un habitat très spécifique en matière de couvert et de stade de développement. Il utilise une variété d'habitats (Blanchette et Ostiguy, 1996). Généralement, le loup est abondant dans les régions où il y a présence d'un couvert forestier et où les densités de routes et de population sont faibles. Ainsi, un habitat dont le stade de développement atteint au moins celui de perchis, ceci afin d'assurer un couvert forestier minimal, peut constituer un bon habitat à la condition de présenter de faibles densités de routes et de population. Selon une étude effectuée par Mladenoff et al. (1995), les territoires des loups sont positivement associés aux forêts mélangées ainsi qu'aux forêts à dominance de résineux. Dans la même étude, les auteurs ont noté que les territoires préférés par les loups présentaient une densité de route inférieure à 0,45 km/km² et une densité de population inférieure à 1,52 humains/km² (Mladenoff et al., 1995).

1.3.4 Variables cartographiques et formulation des conditions d'habitat

Une fois les besoins en matière d'habitat connus pour chacune des espèces fauniques, il a fallu traduire ces besoins en termes de disponibilité des données cartographiques. Chacune des espèces fauniques a été positionnée, selon l'échelle spatiale où elle appartient, au sein des modèles conceptuels (figures 1.7, 1.8 et 1.9). À partir des besoins de chacune des espèces fauniques ainsi que des indicateurs de la

diversité biologique proposés par Kneeshaw et al. (2000), nous avons extrait des variables cartographiques afin d'identifier les composantes des peuplements forestiers, propres à l'habitat faunique, pouvant être incorporées au sein d'outils géomatiques. Le tout dans le but de comparer différents scénarios de coupe forestière en termes de qualité d'habitat disponible pour la faune. La figure 1.10 représente les variables synthétiques qui tiennent en compte les composantes des peuplements forestiers propres à l'habitat faunique selon l'échelle spatiale à l'étude.

D'un point de vue cartographique, les cartes écoforestières fournissent l'information sur la composition forestière en termes d'espèces dominantes ainsi que l'âge d'un peuplement en classes. À partir d'une carte représentant la composition au niveau de l'espèce végétale dominante, il est possible d'extraire une carte représentant les grands types de couverts forestiers (résineux, mélangés, feuillus). Les chicots et les débris ligneux ne sont pas représentés dans les cartes écoforestières. Bien que la caractérisation des chicots et des débris ligneux nécessite généralement des relevés de terrain, certaines associations sont connues entre ces attributs et le couvert forestier notamment en termes de structure d'âge. Ces associations permettent de saisir grossièrement leur répartition spatiale sans avoir recours à un échantillonnage sur le terrain. Concernant les débris ligneux, ils sont généralement plus abondants dans deux stades de développement de la forêt diamétralement opposés soient les jeunes et les vieilles forêts (Hansen et al., 1991). Quant aux chicots de gros diamètre, ils seraient plus abondants dans les vieilles forêts (Hansen et al., 1991). Spies et Franklin (1991) dans Thompson et Welsh (1993) proposent que plusieurs attributs spécifiques dont les débris ligneux ainsi que les arbres de gros diamètre et les chicots propices à la formation de cavités sont principalement rencontrés dans les vieilles forêts à dominance résineuse. La densité de routes peut être mesurée à partir des cartes écoforestières ou encore des images satellites tout dépendant de la précision de l'image (résolution spatiale) sur lesquelles est présent le réseau routier. Concernant, le degré d'anthropisation, cette information n'est pas disponible sur les cartes ou les images. Par contre, il est fort possible d'obtenir des informations concernant la population (densité) dans les registres de nature gouvernementale tels ceux de Statistiques Canada et d'associer cette information au territoire à l'étude. Suivant la traduction du modèle conceptuel en un modèle opérationnel, une liste des conditions d'habitat propres à chacune des espèces ciblées est présentée à l'appendice B. Ainsi, chacune des conditions d'habitat résulte de la traduction des besoins d'une espèce particulière en un format qui s'intègre aisément aux outils cartographiques et géomatiques avec lesquels, les responsables de la planification forestière, sont familiers.

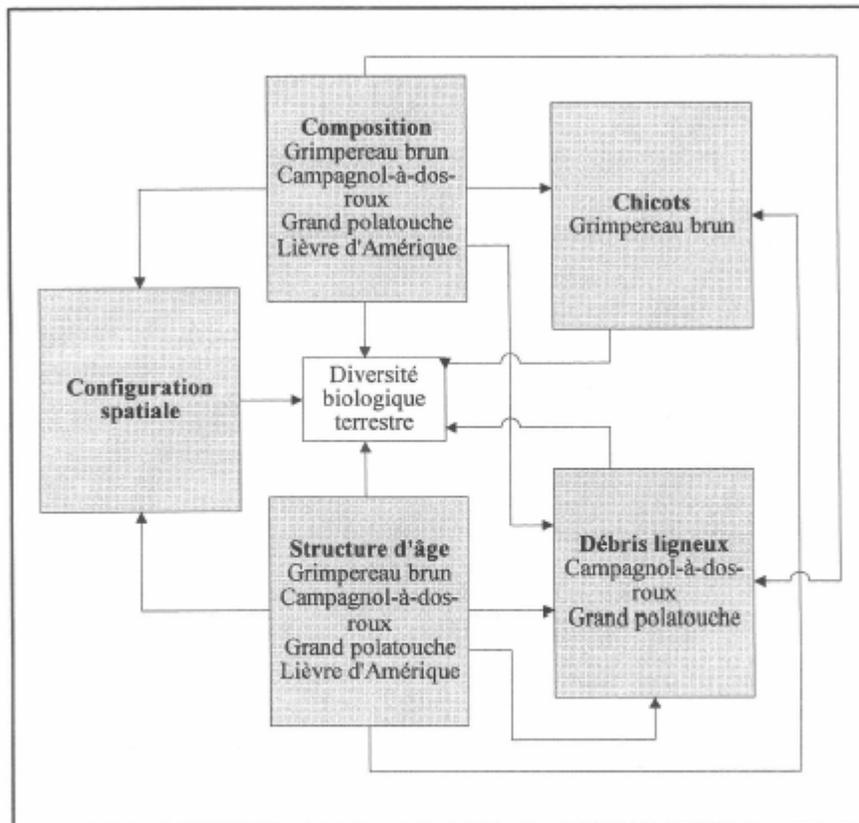


Figure 1.7 Classification des espèces fauniques de l'échelle du peuplement selon les indicateurs de diversité biologique (gris perle) qui affectent les caractéristiques de l'habitat.

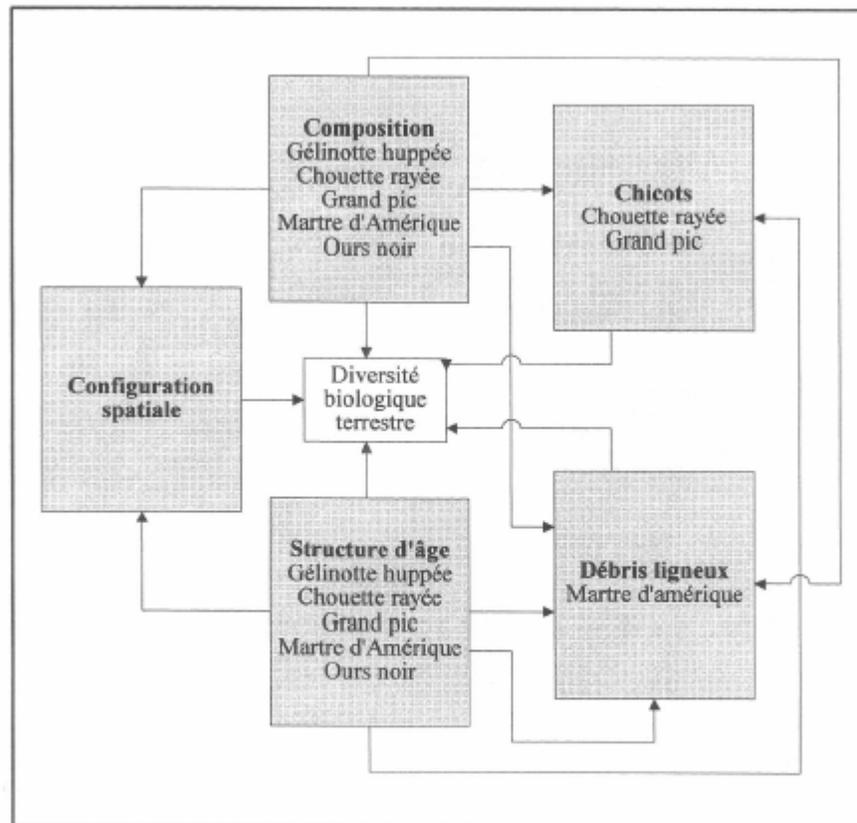


Figure 1.8 Classification des espèces fauniques de l'échelle du bassin versant selon les indicateurs de diversité biologique (gris perle) qui affectent les caractéristiques de l'habitat.

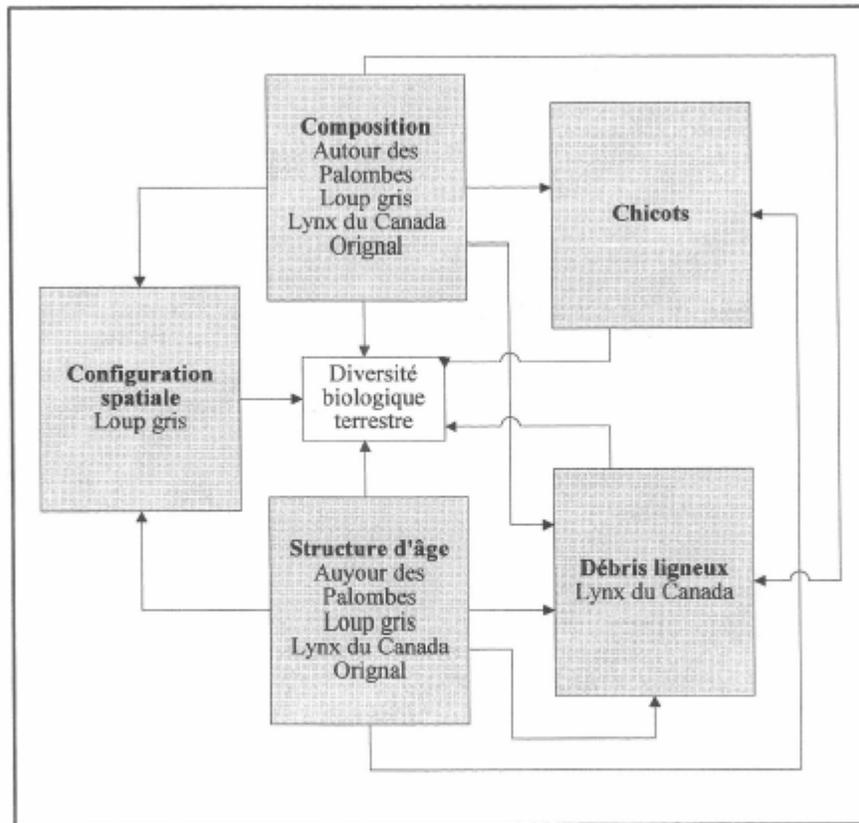


Figure 1.9 Classification des espèces fauniques de l'échelle du paysage selon les indicateurs de diversité biologique (gris perle) qui affectent les caractéristiques de l'habitat.

Échelle spatiale	Composition	Structure d'âge	Chicots et débris ligneux	Configuration	Routes	Degré d'anthropisation
Paysage						
Bassin versant	mesures de diversité proportions configuration	mesures de diversité proportions configuration		fragmentation: mesures de forme mesures d'isolement et de juxtaposition	mesures de densité mesure de distance	mesures de densité
Peuplement	espèce dominante type de couvert mesures de surface mesures de périmètre	classe d'âge mesures de surfaces mesures de périmètre	espèce dominante type de couvert classe d'âge			

Figure 1.10 Identification des variables synthétiques (caractère gras) et des mesures des indicateurs de diversité biologique qui tiennent en compte les besoins d'habitat des espèces fauniques en fonction de l'échelle spatiale.

1.4 Discussion

1.4.1 Potentiels et limites des modèles conceptuels

Le développement de modèles spatialement explicites permet d'identifier et de mieux comprendre les facteurs environnementaux ainsi que les effets des perturbations naturelles et anthropiques sur le fonctionnement des écosystèmes et le maintien des espèces dans le temps et dans l'espace (Morisson, Marcot et Mannan, 1992). La création d'un modèle passe nécessairement par une étape de conceptualisation. Cette première étape implique de définir les objectifs, de sélectionner les composantes à intégrer au modèle en question et d'illustrer les liens entre elles. La démarche élaborée dans ce chapitre a permis d'exposer le potentiel de la modélisation conceptuelle pour identifier les composantes et les interactions jouant un rôle majeur dans le fonctionnement du système et sur lesquelles il est possible d'intervenir. La sélection d'indicateurs exige au préalable de bien comprendre dans quel contexte un indicateur est opérationnel et à quelles échelles spatiales et temporelles celui-ci sera durable (Lindenmayer, 1999). Concernant l'identification d'indicateurs potentiels, la conceptualisation est un outil tout à fait indiqué puisqu'elle permet de schématiser le système de façon à répondre aux questions posées et ce, en fonction de plusieurs échelles spatiales et temporelles.

Puisqu'il est important de capturer les éléments de la diversité biologique à plusieurs niveaux d'organisation (Scott et al., 1992), une approche conceptuelle qui permet de répondre à des questions écologiques dans un cadre hiérarchique et multi-échelles est de mise. La modélisation conceptuelle a permis d'atteindre l'objectif visé soit de représenter le fonctionnement d'un écosystème forestier sous l'angle du maintien de la diversité biologique ainsi que de sélectionner des indicateurs. Le tout afin d'en dériver des conditions basées sur les besoins en matière d'habitat pour la faune auxquelles était incorporée la dimension spatiale sur la base de la taille des domaines vitaux de plusieurs espèces.

La formulation du modèle conceptuel est une étape cruciale puisque les objectifs déterminés fixeront le cadre dans lequel sera développé le modèle (Grant, Pedersen et Marín, 1997). En définissant le cadre de développement du modèle, la phase conceptuelle permet de préciser les résolutions spatiales et temporelles utilisées lors de l'étape suivante soit lors de l'application du modèle géomatique. L'aménagement forestier planifié à court terme et sur de petites superficies de territoire s'est souvent soldé par un patron spatial fragmenté (Galindo-Leal, 1994 dans Galindo-Leal et Bunnell, 1995) affectant la qualité d'habitat de plusieurs espèces. Tel que présenté à la figure 1.2, les horizons

spatiaux et temporeux où agit la fragmentation du paysage sont respectivement de 0,1 à 100 km et de la dizaine au millier d'années (Bunnell et Huggard, 1999). Comme l'objectif final est d'évaluer la qualité de l'habitat disponible pour la faune suivant la fragmentation induite par divers scénarios de coupe, il importe d'effectuer une telle évaluation 1) en fonction de l'échelle spatiale d'utilisation du territoire propre à chacune des espèces et de fait, selon leurs besoins respectifs quant à la configuration spatiale de l'habitat et 2) sur une longue période temporelle de l'ordre de quelques centaines d'années permettant de faire intervenir plusieurs rotations forestières successives sur le territoire pour en mesurer les effets cumulatifs.

Outre le fait de définir les résolutions spatiales et temporelles, la modélisation conceptuelle et les choix effectués quant à la définition des conditions d'habitat posent la portée et les limites du modèle. À cet effet, l'intégration de conditions d'habitat à la modélisation de scénarios d'aménagement forestier a été menée pour la forêt boréale mixte. Les variables (composition en espèces végétales et stades de développement des peuplements) utilisées dans la formulation des conditions d'habitat constituent une information assez grossière. De plus, l'évaluation des conditions d'habitat a été réalisée au moyen d'une approche simple soit la présence ou l'absence des conditions d'habitat requises pour chaque unité de territoire. De cette façon, le modèle est conçu pour évaluer les principaux déterminants de l'habitat faunique dans le temps et dans l'espace. De plus, pour optimiser l'efficacité du modèle et pour obtenir une évaluation réaliste de la disponibilité de l'habitat pour diverses espèces, il importe d'utiliser un tel modèle aux échelles spatio-temporelles appropriées aux besoins d'habitat de chaque espèce.

1.4.1.1 Subjectivité

Puisqu'un modèle se veut une simplification d'un système réel, la subjectivité intervient au moment du choix des composantes à utiliser dans la construction du modèle (Grant, Pedersen et Marín, 1997). Elle intervient à nouveau lors de la création des liens qui unissent les composantes sélectionnées. Plus un modèle est complexe, plus il est difficile d'obtenir des résultats réalistes (Tompson, 1997) d'où l'importance à accorder à l'étape de la sélection des composantes. Le choix des composantes et des liens qui les unissent doit s'appuyer sur l'information de qualité disponible sur le sujet (Grant, Pedersen et Marín, 1997). Dans le cas où l'information serait inexistante, la consultation d'experts dans le domaine doit être envisagée. Brown et al. (1994) ainsi que Dunsworth et Northway (1997) ont eu recours à la littérature scientifique et à la consultation d'experts afin de formuler des modèles de

qualité d'habitat respectivement pour le caribou des bois (*Rangifer tarandus*) et divers groupes d'espèces. De telles mesures permettent de réduire le niveau de subjectivité bien qu'il soit difficile de l'éliminer complètement. Dans le présent chapitre, la modélisation conceptuelle visant à cibler les indicateurs de la diversité biologique utilisés pour l'évaluation de différents types d'aménagement forestier s'est appuyée sur diverses recherches dont celle effectuée par Kneeshaw et al. (2000) et le recours à l'opinion d'experts lorsque ce fût nécessaire. Ainsi, il nous a été possible de déterminer des conditions basées sur les besoins en matière d'habitat pour plusieurs espèces fauniques.

Sur quelle base doit-on sélectionner les espèces? Est-ce que les espèces choisies permettent une bonne couverture des différents types d'habitats? Est-ce que l'information sur les besoins en habitat de ces espèces est présente et de qualité? Voilà plusieurs questions auxquelles on doit répondre lors du processus de sélection. Afin de réduire le niveau de subjectivité à son minimum en regard des espèces choisies, nous avons appuyé la sélection sur plusieurs études (Doyon et Duinker, 2000; McLaren et al., 1998; Blanchette et Ostiguy, 1996). Nous avons opté pour les espèces qui étaient le plus souvent proposées pour l'aménagement et le suivi de la diversité biologique dans les forêts boréales en s'assurant de couvrir les trois échelles spatiales prédéterminées (peuplement, bassin versant et paysage), plusieurs combinaisons d'habitat (composition en espèces et stades de développement) ainsi que plusieurs des effets de la coupe sur l'habitat des espèces (tableaux 1.1, 1.2 et 1.3).

1.4.1.2 Disponibilité et qualité de l'information

Un des facteurs les plus importants qui compromet parfois l'obtention de modèles de qualité est le manque d'informations disponibles au sujet des espèces, de leurs besoins et de leurs habitats (Thompson et Welsh, 1993). Il importe donc de sélectionner des espèces pour lesquelles l'information sur les besoins en matière d'habitat existe et soit de qualité. Idéalement, cette information doit être présente pour la région pour laquelle on bâti le modèle ou pour une région ayant une écologie et une dynamique similaires, d'où l'importance de poursuivre les recherches qui visent à décrire l'écologie des divers types forestiers et les régimes régionaux de perturbations. La martre, par exemple, est souvent proposée comme espèce indicatrice des forêts résineuses matures voire même surannées dans l'Ouest de l'Amérique puisque ce type d'habitat est à même de lui fournir les caractéristiques structurales nécessaires à ses besoins (débris ligneux, chicots, épaisseur de neige). Par contre, certaines recherches tendent à démontrer que cette association n'est pas aussi franche pour l'Est de l'Amérique notamment pour la forêt boréale du Québec (Potvin, 1998). Le manque de recherches concernant

l'écologie régionale d'espèces indicatrices potentiellement intéressantes limite la qualité des modèles (Thompson et Welsh, 1993). L'originalité de la démarche présentée, soit l'intégration de la dimension spatiale imposée sur la base de la taille du domaine vital de plusieurs espèces afin d'accéder à leur échelle de perception de l'habitat, dépend de l'existence d'une information de qualité sur l'écologie de chacune des espèces.

1.4.2 Perspectives d'avenir

La réalisation de recherches traitant des besoins des animaux en termes d'habitat est indispensable. Il s'agit d'arriver à mesurer l'habitat du point de vue de l'espèce étudiée (Morrisson, Marcot et Mannan, 1992). Comment un animal donné utilise-t-il son habitat? Quelles sont nos connaissances sur la distribution spatiale et l'abondance de l'espèce sur le territoire? Quels sont les facteurs qui contrôlent la distribution spatiale et l'abondance? Une des prémisses à la base du raisonnement veut que la disponibilité d'habitat de qualité soit un gage de l'abondance de l'espèce (Brown, 1994 et Hanski et al., 1993 dans Thompson, 1997). Idéalement, un habitat de qualité pour une espèce donnée doit être défini par un territoire où l'animal est à même de se reproduire et de survivre à long terme plutôt que par un territoire où les présences enregistrées sont nombreuses (Morrisson, Marcot et Mannan, 1992; Thompson, 1997). Un taux de reproduction élevé est garant de la satisfaction des besoins de l'animal. Les animaux sélectionnent l'habitat selon plusieurs facteurs dont, entre autres, les coûts et les bénéfices rencontrés sur un territoire, ces derniers étant relatifs aux diverses espèces (Morrisson, Marcot et Mannan, 1992). Bien que plusieurs chercheurs admettent que la sélection de l'habitat chez les espèces ait une composante génétique, à une échelle plus fine, elle peut également dépendre des apprentissages de l'animal et de plusieurs stimuli positifs (disponibilité de la nourriture) et négatifs (compétition, prédation) (Morrisson, Marcot et Mannan, 1992). De plus en plus, il est proposé que lors de la sélection de l'habitat, outre de considérer l'environnement immédiat, les espèces soient sensibles à divers degrés au contexte spatial adjacent (St-Louis, 2000). D'où l'intérêt de tenter d'une part, d'identifier les multiples échelles spatiales associées à la sélection de l'habitat et d'autres part, d'intégrer ces échelles aux fins d'exercices de modélisation ayant pour but de considérer la faune et dans une plus large part, la diversité biologique lors de l'aménagement forestier.

Dans la présente étude, il importait de développer des modèles qui s'intègrent aisément aux banques de données ainsi qu'aux outils utilisés par les gestionnaires forestiers. Dans les inventaires forestiers pratiqués au Québec, plusieurs des variables nécessaires à caractériser l'habitat de la faune sont

récoltées (Bissonnette et al., 1997). Par contre, certaines des variables critiques pour prévoir l'occurrence des espèces sur un territoire donné ne sont pas échantillonnées lors des inventaires forestiers (Thompson, 1997). Bissonnette et al. (1997) ont utilisé les indices de qualité d'habitat de plusieurs espèces pour la sapinière boréale afin de déterminer les variables critiques dans la sélection de l'habitat. Il est à noter que plusieurs des espèces que nous avons utilisées pour dégager des conditions d'habitat sont présentes dans l'étude de Bissonnette et al. (1997). Ainsi, parmi ces espèces, on retrouve le grimpeur brun, la gélinotte huppée, le campagnol-à-dos-roux de Gapper, le lièvre d'Amérique, la martre d'Amérique, l'ours noir, le lynx du Canada et l'orignal. Il ressort de leur étude que deux des variables les plus importantes pour la description de l'habitat de la majorité des espèces soit le type de couvert et le stade de développement sont incluses dans les inventaires forestiers. L'étude de Bissonnette et al. (1997) corrobore donc le choix des variables que nous avons utilisé pour développer nos conditions d'habitat pour les espèces choisies. Il n'en demeure pas moins que quatre variables critiques (le brout, les chicots, les débris ligneux et la stratification physiologique de la végétation) pour caractériser l'habitat faunique sont exclues des inventaires forestiers. Bien que certains auteurs aient proposé une certaine association entre les débris ligneux et les stades de développement de même qu'entre les chicots de gros diamètre et les stades de développement (Hansen et al., 1991; Spies et Franklin, 1991 dans Thompson et Welsh, 1993), ce type d'association offre une information relativement grossière qui mériterait d'être précisée. À défaut de retrouver cette information dans les inventaires forestiers associés à la cartographie du territoire, nous avons utilisé ce genre d'association pour préciser les stades de développement nécessaires à certaines espèces. Tel que suggéré par Thompson et Welsh (1993), des études qui proposent des protocoles d'échantillonnage intégrés à l'inventaire forestier afin de mesurer les variables essentielles à une bonne caractérisation de l'habitat faunique et qui établissent les coûts qui lui sont associés ouvrent une piste intéressante. Une telle base de données permettrait de construire rapidement des modèles performants pour gérer conjointement des objectifs de récolte forestière et de maintien de la faune en forêt.

1.5 Conclusion

La planification et la mise en œuvre d'un système d'aide à la décision spatialement explicite de gestion durable des forêts visant le maintien de la diversité biologique n'est pas chose facile. La coupe, en plus des perturbations naturelles, constitue un agent de fragmentation de la forêt et conséquemment, de l'habitat de certaines espèces. L'utilisation d'indicateurs à l'étape de la planification des coupes et du suivi fait désormais consensus dans la communauté scientifique. Toutefois, un problème subsiste au

moment de choisir des indicateurs pouvant être opérationnels pour les gestionnaires de la forêt de façon à optimiser leur applicabilité ainsi que leur efficacité. Dans ce chapitre, les effets des perturbations naturelles, leur contrôle sur les principaux indicateurs de la diversité biologique ainsi que l'ajout des perturbations humaines (coupes forestières) et leurs principaux impacts ont été expliqués et schématisés dans un contexte hiérarchique d'échelles spatiales et temporelles. La compréhension des effets de la fragmentation du paysage a servi à identifier les indicateurs de la diversité biologique et les espèces sensibles. Ainsi, la sélection des espèces fauniques en relation avec notre modèle conceptuel a mené à l'identification des variables cartographiques propres aux besoins d'habitat de chacune de ces espèces. Dans la perspective de développer des indicateurs de la diversité biologique opérationnels pour les gestionnaires de la forêt, il ne s'agit pas seulement de définir des indicateurs de qualité. Il importe de choisir et de développer des indicateurs qui seront fonctionnels avec les inventaires et les outils de planification du territoire qu'utilisent les gestionnaires. Ainsi, une fois les informations traitant des besoins de la faune acquises, l'utilisation d'un inventaire commun pour l'échantillonnage des données de planification forestière et faunique tel que proposé par Bissonnette et al. (1997) résulterait par la création d'une base de données unique. Celle-ci permettrait de considérer les variables les plus critiques pour la faune tout en facilitant l'accessibilité à l'information sur un territoire donné de façon à concilier des besoins d'extraction de la matière ligneuse et de maintien d'habitat de qualité pour la faune.

La modélisation conceptuelle se veut un premier pas afin d'identifier et de gérer ces objectifs conflictuels. Cette étape demeure tout de même une des plus difficiles. Pour la science et les scientifiques, la dynamique naturelle des systèmes ouverts représente un sérieux obstacle conceptuel dans le développement des modèles prévisionnels (Laacke, 1995). Un des problèmes importants lors de la construction de modèle traitant des relations faune-habitat vient du manque de connaissances sur les besoins en habitat de plusieurs espèces. Non seulement, il est nécessaire de déterminer les besoins en habitat des espèces mais il serait important de caractériser l'habitat en fonction des particularités régionales. D'où l'intérêt de poursuivre des études afin d'identifier les variables impliquées dans le processus de sélection de l'habitat mais aussi dans le but de décrire l'écologie et les perturbations naturelles qui sévissent sur les territoires forestiers. Les choix effectués lors de la conceptualisation vont servir de canevas au développement du modèle. À cette étape du développement d'un modèle permettant ultérieurement de comparer des scénarios de coupe sur la base de la disponibilité d'habitat pour la faune, nos objectifs ont été atteints. Toutefois, la construction de modèles réalistes passe inévitablement par la poursuite des recherches visant à décrire l'écologie des espèces et de leurs habitats. Les nouvelles informations obtenues se doivent d'être utilisées dans la construction d'outils

d'aide à la décision afin d'intégrer les préoccupations relatives à la diversité biologique à chacune des étapes de l'aménagement forestier.

CHAPITRE II

APPLICATION DU MODÈLE SPATIALEMENT EXPLICITE COMME OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION POUR PLANIFIER L'AMÉNAGEMENT FORESTIER

2.1 Introduction

L'aménagement forestier, longtemps planifié sur de petites superficies et pour de courts horizons temporels (Galindo-Leal et Bunnell, 1995), subit actuellement une profonde remise en question. Les stratégies d'aménagement utilisées en forêt boréale respectent rarement la diversité en termes de composition et de structure d'âge présentes en forêt naturelle (Bergeron et al., 1999). Afin de réduire les effets négatifs de la coupe sur les écosystèmes forestiers et sur la diversité biologique, de nouvelles pratiques d'aménagement sont proposées.

En forêt non aménagée, des perturbations naturelles affectent, à intervalles plus ou moins réguliers, les écosystèmes. Il en résulte une transformation des paysages avec toutes les conséquences que cela implique pour certaines espèces végétales et animales. Les espèces, au cours de l'évolution, se sont adaptées à la dynamique des perturbations naturelles qui sévit sur leur territoire. Plusieurs auteurs ont suggéré que la meilleure approche pour maintenir la diversité biologique soit de s'inspirer du régime et de la dynamique des perturbations naturelles (Hunter, 1993 dans Galindo-Leal et Bunnell, 1995). L'aménagement écosystémique se définit donc comme un aménagement forestier qui s'inspire des perturbations naturelles (Attiwill, 1994; Bergeron et al, 1999; Landres, Morgan et Swanson, 1999). Il prend assise sur les connaissances scientifiques relatives à l'écologie et à la dynamique des perturbations naturelles des différents types forestiers. Une des prémisses à la base du raisonnement veut que le maintien d'une variété d'écosystèmes permette de préserver du même coup la diversité biologique des espèces et des gènes. Puisque les espèces sont adaptées aux perturbations naturelles (chablis, épidémies et feux) qui sévissent en forêt, on suppose, à juste titre, que si l'on maintient les effets des coupes dans les limites dictées par la variabilité naturelle, on devrait être à même de maintenir la diversité biologique (Gauthier, Leduc et Bergeron, 1996). Ainsi, il est proposé que

L'aménagement écosystémique contribue à maintenir les attributs nécessaires à la faune dont les chicots et les débris ligneux tout en assurant une variété semblable à celle générée par les perturbations naturelles quant à la composition et la structure d'âge des forêts.

L'aménagement écosystémique implique le passage de la foresterie conventionnelle où l'arbre constitue l'élément de base vers une foresterie dite écologique où la gestion forestière doit passer par un aménagement à l'échelle du paysage forestier. Selon Franklin (1993), bien qu'il soit nécessaire d'utiliser certaines approches centrées sur les espèces afin de préserver la diversité biologique, il devient impératif de porter une attention particulière aux approches basées sur l'ensemble du paysage forestier. Afin de maintenir la diversité biologique, il faut se préoccuper du degré de connectivité et donc de la configuration spatiale des fragments de forêt, ce que seul l'aménagement à l'échelle du paysage nous permet d'effectuer. Bien que l'aménagement écosystémique soit désormais proposé afin de concilier des intérêts d'exploitation de la matière ligneuse et de diversité biologique, l'application opérationnelle de ce concept à l'échelle du paysage demeure toutefois difficile (Bergeron et al., 1999).

Dans l'effort constant de procéder à un aménagement forestier répondant de plus en plus aux principes du développement durable, c'est-à-dire un aménagement économiquement rentable, socialement acceptable et qui respecte les écosystèmes, il importe de développer des méthodes permettant de comparer les différents scénarios d'aménagement proposés et leurs conséquences pour la faune quant à la composition, la structure et la configuration de la forêt à différentes échelles spatiales et temporelles. Pour ce faire, la modélisation constitue un outil intéressant. L'objectif de ce chapitre est de développer un outil d'aide à la décision et d'exploiter le potentiel de la géomatique pour contribuer à une meilleure prise en compte de la diversité biologique dans l'aménagement des terres publiques. Cela se traduit par l'incorporation des conditions d'habitat pour faune dans l'arrangement spatial des aires de coupe. Plus spécifiquement, il s'agit d'évaluer l'habileté des divers scénarios à maintenir la pérennité du couvert forestier adéquat pour la faune ainsi que la connectivité de l'habitat par l'entremise de stratégies d'aménagement des forêts alternatives qui considèrent la structure spatiale.

2.2 Concepts et méthodes

2.2.1 Concepts de base en modélisation

Pendant bon nombre d'années, l'aménagement de la forêt s'est effectué sur la base de modèles spatiaux d'optimisation économique de la production du bois (Naesset, 1997). Ces modèles de coupe forestière, par ailleurs, sous-estiment les effets des contraintes spatiales des habitats récoltés sur la diversité biologique (Cox et Sullivan, 1995). À l'inverse, la prise en compte des conditions d'habitat pour la faune est en mesure d'affecter la quantité de bois coupée ou encore la dispersion des coupes forestières sur le territoire. Avec les nombreuses préoccupations concernant la préservation de la diversité biologique, les gestionnaires de la forêt ont besoin d'outils fiables et performants leur permettant de rencontrer simultanément les multiples objectifs d'aménagement des forêts (Naesset, 1997). Plusieurs chercheurs ont tenté d'intégrer un certain nombre d'indicateurs dans un système d'aide à la décision notamment pour résoudre le conflit production de bois/aménagement de la faune (Davis et Martell, 1993; Brown et al., 1994; Laacke, 1995; Naesset, 1997; Tester, Starfield et Frelich, 1997; Puttock, Timossi et Davis, 1998; Carlsson, 1999). Les systèmes d'aide à la décision développés pour l'intégration d'indicateurs de nature biophysique présentent généralement une utilisation complémentaire des systèmes d'information géographique (SIG) et de la programmation, le tout combiné avec des modèles déjà existants conçus spécialement pour des besoins de production de matière ligneuse ou encore pour des besoins autres de façon à considérer les nombreux intérêts que suscite la forêt dans la réalisation des plans d'aménagement (Davis et Martell, 1993; Brown et al., 1994; Laacke, 1995; Naesset, 1997; Tester, Starfield et Frelich, 1997; Puttock, Timossi et Davis, 1998; Carlsson, 1999). La programmation est utilisée afin de résoudre des problèmes complexes où les objectifs diffèrent (Olson et Orr, 1999). Grâce à celle-ci, il devient possible de réunir plusieurs indicateurs, de définir et d'écrire en langage informatique des contraintes d'aménagement permettant ultérieurement de générer différents scénarios. Puttock, Timossi et Davis (1998) ont utilisé en complémentarité la programmation dite linéaire et les SIG dans le but d'évaluer les effets spatiaux de la connectivité entre les unités d'aménagement. Mulder (1995) a plutôt utilisé une approche orientée-objet pour développer un système d'aide à la décision capable d'intégrer diverses connaissances écologiques. Basée sur la création et l'identification d'objets, cette approche, une fois les objets en place, permet de leur attribuer des caractéristiques et de les relier entre eux. Les possibilités que nous offre ce langage de programmation sont donc intéressantes pour la réalisation de systèmes d'aide à la décision complexes que sont ceux qui sont conçus à des fins d'aménagement durable des forêts.

Ainsi, définit-on généralement la géomatique comme une utilisation intégrée de diverses techniques de simulation et de systèmes d'information géographique (SIG) afin de développer des méthodes innovatrices, flexibles et conviviales d'aide à la décision (Brown et al., 1994). La principale force des SIG est qu'ils offrent un potentiel intéressant pour intégrer et classifier dans l'espace des données de sources variées (Brown et al., 1994). De plus, les SIG permettent, à partir de cartes de base et selon différents procédés, d'extraire des informations synthèses et ainsi de générer de nouvelles données. À partir d'une base de données multi-sources, il est possible de générer des scénarios régis par des contraintes et ce, à plusieurs échelles spatio-temporelles. Il est donc possible d'explorer et d'évaluer une variété d'options de façon interactive (Brown et al., 1994). De plus, les résultats peuvent être visualisés et localisés dans l'espace. Les SIG ont l'avantage d'intégrer différentes formes de données afin de développer rapidement à court et à long terme de multiples scénarios pouvant être visualisés et comparés entre eux (Brown et al., 1994).

La modélisation n'est cependant pas toujours considérée comme un outil fiable, par opposition aux statistiques, au sein de la communauté scientifique (Aber, 1997). Une des raisons pouvant expliquer ce scepticisme pour la modélisation concerne le manque de critères rigoureux lors de la révision par les pairs (Aber, 1997). Il demeure tout de même que lorsque la modélisation est effectuée adéquatement, celle-ci permet aux scientifiques, par un processus itératif, d'effectuer de constantes améliorations quant à la connaissance des processus écologiques. Selon Aber (1997), lorsque la calibration (méthode pour dériver la valeur des paramètres) et la validation (méthode pour estimer l'exactitude du modèle) sont effectuées adéquatement, la modélisation s'avère être un outil fiable pour comprendre certaines dynamiques et pour générer des solutions afin de répondre à divers problèmes complexes. Évidemment, il importe aux scientifiques qui utilisent la modélisation de préciser ses limites dans leur propre contexte d'application.

Actuellement, les industries forestières utilisent les systèmes d'information géographique (SIG) afin de gérer les territoires forestiers. La majorité des informations sur leur territoire existe sous forme cartographique et numérique. Les cartes du territoire sous format numérique sont associées à une base de données. Cette dernière est généralement très flexible. Il est donc possible d'ajouter ou encore de générer de nouvelles variables à partir des variables existantes. Comme l'information cartographique présente dans un SIG se trouve sous forme de couches, différentes opérations mathématiques peuvent être effectuées entre elles pour produire de nouvelles couches d'information. Parallèlement, McGarigal et Marks (1995) ont développé un logiciel nommé Fragstats (statistiques pour mesurer la fragmentation) qui permet de calculer plusieurs mesures quant à l'aménagement spatial du paysage à

partir de cartes en format vectoriel ou matriciel. Le logiciel peut notamment calculer des superficies, des périmètres, des distances, des indices de forme et de voisinage. Selon la classification de la carte soumise au traitement, classification qui peut facilement être modifiée d'ailleurs, Fragstats (McGarigal et Marks, 1995) peut par exemple, calculer la superficie du territoire présente dans chaque classe d'âge, prédéterminée par l'utilisateur. Ce logiciel permet à l'utilisateur de mesurer certains aspects du couvert, de la structure et de la fragmentation du paysage (indicateurs de la diversité biologique) pouvant être intégrés dans un protocole pour choisir les scénarios d'aménagement à appliquer sur le territoire ou encore pour suivre l'état de la diversité biologique dans un territoire donné.

2.2.2 L'aire d'étude

L'aire d'étude utilisée pour la modélisation (figure 2.1) suivait approximativement les limites de la Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet (FERLD) localisée au sud du Lac Abitibi (48°30'N, 79°20'O) à la frontière Ouest du Québec (Bergeron et Harvey, 1997). Située dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc plus particulièrement dans le sous-domaine de l'Ouest, l'aire d'étude ciblée occupait un territoire de l'ordre de 16 000 hectares principalement constitué de terres forestières (12 000 – 13 000 ha). Le sapin baumier (*Abies balsamea*), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), le bouleau blanc (*Betula papyrifera*), le thuya occidental (*Thuja occidentalis*) et l'épinette blanche (*Picea glauca*) figurent parmi les espèces les plus communes dans la FERLD. L'épinette noire (*Picea mariana*), bien que commune en sapinière à bouleau blanc, demeure toutefois peu représentée dans la Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet. Le feu est un important agent de perturbation qui survient de façon cyclique dans cette région. Depuis 1870, le cycle des feux soit le temps nécessaire pour brûler la totalité d'un territoire déterminé est de l'ordre d'une centaine d'années ou plus (Bergeron et Harvey, 1997). D'ailleurs, il semble que le cycle des feux tende à s'allonger (Bergeron et al., 2001). Le pin gris (*Pinus banksiana*) ainsi que le peuplier faux-tremble colonisent le territoire suite au passage du feu (Dansereau et Bergeron, 1993). Outre ces deux espèces, le bouleau blanc et l'épinette noire figurent dans la composition qui prévaut après feu (Bergeron et al., 2001). Les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, bien que plus importantes dans le sous domaine de l'Est, modulent avec les chablis, la dynamique de la sapinière à bouleau blanc.

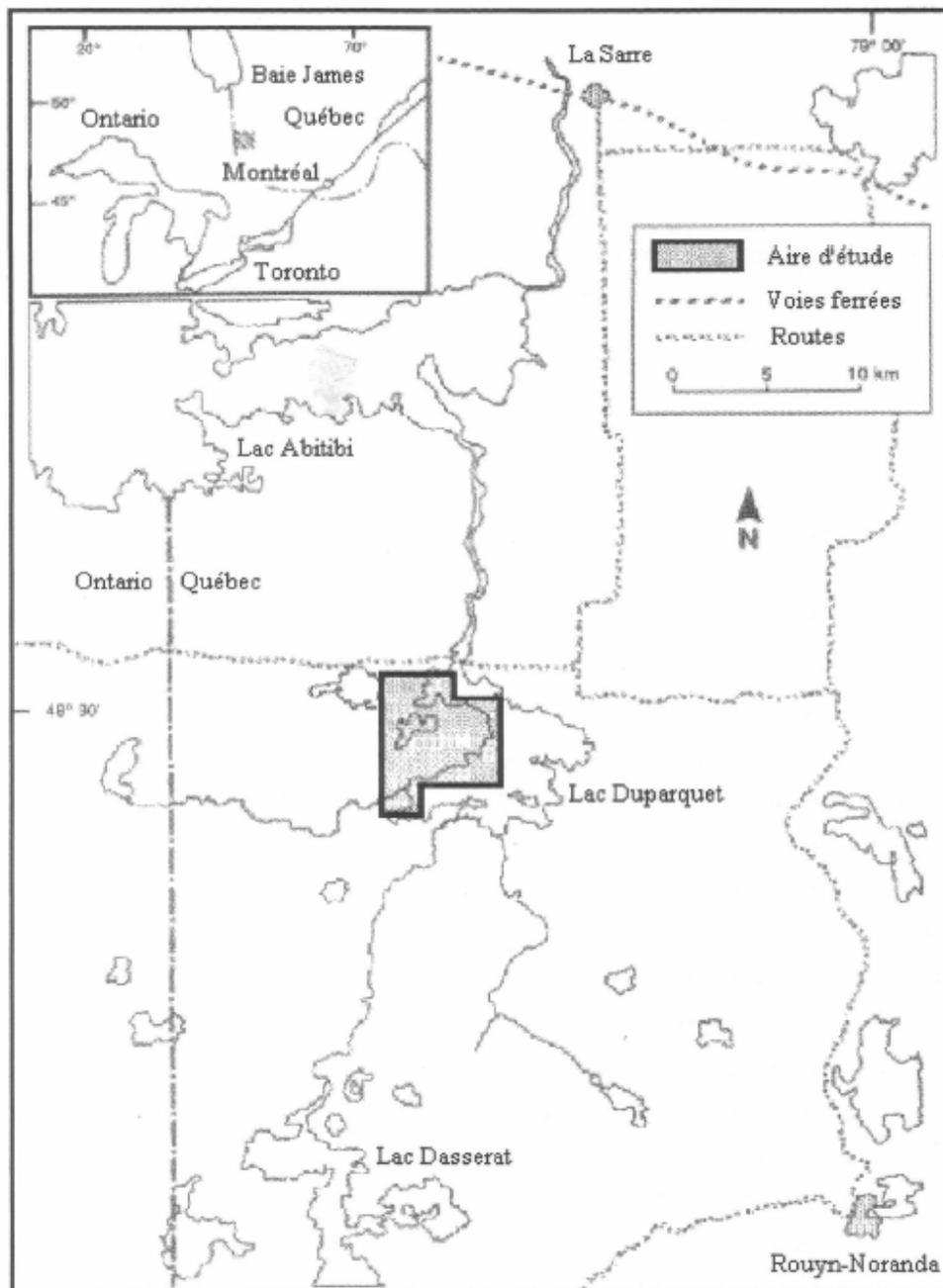


Figure 2.1: Localisation de l'aire d'étude (Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet). (Tirée de Dansereau et Bergeron, 1993.)

2.2.3 Les données cartographiques

La première étape fut l'acquisition de cartes sous format matriciel représentant la composition en espèces et la structure d'âge des peuplements présents sur le territoire suite à l'application de différents scénarios d'aménagement. Lesdites cartes proviennent de la simulation d'un modèle spatialement explicite de la dynamique spatiale de la forêt boréale, SELES/Abitibi (Fall et al., soumis) développé à l'aide du langage SELES (Spatially Explicit Landscape Event Simulator: Fall et Fall, 2001). Le modèle SELES/Abitibi permet d'obtenir une information quasi continue sur les conditions forestières en terme de structure d'âge et de composition en espèce suivant la simulation des perturbations naturelles (incendies de forêt) et anthropiques (coupe forestière). En accord avec la littérature scientifique, la caractérisation des régimes de feux et des effets de l'aménagement forestier sur la dynamique de succession est intégrée en tant que module dans SELES/Abitibi. Ces modules déterminent ainsi la transformation, dans le temps et dans l'espace, des conditions initiales suivant la succession forestière, les perturbations naturelles et anthropiques ainsi que leurs interactions (Fall et al., soumis). Lors d'une coupe forestière, chacune des cellules affectées se voit attribuer l'âge de « zéro ». Suivant la série évolutive qui lui est associée, chacune des cellules est régénérée. Ce faisant, l'âge et la composition en espèce sont modifiés. Les données cartographiques utilisées pour effectuer les simulations proviennent du catalogue des données géomatiques du Centre de Documentation de la Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet et sont disponibles sur le site Internet suivant: www.unites.uqam.ca/FERLD (nom d'utilisateur: ferld, mot de passe: uqamuqat). Il est à noter que les données ont été téléchargées à l'été 1999. Plus spécifiquement, chacune des couches d'information cartographique disponibles est accompagnée de métadonnées, lesquelles fournissent une description de la carte (format, échelle spatiale, projection cartographique, source, etc.) ainsi qu'une liste des attributs. À partir de ces données, deux cartes matricielles représentant la condition initiale respectivement pour la composition en espèce (essence dominante) et la structure d'âge en classes de 20 ans ont été produites. Lesdites cartes sont composées de 500 rangées et de 816 colonnes pour un nombre total de 408 000 pixels couvrant approximativement 16 000 ha et présentent une résolution spatiale d'environ 20 m × 20 m. La représentation cartographique des conditions forestières initiales, à partir desquelles ont été lancés les scénarios, en termes de types de couvert (dérivés à partir de la composition en espèces) et de structure d'âge en classe de 20 ans est présentée à la figure 2.2. Il est à noter que la portion de territoire ayant atteint sa capacité d'exploitabilité maximale, c'est-à-dire qui est caractérisée par une forêt dominée par les résineux de plus de 60 ans, couvre environ 4000 ha soit approximativement le tiers de l'aire d'étude.

Puisque l'aménagement forestier durable se doit d'être envisagé de façon à répondre aux besoins et aux valeurs actuelles et futures, il est nécessaire d'effectuer une analyse sur plusieurs années. Afin de rendre compte des changements quant à la disponibilité de l'habitat sur le territoire, il importe donc que le modèle présente une dimension temporelle. D'autant plus que la fragmentation du territoire peut être ressentie sur plusieurs années, notamment pour les espèces associées aux forêts fermées matures. Chacun des scénarios à l'étude décrit ultérieurement était simulé sur 500 ans. Ce faisant, des cartes représentant la transformation de la condition initiale de la forêt pour la composition en espèce et la structure d'âge ont été produites pour dix moments dans le temps (0, 5, 10, 25, 50, 100, 200, 300, 400 et 500 ans). Il est à noter que le moment « zéro » renvoie à la condition initiale de la forêt (figure 2.2). Il s'agit du moment à partir duquel ont été simulés les scénarios d'aménagement.

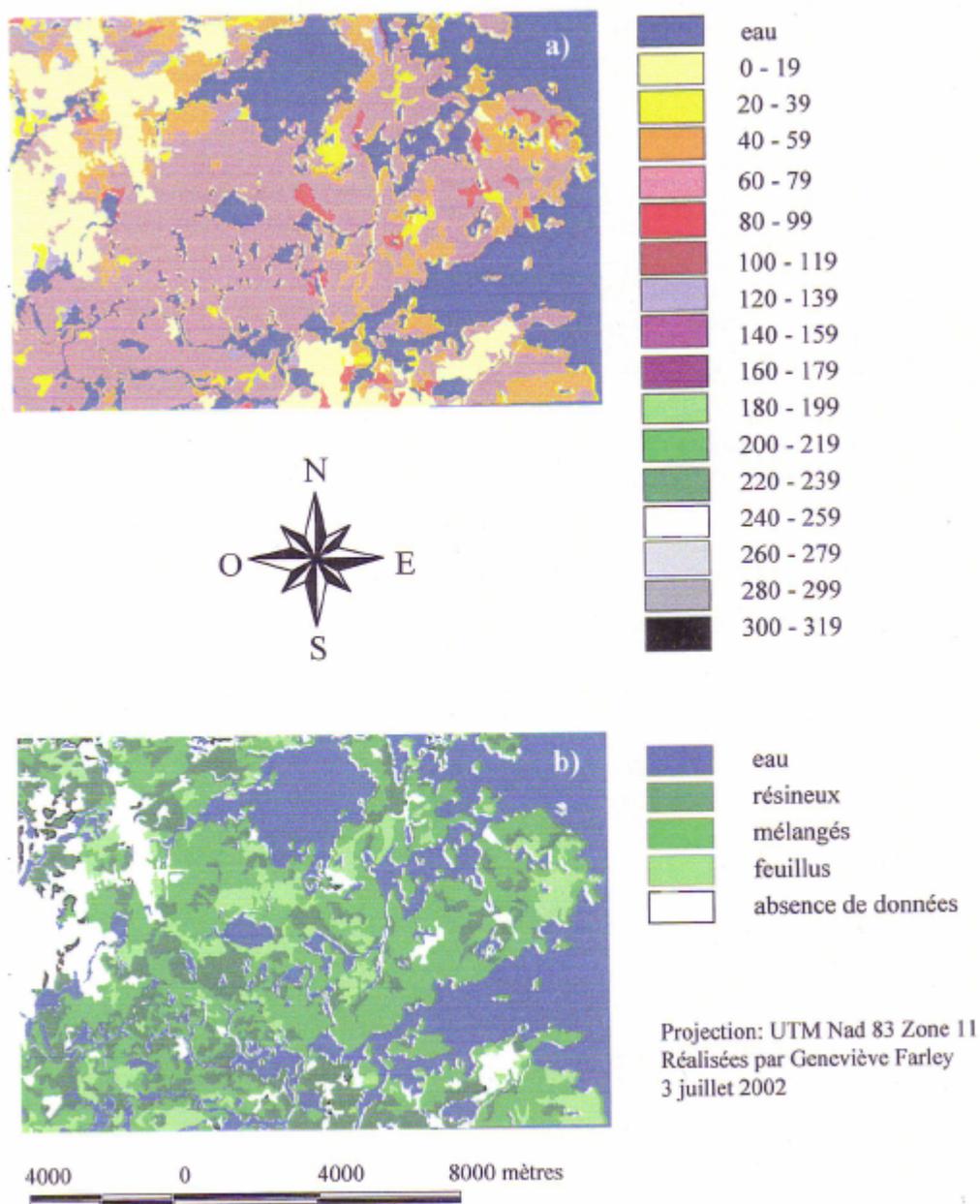


Figure 2.2: Représentation des conditions forestières initiales de l'aire d'étude (moment 0) en termes a) de structure d'âge et b) de types de couvert.

2.2.4 Les scénarios d'aménagement

Concernant les scénarios à l'étude, ils étaient au nombre de trois. Le premier scénario nommé « évolution naturelle » (EN) représentait la succession forestière en absence de coupe et de perturbations naturelles. Les deux autres scénarios permettaient la coupe forestière sur le territoire selon un taux annuel de récolte de 0,65% (en terme de pourcentage de la superficie de forêt productive). Le premier scénario intitulé « révolution basée sur le cycle des feux » (RCF) suivait une distribution uniforme et présentait une révolution forestière de l'ordre de 100 ans normalisée à un taux annuel de récolte de 0,65%. Bien que le scénario de normalisation, reconnu comme appliqué actuellement en forêt boréale, soit caractérisé par une distribution uniforme, une révolution forestière de 100 ans et un taux annuel de récolte de 1%, ce qui suppose qu'un tel scénario met 100 ans à couper la totalité du territoire, nous avons choisi de réduire le taux annuel de récolte à 0,65% et ainsi de modifier ce scénario de façon à ce qu'il prenne plutôt près de 150 ans pour couper la totalité du territoire (figure 2.3). Bergeron et al. (2001) ayant observé, notamment en Abitibi Ouest, un allongement du cycle des feux se traduisant par une mosaïque dont l'âge moyen est de l'ordre de 140 ans, nous avons donc opté pour un scénario présentant une révolution forestière en mesure de rendre compte des changements relatifs au cycle des feux et ce faisant, des conséquences sur la dynamique de succession rencontrée en forêt boréale mixte, telle une augmentation quant à l'abondance des stades de développement matures à surannées. Dans le but de rendre plus opérationnel le concept d'aménagement écosystémique, le second scénario de coupe intitulé « révolution allongée » (RA) proposé par Burton, Kneeshaw et Coates (1999) impliquait qu'une partie du territoire soit prélevée sur une révolution de 100 ans et qu'une proportion équivalente à celle laissée par les régimes naturels de feux (35%) soit prélevée sur une révolution de plus de 200 ans (figure 2.3). L'âge minimum auquel il était possible de couper la forêt a été fixé à 100 ans pour chacun des scénarios où la coupe forestière était permise. Concernant la localisation des coupes forestières, cinq zones étaient disponibles sur le territoire et les coupes effectuées étaient de formes plutôt carrées. La taille des parterres de coupe variait de 60 à 250 ha pour la région de l'Abitibi. Par contre, puisque la superficie de forêt productive pouvait atteindre approximativement 12 000 – 13 000 ha et que le taux annuel de récolte était établi à 0,65% alors la superficie annuelle de récolte se situait autour de 84,5 ha, ce qui devenait du même coup, la taille maximale effective d'une coupe (figure 2.3). Les deux scénarios de coupe étaient soumis aux mêmes règles concernant l'âge minimum de coupe et la taille des dites coupes appliquées sur le territoire. Bien que le modèle spatialement explicite de la dynamique de la forêt boréale, ci-après SELES/Abitibi (Fall et al., soumis), permet la simulation des incendies de forêt sur le territoire, ce module n'a été utilisé pour aucun des trois scénarios car la simulation du passage d'un feu n'aurait

laissé que très peu d'habitat à modéliser étant donné la faible superficie de l'aire d'étude (12 000 – 13 000 ha). Pour les fins de cet exercice pilote d'utilisation de conditions d'habitat faunique comme indicateur de la performance des scénarios d'aménagement forestier, nous avons donc délibérément choisi de ne pas inclure ce facteur dans nos simulations.

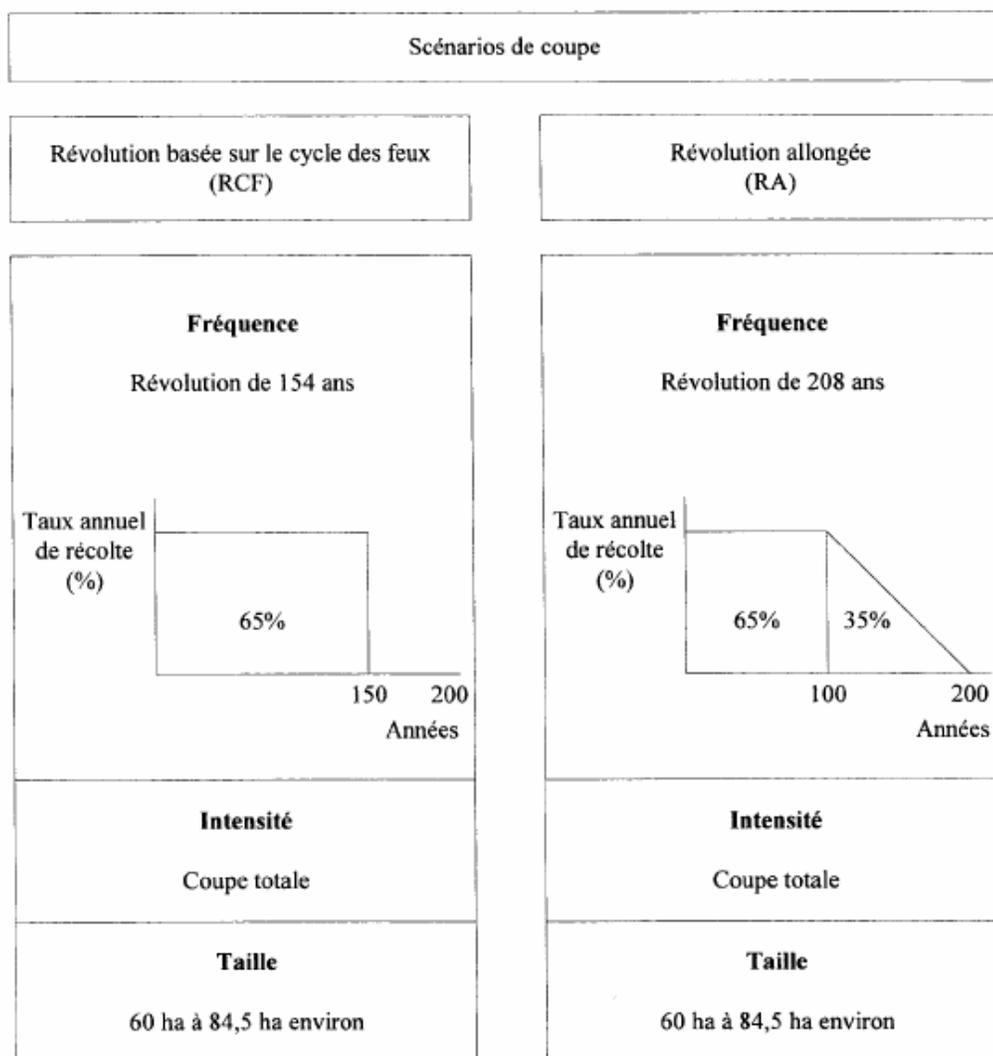


Figure 2.3: Comparaison des éléments descriptifs pour les scénarios de coupe à l'étude.

2.2.5 Traitement géomatique et analyses spatiales des données cartographiques

Le traitement des cartes matricielles (dix moments) provenant de la simulation des trois scénarios a été effectué selon les conditions d'habitat présentées à l'appendice B à l'aide des logiciels ArcView (ESRI, 1998) et SELES/Habitat (Fall et al., en préparation). Bien que des conditions d'habitat aient été identifiées pour quatorze espèces, seules quatre espèces ont été employées lors de l'analyse. Les espèces sur la base desquelles les scénarios ont été comparés sont le campagnol-à-dos-roux de Gapper, le grimpereau brun, la martre d'Amérique et le grand pic. Les espèces ont été choisies de façon à représenter plusieurs tailles de domaines vitaux. Le campagnol-à-dos-roux de Gapper et le grimpereau brun ont été sélectionnés pour représenter l'échelle spatiale du peuplement. Le campagnol-à-dos-roux de Gapper est à la base du régime alimentaire de plusieurs oiseaux de proies (Bosakowski, Speiser et Benzinger., 1987 dans Higgelke et MacLeod, 2000k) ainsi que de divers mammifères carnivores notamment des mustélidés (Johnson, Swanson et Eger, 2000). De plus, l'habitat de cette espèce semble affectée par les conditions d'humidité des sites (Getz, 1968 dans Higgelke et MacLeod, 2000k). Par ailleurs, les oiseaux forestiers constituent le plus grand groupe parmi la faune vertébrée (Kneeshaw et al, 2000). Plusieurs d'entre eux sont associés à des conditions de forêts fermées et sensibles aux activités d'aménagement forestier (Drapeau et al., 2000) d'où l'intérêt de retenir le grimpereau brun comme espèce représentative des forêts à dominance de résineux matures et surannées. Le grand pic a été sélectionné comme espèce représentative des forêts à dominance de feuillues matures à surannée à l'échelle du bassin versant. Excavateur primaire, le grand pic produit des cavités (Lafleur et Blanchette, 1993). Celles-ci sont ensuite utilisées par d'autres oiseaux ainsi que par certains mammifères principalement en période de reproduction (McLaren, Thompson et Baker, 1998). Étant donné que plusieurs auteurs associent la martre d'Amérique aux forêts fermées de grandes superficies et qu'à ce titre, elle soit souvent proposée comme espèce indicatrice (ref Thompson), cette dernière fut retenue.

Les cartes matricielles de la composition en espèces et de la structure d'âge provenant de chacun des scénarios ont été exportées de SELES/Abitibi vers ArcView (ESRI, 1998) où elles ont été reclassifiées pour chacune des conditions d'habitat (figures 2.4 à 2.7). Ainsi, les cellules de la carte matricielle correspondant à la condition d'habitat ont obtenu une valeur de « un » tandis que les autres cellules obtenaient une valeur de « zéro » (figure 2.8). Les reclassifications effectuées suivaient donc un mode binaire. Ensuite, pour une même espèce faunique, une multiplication a été effectuée entre la carte de composition en espèces et la carte de structure d'âge de façon à obtenir ce que nous avons appelé la valeur « brute » de l'habitat de chaque espèce (figure 2.8).

Les cartes binaires représentant dix moments (0, 5, 10, 25, 50, 100, 200, 300, 400 et 500 ans) obtenues pour chacune des conditions d'habitat et pour chacun des trois scénarios à l'étude ont été réintégrées dans SELES/Habitat (Fall et al., en préparation) afin de calculer la proportion d'habitat disponible à l'intérieur d'une fenêtre mobile de grandeur équivalente à celle du domaine vital de chaque espèce. En effet, au-delà du fait de maintenir une superficie adéquate d'habitat pour la faune selon les conditions historiques, il importe désormais de considérer certains attributs du paysage tel l'arrangement spatial du dit habitat (Wimberly et al., 2000). Afin d'évaluer la fragmentation du territoire, le modèle se doit d'être spatialement explicite (Yamasaki et al., soumis). Puisque l'utilisation spatiale du territoire sera différente selon l'espèce d'intérêt, la dimension spatiale pour l'analyse des cartes a varié en fonction du domaine vital de chacune des espèces. Ainsi, nous avons utilisé une fenêtre mobile correspondant à la taille du domaine vital de chacune des espèces à l'étude. Cette fenêtre se déplaçait de cellule en cellule (cellule de 400 m²) et calculait pour chacune d'entre elles un pourcentage de bon habitat qui était établi en fonction du nombre de cellules dites « habitat » adjacentes spatialement (figure 2.9). Ces cartes ont ensuite été exportées dans ArcView (ESRI, 1998) où elles ont été reclassifiées selon la règle suivante: les cellules ayant un pourcentage d'habitat inférieur à 50% se sont vues attribuer une valeur de zéro tandis que les autres prenaient une valeur de un (appendice B). Ainsi, les cartes finales obtenues présentaient une classification binaire: habitat ou non-habitat (figure 2.9).

La dernière étape consistait à procéder au calcul de diverses statistiques spatiales du paysage à des fins de comparaison à l'aide du logiciel ArcView (ESRI, 1998) auquel est intégré le logiciel Fragstats de McGarigal et Marks (1995). Deux de ces statistiques: la superficie totale et le nombre de fragments ont été mesurées sur la carte binaire représentant la qualité brute de l'habitat de chaque espèce (figure 2.8), soit avant d'introduire les exigences spatiales d'habitat des quatre espèces à l'étude (fenêtre mobile) et ce, pour être à même d'observer comment la contrainte spatiale (fenêtre mobile) pouvait influencer la distribution de l'habitat. Aux fins de l'exercice de modélisation effectué dans cette étude, nous avons délibérément choisi de nous limiter aux statistiques suivantes pour mesurer la qualité brute de l'habitat: superficie totale et nombre de fragments puisqu'une fois mises en commun, ces deux statistiques sont à même de nous renseigner sur la distribution spatiale des habitats de qualité pour chaque espèce indicatrice. Le principal intérêt du prototype développé étant d'inclure les conditions d'habitat pour certaines espèces en tenant compte de leurs exigences spatiales (fenêtre mobile de dimension équivalente à celle de leur domaine vital respectif), cinq statistiques spatiales du paysage ont donc été mesurées sur la carte produite après l'inclusion desdites exigences spatiales d'habitat des espèces à l'étude soit la superficie totale et le nombre de fragments auxquels s'ajoutent la superficie moyenne des fragments, le ratio périmètre-superficie moyen des fragments et la distance minimale moyenne

entre les fragments. Plusieurs des espèces sélectionnées comme indicateur faunique étant associées à des conditions de forêt fermées, la mesure de la superficie moyenne des fragments et du ratio périmètre-superficie moyen des fragments nous renseigne sur la disponibilité des forêts dites intérieures par opposition aux forêts de lisière souvent évitées par ces mêmes espèces. La distance entre les fragments d'habitat pouvant limiter le déplacement de certaines espèces notamment de celles qui possèdent de faibles capacités de dispersion, il est intéressant de mesurer la distance minimale moyenne.

Les modèles étant des outils flexibles et capables de traiter des phénomènes complexes où plusieurs variables doivent être prises en compte, ils constituent un outil intéressant pour résoudre des problèmes d'aménagement du territoire. De plus, selon Wallin, Swanson et Marks (1994), l'utilisation de modèles s'avère la seule méthode permettant d'élaborer et de tester divers scénarios de coupes dans le but d'en mesurer les effets à long terme sur le territoire puisqu'elle permet d'effectuer une expérience à l'échelle du paysage forestier. Parallèlement, puisque le maintien de la diversité biologique passe par la présence d'un réseau complexe d'habitats sur le territoire (Gauthier, Leduc et Bergeron, 1996), le recours à l'échelle du paysage pour effectuer l'aménagement forestier prend tout son sens.

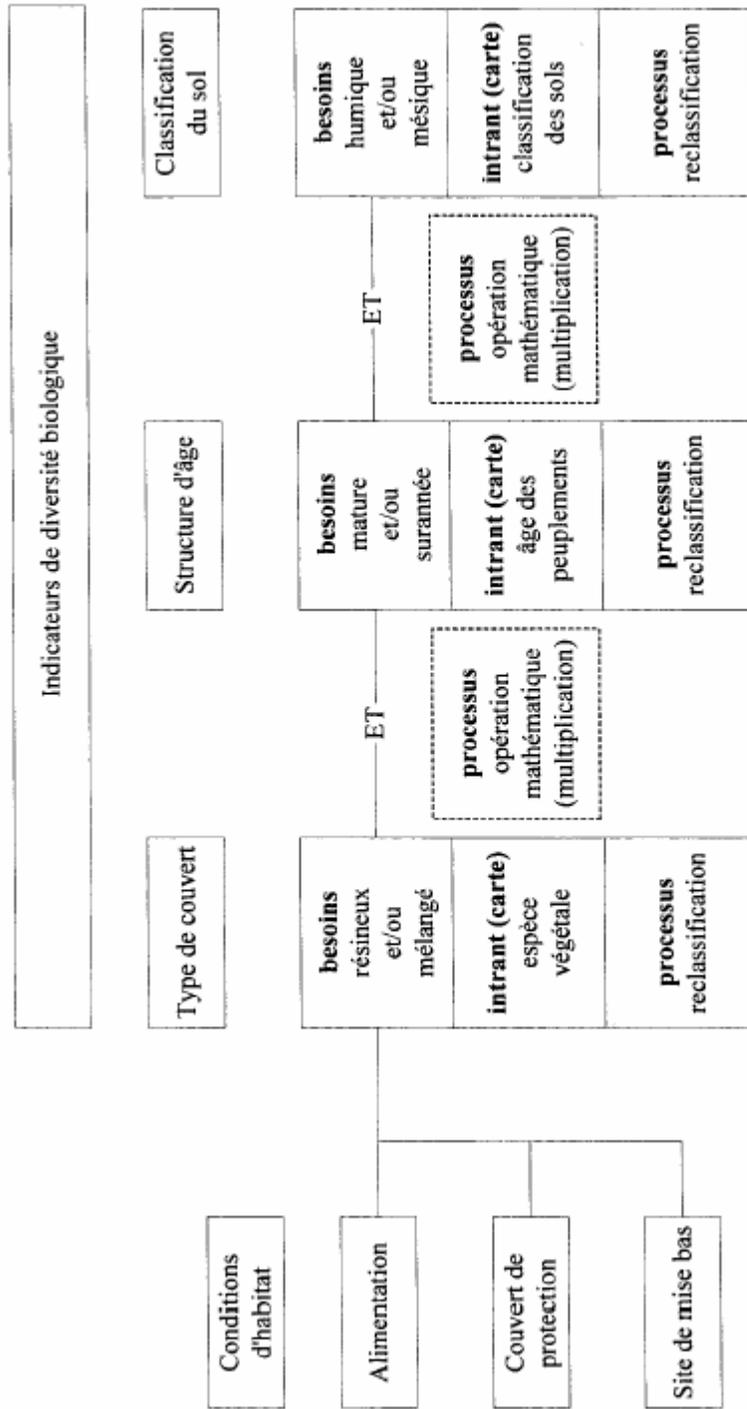


Figure 2.4: Schématisation du processus d'intégration des conditions d'habitat pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper.

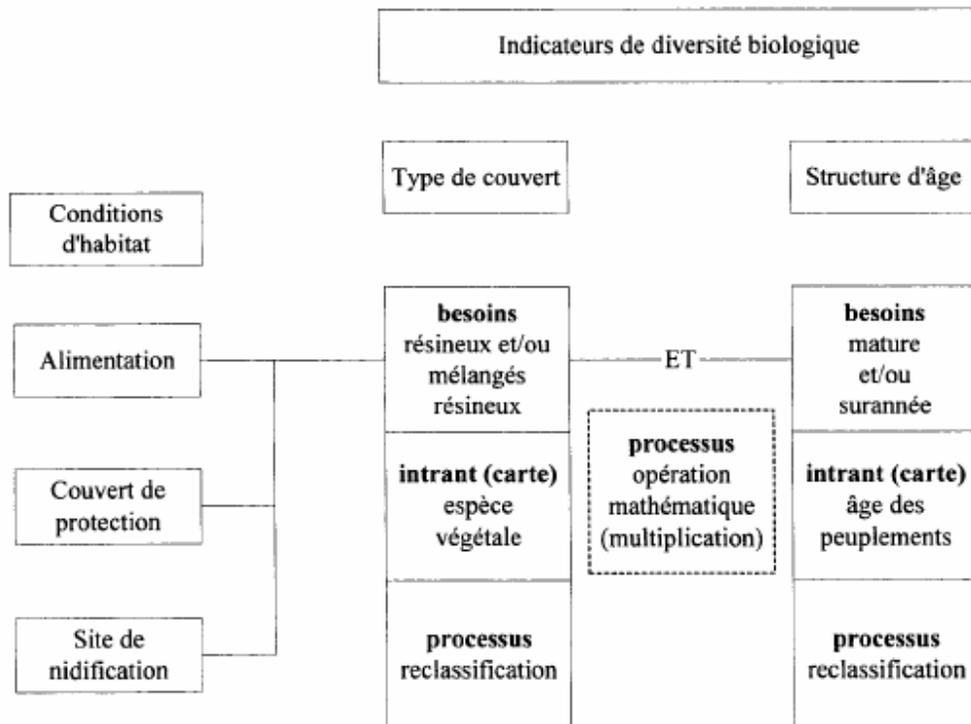


Figure 2.5: Schématisation du processus d'intégration des conditions d'habitat pour le grimpeur brun.

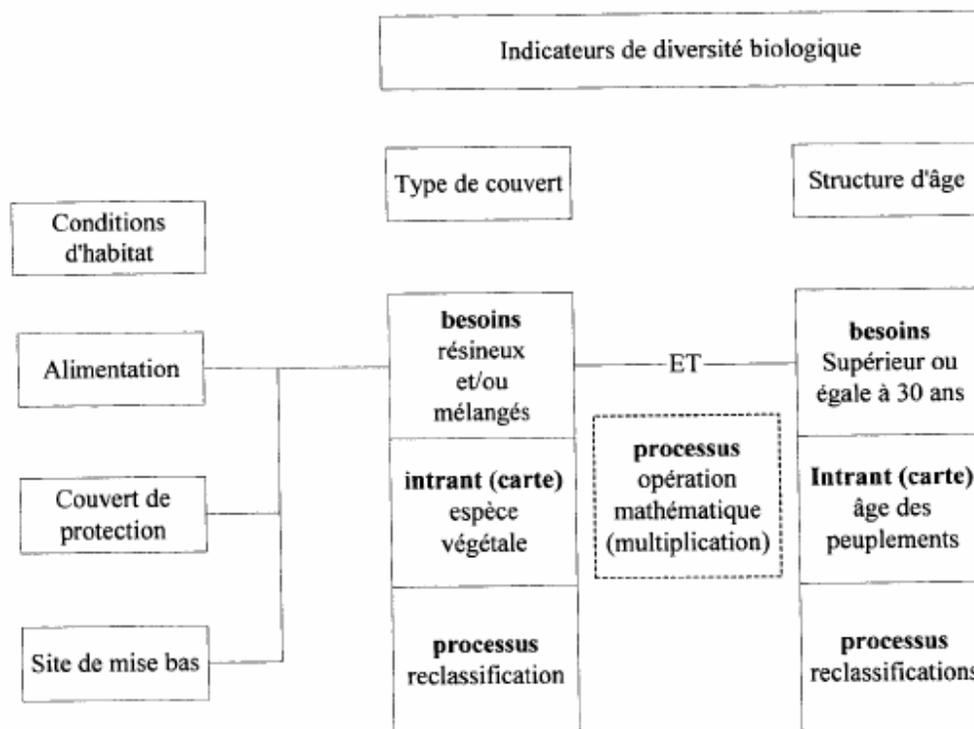


Figure 2.6: Schématisation du processus d'intégration des conditions d'habitat pour la martre d'Amérique.

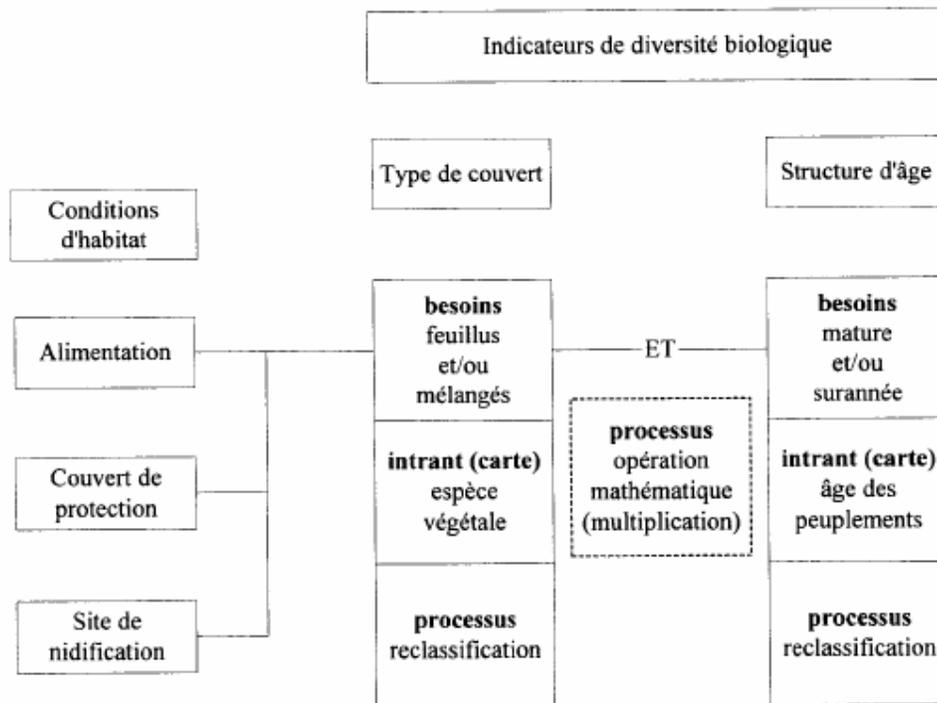


Figure 2.7: Schématisation du processus d'intégration des conditions d'habitat pour le grand pic.

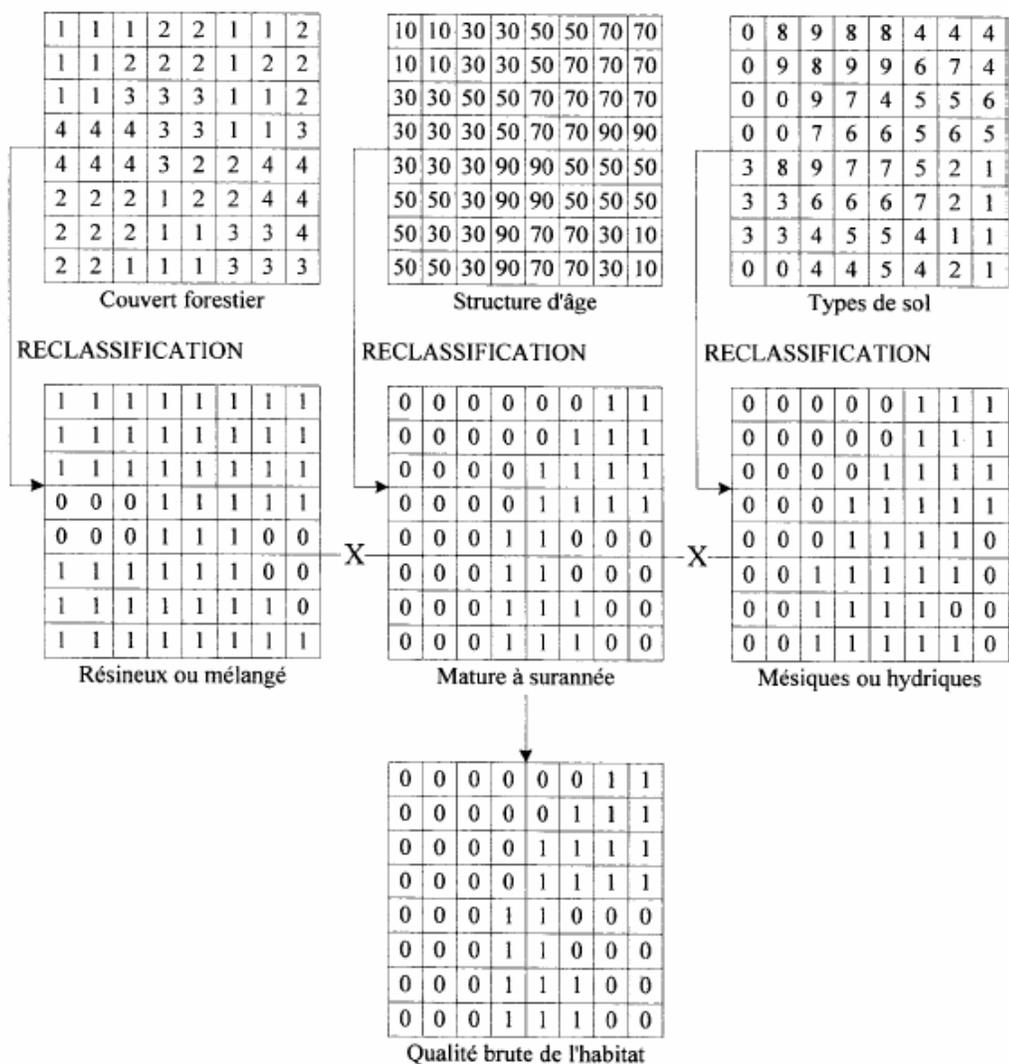


Figure 2.8: Schématisation des opérations matricielles effectuées pour l'intégration des conditions d'habitat (exemple du campagnol-à-dos-roux de Gapper).

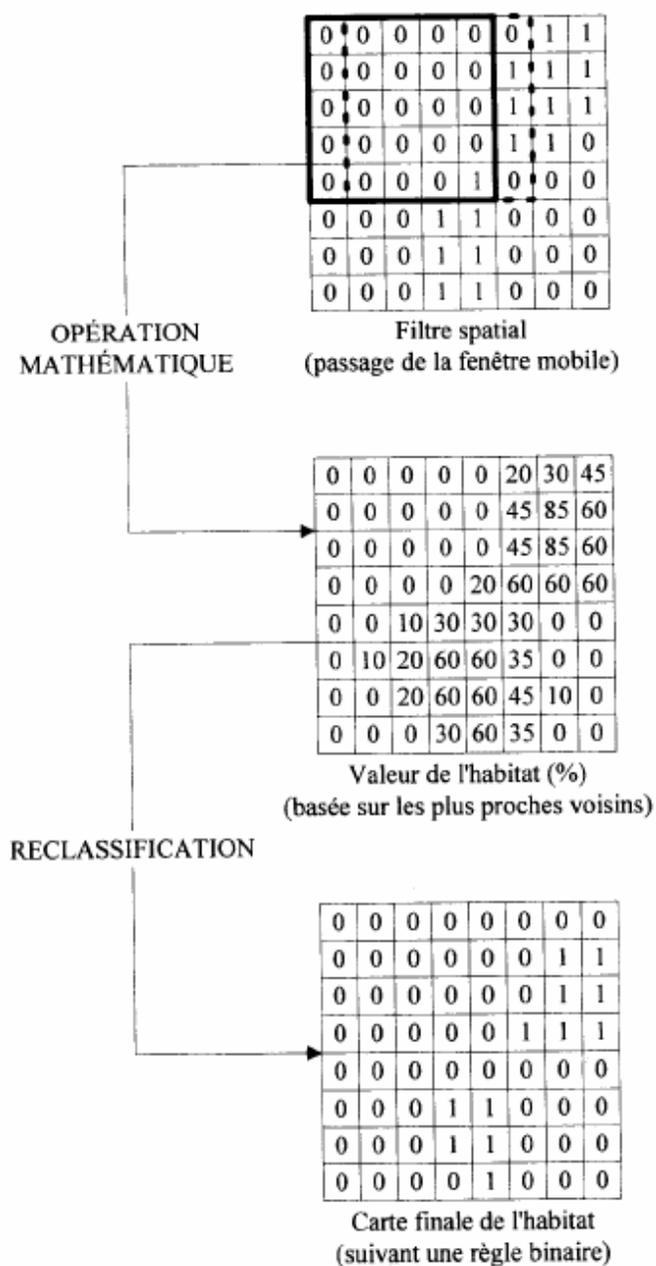


Figure 2.9: Schématisation des opérations matricielles effectuées pour l'inclusion du filtre spatial (fenêtre mobile) (exemple du campagnol-à-dos-roux de Gapper).

2.3 Résultats

Afin de déterminer si l'emploi des conditions d'habitat contribue à évaluer quelles stratégies offrent une meilleure gestion durable de la forêt boréale, les résultats obtenus sont présentés en deux étapes. En premier lieu, on retrouve les résultats représentant l'évolution des conditions forestières en termes de structure d'âge et de types de couvert pour trois scénarios d'aménagement (évolution naturelle, révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée) à différents moments dans le temps. Ensuite, les résultats sont présentés pour chacune des espèces fauniques associées aux forêts à dominance résineuse, suivant un ordre croissant basé sur la taille des domaines vitaux ainsi que pour le grand pic, la seule espèce associée aux forêts à dominance feuillue. Ces résultats, sous forme de graphiques, représentent, pour les trois scénarios d'aménagement, l'évolution temporelle de cinq statistiques spatiales soit la superficie totale d'habitat, le nombre de fragments d'habitat, la superficie moyenne des fragments d'habitat, le ratio périmètre-superficie moyen des fragments d'habitat ainsi que la distance minimale moyenne entre les fragments d'habitat et ce, pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper, le grimpereau brun, la martre d'Amérique et le grand pic. Il est à noter que les statistiques de la superficie totale et du nombre de fragments ont été mesurées sur les cartes matricielles d'habitat avant (figure 2.8) et après (figure 2.9) avoir introduit les exigences spatiales d'habitat des espèces soit une fenêtre mobile de la taille du domaine vital de chacune d'entre elles (figure 2.9).

2.3.1. Évolution des conditions forestières

L'évolution de la superficie de forêt en termes de structure d'âge ainsi que les représentations cartographiques du scénario évolution naturelle montrent une baisse des forêts jeunes et, dans une moindre mesure, des forêts matures au profit d'un accroissement des vieilles forêts dans le temps (figures 2.10 et 2.11). Il importe de rappeler qu'aucune perturbation naturelle (feux, épidémies, chablis) n'a été simulée aux fins de cet exercice. Par ailleurs, les scénarios de coupe (révolution basée sur le cycle des feux et révolution allongée), qui présentent des séries temporelles très similaires, introduisent et maintiennent de jeunes forêts dans l'aire d'étude (figures 2.12 à 2.15). Toujours en termes de structure d'âge, la forêt résultant de l'application du scénario à révolution allongée est très fragmentée (figure 2.15) par opposition à ce qu'y est observé pour le scénario à révolution basée sur le cycle des feux (figure 2.13). Lorsqu'on s'intéresse aux changements relatifs aux types de couvert, le scénario représentant l'évolution naturelle entraîne une quasi complète disparition des forêts feuillues et mélangées (figures 2.16 et 2.17). Par le fait même, le territoire est couvert de forêt résineuse (figures

2.16 et 2.17). En contre partie, les deux scénarios de coupe maintiennent, dans des proportions similaires, des forêts matures et mélangées ainsi qu'une part de forêts jeunes (figures 2.18 à 2.21).

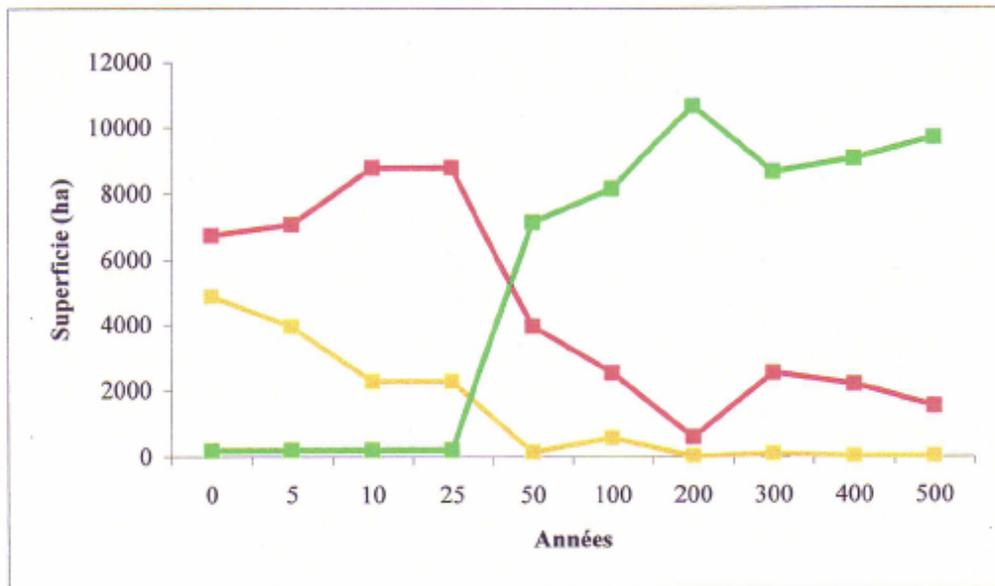


Figure 2.10: Évolution de la superficie de forêts jeunes (jaune), matures (rouge) et vieilles (vert) dans le temps pour le scénario évolution naturelle.

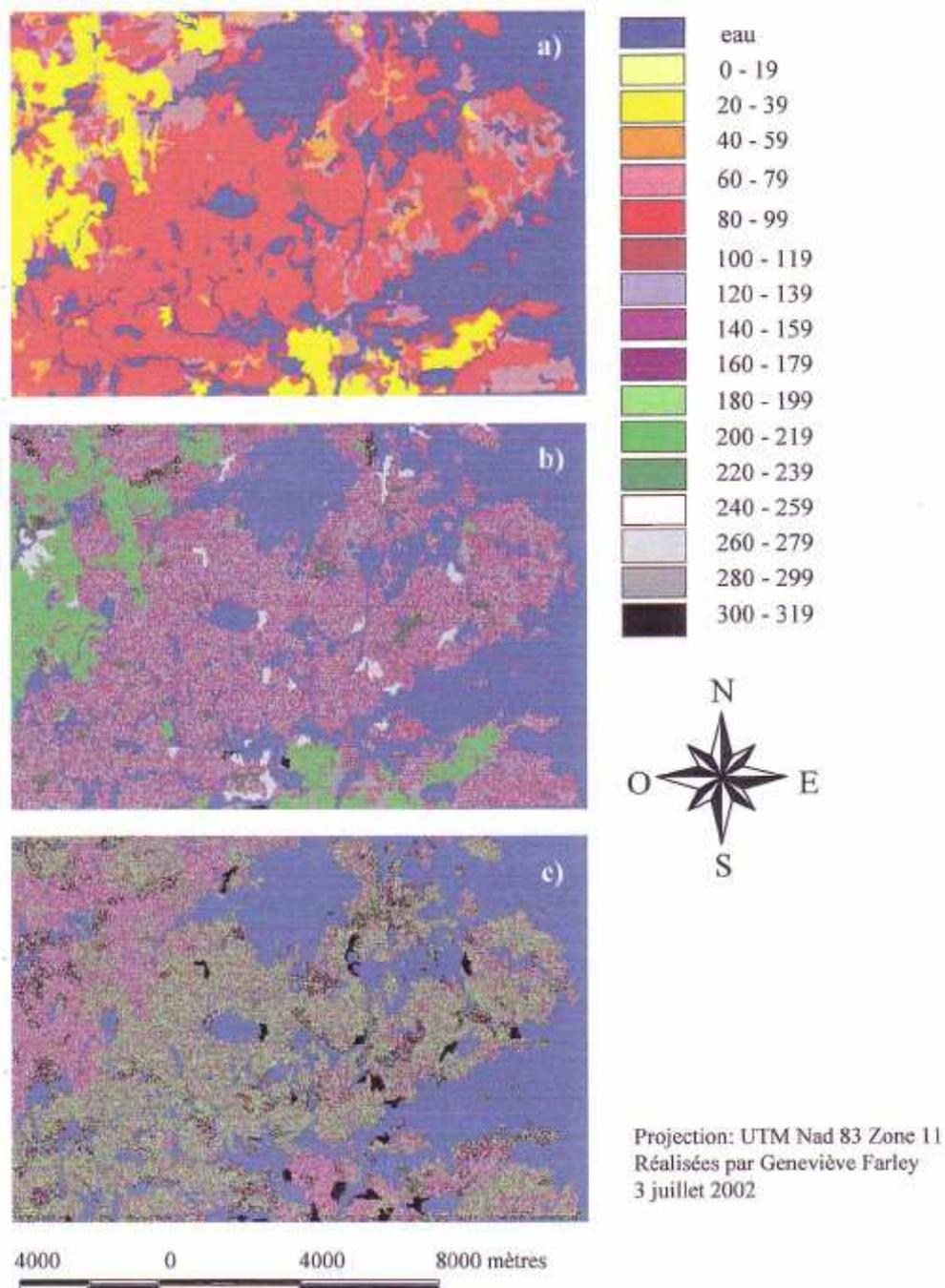


Figure 2.11: Représentation des conditions forestières en termes de structure d'âge suivant la simulation du scénario évolution naturelle pour trois moments dans le temps: a) 25 ans, b) 200 ans et c) 500 ans.

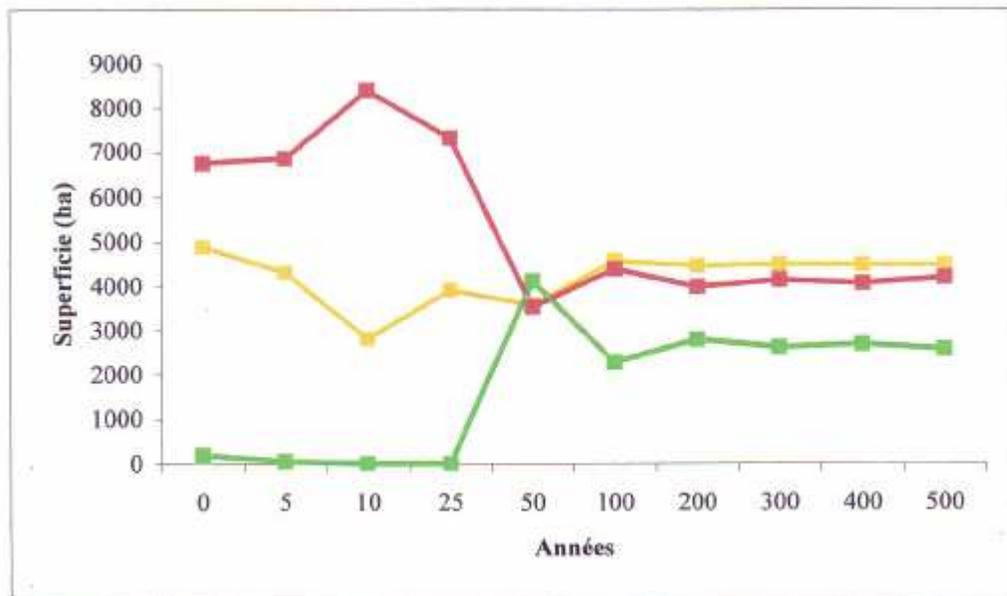


Figure 2.12: Évolution de la superficie de forêts jeunes (jaune), mûres (rouge) et vieilles (vert) dans le temps pour le scénario révolution basée sur le cycle des feux.

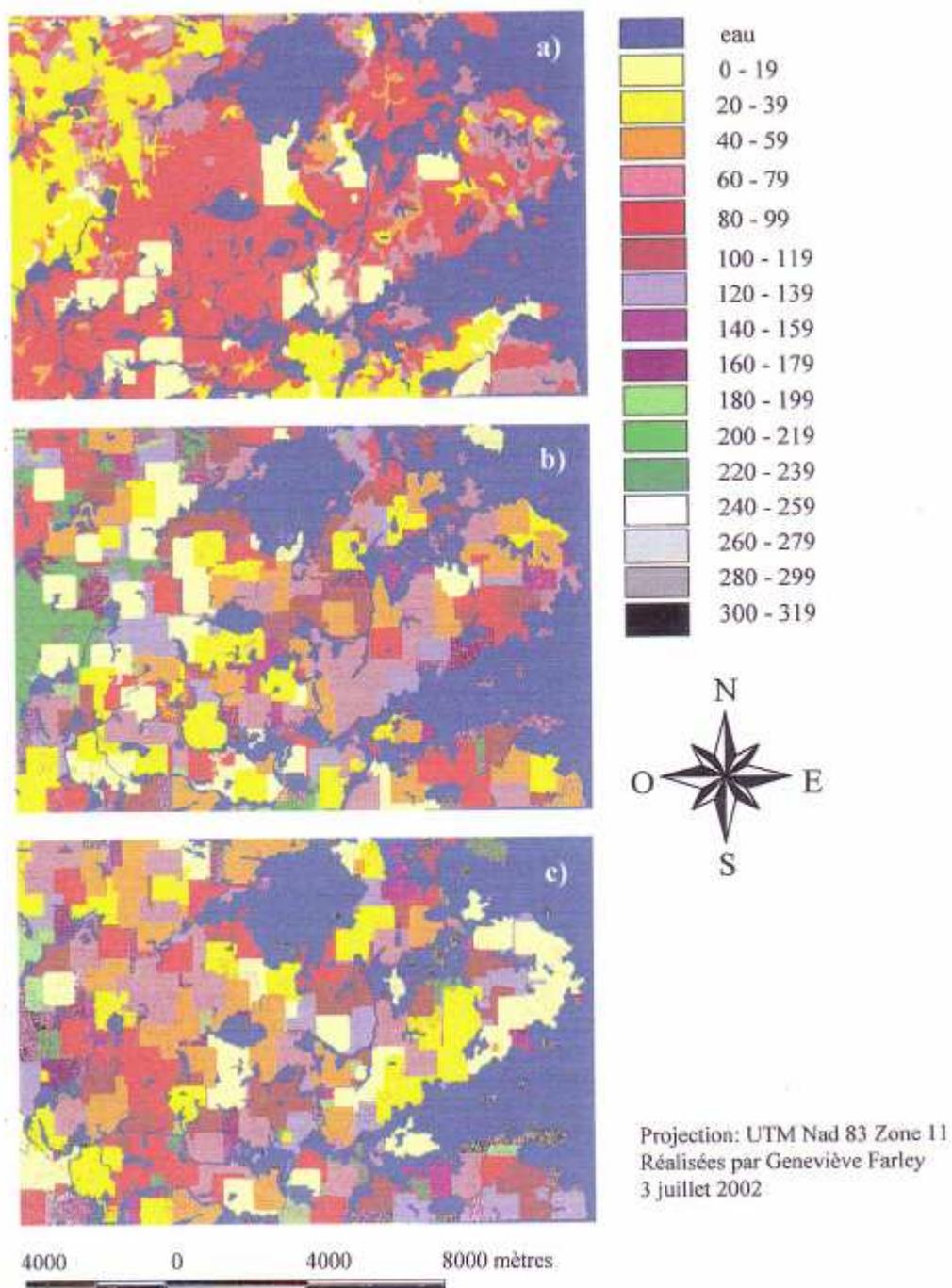


Figure 2.13: Représentation des conditions forestières en termes de structure d'âge suivant la simulation du scénario révolution basée sur le cycle des feux pour trois moments dans le temps: a) 25 ans, b) 200 ans et c) 500 ans.

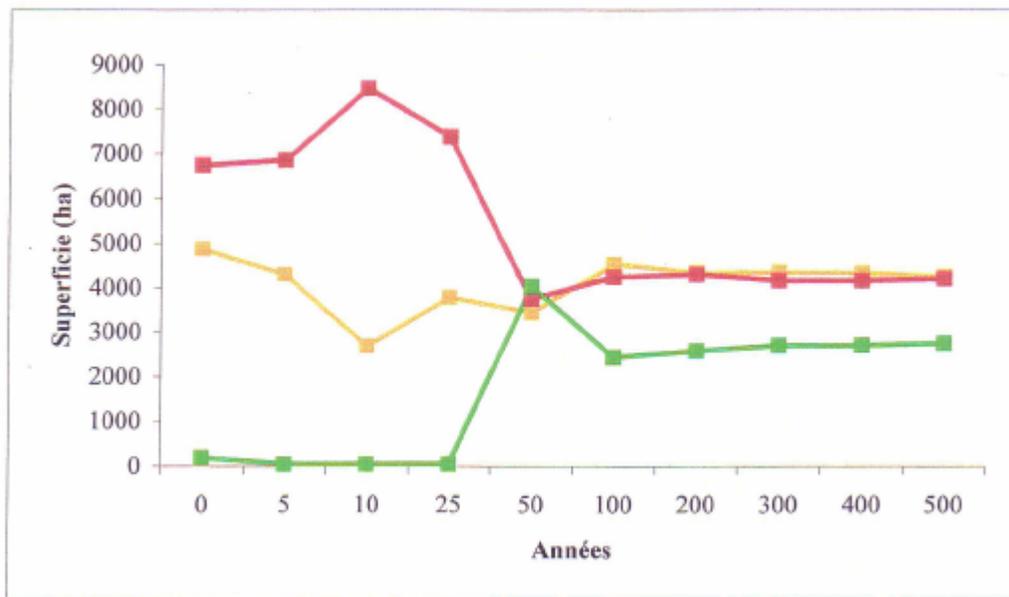


Figure 2.14: Évolution de la superficie de forêts jeunes (jaune), mûres (rouge) et vieilles (vert) dans le temps pour le scénario révolution allongée.

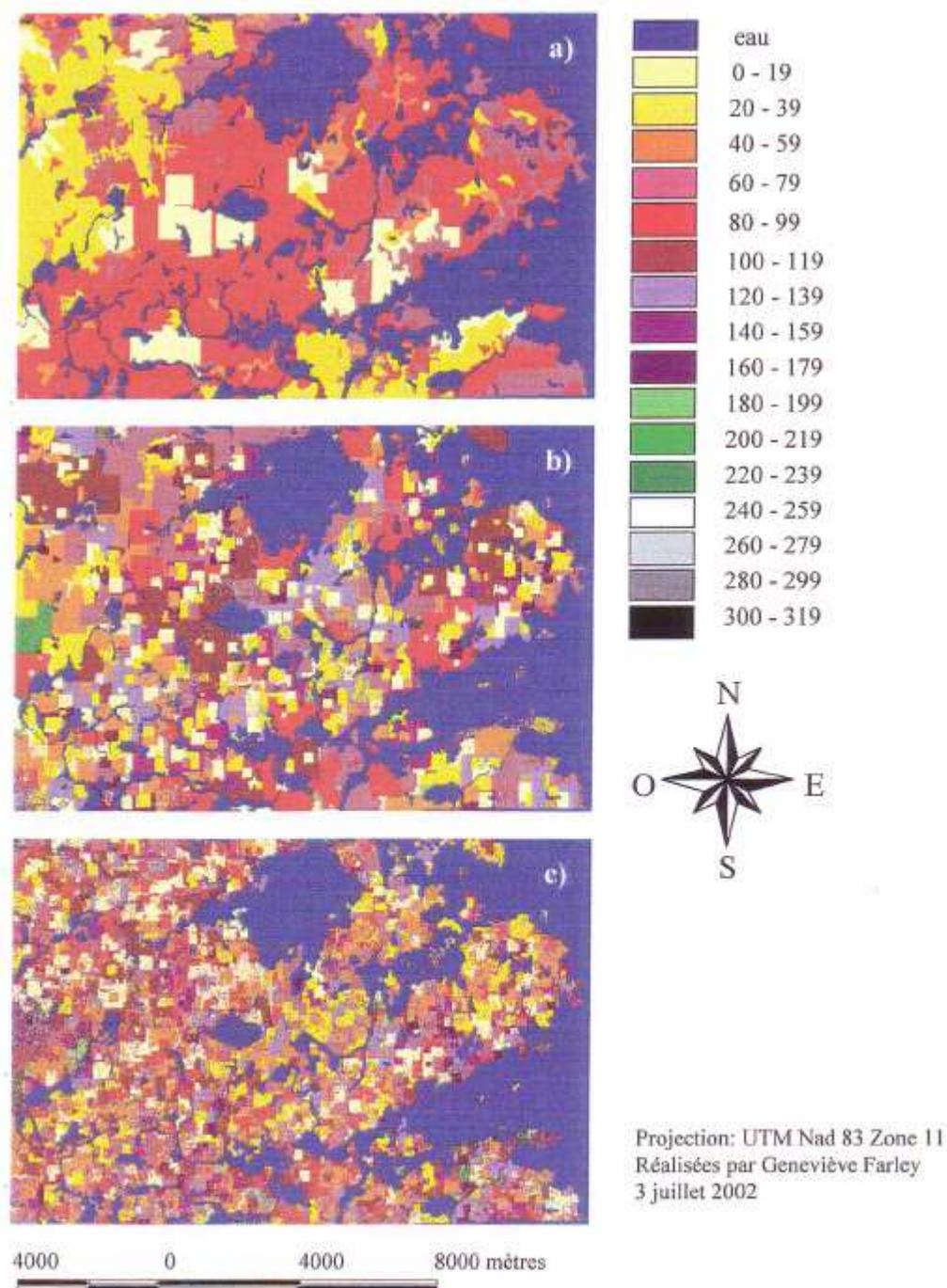


Figure 2.15: Représentation des conditions forestières en termes de structure d'âge suivant la simulation du scénario révolution allongée pour trois moments dans le temps: a) 25 ans, b) 200 ans et c) 500 ans.

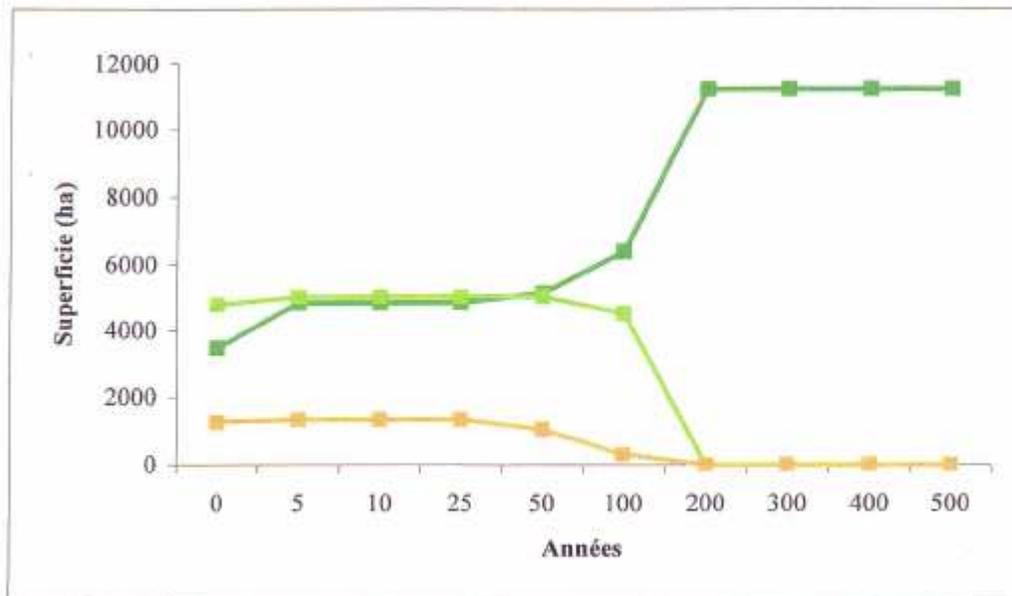


Figure 2.16: Évolution de la superficie de forêts résineuses (vert), mélangées (kaki) et feuillues (jaune) dans le temps pour le scénario évolution naturelle.

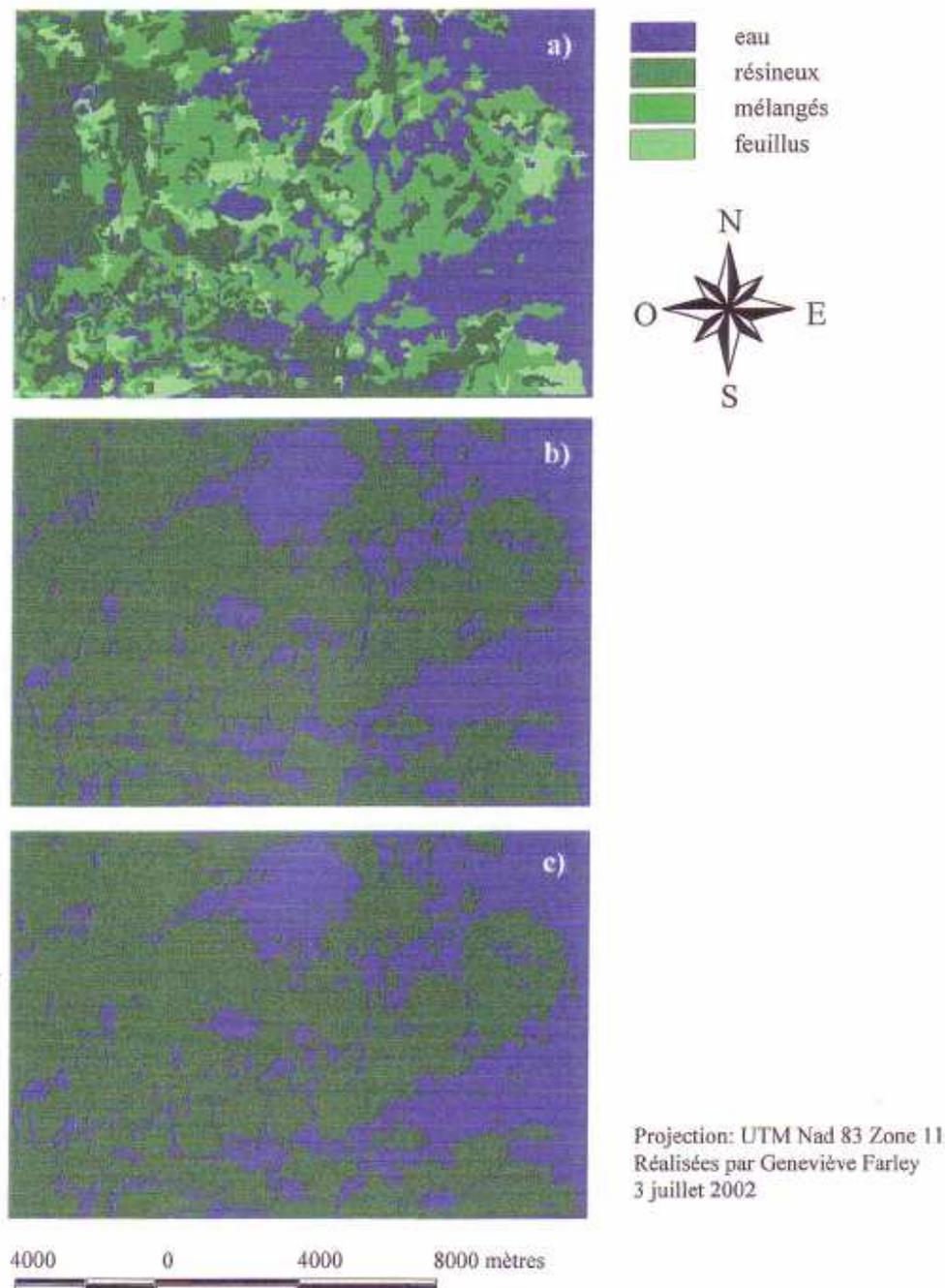


Figure 2.17: Représentation des conditions forestières en termes de types de couvert suivant la simulation du scénario évolution naturelle pour trois moments dans le temps: a) 25 ans, b) 200 ans et c) 500 ans.

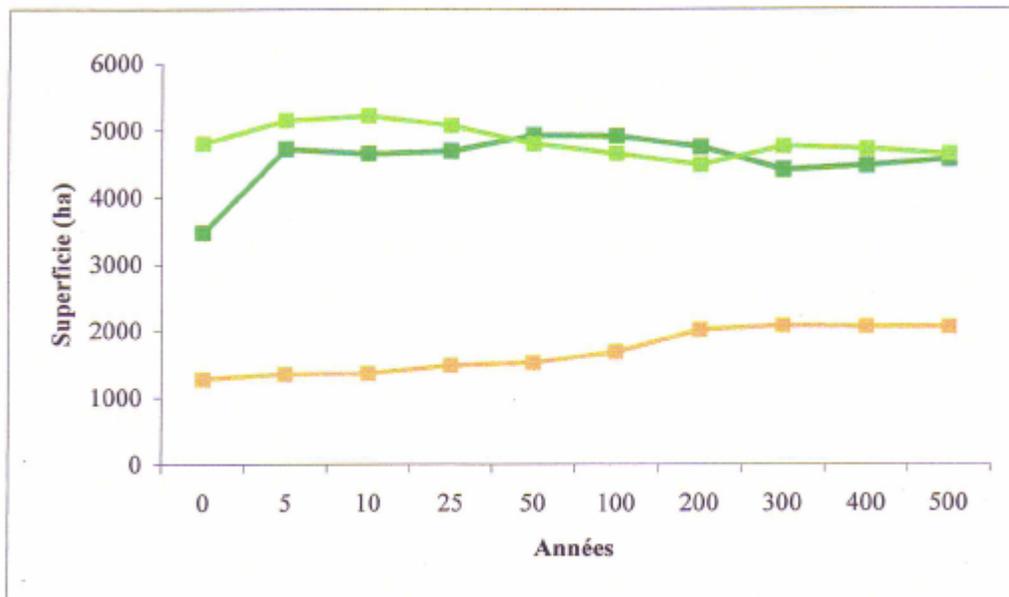


Figure 2.18: Évolution de la superficie de forêts résineuses (vert), mélangées (kaki) et feuillues (jaune) dans le temps pour le scénario révolution basée sur le cycle des feux.

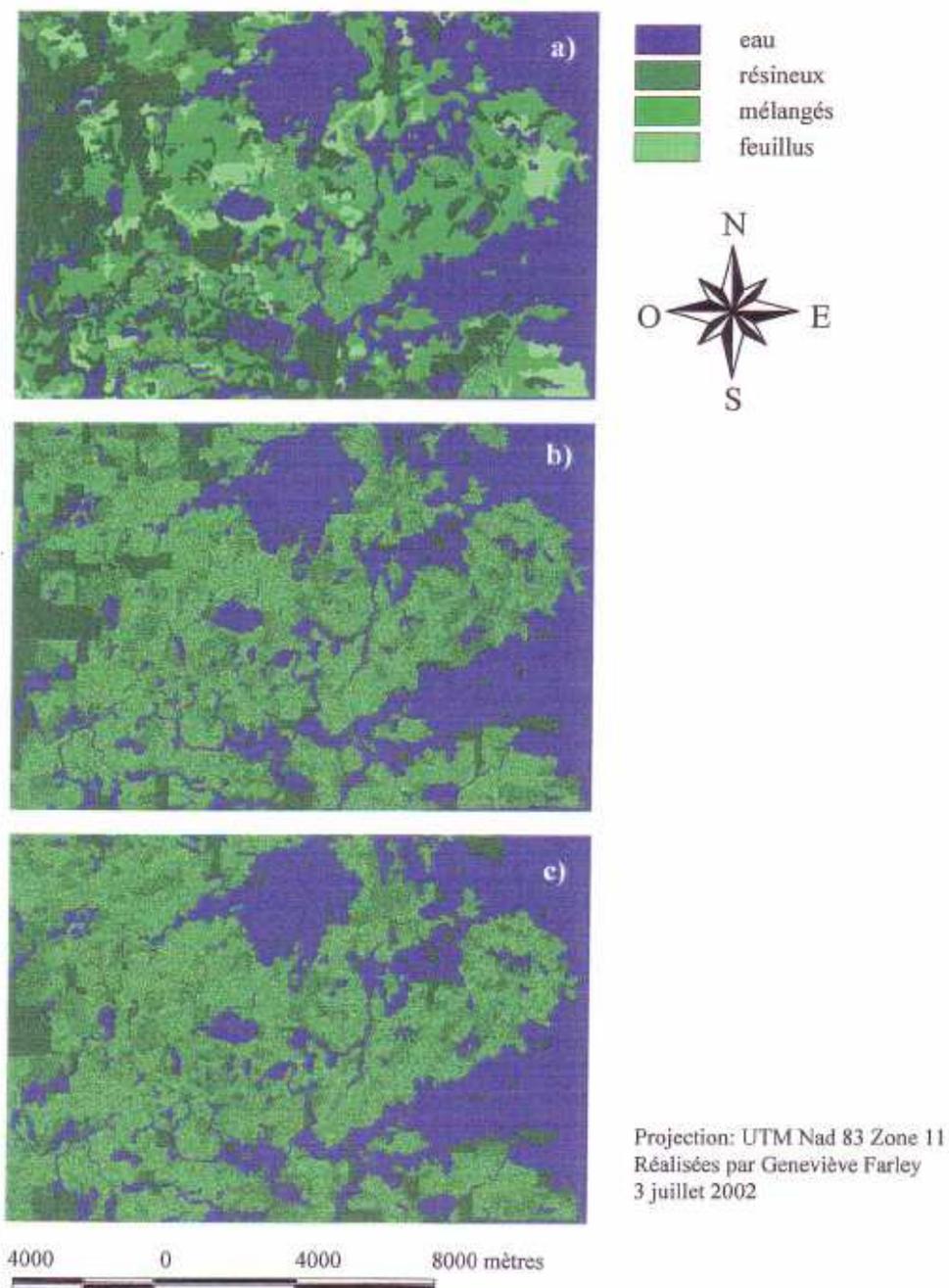


Figure 2.19: Représentation des conditions forestières en termes de types de couvert suivant la simulation du scénario révolution basée sur le cycle des feux pour trois moments dans le temps: a) 25 ans, b) 200 ans et c) 500 ans.

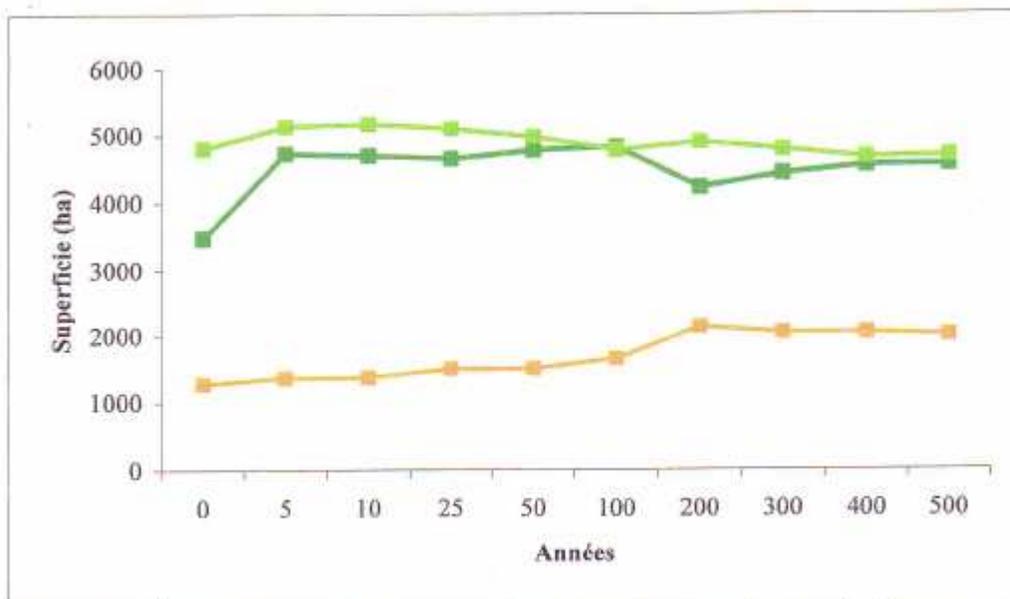


Figure 2.20: Évolution de la superficie de forêts résineuses (vert), mélangées (kaki) et feuillues (jaune) dans le temps pour le scénario révolution allongée.

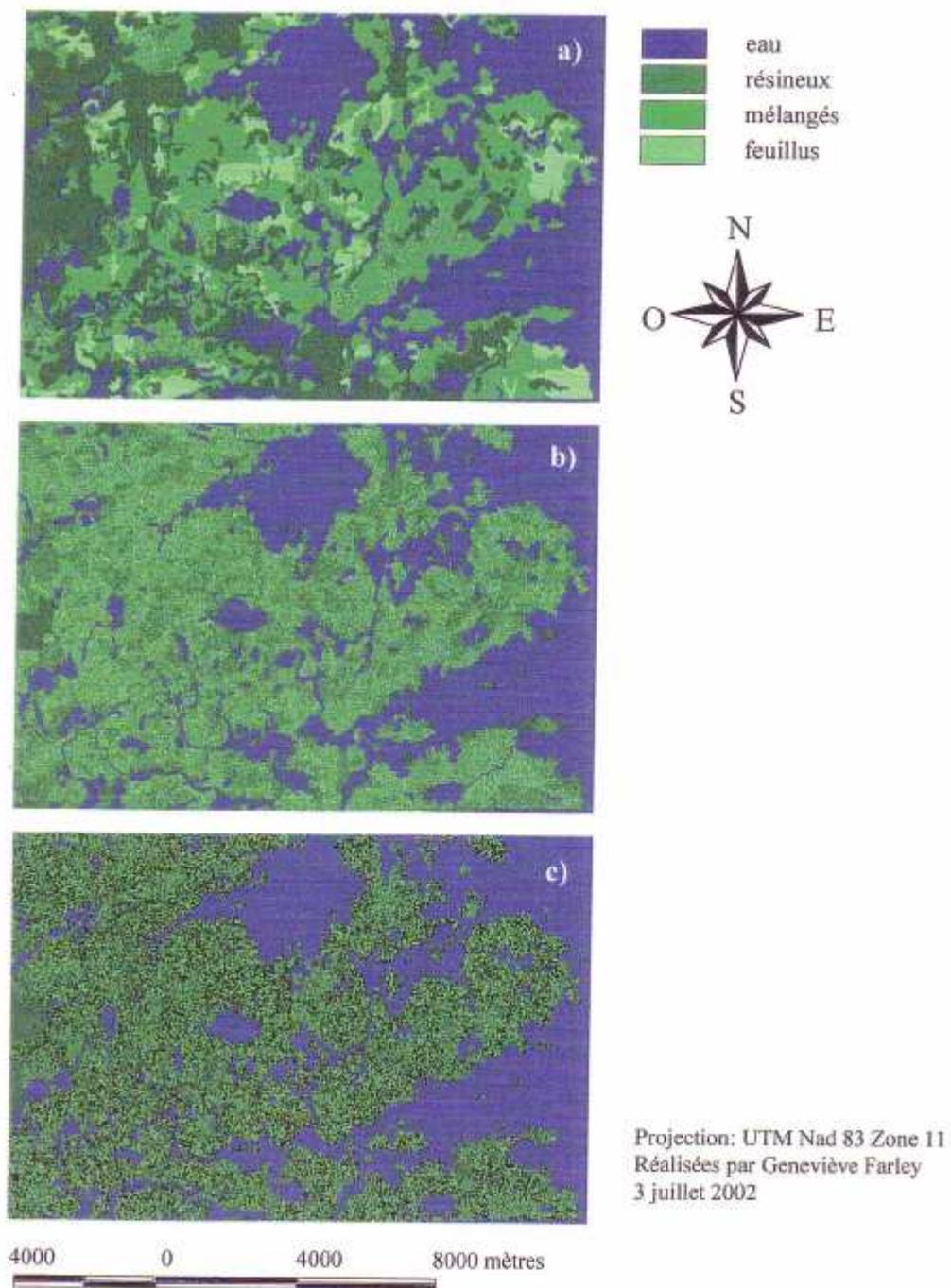


Figure 2.21: Représentation des conditions forestières en termes de types de couvert suivant la simulation du scénario révolution allongée pour trois moments dans le temps: a) 25 ans, b) 200 ans et c) 500 ans.

2.3.2 Campagnol-à-dos-roux de Gapper

La figure 2.22 illustre l'évolution de la superficie totale d'habitat du campagnol-à-dos-roux de Gapper en fonction de trois scénarios d'aménagement avant l'inclusion du filtre spatial. En absence de coupe, les résultats indiquent une augmentation de la superficie totale d'habitat suivie d'une stabilisation à partir de 200 ans de simulation autour de 5500 ha d'habitat. Lors des vingt-cinq premières années de simulation, étant donné l'effet d'empreinte spatiale des conditions initiales, les trois scénarios suivent une tendance similaire. Après quoi, les scénarios de coupe se distinguent du scénario EN. Ils atteignent un certain équilibre à compter de 200 ans de simulation et les superficies totales d'habitat maintenues sont moindres, de l'ordre de 2500 à 3000 ha. Le scénario RA se stabilise à des valeurs légèrement supérieures à celles du scénario RCF à compter de l'année 300. La figure 2.23 présente les résultats de la superficie totale d'habitat après l'inclusion du filtre spatial. Les tendances des trois scénarios d'aménagement présentées à la figure 2.23 s'apparentent à celles observées à la figure 2.22. Bien que les courbes représentant les scénarios de coupe soient très similaires, à l'inverse de ce qui est observé à la figure 2.22, le scénario RCF maintient légèrement plus d'habitat que le scénario RA.

L'évolution temporelle du nombre de fragments d'habitat avant l'inclusion du filtre spatial est illustrée à la figure 2.24. Sur les cent premières années de simulation, les scénarios de coupe présentent une série temporelle pratiquement identique à celle de la courbe EN. Après stabilisation, la courbe de l'évolution naturelle présente les plus petits nombres de fragments tandis que le scénario RA ne cesse d'augmenter entre 100 et 500 ans de simulation. Les figures 2.29 et 2.30 illustrent, après 200 ans de simulation, la répartition spatiale de l'habitat du campagnol-à-dos-roux de Gapper laissé par les scénarios RCF et RA respectivement, avant et après l'inclusion du filtre spatial. L'habitat semble plus fragmenté suivant l'application du scénario RA (figure 2.30). La figure 2.25 présente l'évolution temporelle du nombre de fragments d'habitat après l'inclusion du filtre spatial. De façon générale, la tendance présentée par les trois scénarios à la figure 2.25 est semblable à celle illustrée à la figure 2.24 bien que le scénario RCF soit plus stable à la figure 2.25.

Concernant la superficie moyenne des fragments d'habitat après l'inclusion du filtre spatial (figure 2.26), le scénario EN présente une montée progressive pour ensuite se stabiliser à des valeurs de l'ordre de 30 ha, à partir de 200 ans de simulation. Avant 100 ans de simulation, les scénarios de coupe suivent une tendance similaire à celle observée par le scénario EN. À partir de 200 ans de simulation,

les scénarios de coupe semblent se stabiliser à des valeurs inférieures à 15 ha et c'est le scénario RA qui présente les valeurs les plus faibles.

Quant au ratio périmètre-superficie moyen après l'inclusion du filtre spatial (figure 2.27), la courbe de l'évolution naturelle présente les ratios les plus bas. Elle se stabilise à compter de 200 ans à des valeurs près de 150 m/ha. Les scénarios de coupe suivent une tendance semblable à celle de la courbe EN jusqu'aux cent premières années de simulation pour ensuite se stabiliser à des valeurs de l'ordre de 200 m/ha dans le cas du scénario RCF tandis que le scénario RA présente une courbe ascendante en marche d'escalier pour atteindre des valeurs approximatives de 275 m/ha à partir de l'année 400.

Finalement, les résultats traitant de la distance minimale moyenne entre les fragments après l'inclusion du filtre spatial sont présentés à la figure 2.28. Le scénario EN suit une pente descendante pour se stabiliser, comme dans le cas des statistiques précédentes, à compter de 200 ans de simulation. Suivant les vingt-cinq premières années de simulation, les courbes représentant les scénarios de coupe se dissocient de celle du scénario EN. Le scénario RCF se stabilise suivant 300 ans de simulation tandis que le scénario RA décroît et passe sous les valeurs de la courbe de l'évolution naturelle entre 300 et 400 ans de simulation pour ensuite, s'y stabiliser.

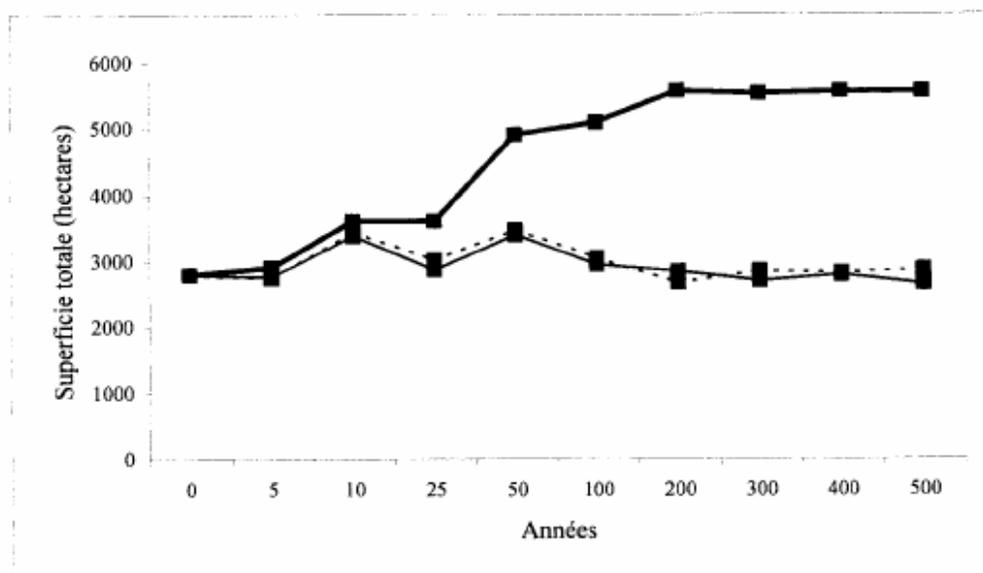


Figure 2.22: Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (avant l'inclusion du filtre spatial).

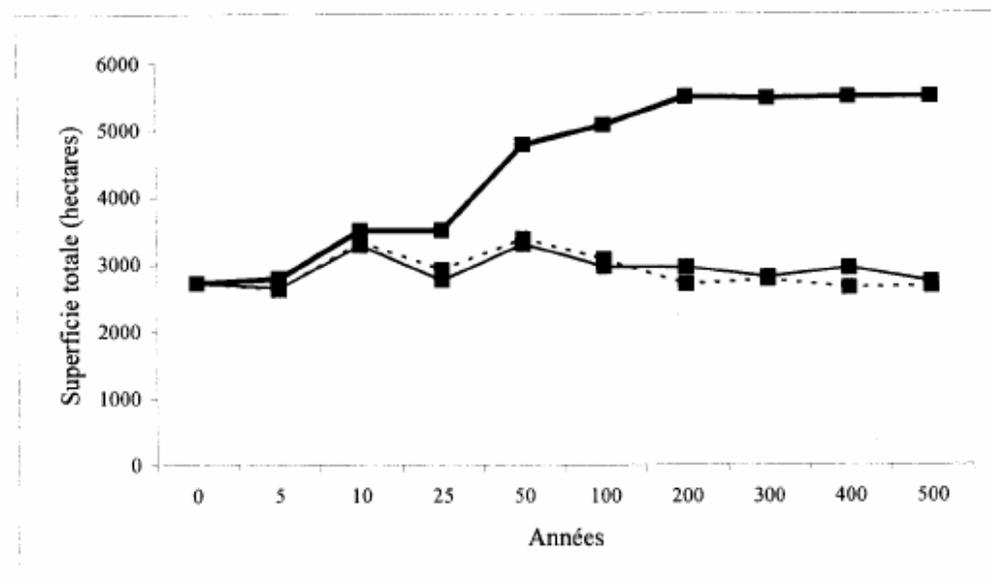


Figure 2.23: Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (après l'inclusion du filtre spatial).

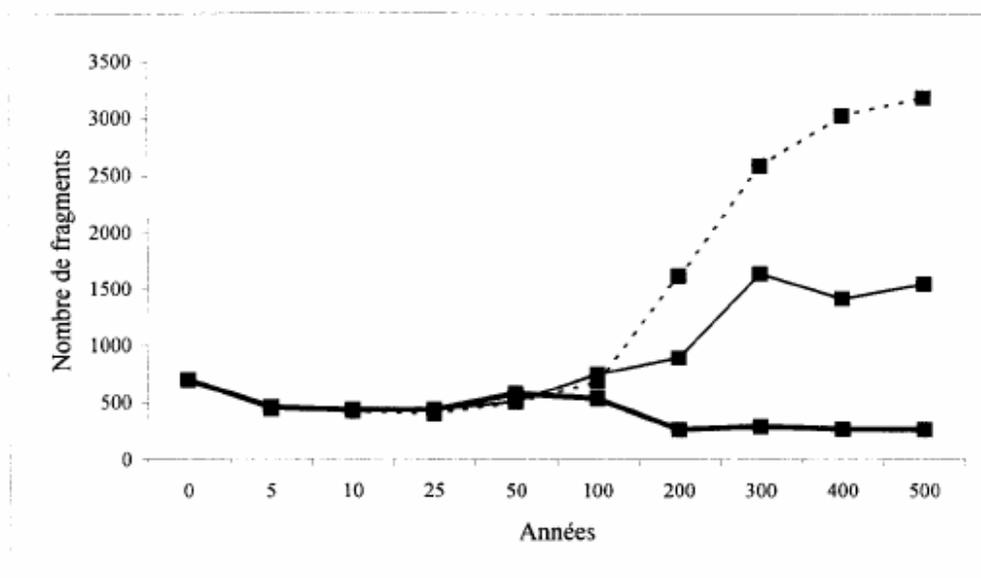


Figure 2.24: Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (—■—) et révolution allongée (---■---) pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (avant l'inclusion du filtre spatial).

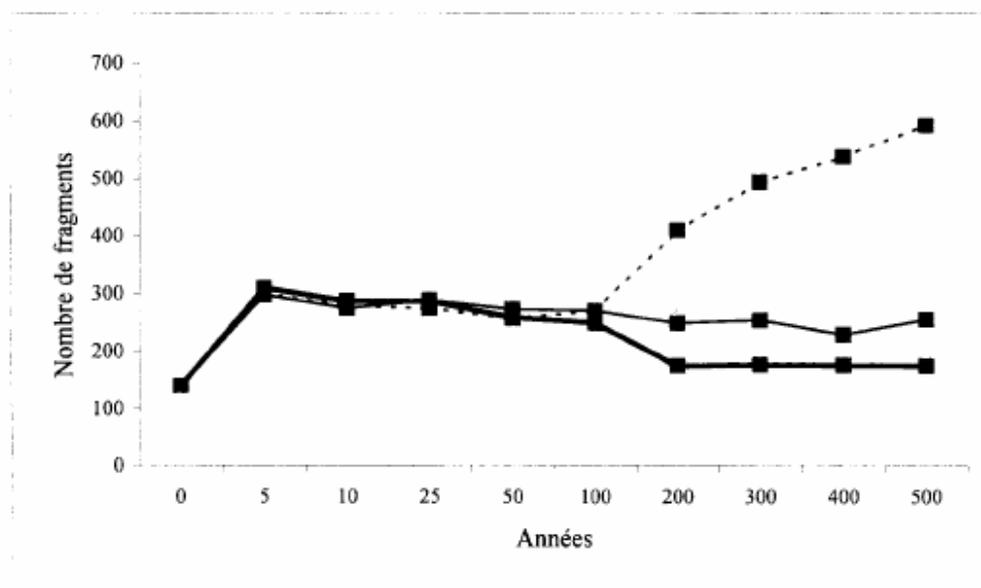


Figure 2.25: Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (—■—) et révolution allongée (---■---) pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (après l'inclusion du filtre spatial).

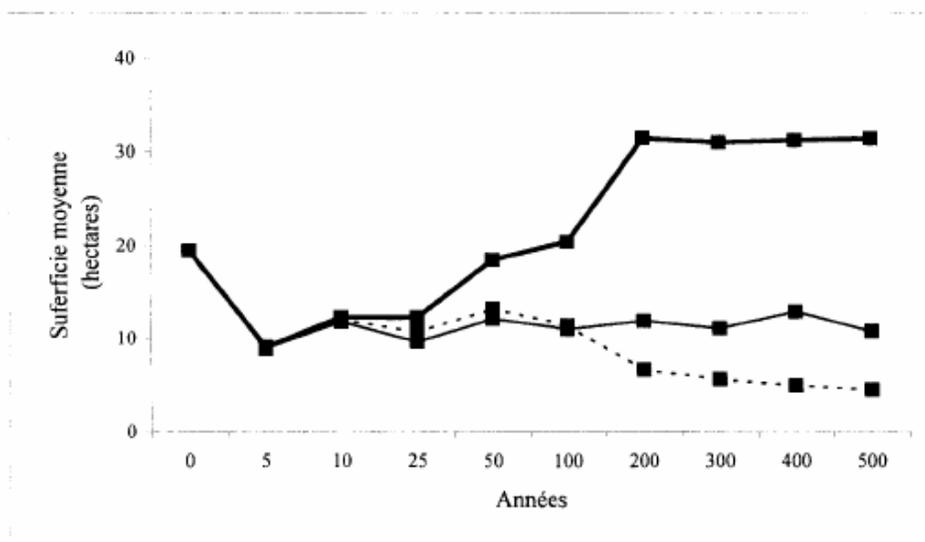


Figure 2.26: Évolution de la superficie moyenne des fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (après l'inclusion du filtre spatial).

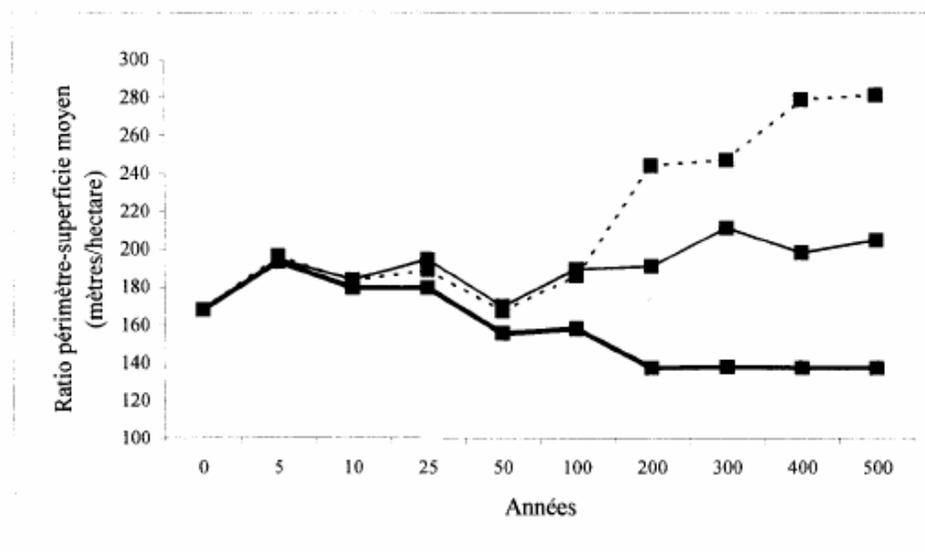


Figure 2.27: Évolution du ratio périmètre-superficie moyen des fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (après l'inclusion du filtre spatial).

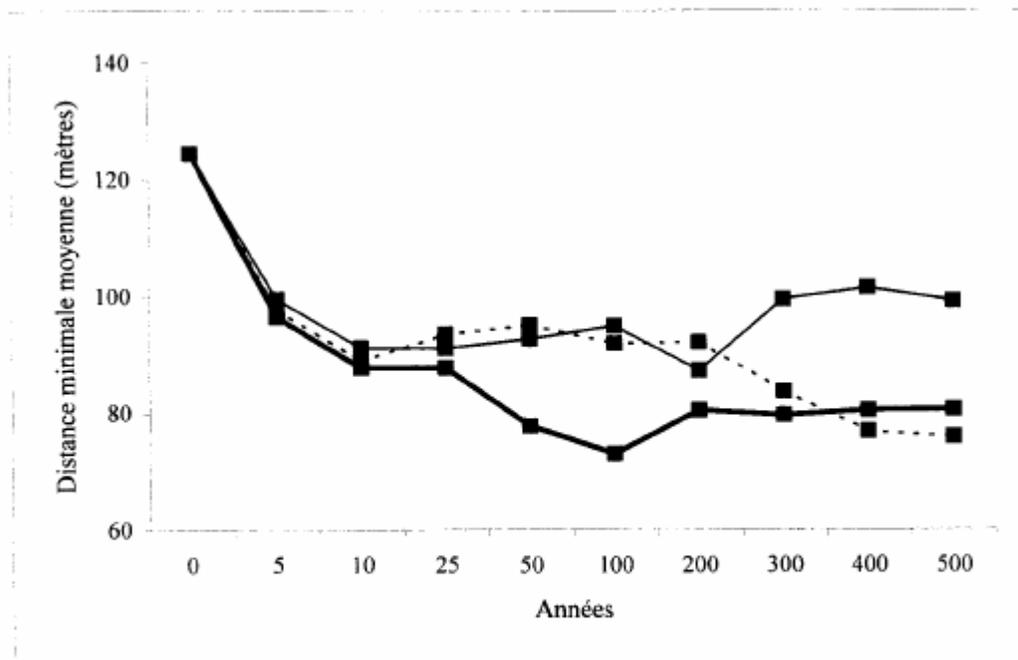


Figure 2.28: Évolution de la distance minimale moyenne dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper (après l'inclusion du filtre spatial).

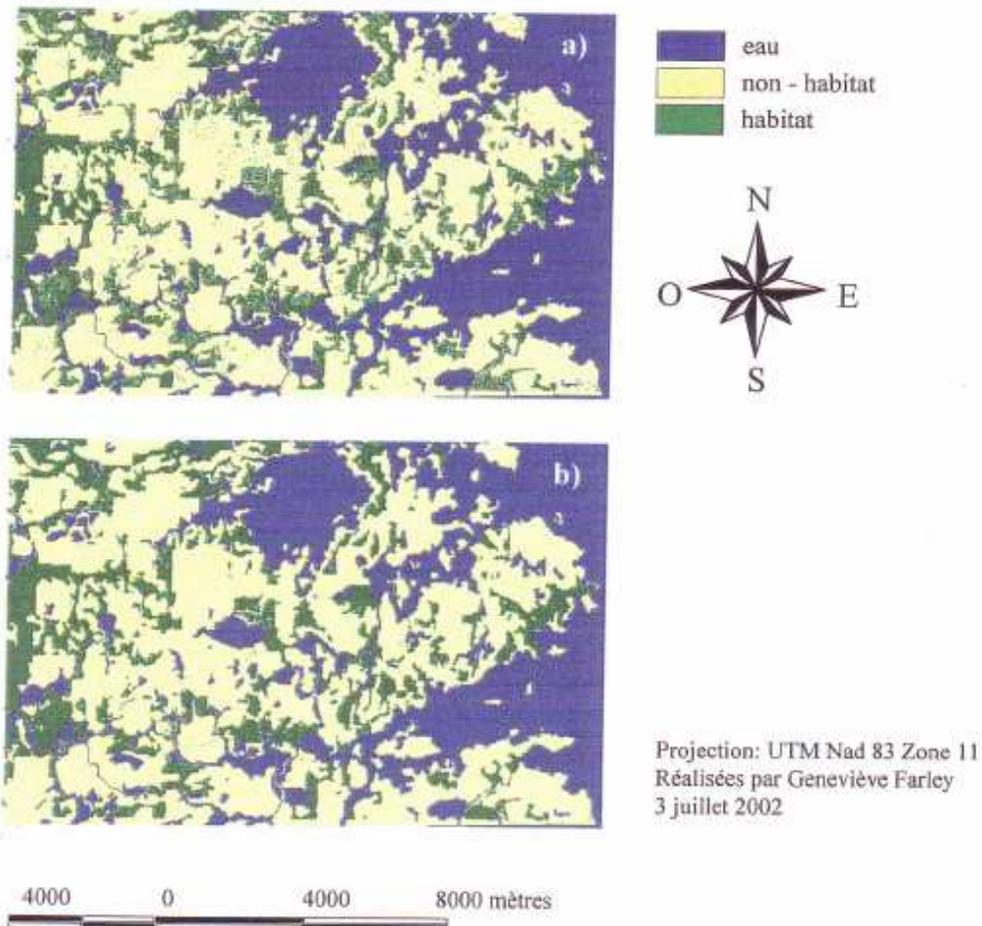


Figure 2.29: Représentation de l'habitat du campagnol-à-dos-roux de Gapper pour le scénario révolution basée sur le cycle des feux suivant 200 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial.

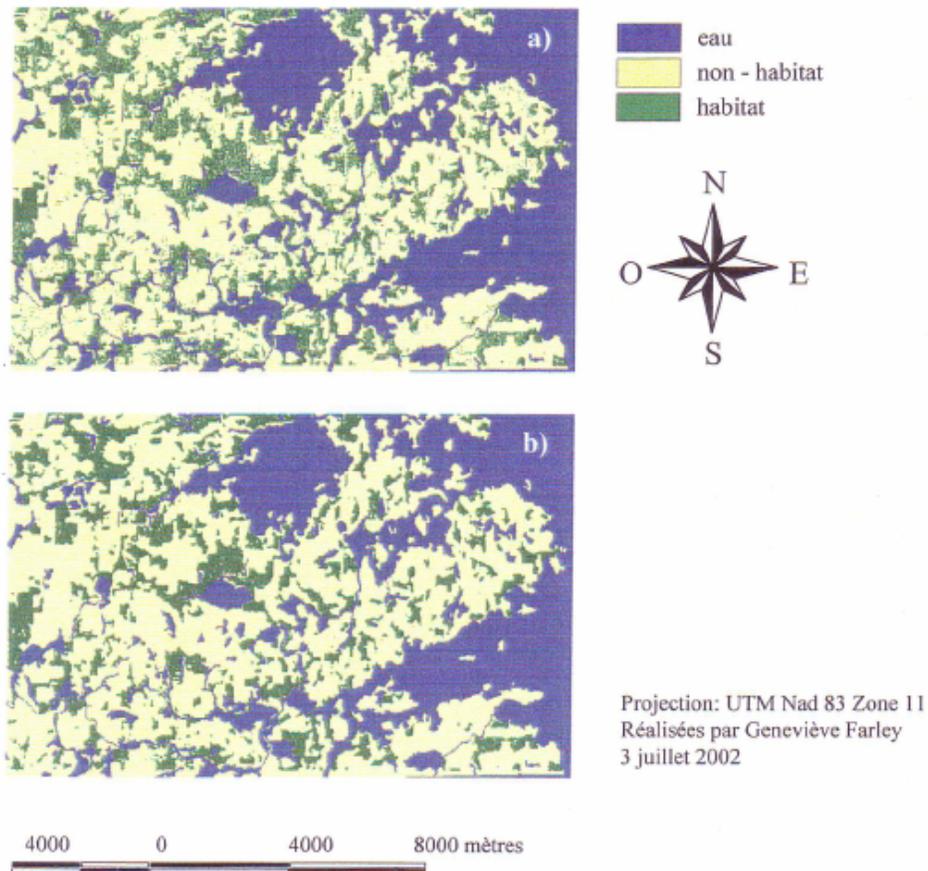


Figure 2.30: Représentation de l'habitat du campagnol-à-dos-roux de Gapper pour le scénario révolution allongée suivant 200 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial.

2.3.3 Grimpereau brun

De façon générale les tendances décrites pour le grimpeur brun s'apparentent assez bien aux résultats observés pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper. L'évolution temporelle de la superficie totale d'habitat pour le grimpeur brun avant l'inclusion du filtre spatial est illustrée à la figure 2.31. Ainsi, en ce qui concerne la superficie totale d'habitat, la courbe EN augmente sur les premiers 200 ans de simulation pour se maintenir par la suite à des valeurs de l'ordre 11 000 ha, ce qui correspond approximativement à la presque totalité du territoire forestier disponible dans l'aire d'étude (figure 2.31). Lorsqu'il y a présence de coupes forestières sur le territoire, les valeurs, qui suivent assez bien la courbe de l'évolution naturelle jusqu'aux vingt-cinq premières années de simulation, demeurent plus basses et se stabilisent à compter de 200 ans de simulation à près de 4000 ha de superficie totale d'habitat, soit un peu moins du tiers de la superficie totale d'habitat que maintient le scénario EN (figure 2.31). La figure 2.31 indique que le scénario RA se stabilise à compter de l'année 300 avec des superficies totales d'habitat légèrement supérieures à celles obtenues avec le scénario RCF. La figure 2.32 présente les résultats après l'inclusion du filtre spatial. Contrairement à ce qui est observé sur la figure 2.31, le scénario RCF maintient des superficies totales d'habitat supérieures au scénario RA (figure 2.32).

Les résultats propres au nombre de fragments, avant l'inclusion du filtre spatial, sont présentés à la figure 2.33. La courbe de l'évolution naturelle atteint la stabilité à partir de 200 ans. Les scénarios de coupe se démarquent de la courbe EN à partir de 100 ans de simulation. Avant cela, les trois scénarios présentent des tendances très semblables. Le scénario de l'évolution naturelle se stabilise à compter de l'année 200 aux valeurs les plus basses tandis que le scénario RA présente une fois de plus, les nombres de fragments les plus élevés. Tel qu'illustré aux figures 2.38 et 2.39, le scénario RA disperse davantage l'habitat du grimpeur brun tandis que le scénario RCF engendre une répartition spatiale plus agrégée. Les tendances illustrées à la figure 2.33 s'observent également à la figure 2.34. La figure 2.34 expose les résultats relatifs au nombre de fragments d'habitat après l'inclusion du filtre spatial. À compter de 100 ans de simulation, le scénario RCF se maintient à un nombre de fragments inférieur au scénario RA qui lui, poursuit sa montée pour se stabiliser à partir de 200 ans seulement.

En ce qui a trait à la superficie moyenne des fragments après l'inclusion du filtre spatial (figure 2.35), la courbe EN augmente pour se maintenir à des valeurs supérieures à 300 ha vers les 200 ans de simulation. La tendance des scénarios de coupe se détache de celle présentée par le scénario EN après

50 ans de simulation. Ils se stabilisent après 100 ans de simulation à des valeurs approximatives de 25 ha, soit de douze fois inférieures aux superficies moyennes obtenues avec le scénario EN. Le scénario RCF présente des superficies moyennes supérieures à celles illustrées par le scénario RA.

Les résultats statistiques du ratio périmètre-superficie moyen après l'inclusion du filtre spatial sont illustrés à la figure 2.36. Tout comme pour les scénarios de coupe, le scénario EN est stable à partir de 200 ans de simulation. Il maintient un ratio variant entre 25 m/ha et 50 m/ha. Après 50 ans de simulation, la tendance des scénarios de coupe se distingue de celle présentée par le scénario EN. Le scénario RCF se maintient par la suite à des valeurs approximatives situées entre 100 m/ha et 175 m/ha tandis que le scénario RA atteint des valeurs plus élevées de l'ordre de 200 m/ha.

Enfin, à partir de 100 ans de simulation, la distance minimale moyenne entre les fragments après l'inclusion du filtre spatial (figure 2.37) se maintient pour les trois scénarios, bien que pour le scénario EN, la courbe semble stable sur l'ensemble de la série temporelle. Suivant 100 ans de simulation, les scénarios de coupe, très semblables d'ailleurs, à l'exception de l'année 300, indiquent des valeurs inférieures à celles obtenues pour l'évolution naturelle de la forêt.

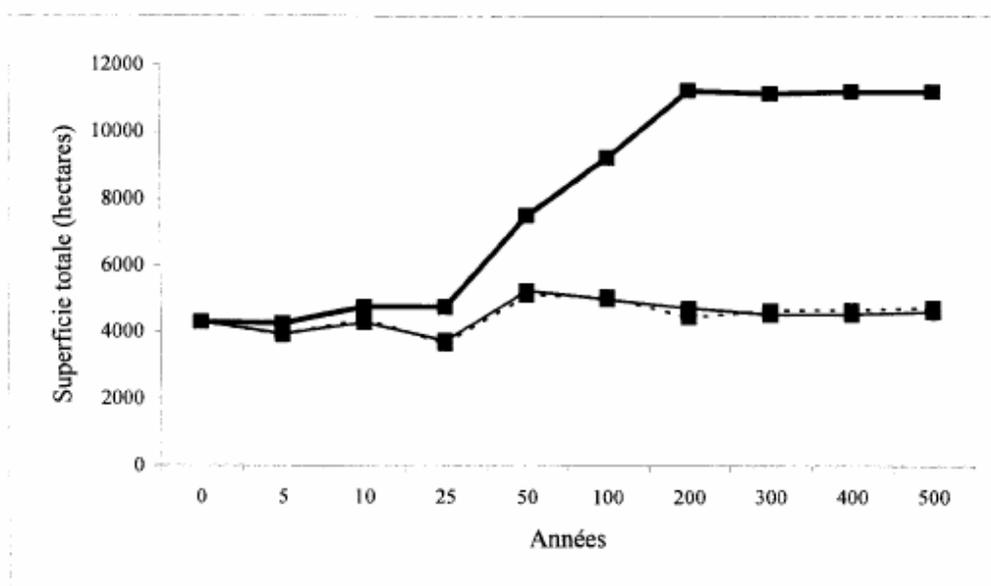


Figure 2.31: Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour le grimpeur brun (avant l'inclusion du filtre spatial).

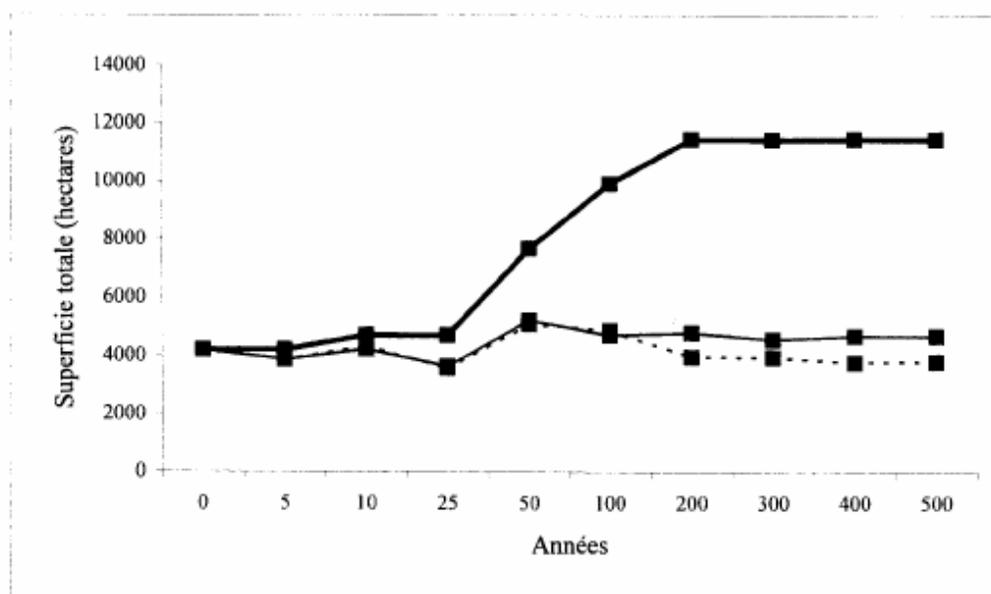


Figure 2.32: Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour le grimpeur brun (après l'inclusion du filtre spatial).

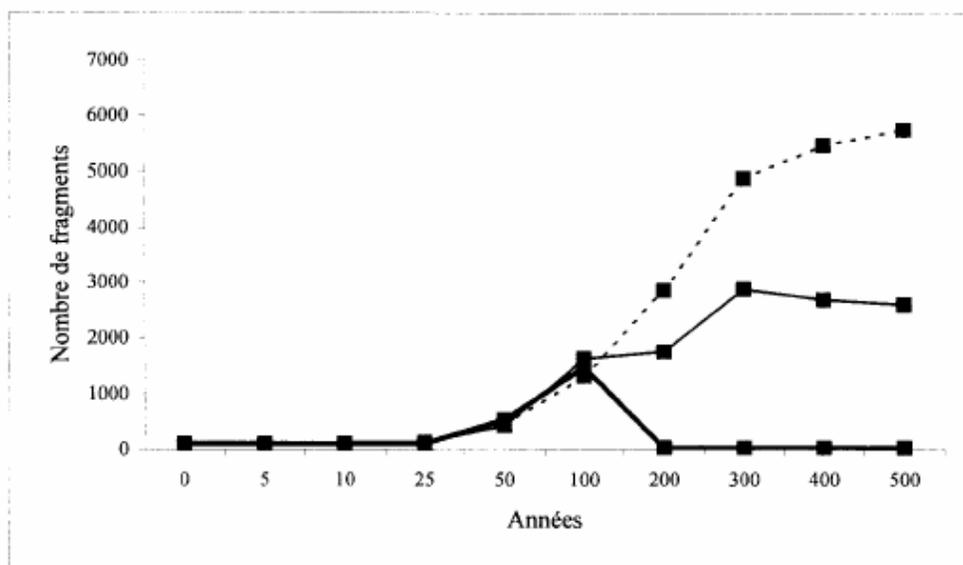


Figure 2.33: Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (●—), révolution basée sur le cycle des feux (■—) et révolution allongée (■--■) pour le grimpeau brun (avant l'inclusion du filtre spatial).

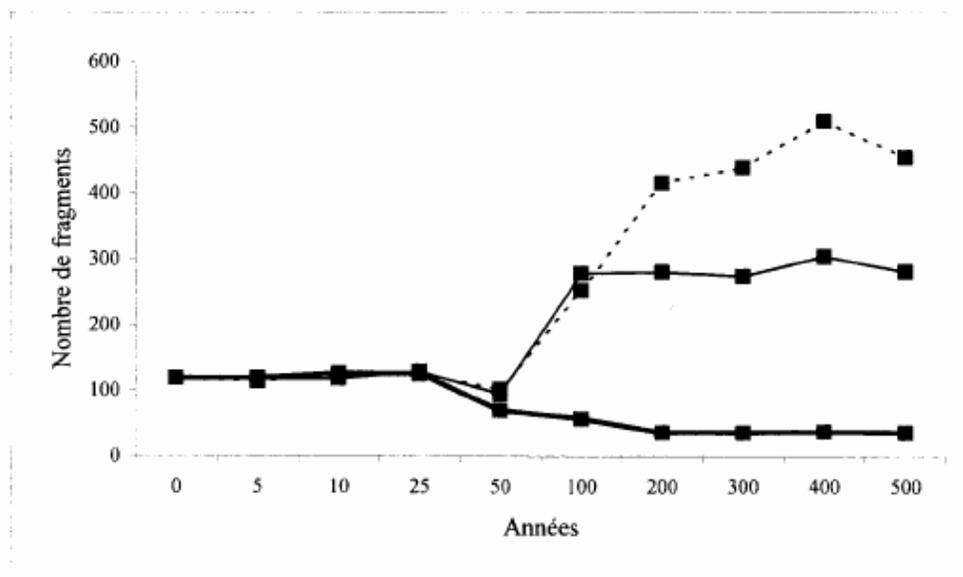


Figure 2.34: Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (●—), révolution basée sur le cycle des feux (■—) et révolution allongée (■--■) pour le grimpeau brun (après l'inclusion du filtre spatial).

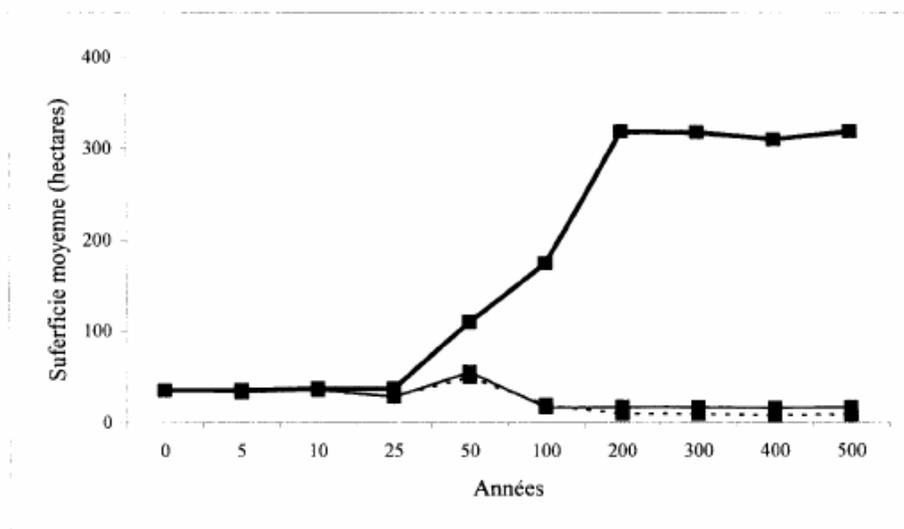


Figure 2.35: Évolution de la superficie moyenne des fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (---■---) pour le grimpeau brun (après l'inclusion du filtre spatial).

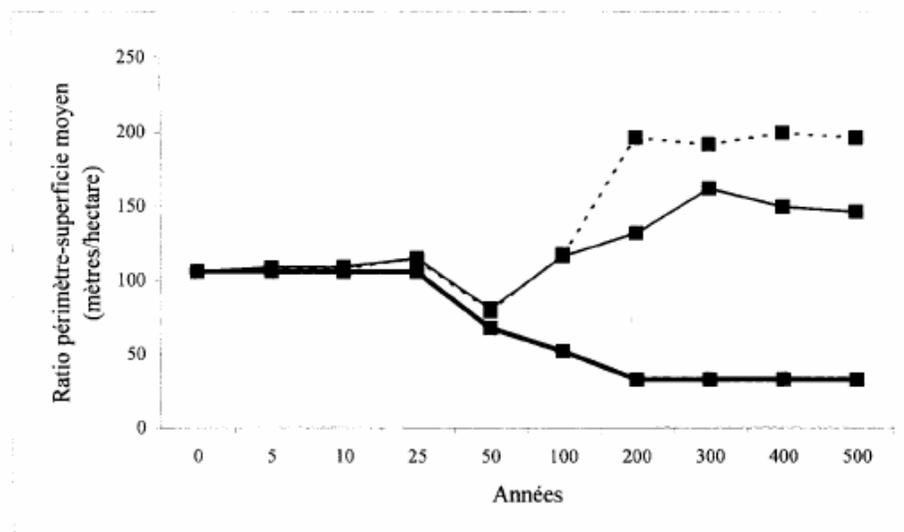


Figure 2.36: Évolution du ratio périmètre-superficie moyen des fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (---■---) pour le grimpeau brun (après l'inclusion du filtre spatial).

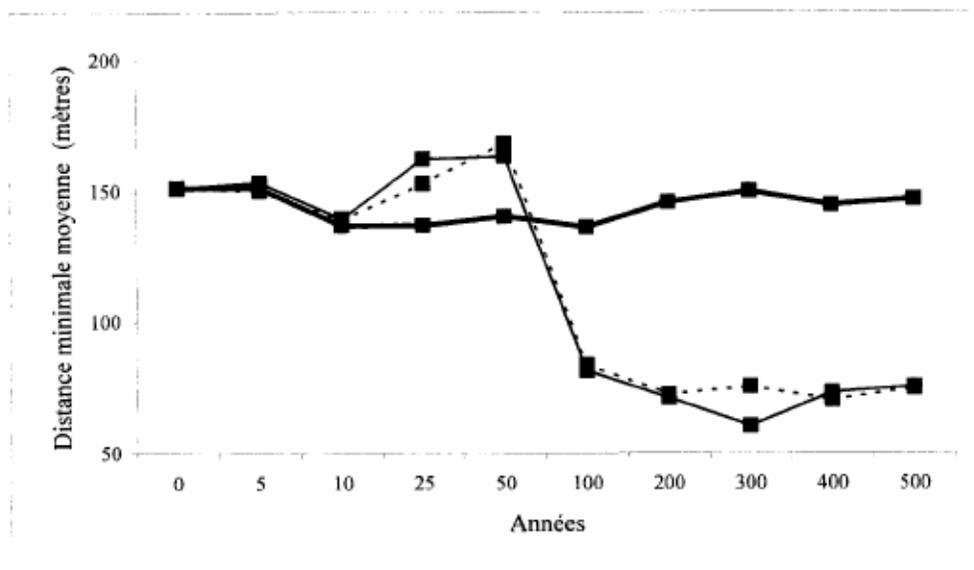


Figure 2.37: Évolution de la distance minimale moyenne dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (-.-■-.-) pour le grimpeur brun (après l'inclusion du filtre spatial).

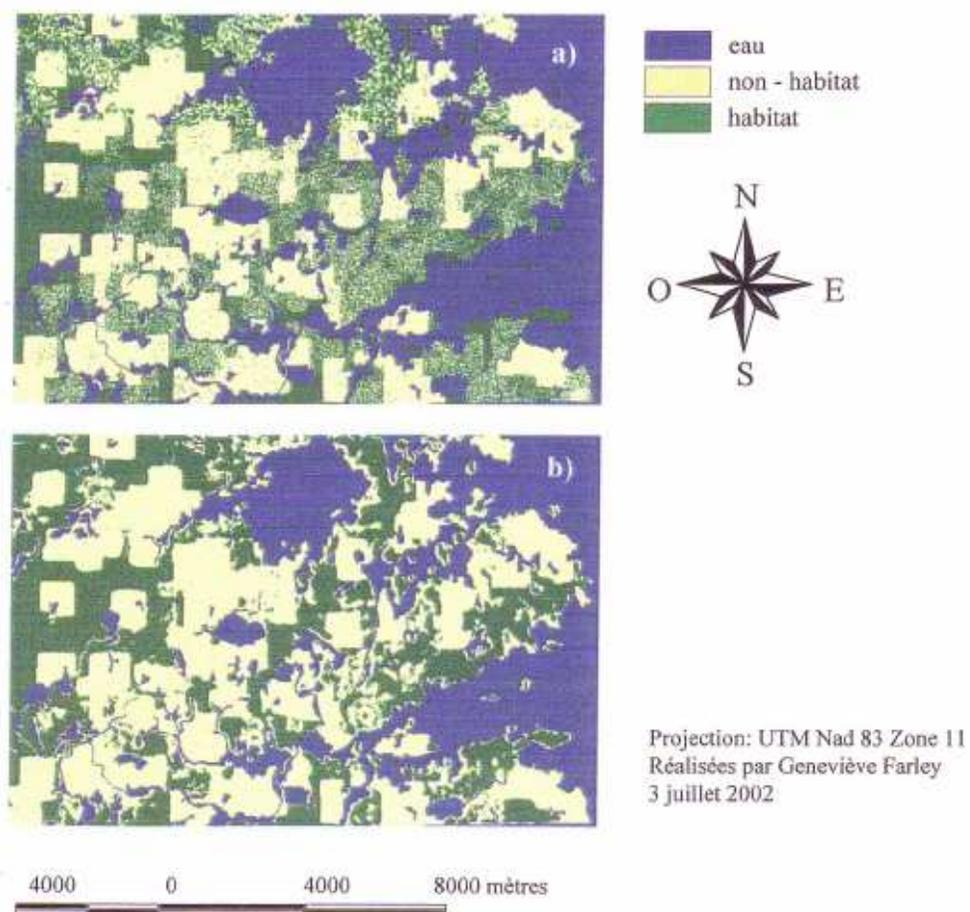


Figure 2.38: Représentation de l'habitat du grimpereau brun pour le scénario révolution basée sur le cycle des feux suivant 200 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial.

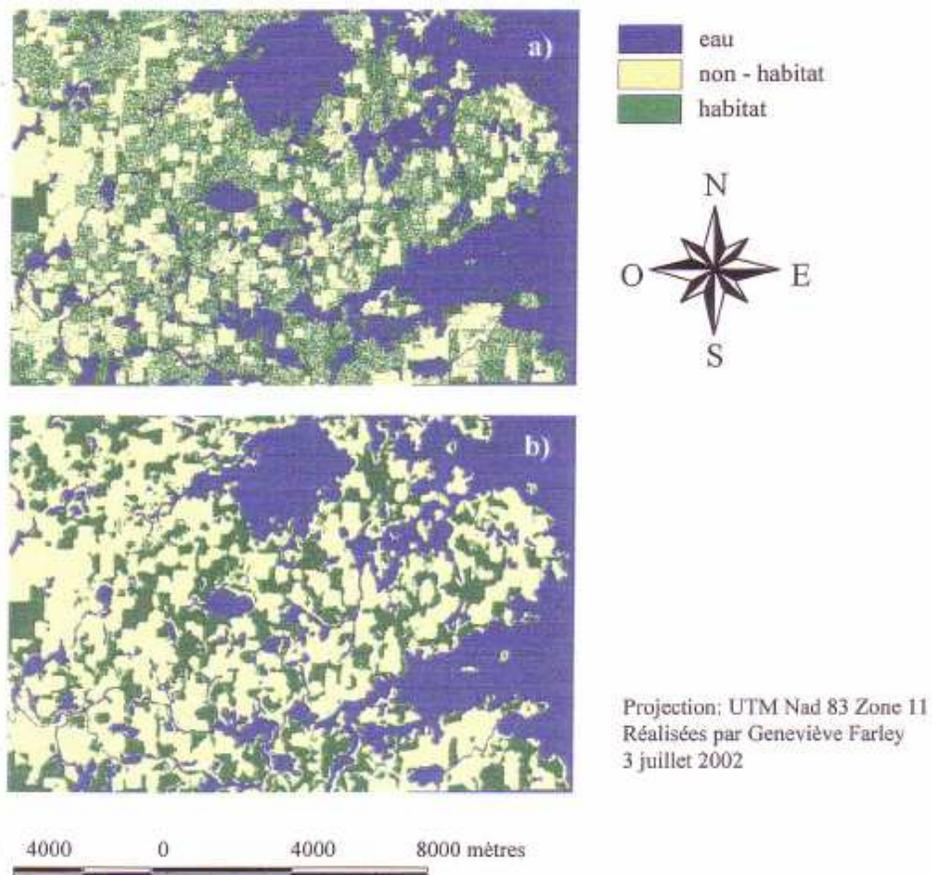


Figure 2.39: Représentation de l'habitat du grimpeur brun pour le scénario révolution allongée suivant 200 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial.

2.3.4 Martre d'Amérique

Pour ce qui est des superficies totales d'habitat disponibles, avant l'inclusion du filtre spatial (figure 2.40), la courbe de l'évolution naturelle présente les valeurs les plus élevées. Elle se stabilise, à partir de l'année 200, à des superficies totales de l'ordre de 11 000 ha, ce qui correspond pratiquement à l'ensemble du territoire disponible. Au même moment, les courbes des scénarios de coupe présentent des superficies totales inférieures qui atteignent au maximum la moitié du territoire disponible. À partir de l'année 300, le scénario RA maintient légèrement plus d'habitat que le scénario RCF (figure 2.40). L'inverse se produit après l'inclusion du filtre spatial où, à l'exception de l'année 300, une fois stabilisé, le scénario RCF offre généralement plus d'habitat que le scénario RA (figure 2.41).

Les résultats avant l'inclusion du filtre spatial pour le nombre de fragments d'habitat sont présentés à la figure 2.42. Ainsi, tel qu'illustré à la figure 2.42, le scénario de l'évolution naturelle, une fois stabilisé, présente les plus petits nombres de fragments. Pour ce qui est des scénarios de coupe, les résultats à la figure 2.42 indiquent que le scénario RA présente des valeurs supérieures au scénario RCF. La répartition spatiale de l'habitat, suivant 400 ans de simulation, illustre une fragmentation accrue pour le scénario RA en comparaison au scénario RCF (figures 2.47 et 2.48). L'évolution temporelle du nombre de fragments d'habitat après l'inclusion du filtre spatial est présentée à la figure 2.43. Le scénario EN se stabilise à partir de 200 ans de simulation avec un nombre de fragments supérieur à celui illustré par chacun des scénarios de coupe (figure 2.43). Les scénarios de coupe suivent de près la courbe du scénario EN sur les vingt-cinq premières années de simulation et cela se poursuit jusqu'à l'année 200 pour le scénario RA (figure 2.43). De façon générale, le scénario RCF présente un nombre de fragments inférieur à celui du scénario RA. Toutefois, l'inverse se produit pour l'année 300 (figure 2.43).

Concernant la superficie moyenne des fragments d'habitat après l'inclusion du filtre spatial (figure 2.44), les courbes des scénarios de coupe suivent une tendance similaire à celle de la courbe de l'évolution naturelle. Cette dernière se stabilise à des superficies moyennes de l'ordre de 1000 ha à partir de la centième année de simulation. Les scénarios de coupe semblent se stabiliser à partir de l'année 100 à des valeurs inférieures à 1000 ha. De façon générale, le scénario RCF présente des superficies moyennes plus grandes que le scénario RA à l'exception de l'année 300.

Quant au ratio périmètre-superficie moyen après l'inclusion du filtre spatial (figure 2.45), dès l'année 25, le scénario EN se maintient. Il présente alors le ratio périmètre-superficie moyen le plus bas. Au même moment, les scénarios de coupe se distinguent de la courbe de l'évolution naturelle par une augmentation du ratio périmètre-superficie moyen. À partir de la centième année de simulation, le scénario RCF présente des ratios périmètre-superficie moyens inférieurs à ce qui est illustré sur le scénario RA. Le contraire se produit pour l'année 300 où le scénario RCF présente une valeur supérieure au scénario RA.

Enfin, les résultats pour la distance minimale moyenne après l'inclusion du filtre spatial sont présentés à la figure 2.46. De l'année 100 à l'année 500, la distance minimale moyenne est stable et se situe autour de 50 m pour le scénario EN. Les valeurs des scénarios de coupe demeurent cependant instables avec des distances minimales moyennes supérieures à celles produites par la courbe de l'évolution naturelle. De façon générale, les distances générées par le scénario RCF sont plus grandes que celles produites par le scénario RA.

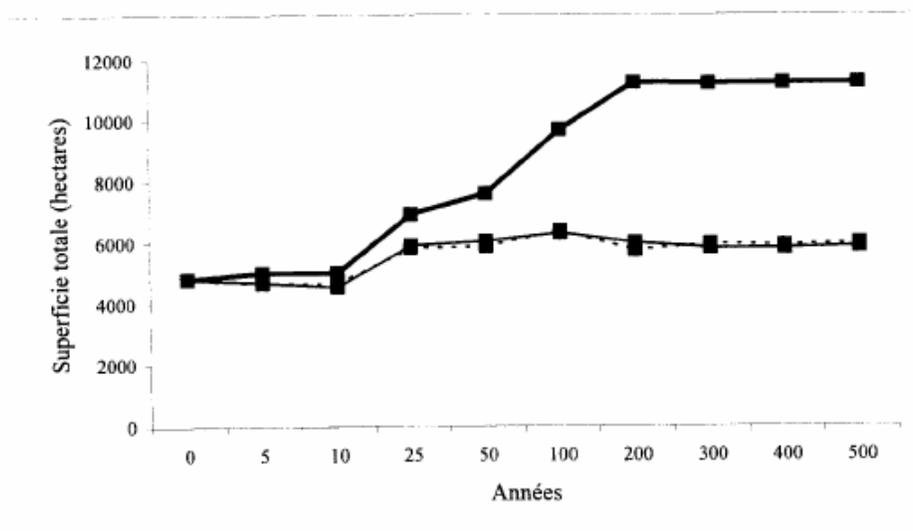


Figure 2.40: Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (-.-■-.-) pour la martre d'Amérique (avant l'inclusion du filtre spatial).

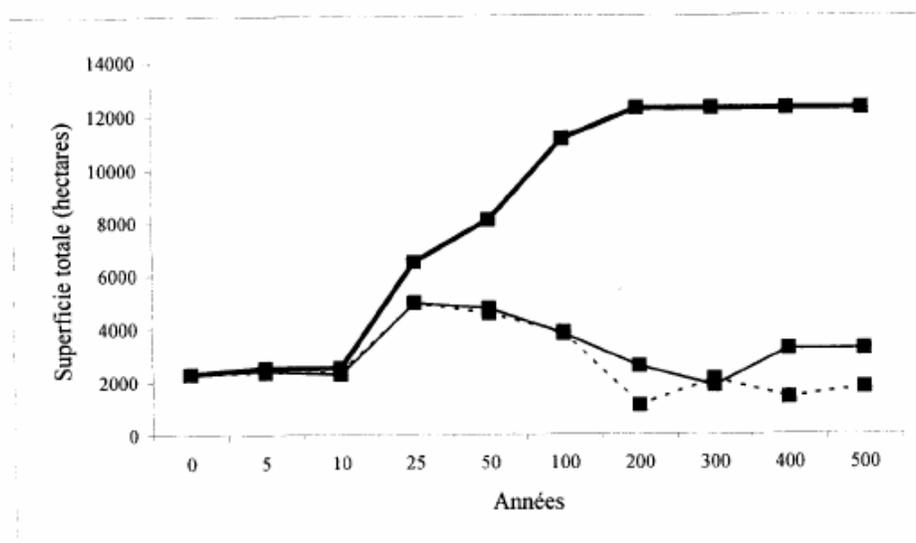


Figure 2.41: Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (-.-■-.-) pour la martre d'Amérique (après l'inclusion du filtre spatial).

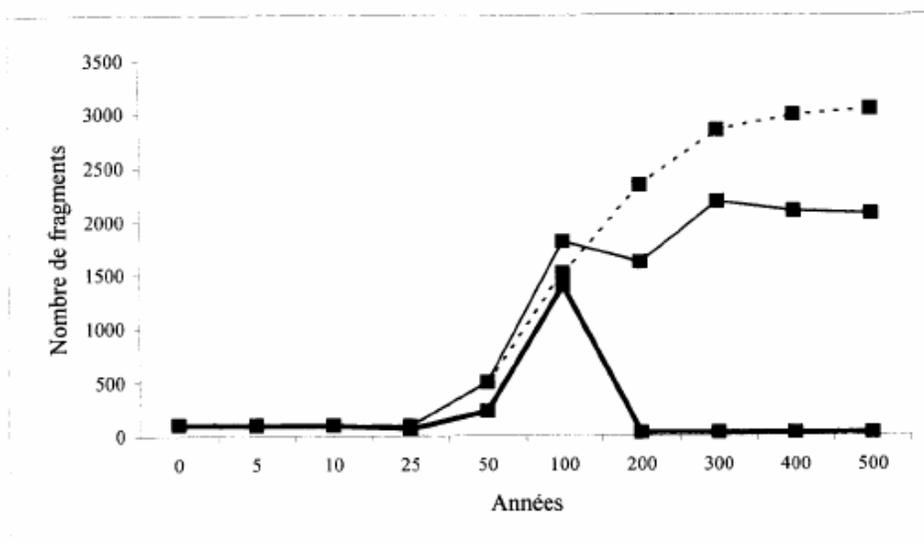


Figure 2.42: Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour la martre d'Amérique (avant l'inclusion du filtre spatial).

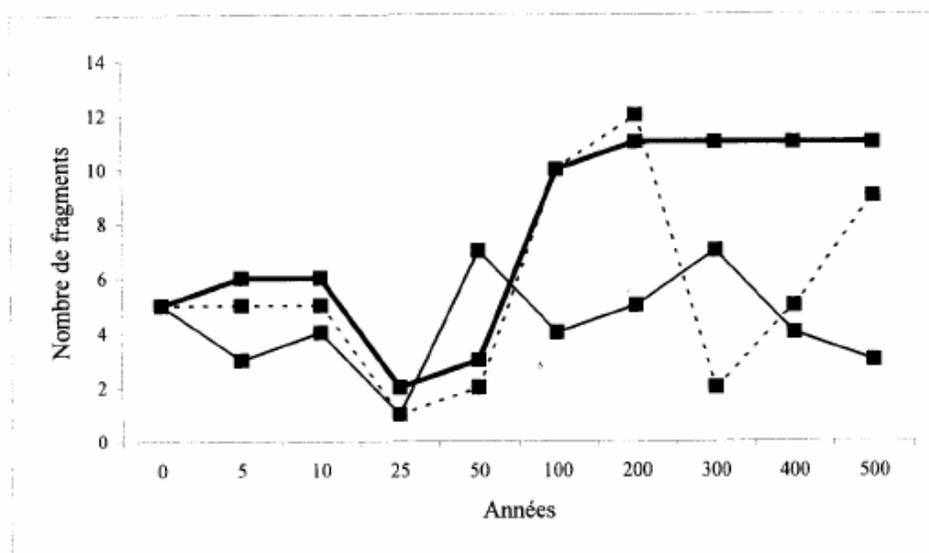


Figure 2.43: Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour la martre d'Amérique (après l'inclusion du filtre spatial).

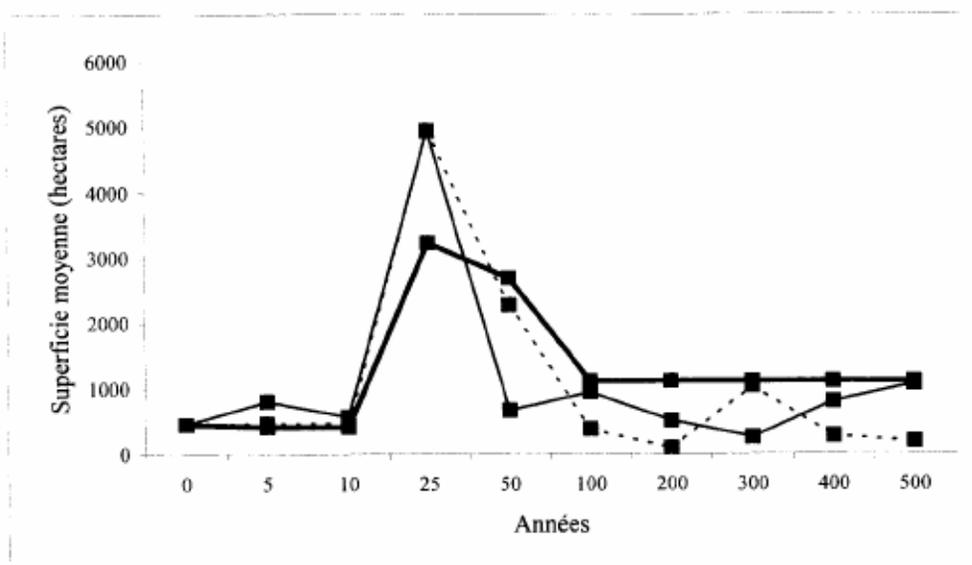


Figure 2.44: Évolution de la superficie moyenne des fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour la martre d'Amérique (après l'inclusion du filtre spatial).

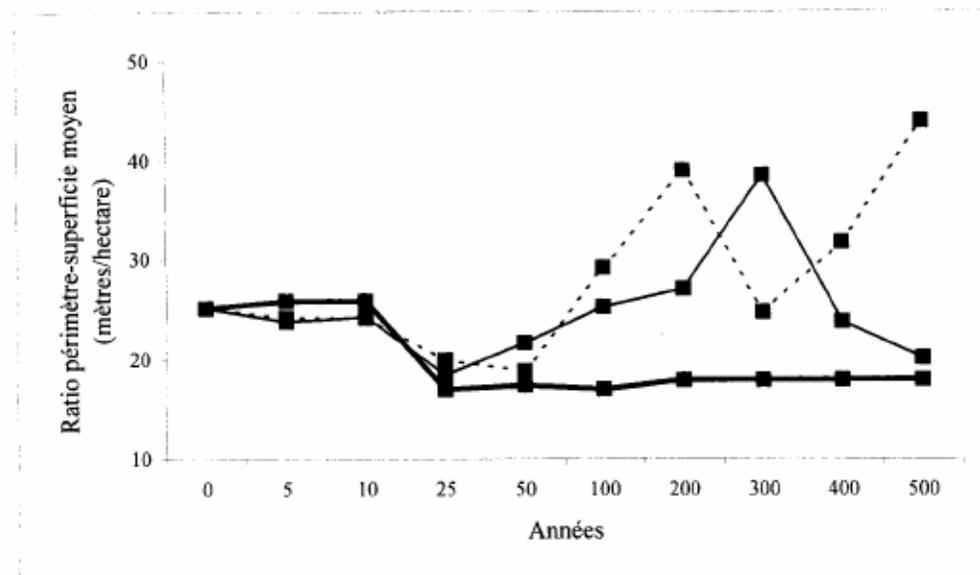


Figure 2.45: Évolution du ratio périmètre-superficie moyen des fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour la martre d'Amérique (après l'inclusion du filtre spatial).

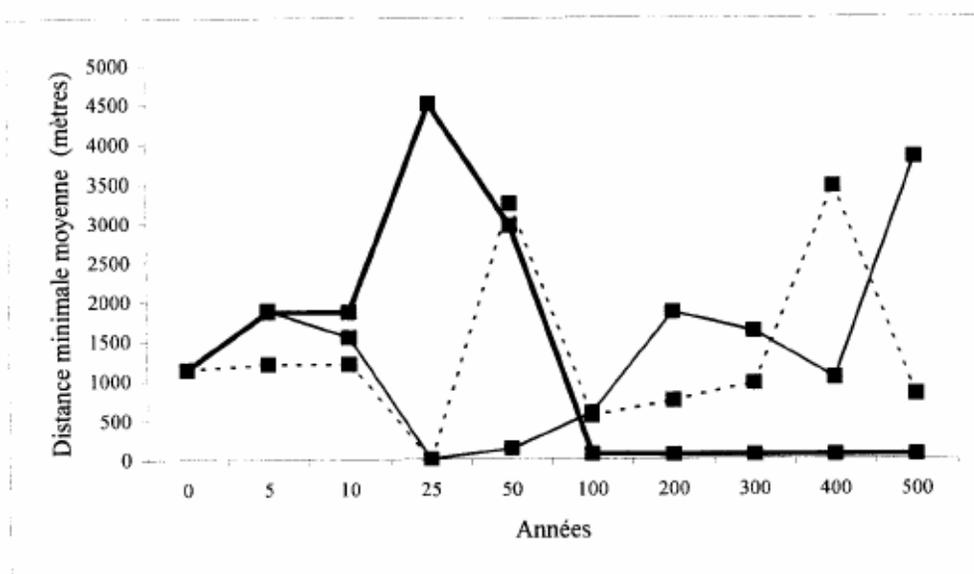


Figure 2.46: Évolution de la distance minimale moyenne dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (—■—) et révolution allongée (--■--) pour la martre d'Amérique (après l'inclusion du filtre spatial).

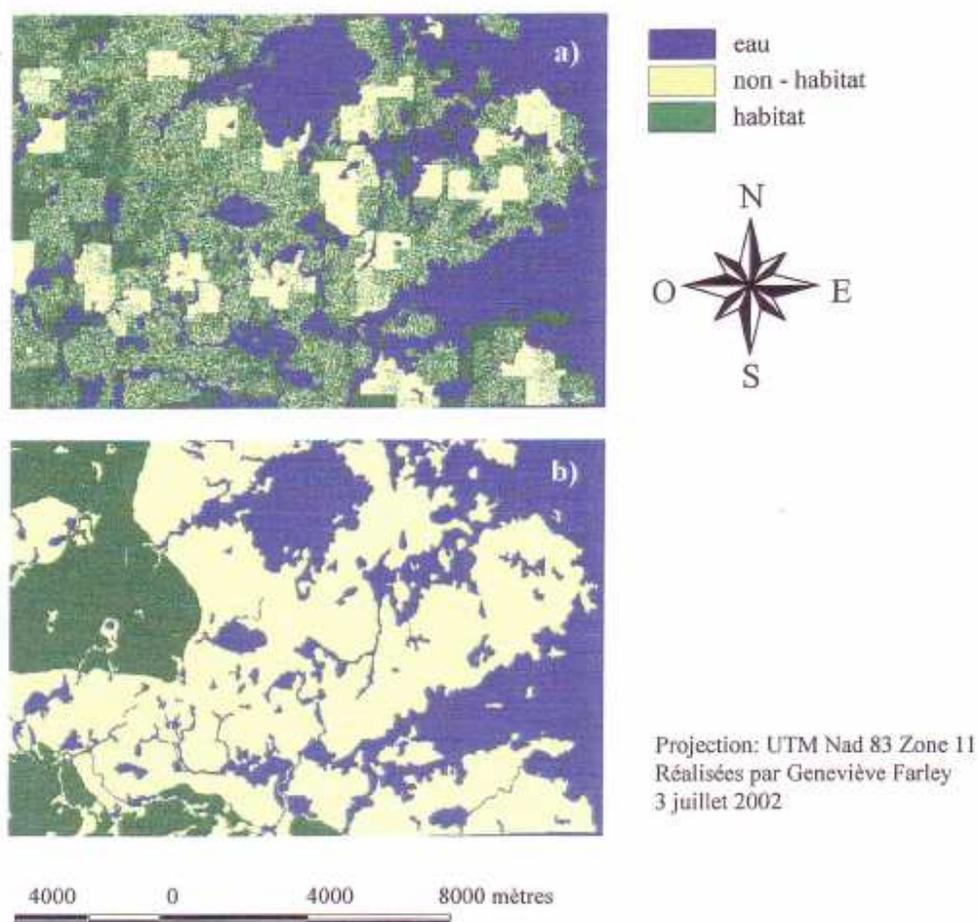


Figure 2.47: Représentation de l'habitat de la martre d'Amérique pour le scénario révolution basée sur le cycle des feux suivant 400 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial.

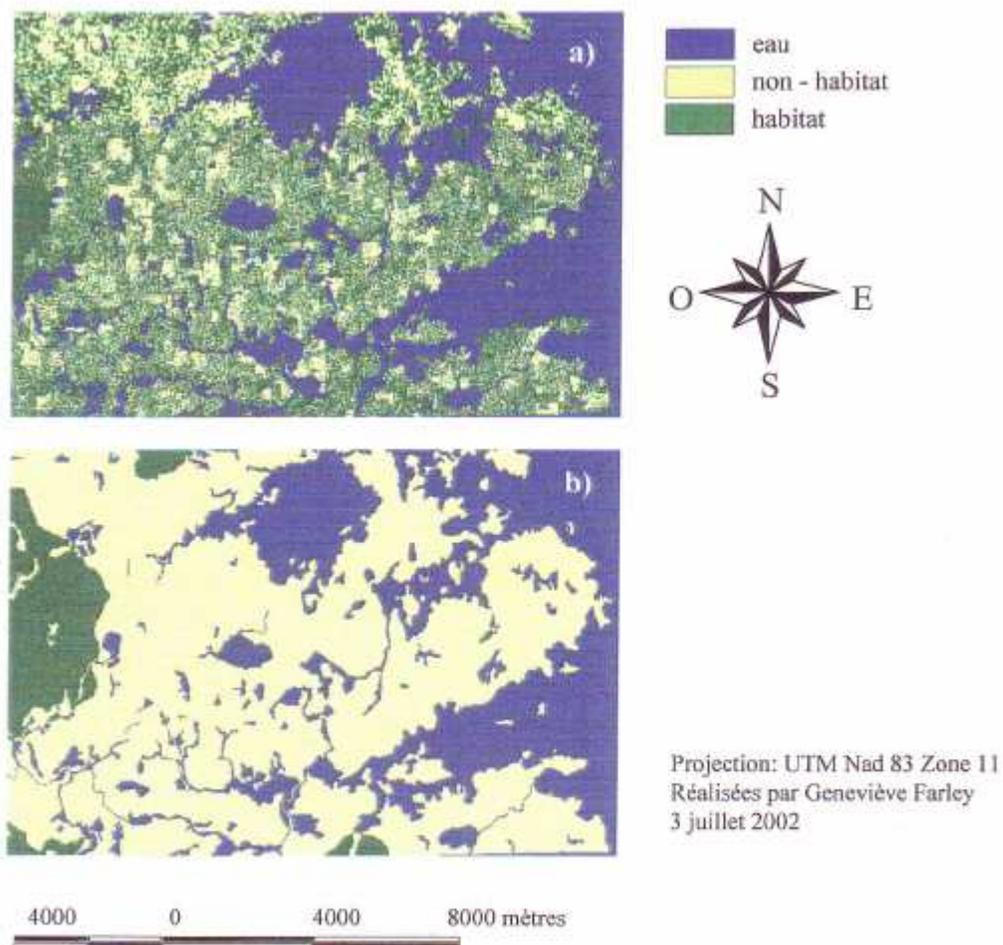


Figure 2.48: Représentation de l'habitat de la martre d'Amérique pour le scénario révolution allongée suivant 400 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial.

2.3.5 Grand pic

L'évolution temporelle de la superficie totale d'habitat du grand pic, avant l'inclusion de filtre spatial, est présentée à la figure 2.49. La courbe de l'évolution naturelle atteint de très faibles superficies totales d'habitat à partir de 200 ans tandis qu'au même moment, les deux scénarios de coupe maintiennent des superficies totales d'habitat de l'ordre de 4000 ha. Bien que les courbes observées par les deux scénarios de coupe soient très semblables, le scénario RA maintient des valeurs légèrement plus élevées que le scénario RCF (figure 2.49). La figure 2.50 présente les résultats après l'inclusion du filtre spatial. Il est à noter que les résultats concernant la courbe EN qui suit une pente plutôt descendante chutent à zéro à partir de 200 ans de simulation. Ce faisant, à compter de l'année 200, les résultats relatifs au scénario EN pour l'ensemble des statistiques spatiales mesurées après l'inclusion du filtre spatial, présentent des valeurs de zéro. Sur les deux cent premières années de simulation, les scénarios de coupe observent une tendance semblable à celle présentée par le scénario EN. La courbe RA est stable à de très faibles superficies totales d'habitat à partir de 300 ans. Le scénario RCF se démarque du scénario RA à partir de 200 ans. À ce moment, la courbe remonte pour se stabiliser à des superficies totales d'habitat de l'ordre de 2000 ha.

La figure 2.51 présente l'évolution du nombre de fragments avant l'inclusion du filtre spatial. La courbe de l'évolution naturelle maintient les plus petits nombres de fragments. Concernant les deux scénarios de coupe, le scénario RCF semble en équilibre à partir de 200 ans tandis que le scénario RA ne parvient pas à se stabiliser et atteint une fois de plus les valeurs les plus élevées. D'ailleurs, la cartographie de l'habitat du grand pic illustre clairement la différence entre les scénarios RA et RCF (figures 2.56 et 2.57). L'habitat est beaucoup plus dispersé pour le scénario RA (figure 2.57). Les résultats relatifs au nombre de fragments, après l'inclusion du filtre spatial, indiquent que les scénarios de coupe tendent à se stabiliser à partir de l'année 300 et contrairement à ce qui est observé pour les espèces précédentes, c'est le scénario RCF qui présente les valeurs les plus élevées (figure 2.52).

Pour ce qui est de la superficie moyenne des fragments d'habitat après l'inclusion du filtre spatial (figure 2.53), les courbes des scénarios de coupe présentent un patron similaire à celui de l'évolution naturelle. Les deux scénarios de coupe se stabilisent à partir de l'année 300. Le scénario RCF présente les superficies moyennes les plus grandes, légèrement supérieures à 100 ha, tandis qu'elles sont de l'ordre de moins de 20 ha pour le scénario RA.

L'évolution temporelle du ratio périmètre-superficie moyen après l'inclusion du filtre spatial est illustrée à la figure 2.54. Les courbes des trois scénarios sont presque identiques pour les cent premières années de simulation et cette similarité se poursuit jusqu'à 200 ans de simulation pour les deux scénarios de coupe. À ce moment, le scénario RCF se stabilise à un ratio approximatif de 50 m/ha. Quant au scénario RA, il demeure instable et présente les ratios les plus élevés.

La figure 2.55 expose les résultats pour la distance minimale moyenne entre les fragments après l'inclusion du filtre spatial. Comme pour la statistique précédente, le scénario RCF se stabilise à partir de 200 ans de simulation à des valeurs approximatives de 1250 m, tandis que le scénario RA reste instable et présente les distances minimales moyennes les plus grandes.

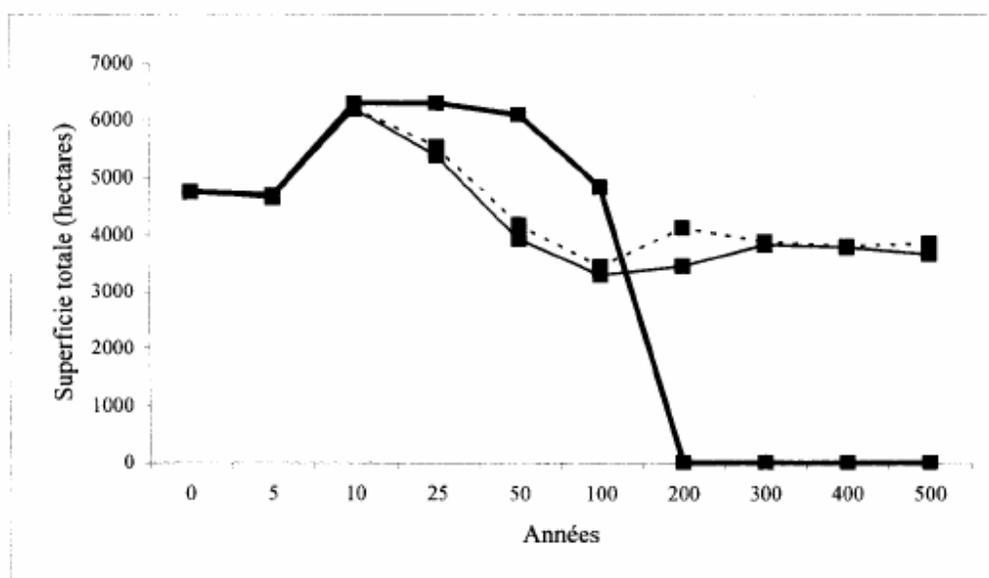


Figure 2.49: Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour le grand pic (avant l'inclusion du filtre spatial).

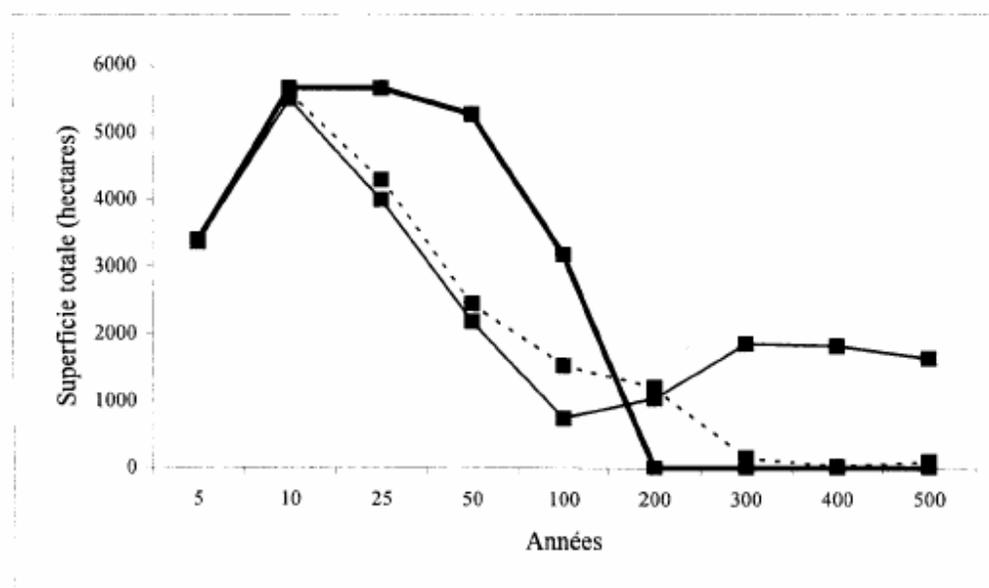


Figure 2.50: Évolution de la superficie totale dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour le grand pic (après l'inclusion du filtre spatial).

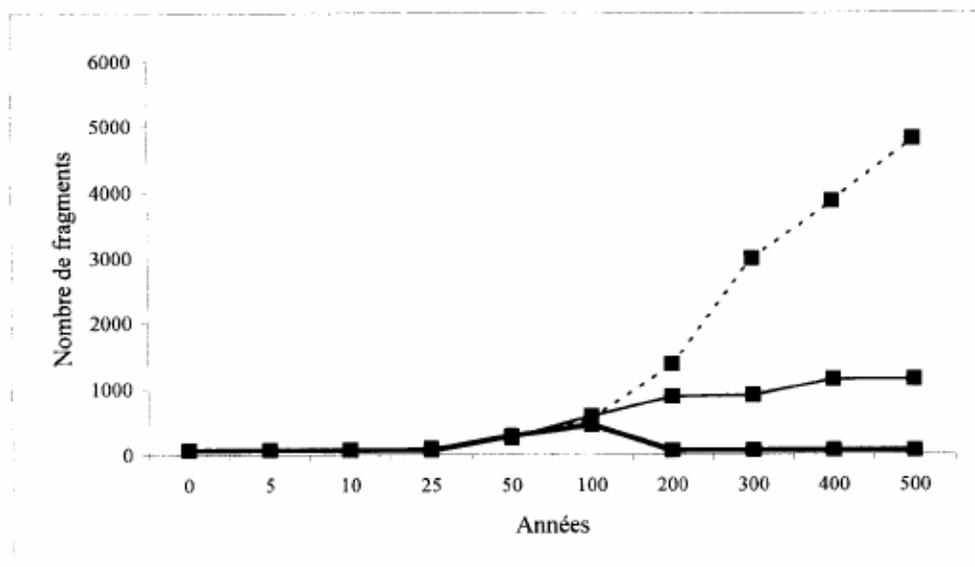


Figure 2.51: Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (—■) et révolution allongée (—■—) pour le grand pic (avant l'inclusion du filtre spatial).

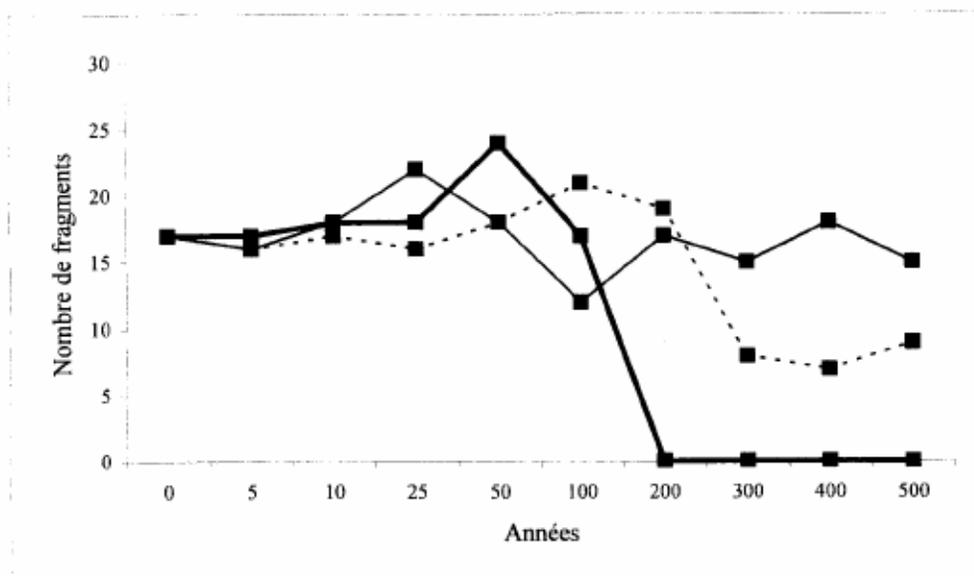


Figure 2.52: Évolution du nombre de fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (—■) et révolution allongée (—■—) pour le grand pic (après l'inclusion du filtre spatial).

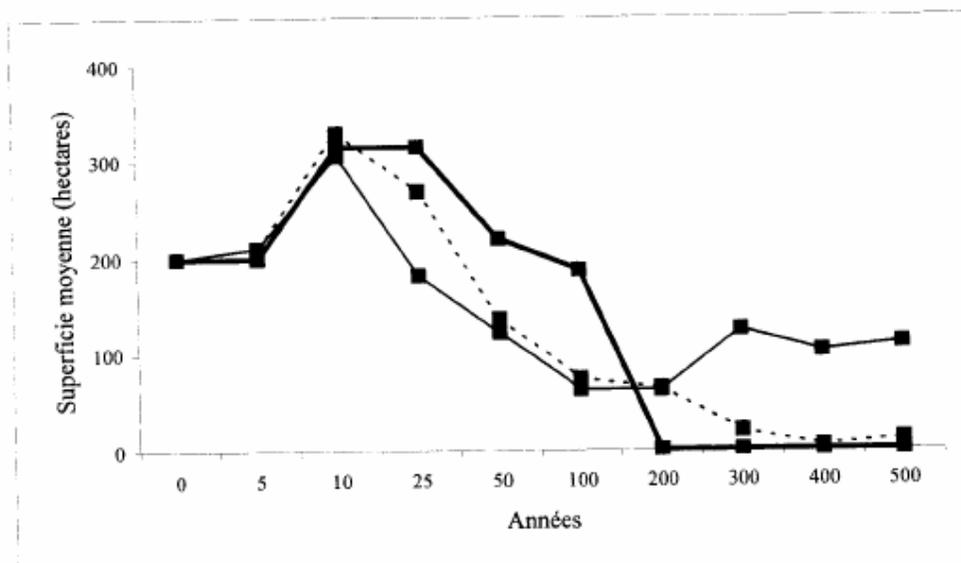


Figure 2.53: Évolution de la superficie moyenne des fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour le grand pic (après l'inclusion du filtre spatial).

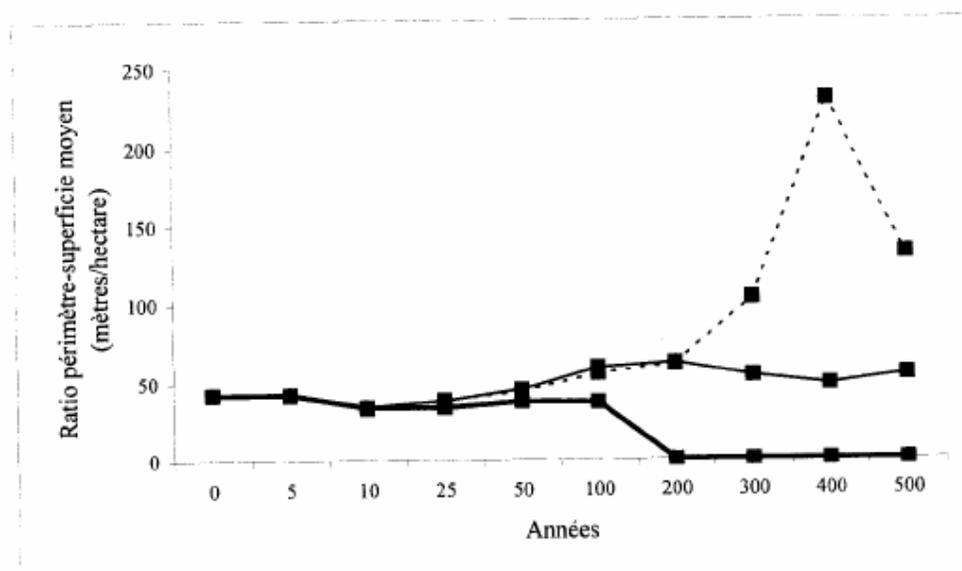


Figure 2.54: Évolution du ratio périmètre-superficie moyen des fragments dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (···■···) pour le grand pic (après l'inclusion du filtre spatial).

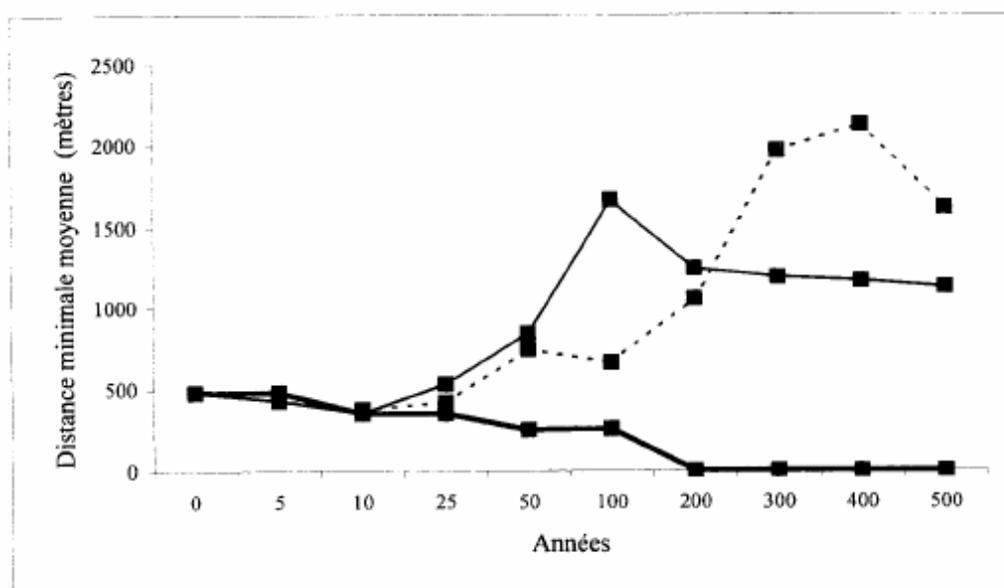


Figure 2.55: Évolution de la distance minimale moyenne dans le temps selon trois scénarios d'aménagement: évolution naturelle (—■—), révolution basée sur le cycle des feux (---■---) et révolution allongée (—■—) pour le grand pic (après l'inclusion du filtre spatial).

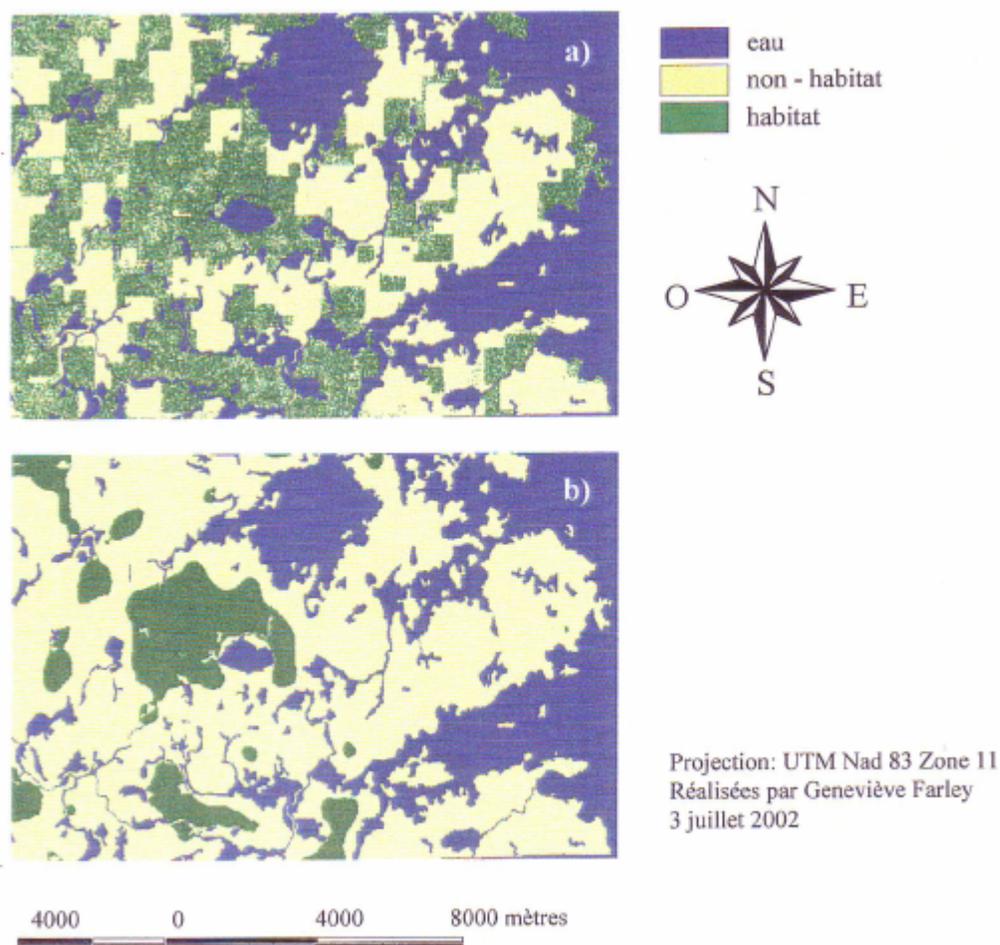


Figure 2.56: Représentation de l'habitat du grand pic pour le scénario révolution basée sur le cycle des feux suivant 400 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial.

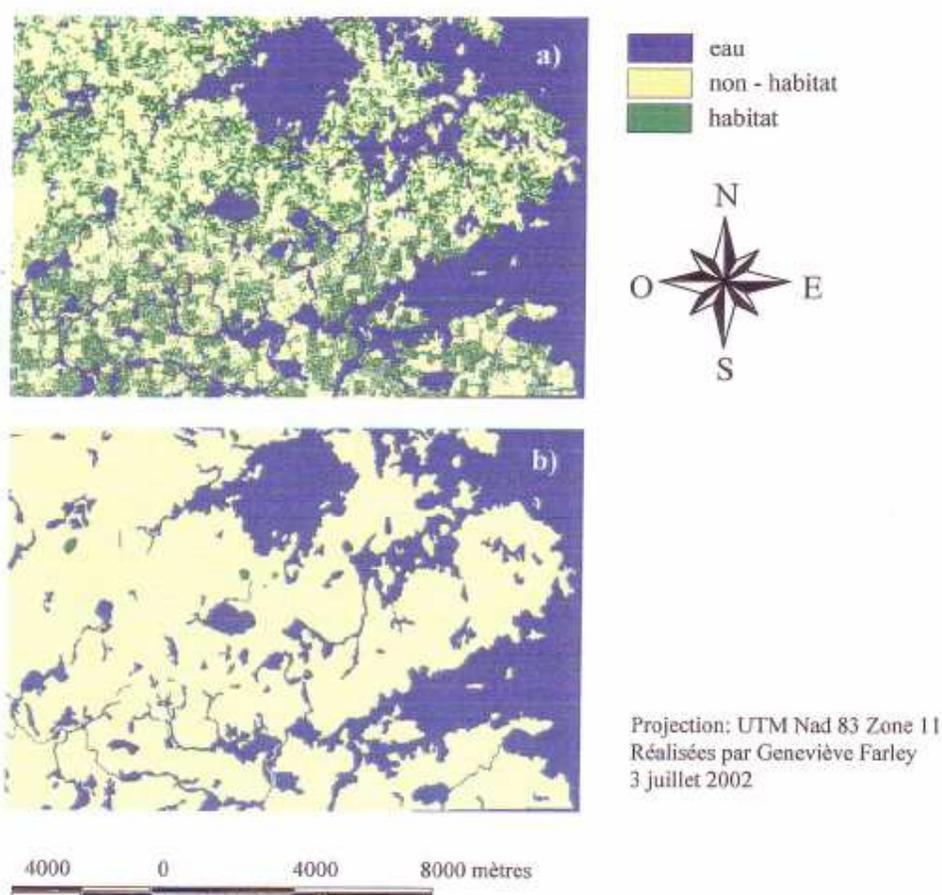


Figure 2.57: Représentation de l'habitat du grand pic pour le scénario révolution allongée suivant 400 ans de simulation a) avant l'inclusion du filtre spatial et b) après l'inclusion du filtre spatial.

2.4 Discussion

2.4.1 Vraisemblance des scénarios d'aménagement

Si l'on réfère aux comportements des scénarios de coupe observés (avant et après avoir introduit les exigences spatiales d'habitat des espèces) sur les figures représentant les superficies totales d'habitat laissées sur le territoire et ce, pour chacune des espèces indicatrices utilisées dans l'exercice d'intégration des conditions d'habitat (campagnol-à-dos-roux de Gapper, grimpereau brun, martre d'Amérique et grand pic), un certain équilibre est conservé à partir de 100 ou 200 ans. Le maintien des superficies totales d'habitat (forêts matures) dans le temps pour chacun des scénarios est à même d'indiquer que le modèle effectue bel et bien ce qui lui est demandé.

2.4.2 Réponses des espèces indicatrices aux scénarios d'aménagement

Pour l'ensemble des espèces indicatrices à l'étude, à l'exception du grand pic, la courbe de l'évolution naturelle sans perturbations (avant et après avoir introduit les exigences spatiales d'habitat des espèces) maintient les plus grandes superficies totales d'habitat avec des valeurs qui s'apparentent à la presque totalité de l'aire d'étude. Puisque les perturbations naturelles (feux, épidémies et chablis) sont absentes du modèle, les superficies totales d'habitat maintenues par le scénario EN sont surévaluées, surtout pour les espèces associées aux forêts à dominance de résineux. À l'inverse, en ce qui concerne le grand pic, la seule espèce associée aux forêts à dominance de feuillus, le scénario EN tend à sous-évaluer l'habitat disponible. Il est reconnu qu'après le passage d'une perturbation naturelle comme le feu, le site est dominé pour une centaine d'années par le peuplier faux-tremble, le bouleau blanc et l'épinette noire et présente une structure homogène (Dansereau et Bergeron, 1993; Bergeron et al., 2001). S'en suit un remplacement par des espèces tolérantes à l'ombre dont le sapin baumier, le cèdre blanc (*Thuja occidentalis*), l'épinette blanche et l'épinette noire et une structure d'âge de plus en plus hétérogène sur les cent prochaines années (Bergeron et al., 2001). Finalement, en absence de nouveaux feux de forêt, le système atteint une structure irrégulière et se maintient comme tel grâce à de nouveaux agents de perturbation dont les épidémies d'insectes et les chablis qui contribuent à y maintenir une certaine proportion de feuillus intolérants (Kneeshaw et Bergeron, 1998 dans Bergeron et al., 2001). Il est à noter qu'après une coupe, le système est ramené à la première phase de la succession forestière telle que décrite pour les feux où dominent les peuplements feuillus intolérants. Ainsi, contrairement à ce

que suggère le scénario EN, telle que décrite ci-dessus, la dynamique réelle de la forêt boréale mixte implique le renouvellement et le maintien des feuillus intolérants dans le système.

Lorsqu'on s'attarde à la superficie totale d'habitat et au nombre de fragments d'habitat, soient les deux statistiques spatiales qui ont été mesurées avant et après l'introduction des contraintes spatiales découlant de la proportion d'habitat à l'intérieur du domaine vital de chaque espèce (fenêtre mobile), les résultats suggèrent que les conditions d'habitat (voir l'appendice B) concernant les espèces employées comme indicateurs sont réalistes et fonctionnelles. Les résultats concernant la superficie totale d'habitat avant l'inclusion du filtre spatial nous ont indiqué, qu'après stabilisation des scénarios de coupe, le scénario RA maintenait les plus grandes superficies totales d'habitat et ce, pour les quatre espèces à l'étude. Pour des espèces comme le campagnol-à-dos-roux de Gapper et le grimpeur brun qui sont surtout associées à des forêts fermées à dominance résineuse, on pouvait s'attendre à ce qu'un scénario qui implique une révolution forestière allongée puisse maintenir plus d'habitat. Bien que les conditions d'habitat définies pour la martre d'Amérique n'aient pas été limitées à la prémisse voulant qu'elle soit uniquement associée aux forêts à dominance résineuse matures à surannées, compte tenu des conditions que nous avons imposées en termes d'habitat soit une préférence pour les forêts résineuses et mélangées qui présentent un minimum de couvert (supérieures à 30 ans) (appendice B), il est plausible que le scénario RA maintienne de plus grandes superficies totales d'habitat que le scénario RCF. Bien qu'on ait pu s'attendre à un résultat différent, compte tenu des conditions d'habitat formulées pour le grand pic, soit une préférence pour les forêts feuillues et mélangées de stade de développement mature à surannée, il demeure plausible que le scénario RA conserve légèrement plus d'habitats que le scénario RCF.

Il en va autrement lorsqu'on observe les résultats pour cette même statistique spatiale après l'inclusion du filtre spatial. Après stabilisation, on a pu observer que le scénario RCF maintenait les plus grandes superficies totales d'habitat pour chacune des espèces à l'étude. Ainsi, concernant les trois espèces qui préfèrent les forêts fermées à dominance résineuse (campagnol-à-dos-roux de Gapper, grimpeur brun et martre d'Amérique), lorsqu'on compare les résultats des différentes statistiques spatiales après stabilisation des scénarios de coupe, une tendance générale est observée. Toutes les statistiques spatiales favorisent le scénario RCF à l'exception de la distance minimale moyenne pour laquelle les résultats sont plus variables. Ainsi, pour ces trois espèces, le scénario RCF présente les plus grandes superficies totales d'habitat, les plus petits nombres de fragments, les plus grandes superficies moyennes des fragments et les ratios périmètre-superficie moyen les plus bas. Pour le grand pic, après stabilisation, le scénario RCF présente les superficies totales d'habitat et les superficies moyennes des

fragments d'habitat les plus grandes ainsi que les ratios périmètre-superficie moyens et les distances minimales moyennes entre les fragments les plus bas. Les nombres de fragments sont légèrement supérieurs pour le scénario RCF. De fait, puisque le scénario RCF maintient presque 2000 ha de superficie totale d'habitat de plus que le scénario RA, il est logique que le nombre de fragments soit supérieur.

Pour tenter d'expliquer les résultats opposés obtenus avant et après avoir introduit les exigences spatiales d'habitat des espèces (fenêtre mobile), il est important de référer à la statistique spatiale relative à la fragmentation de l'habitat. Les résultats avant l'inclusion du filtre spatial présentent les plus grands nombres de fragments pour le scénario RA bien que la quantité d'habitat soit légèrement plus grande pour le scénario RA que pour le scénario RCF avec un écart variant entre 0 et 200 ha pour un territoire forestier de l'ordre de 12 000 – 13 000 hectares. Les résultats concernant le nombre de fragments d'habitat indiquent que le scénario RA fragmente toutefois davantage la forêt que ne le fait le scénario RCF. Lorsqu'on s'attarde au nombre de fragments d'habitat après l'inclusion du filtre spatial, le scénario RA présente, une fois de plus, les nombres les plus élevés pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper, le grimpereau brun et la martre d'Amérique. Ainsi, les résultats obtenus avant et après avoir introduit les exigences spatiales d'habitat (fenêtre mobile) pour ces trois espèces confirment que le scénario RA présente un patron spatial plus fragmenté que le scénario RCF.

Une des raisons pouvant expliquer que les résultats de la superficie totale d'habitat après l'inclusion des exigences spatiales d'habitat des espèces favorisent, contre toute attente, le scénario RCF, peut être attribuable à la fragmentation du territoire induite par chacun des scénarios. Puisque le scénario RA impose de maintenir sur le territoire des forêts intactes plus longtemps et que de fait, il offre moins de marge de manœuvre que le scénario RCF, la forêt disponible pour la coupe dans ce contexte particulier est plus dispersée. Lorsqu'on observe les résultats pour le nombre de fragments, le scénario RA génère donc une mosaïque forestière où les forêts résineuses matures sont plus dispersées (figures 2.11, 2.18, 2.25 et 2.32). Étant donné la faible superficie du territoire à l'étude, la structure spatiale générée par le scénario RA disperse davantage les forêts matures que le scénario RCF, ce qui fait diminuer leur proportion au sein des domaines vitaux, diminuant par le fait même la proportion d'habitat après inclusion de cette contrainte spatiale (fenêtre mobile) dans nos scénarios d'aménagement. Le scénario RA a pour principal effet d'interdire temporairement la coupe sur une certaine partie du territoire forestier plus longtemps que le scénario RCF, ce qui lui conférerait moins de flexibilité dans la dispersion de sa stratégie de coupe sur le territoire. D'autant plus que les conditions initiales indiquent que la portion de territoire ayant atteint sa capacité d'exploitation maximale (forêt mature à dominance

de résineux) n'occupe qu'un peu plus du tiers du territoire disponible dans l'aire d'étude, ce qui limite l'application des stratégies d'aménagement sur le territoire et ce, notamment pour le scénario RA qui se veut plus contraignant. Cette faible marge de manœuvre, caractéristique du scénario RA, se traduit par une dispersion plus grande des superficies coupées et une fragmentation accrue des habitats matures puisqu'une plus grande proportion de territoire doit être visitée pour atteindre et disposer de la structure d'âge demandée. Une fois établie, il est difficile de se défaire de la structure spatiale créée par une perturbation (coupe forestière par exemple) dont la répartition spatiale est dispersée, sans avoir recours à un assouplissement des contraintes utilisées (réduction du taux annuel de récolte ou de l'âge minimum pour être éligible à la coupe) (Wallin, Swanson et Marks, 1994). Donc, même si le scénario RA est habilité à maintenir plus de forêts matures et surannées, comme elles sont plus petites et plus étalées sur le territoire, cela peut faire en sorte qu'en bout de ligne, le scénario RCF offre de meilleures conditions d'habitat pour plusieurs espèces fauniques et ce, pour un taux de récolte de 0,65%.

2.4.2.1 Réduction du taux annuel de récolte

Il importe de réaliser qu'un scénario à révolution allongée comme le scénario RA impose au territoire, une structure d'âge étendue par rapport à une révolution conventionnelle (100 ans) liée à une baisse du taux annuel de récolte. Pour le scénario RA, la distribution des classes d'âge est conçue afin de préserver plus de vieilles forêts sur le territoire tandis que pour le scénario RCF, la structure des classes d'âge est projetée et normalisée à l'échelle temporelle de la révolution. Le choix de réduire le taux annuel de récolte de 1% à 0,65%, bien que justifié par l'âge moyen de la mosaïque forestière résultant du cycle des feux en Abitibi Ouest (Bergeron et al., 2001), a conduit pour le scénario RCF, à un assouplissement des transformations du couvert forestier par rapport à un scénario de normalisation de la structure d'âge pour une révolution de 100 ans. Bien que nous ayons appliqué le même taux annuel de récolte à chacun des scénarios, y compris au scénario de normalisation de la structure d'âge de façon à produire un scénario qui s'apparente à l'âge moyen de la mosaïque forestière laissée par les feux (RCF), il semble, dans le présent cas, qu'un même taux annuel de récolte (0,65%) puisse avoir affecté le prélèvement de forêt de façon inégale pour chacun des scénarios de coupe. Ce qui a eu pour principal effet d'atténuer les différences quant à la structure des classes d'âge de chacun des scénarios de façon à tempérer les écarts potentiels qu'on aurait pu observer entre ces deux scénarios de coupe (Fall et al., soumis). Dans la mesure où l'on souhaite comparer des scénarios à révolution allongée tel le scénario RA avec le schéma d'aménagement appliqué actuellement en forêt boréale, il serait important d'intégrer le scénario de normalisation défini par une révolution forestière de 100 ans avec

un taux annuel de récolte de 1%. En pratique, certains territoires évitent la coupe puisqu'ils sont non accessibles ou encore puisque les forêts rencontrées sont improductives, ce qui se traduit par un taux annuel de récolte réel pouvant être légèrement inférieur à 1%. Il demeure toutefois important d'inclure le scénario de normalisation de la structure d'âge proposé par la littérature (Bergeron et al., 1999) et ce, puisqu'à l'heure actuelle, au Québec, la planification forestière projette la coupe sur une révolution de 100 ans à un taux annuel de récolte espéré de 1%.

2.4.2.2 Le rôle des perturbations naturelles

Fall et al. (soumis) ont simulé les scénarios RCF et RA, pour la région de la Mauricie couvrant approximativement 3,5 millions d'hectares de forêt boréale, avec et sans la présence des incendies de forêt, utilisant un taux annuel de récolte de 0,65%. Ils ont comparé les résultats sur la base des structures d'âge obtenues. Les résultats ont montré des baisses importantes pour les classes d'âge associées aux vieilles forêts lorsque le scénario RCF et les feux étaient appliqués simultanément sur le territoire (Fall et al., soumis). Par ailleurs, la simulation des feux combinée au scénario RA permettait d'apprécier le potentiel de ce scénario pour maintenir plus de vieilles forêts dans le système (Fall et al., soumis). Il est à noter qu'il y avait beaucoup moins d'écarts entre les scénarios RCF et RA concernant les structures d'âge obtenues lorsque les feux étaient absents du système. Ainsi, pour la région d'étude de l'Abitibi, l'intégration des feux dans les simulations aurait probablement contribué à mieux évaluer les effets respectifs de ces deux scénarios sur la structure d'âge des forêts et la disponibilité d'habitat pour la faune.

2.4.2.3 Les conditions d'habitat

Finalement, les conditions d'habitat formulées (appendice B) pour le campagnol-à-dos-roux de Gapper et le grimpeur brun imposaient qu'une structure d'âge mature (60 ans et plus) soit présente au sein des mosaïques forestières aménagées. Par contre, aucun poids n'était accordé de façon à distinguer les forêts de 60 ans et plus, de 120 ans et plus ou de 200 ans et plus et ce, étant donné qu'aucune de ces espèces ne sont, dans l'Est de l'Amérique, étroitement associées aux plus vieux stades de développement. Les contraintes spatiales liées aux conditions d'habitat de nos espèces ayant été construites pour rendre compte, avec le plus de réalisme possible, leurs besoins en matière d'habitat,

nous n'avons pu trouver dans la littérature consultée d'informations justifiant de différencier les forêts, une fois matures, selon diverses classes d'âge.

2.4.2.4 Validation des composantes spatiales de l'habitat

Concernant les conditions d'habitat utilisées pour comparer les scénarios de coupe, celles-ci n'ont pas fait l'objet d'une validation sur le terrain. Il serait essentiel d'effectuer ces validations ultérieurement puisque le fait de classer certaines portions du territoire en tant qu'habitat n'assure pas la présence ou l'absence d'un animal sur un territoire. Ainsi, un animal peut être absent d'une zone identifiée comme habitat (erreur de type I) ou encore figurer dans une zone qualifiée par un habitat plutôt médiocre (erreur de type II) (Morrisson, Marcot et Mannan, 1992) d'où l'intérêt de valider le modèle et de mesurer l'importance de chacune de ces erreurs. Il importe donc de recourir à des données empiriques sur la distribution des espèces pour effectuer la validation du modèle. Ces données peuvent provenir de diverses sources incluant les inventaires de terrains, le positionnement par satellite, les registres gouvernementaux (chasse et piégeage) (Carroll, Noss et Paquet, 2001), etc. De tels travaux de terrain n'étant pas possibles dans le cadre de cette recherche.

2.4.2.5 Les conditions initiales du paysage et leur empreinte sur la structure spatiale des mosaïques forestières

Que dire des résultats statistiques pour les premiers 100 ans de la série temporelle? De façon générale, la tendance que présentent les scénarios de coupe sur les cinquante ou les cent premières années de simulation s'explique par la courbe de l'évolution naturelle de la forêt. Les résultats ont démontré une certaine similarité entre la tendance présentée par les scénarios de coupe et celle illustrée par la courbe EN. C'est donc dire que cette section de la série temporelle (0 à plus ou moins 100 ans) dépend des conditions initiales de la forêt.

En regard des conditions d'habitat sélectionnées et intégrées pour chacune des espèces à l'étude, l'héritage des conditions passées de l'aire d'étude (perturbations) persiste et détermine la structure spatiale du territoire. D'après Morin et al. (1993) dans Bergeron et Harvey (1997), la forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet a subi plusieurs attaques subséquentes par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) (*Choristoneura fumiferana*) au cours du XX^e siècle (1919

à 1929, 1930 à 1950 et 1970 à 1979). D'ailleurs, lors du dernier épisode de TBE, un peu plus de la moitié des sapins baumiers d'un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) supérieur à 5 cm ont été tués (Bergeron et al., 1995 dans Bergeron et Harvey, 1997). Ainsi, les ouvertures créées en sapinière à la suite des épisodes de TBE, notamment du plus récent combinées aux activités d'exploitation forestière à grande échelle à partir des années soixante-dix (Harvey et Bergeron, 1989 dans Dansereau et Bergeron, 1993) ont certainement marqué la structure spatiale du territoire. Puis de 100 à 500 ans, les tendances divergent car chacun des scénarios de coupe crée sa propre structure spatiale. Lorsqu'on observe les résultats obtenus pour l'ensemble des statistiques spatiales et ce, pour la majorité des espèces à l'étude, les trajectoires de chacun des scénarios se différencient plus clairement après 25 ans de simulation. Avant cela, bien que les trajectoires ne soient pas parfaitement identiques, les différences observées semblent négligeables. Ainsi, les résultats corroborent l'importance d'effectuer des simulations sur un long horizon temporel. Actuellement, la gestion des forêts est planifiée pour un maximum de 25 ans. Étant donné que l'empreinte de la structure spatiale laissée par chacun des scénarios de coupe commence à s'observer suivant les vingt-cinq premières années de simulation, il s'avère important de planifier l'aménagement forestier à plus long terme.

2.4.3 Perspectives d'avenir

Notre démarche se voulait exploratoire. Bien que le cadre dans lequel a été appliqué le modèle comporte des limites (petite aire d'étude et absence de simulation des perturbations naturelles), la vraisemblance des résultats nous rassurent sur la validité des simulations de scénarios de coupe ainsi que sur les modifications de ces scénarios après inclusion des contraintes liées aux exigences d'habitat de nos espèces indicatrices. Ce faisant, notre principal objectif qui consistait à développer et expérimenter un outil permettant de comparer des scénarios d'aménagement forestier a tout de même été atteint.

Afin de mieux évaluer le prototype et d'offrir un cadre d'application qui permettra à chacun des scénarios de coupe à l'étude d'être pleinement atteint, il serait plus approprié de reprendre les analyses effectuées pour un territoire correspondant à l'échelle spatiale du paysage tel celui de la Mauricie (environ 3,5 millions d'hectares) utilisé par Fall et al. (soumis). Actuellement, peu d'approches d'intégration des indicateurs d'aménagement forestier durable tiennent compte de la dynamique des perturbations naturelles (chablis, épidémies d'insectes, feux, etc.). Le feu et l'aménagement forestier agissant simultanément sur le couvert forestier, il serait important d'intégrer les perturbations

naturelles dans l'aménagement des territoires. D'autant plus que SELES-Abitibi (Fall et al., soumis) permet la simulation des feux sur le territoire. Puisque les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette constituent un agent important de la dynamique en forêt boréale notamment en sapinière boréale mixte, son intégration dans les futurs modèles serait la bienvenue. L'utilisation d'une grande aire d'étude permettrait de considérer les effets conjoints et interactifs des perturbations naturelles et anthropiques sur la dynamique des écosystèmes forestiers dont la diversité biologique. Elle permettrait également d'intégrer des espèces à grands domaines vitaux. Plusieurs des espèces indicatrices sélectionnées au chapitre I présentaient des domaines vitaux consistant en quelques milliers d'hectares de territoire (appendice B). L'intégration des conditions d'habitat pour l'autour des palombes, l'ours noir, le lynx du Canada, l'orignal et le loup gris doit s'effectuer à l'échelle du paysage.

Dans le développement d'un système d'aide à la décision visant à comparer des scénarios de coupe sur la base du maintien d'habitat pour certaines espèces fauniques, il est impératif de valider les indices de qualité d'habitat des espèces cibles visées. Sur cette base, il nous sera possible d'améliorer les conditions d'habitat formulées et ainsi, de s'assurer qu'un tel modèle permettra bel et bien de contribuer au maintien des espèces à l'étude dans l'écosystème. Puisque des conditions d'habitat ont été formulées pour quatorze espèces fauniques (appendice B), de façon à représenter la majorité des combinaisons d'habitat et des effets possibles de la coupe sur les habitats fauniques, l'intégration de toutes ces conditions d'habitat devrait être envisagée. Cette intégration permettrait d'effectuer une évaluation globale des effets potentiels des scénarios de coupe sur la disponibilité d'habitat pour la faune. L'on pourrait très bien effectuer une superposition des cartes d'habitat pour chacune des espèces afin d'identifier les zones à haut potentiel d'habitat soit des portions de territoire qui favorisent plusieurs espèces à la fois et qui méritent d'être conservées (Carroll, Noss et Paquet, 2001). Toujours dans un but de conservation, certains outils peuvent nous permettre d'identifier les fragments qui maintiennent le réseau de connectivité et sans lesquels, le territoire deviendrait moins favorable au maintien de certaines espèces.

Depuis quelques années, de nouveaux scénarios d'aménagement, tel le zonage, sont proposés afin de concilier des besoins d'extraction de la matière ligneuse et de maintien de la diversité biologique. La triade (Hunter, 1990; Messier et Kneeshaw, 1999) propose trois zones d'aménagement distinctes. La première est située à proximité de l'industrie forestière. Elle couvre environ 15% du territoire et on y effectue de l'aménagement intensif. La deuxième zone occupe approximativement 70% du territoire. Ce territoire est soumis à un aménagement extensif qui permet de considérer conjointement les besoins en matière ligneuse et les besoins de la faune. Concernant la dernière zone, elle est destinée à la

conservation. Aucune coupe forestière ne peut y être effectuée. Cette zone qui couvre environ 15% du territoire tout comme la zone d'aménagement intensif permet de garder des témoins de la forêt naturelle et de sa dynamique sur le territoire. D'ajouter de tels scénarios d'aménagement permettrait aux gestionnaires des forêts de se rapprocher des objectifs d'aménagement durable de la forêt boréale.

2.5 Conclusion

Afin de comparer différents scénarios de coupe forestière quant au maintien dans le temps et dans l'espace d'habitat pour certaines espèces fauniques, il importe de développer des outils d'aide à la décision performants pouvant être utilisés par les responsables de la planification de l'aménagement sur les terres publiques. À l'aide d'outils de simulation tel SELES/Abitibi (Fall et al., soumis) couplés à des systèmes d'information géographique comme ArcView (ESRI, 1998), nous avons développé une démarche permettant 1) d'opérationnaliser spatialement les conditions d'habitat propres à certaines espèces animales et 2) d'évaluer, à l'aide de statistiques spatiales, le potentiel présent et futur de deux scénarios de coupe à préserver l'habitat faunique desdites espèces. Les résultats ont confirmé d'une part, que les outils de scénarisation effectuent bel et bien ce qui leur est demandé sur le territoire et d'autre part, que les conditions d'habitat formulées sont réalistes. Par contre, concernant la comparaison des scénarios de coupe, les résultats, à première vue, surprenants, ont démontré que le scénario RCF, à révolution équivalente au cycle des feux (taux de récolte de 0,65%), s'avérait plus apte à maintenir l'habitat d'espèces généralement associées à des forêts fermées matures à surannées que le scénario RA, à révolution allongée. La superficie limitée du territoire d'étude (environ 12 000 – 13 000 ha) ne permettait pas une grande flexibilité dans la répartition des coupes avec le scénario RA et représente le principal facteur associé à ce résultat inusité. En effet, avec ce scénario, de faibles superficies de forêts matures d'un seul tenant étaient récoltées dans le paysage contribuant ainsi à disperser les forêts matures d'où les résultats plus faibles obtenus avec le scénario RA. De modifier le cadre d'application des scénarios de coupe permettrait aux deux scénarios de démontrer leurs capacités respectives dans un contexte qui s'approche de la dynamique naturelle des écosystèmes boréaux et où la gestion à l'échelle du paysage est réellement envisageable.

Le modèle développé se veut un prototype. Il s'agit d'une première étape dans la mise sur pied d'un système d'aide à la décision pour effectuer l'aménagement durable de la forêt boréale quant au maintien de la diversité biologique. De modifier le cadre dans lequel ont été appliqués les scénarios de coupe permettrait d'offrir des conditions optimales à l'application des scénarios sur le territoire et ainsi

d'améliorer le modèle. De par l'utilisation des systèmes d'information géographique pour intégrer 1) les conditions d'habitat comme indicateurs de la diversité biologique ainsi que 2) la composante spatiale correspondant à la taille du domaine vital de chaque espèce à l'étude (fenêtre mobile), le prototype développé présente beaucoup de flexibilité. Ainsi, les conditions d'habitat choisies et les tailles des domaines vitaux pourront aisément être adaptées en fonction des nouvelles recherches portant sur les besoins en matière d'habitat des diverses espèces fauniques utilisées.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Depuis quelques années, il est reconnu que l'aménagement des territoires forestiers nécessite la collaboration des domaines de la recherche et de la gestion en mettant en interaction divers champs disciplinaires à la forêt (Hanley, 1994). L'aménagement durable d'une forêt exige de considérer tous les aspects du développement durable tant du point de vue écologique que social et économique. C'est dans ce contexte que pourront être développées des pratiques d'aménagement viables à long terme (Yamasaki et al., soumis). Un aménagement durable implique également de considérer l'humain comme partie intégrante de l'écosystème (Bunnell, 1997). À ce titre, il importe de tenir compte de ses besoins ainsi que des effets de ses décisions et de ses actions sur les écosystèmes forestiers. Afin d'évaluer les conséquences potentielles de diverses stratégies d'aménagement sur le territoire, le développement d'outils d'aide à la décision s'avère être une avenue prometteuse. De tels outils permettent de considérer les conséquences de plusieurs stratégies d'aménagement avant leur application réelle sur le territoire.

Dans l'optique du développement d'un système d'aide à la décision, nous avons élaboré une démarche permettant de considérer certains aspects de la diversité biologique dans le choix des scénarios de coupe forestière à appliquer sur le territoire. Plus particulièrement, nous avons développé une démarche permettant de comparer divers scénarios de coupe quant au maintien, dans le temps et dans l'espace, d'habitats disponibles pour certaines espèces fauniques. Les principaux objectifs que nous nous sommes fixés dans cette étude étaient: 1) d'expliquer et de schématiser le fonctionnement d'un écosystème forestier ainsi que les principaux effets des perturbations naturelles et anthropiques sur la diversité biologique et ce, à plusieurs échelles spatio-temporelles, 2) de sélectionner des espèces fauniques et de déterminer les indicateurs de la diversité biologique et les principales composantes cartographiques des peuplements forestiers pouvant être utilisés comme indicateur du maintien de l'habitat propre à certaines espèces fauniques et finalement 3) d'intégrer ces composantes d'habitat à l'aide d'outils géomatiques pour développer des indicateurs spatialement explicites de façon à évaluer la capacité de nos scénarios d'aménagement à maintenir la diversité biologique.

Pour ce faire, la méthodologie utilisée s'est appuyée sur les principes de la modélisation conceptuelle. Nous avons établi les liens entre les perturbations naturelles, les perturbations anthropiques (coupe forestière) et les indicateurs de la diversité biologique proposés par Kneeshaw et al. (2000) de façon à identifier les principaux effets des perturbations selon trois échelles spatio-temporelles d'observation (peuplement, bassin versant et paysage). Parallèlement, à partir de la littérature disponible, nous avons dressé une liste d'espèces représentatives de la diversité biologique susceptibles d'être affectées par l'aménagement forestier en forêts boréales. Par la taille de leur domaine vital, ces espèces devaient couvrir les trois échelles spatio-temporelles (peuplement, bassin versant et paysage) abordées dans cette étude. Nous avons, par la suite, formulé les besoins en habitat de chacune de ces espèces et les avons traduit dans un contexte spatial (domaines vitaux) pouvant fournir une information de nature cartographique sur les exigences de chaque espèce. Finalement, ce qui confère l'originalité à la démarche renvoie à l'intégration géomatique des conditions d'habitat à l'échelle de perception de l'habitat des espèces cibles en utilisant le domaine vital de ces dernières comme échelle de résolution. Sur cette base, nous avons comparé les effets des scénarios sur la disponibilité d'habitat pour la faune sur un territoire de référence, la Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet en Abitibi. Nous nous sommes ensuite servi de diverses statistiques spatiales du paysage (superficie totale, nombre de fragments, superficies moyennes des fragments, ratio périmètre-superficie moyen et distance minimale moyenne) pour interpréter les résultats des scénarios d'aménagement et de l'évolution de la disponibilité d'habitat pour nos espèces indicatrices sur un horizon temporel de 500 ans, soit deux à trois révolutions selon le scénario.

Les résultats indiquent que le modèle simule adéquatement les scénarios qui lui sont demandés sur le territoire. Les résultats de la modélisation, une fois que l'on inclut le filtre spatial (fenêtre mobile), indiquent que le scénario RCF est plus apte à maintenir de l'habitat des différentes espèces fauniques que le scénario à révolution allongée. Enfin, bien que le modèle expérimental développé semble adéquat, certaines modifications au cadre à partir duquel le modèle fut appliqué pourraient améliorer l'analyse comparative de ces scénarios:

1. L'utilisation d'une aire d'étude d'une superficie supérieure à 100 000 ha pour éviter l'effet des contingences spatiales de dispersion des coupes discuté plus haut.

2. L'intégration du scénario de normalisation de la structure d'âge (révolution de 100 ans avec un taux annuel de récolte de 1%), ce qui s'apparente à la situation actuelle en forêt boréale québécoise et qui pourrait mieux rendre compte des différences entre l'aménagement conventionnel et des scénarios à révolution allongée tels celui de RA.
3. L'inclusion d'une contrainte spatiale de proximité pour le scénario RA imposant que les forêts matures à surannées soient spatialement adjacentes de façon à créer des zones de vieilles forêts.
4. L'inclusion de la simulation des feux sur le territoire afin d'évaluer les conséquences de l'action conjointe des perturbations naturelles et de la coupe forestière sur l'habitat faunique.

La mise en place d'un système d'aide à la décision pour effectuer un aménagement durable de la forêt boréale doit incorporer l'ensemble des considérations écologiques, sociales et économiques associées dans le choix des stratégies d'aménagement à appliquer sur le territoire. Certes, l'industrie forestière doit demeurer rentable mais cette viabilité économique doit être envisagée à long terme afin d'assurer une quantité suffisante de matière ligneuse aux générations futures. Parallèlement, les fonctions essentielles des écosystèmes se doivent d'être maintenues (Bergeron et al., 1999) et il importe de considérer les nombreux intérêts, souvent conflictuels, associés à la forêt. Bien que pendant longtemps, des modèles spatiaux d'optimisation économique de la production de bois ont servi à assister la gestion et l'aménagement des forêts (Naesset, 1997), avec l'avènement de nouveaux concepts tels l'aménagement écosystémique et la gestion intégrée des ressources, de nouveaux modèles doivent être développés et ce, afin de considérer les préoccupations écologiques et sociales entourant l'aménagement forestier. De fait, l'intégration des préoccupations écologiques et sociales implique la prise en compte de multiples échelles spatiales et temporelles. Le modèle développé dans le présent chapitre s'inscrit dans ce contexte. Ledit modèle a permis d'intégrer des préoccupations de diversité biologique, au moyen d'indicateurs fauniques, de façon à évaluer spatialement et temporellement, le potentiel de deux scénarios de coupe à maintenir de l'habitat pour la faune. L'utilisation d'une fenêtre mobile a permis d'intégrer les exigences spatiales d'habitat des espèces à l'étude, un aspect, de plus en plus reconnu au sein de la littérature en écologie, comme étant déterminant dans la sélection de l'habitat par les espèces animales (Drapeau, communication personnelle). Le développement d'outils capables de fournir une information de qualité sur les implications écologiques, économiques et sociales est de mise afin de prendre des décisions éclairées en ce qui concerne l'aménagement des forêts. Le statut public de la majorité des terres forestières québécoises exige de la transparence de la

part des gestionnaires et l'implication de la population dans les choix qui détermineront l'état futur des forêts boréales du Québec.

APPENDICE A

NOMS LATINS DES ESPÈCES FAUNIQUES UTILISÉES POUR
LA FORMULATION DES CONDITIONS D'HABITAT

Autour des palombes (*Accipiter gentilis*)

Campagnol-à-dos-roux de Gapper (*Clethrionomys gapperi*)

Chouette rayée (*Strix varia*)

Gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*)

Grand pic (*Dryocopus pileatus*)

Grand polatouche (*Glaucomys sabrinus*)

Grimpereau brun (*Certhia americana*)

Lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*)

Loup gris (*Canis lupus*)

Lynx du Canada (*Lynx canadensis*)

Martre d'Amérique (*Martes americana*)

Orignal (*Alces alces*)

Ours noir (*Ursus americanus*)

APPENDICE B

LISTE DES BESOINS D'HABITAT PAR ESPÈCE

OISEAUX

1. Grimpereau brun

Taille du domaine vital: environ 4 ha pour un couple

[C (R et/ou MR) et SA (Ma et/ou Su)]

2. Gélinotte huppée

Taille du domaine vital: environ 20 ha pour un couple

Aire de tambourinage, de nidification et d'alimentation hivernale

[C (F et/ou MF et/ou MR) et SA (Ma et/ou Su)]

Aire d'élevage des couvées

[C (F et/ou MF) et SA (4 à 15 ans)]

Couvert de protection hivernale

[C (R et/ou MR) et SA (Ma et/ou Su)]

3. Grand pic

Taille du domaine vital: 200 ha pour un couple

[C (F et/ou MF et/ou MR) et SA (MA et/ou SU)]

4. Chouette rayée

Taille du domaine vital: environ 185 ha pour un couple

[(F et/ou MF) et SA (Ma et/ou Su)]

5. Autour des palombes

Taille du domaine vital: environ 2000 ha pour un couple

[C (F et/ou MF) et SA (Ma et/ou Su)]

MAMMIFÈRES

6. Campagnol-à-dos-roux de Gapper

Taille du domaine vital: environ 1 ha pour un individu

[C (R et/ou MR et/ou MF) et SA (Ma et/ou Su) et H (Mé et/ou Hu)]

7. Grand polatouche

Taille du domaine vital: environ 2 ha pour un individu

[C (R et/ou MR et/ou MF) et SA (Ma et/ou Su)]

8. Lièvre d'Amérique

Taille du domaine vital: environ 10 ha pour un individu

[C (MR et/ou MF) et SA (10 à 40 ans)]

9. Martre d'Amérique

Taille du domaine vital: 1000 ha pour un individu

[C (R et/ou MR et/ou MF) et SA (supérieure ou égale à 30 ans)]

10. Ours Noir

Taille du domaine vital: environ 1200 ha pour un individu

Aire d'alimentation printanière

[C (F et/ou MF) et SA (supérieure ou égale à 20 ans)] et/ou [ZR inférieure ou égale à 600 m et/ou TH]

Aire d'alimentation estivale et automnale

[C (F et/ou MF et/ou MR et/ou R) et SA (5 à 20 ans)]

Couvert de protection

[C (F et/ou MF et/ou MR et/ou R) et SA (Ma et/ou Su)]

Pourcentage de chacun des trois types d'habitats à maintenir dans le domaine vital.

Aire d'alimentation printanière

Proportion Valeur d'habitat

<15% faible

> ou = 15% bonne

Aire d'alimentation estivale et automnale

Proportion Valeur d'habitat

<25% faible

25-50% bonne

>50% élevée

Couvert de protection

Proportion Valeur d'habitat

<35% faible

35-65% bonne

>65% élevée

11. Lynx du Canada

Taille du domaine vital: environ 3000 ha pour un individu

Aire d'alimentation

[C (MF et/ou MR) et SA (10 à 40 ans)]

Aire de mise bas et couvert de protection

[C (R et/ou MR) et SA (Ma et/ou Su)]

12. Orignal

Taille du domaine vital: 4000 ha pour un individu

Brout

[C (F et/ou MF et/ou MR) et SA (15 à 89 ans)]

Couvert de protection

[C (R) et SA (MA et/ou SU)]

Alimentation aquatique

[ZR inférieure ou égale 500 m et/ou TH]

Pourcentage de chacun des trois types d'habitats à maintenir dans le domaine vital.

Brout

Proportion	Valeur d'habitat
<35%	faible
35-50%	bonne
>50%	élevée

Couvert de protection

Proportion	Valeur d'habitat
<5%	faible
5-15%	bonne
>15%	élevée

Alimentation aquatique

Proportion	Valeur d'habitat
<5%	faible
5-10%	bonne
>10%	élevée

13-Loup gris

Taille du domaine vital: environ 15 000 ha pour une meute

[C (MF et/ou MR et/ou R) et SA (supérieure ou égale à 30 ans) et Densité de population (< 1,52 humains/km²) et Densité des routes (< 0,45 km/km²)]

Proportion d'habitat à maintenir dans le domaine vital pour l'ensemble des espèces à l'exception de la gélinotte huppée, de l'ours noir, du lynx du Canada et de l'orignal.

Proportion	Valeur d'habitat
<25%	nulle
25-49%	faible
50-75%	bonne
>75%	élevée

Légende

C : Couvert

F : Feuillu

MF : Mélangée à dominance de Feuillus

MR : Mélangée à dominance de Résineux

R : Résineux

SA : Structure d'Âge (en années)

Ré : Régénération

(<10)

Pe : Perchis

(10-20)

Ga : Gaulis

(20-40)

In : Intermédiaire

(40-60)

Ma : Mature

(60-80)

(80-100)

(100-120)

Su : Surannée

(>120)

HS : Humidité du Site

Xé : Xérique

Mé : Mésique

Hu : Humique

ZR : Zone Riparienne

TH : Terre Humide

RÉFÉRENCES

- Aber, J. D. 1997. « Why don't we believe the models? ». *Bulletin of the Ecological Society of America*, vol. 78, no 3, p. 232-233.
- Allen, T. F. H. et T. B. Starr. 1982. *Hierarchy: Perspectives for Ecological Complexity*. Chicago (Ill.): University of Chicago Press.
- Andrén, H. 1994. « Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review ». *Oikos*, vol. 71, p. 355-366.
- Anseau, C., L. Bélanger, J.-F. Bergeron, Y. Bergeron, A. Bouchard, J. Brisson, L. De Granpr , G. Gagnon, P. Grondin, C. Lavoie, G. Lessard, S. Payette, P. J. H. Richard, J.-P. Saucier, L. Sirois et L. Levasseur. 1996. «  cologie forestière ». In *Manuel de foresterie*, sous la dir. De J. A. Bérard et M. Côté, p. 135-279. Québec: Les Presses de l'Université Laval.
- Attwill, P. M. 1994. « The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management ». *Forest Ecology and Management*, vol. 63, p. 247-300.
- Bergeron, Y. et B. Harvey. 1997. « Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec ». *Forest Ecology and Management*, vol. 92, p. 235-242.
- Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier. 1999. « Silvicultural practices and forest management strategies that emulate natural disturbances ». *The Forestry Chronicle*, vol. 75, no 1, p. 55-61.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort, D. Lesieur. 2001. « Natural fire frequency for eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry ». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, p. 384-391.
- Bergeron, Y., A. Leduc, B. D. Harvey et S. Gauthier. 2002. « Natural fire regime: a guide for sustainable management of Canadian boreal forest ». *Silva Fennica*, vol. 36, no 1.
- Bissonnette, J., L. Bélanger, P. Larue, S. Marchand et J. Huot. 1997. « L'inventaire forestier multiressource: les variables critiques de l'habitat faunique ». *The Forestry Chronicle*, vol. 73, no 2, p. 241-247.
- 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, Direction générale de la ressource faunique et des parcs, Gestion intégrée des ressources, Ministère des Ressources naturelles. Document technique 95/1, 39 p.
- Blanchette, P. et D. Ostiguy. 1996. *Méthode de sélection des espèces représentatives utilisée dans le cadre du projet de développement de la gestion intégrée des ressources*. Québec, Ministère de

l'Environnement et de la Faune, Ministère des Ressources naturelles, Gestion intégrée des ressources. Document technique 96/1, 30 p.

- Bondrup-Nelson, S. 1987. « Demography of *Clethrionomys gapperi* in different habitats ». *Canadian Journal of Zoology*, vol. 65, p. 277-283.
- Bowman, J., G. Forbes et T. Dilworth. 2000. « The spatial scale of variability in small-mammal populations ». *Ecography*, vol. 23, p. 328-334.
- Brown, S., H. Schreier, W. A. Thompson et I. Vertinsky. 1994. « Linking multiple accounts with GIS as decision support system to resolve forestry/wildlife conflicts ». *Journal of Environmental Management*, vol. 42, no 4, p. 349-364.
- Bunnell, F. L. 1997. « Operational criteria for sustainable forestry: focusing on the essence ». *The Forestry Chronicle*, vol. 73, p. 679-684.
- Bunnell, F. L. et D. J. Huggard. 1999. « Biodiversity across spatial and temporal scales: problems and opportunities. *Forest Ecology and Management*, vol. 115, p. 113-126.
- Burt, W. H. et R. P. Grossenheider. 1992. *Les mammifères de l'Amérique du Nord*. La Prairie (Qué.): Éditions Broquet Inc., 295 p.
- Burton, P. J., D. D. Kneeshaw et K. D. Coates. 1999. « Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests ». *The Forestry Chronicle*, vol. 75, no 4, p. 623-629.
- Carlsson, M. 1999. « A method for integrated planning of timber production and biodiversity: a case study ». *Canadian Journal of Forest Research*, vol 29, no 8, p. 1183-1191.
- Carroll, C., R. F. Noss et P. C. Paquet. 2001. « Carnivores as focal species for conservation planning in the rocky mountain region ». *Ecological Applications*, vol. 11, no 4, p. 961-980.
- Canada, Conseil canadien des ministres des forêts, Service canadien des forêts. 2000. *Critères et indicateurs de l'aménagement durable des forêts au Canada: Bilan national 2000*. F075-3/6-2000F. Ottawa, 124 p.
- Conseil canadien des ministres des forêts. 2000. Voir Canada, Conseil canadien des ministres des forêts, Service canadien des forêts. 2000.
- 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, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre. Document technique 93/1, 56 p.
- Cox, E. S. et J. Sullivan. 1995. « Harvest scheduling with spatial wildlife constraints: an empirical examination of tradeoffs ». *Journal of Environmental Management*, vol. 43, p. 333-348.
- Dansereau, P.-R. et Y. Bergeron. 1993. « Fire history in the southern boreal forest of northwest Quebec ». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 23, no 1, p. 25-32.
- Davis, R. G. et D. L. Martell. 1993. « A decision support system that links short-term silvicultural operating plans with long-term forest-level strategic plans ». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 23, p. 1078-1095.

- DeLong Jr., D. C. 1996. « Defining biodiversity ». *Wildlife Society Bulletin*, vol. 24, no 4, p. 738-749.
- Doyon, F. et P. N. Duinker. 2000. *Species Selection Procedure: Biodiversity Assessment Project for Millar Western Forest Products*. BAP Report 2. Chair in Forest Management and Policy, Faculty of Forestry, Lakehead University, Thunder Bay (Ont.), 11 p.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, Y. Bergeron, W. Vickery et J.-P. Savard. 1996. *Effet du morcellement des forêts sur la biodiversité en forêt boréale mixte au moyen d'indicateurs biologiques*. Rapport final. Groupe de recherche en écologie forestière. Université du Québec à Montréal.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. L. Savard, Y. Bergeron et W. L. Vickery. 2000. « Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests ». *Ecological Monographs*, vol. 70, no 3, p. 423-444.
- Dunsworth, B. G. et S. M. Northway. 1997. « Spatial assessment of habitat supply and harvest values as a means of evaluating conservation strategies: A case study ». In *EFI Proceedings, Assessment of biodiversity for improved forest planning*, p. 1-16. Kluwer Academic Publisher.
- ESRI: *ArcView GIS*, version 3.1. Redlands (California): Environmental Systems Research Institute Inc., 1998.
- Faaborg, J., M. Brittingham, T. Donovan et J. Blake. 1995. « Habitat fragmentation in the temperate zone ». In *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds: A Synthesis and Review of Critical Issues*, Éd. de T. E. Martin et D. M. Finch, p. 357-380. New York (N.Y.): Oxford University Press.
- Fall, A. et J. Fall. 2001. « A domain-specific language for models of landscape dynamics ». *Ecological Modeling*, vol. 141, no 1-3, p. 1-18.
- Fall, A., M.-J. Fortin, D. D. Kneeshaw, S. H. Yamasaki, C. Messier, L. Bouthillier et C. Smyth. « Exploring consequences of ecosystem management alternatives combined with wildfire events on landscape age class structure ». *Forest Ecology and Management* (soumis).
- Franklin, J. F. 1993. « Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? ». *Ecological Applications*, vol. 3, p. 202-205.
- Galindo-Leal, C. et F. L. Bunnell. 1995. « Ecosystem management: implications and opportunities of a new paradigm ». *The Forestry Chronicle*, vol. 71, no 5, p. 601-606.
- Gauthier, S., A. Leduc et Y. Bergeron. 1996. « Forest dynamics modeling under a natural fire cycle: a tool to define natural mosaic diversity for forest management ». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 39, p. 417-434.
- Germain, G., P. LaRue, M. Morasse et F. Potvin. 1996. « Aménagement de la faune et de ses habitats ». In *Manuel de foresterie*, sous la direction de J. A. Bérard et M. Côté, p. 675-702. Québec: Les Presses de l'Université Laval.
- Grant, W. E., E. K. Pedersen et S. L. Marín. 1997. *Ecology and Natural Resource Management: Systems Analysis and Simulation*. New York (N.Y.): John Wiley & Sons, Inc.

- Guay, S. 1994. *Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (Lepus americanus) au Québec*. Québec, Ministère des Ressources naturelles, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gestion intégrée des ressources. Document technique 93/6, 59 p.
- Hanley, T. A. 1994. « Interaction of wildlife research and forest management: the need for maturation of science and policy ». *The Forestry Chronicle*, vol. 70, no 5, p. 527-532.
- Hansen, A. J., T. A. Spies, F. J. Swanson et J. L. Ohmann. 1991. « Conserving biodiversity in managed forest: lessons from natural forests ». *BioScience*, vol. 41, no 6, p. 382-392.
- Harmon, M. E., J. F. Franklin, F. J. Swanson, P. Sollins, J. D. Lattin, N. H. Anderson, S. V. Gregory, S. P. Cline, N. G. Aumen, J. R. Sedell, G. W. Lienkaemper, K. Cromack, Jr and K. W. Cummins. 1986. « The ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems ». *Recent Advances in Ecological Research*, vol. 15, p. 133-302.
- Higgelke, P. E. et H. L. MacLeod. 2000a. *Barred Owl Habitat Supply Model*. Chair in Forest Management and Policy, Faculty of Forestry, Lakehead University, Thunder Bay (Ont.).
- Higgelke, P. E. et H. L. MacLeod. 2000b. *Brown Creeper Habitat Supply Model*. Chair in Forest Management and Policy, Faculty of Forestry, Lakehead University, Thunder Bay (Ont.).
- Higgelke, P. E. et H. L. MacLeod. 2000c. *Canada Lynx Habitat Supply Model*. Chair in Forest Management and Policy, Faculty of Forestry, Lakehead University, Thunder Bay (Ont.).
- Higgelke, P. E. et H. L. MacLeod. 2000d. *Marten Habitat Supply Model*. Chair in Forest Management and Policy, Faculty of Forestry, Lakehead University, Thunder Bay (Ont.).
- Higgelke, P. E. et H. L. MacLeod. 2000e. *Moose Habitat Supply Model*. Chair in Forest Management and Policy, Faculty of Forestry, Lakehead University, Thunder Bay (Ont.).
- Higgelke, P. E. et H. L. MacLeod. 2000f. *Northern Flying Squirrel Habitat Supply Model*. Chair in Forest Management and Policy, Faculty of Forestry, Lakehead University, Thunder Bay (Ont.).
- Higgelke, P. E. et H. L. MacLeod. 2000g. *Northern Goshawk Habitat Supply Model*. Chair in Forest Management and Policy, Faculty of Forestry, Lakehead University, Thunder Bay (Ont.).
- Higgelke, P. E. et H. L. MacLeod. 2000h. *Pileated Woodpecker Habitat Supply Model*. Chair in Forest Management and Policy, Faculty of Forestry, Lakehead University, Thunder Bay (Ont.).
- Higgelke, P. E. et H. L. MacLeod. 2000i. *Ruffed Grouse Habitat Supply Model*. Chair in Forest Management and Policy, Faculty of Forestry, Lakehead University, Thunder Bay (Ont.).
- Higgelke, P. E. et H. L. MacLeod. 2000j. *Snowshoe Hare Habitat Supply Model*. Chair in Forest Management and Policy, Faculty of Forestry, Lakehead University, Thunder Bay (Ont.).
- Higgelke, P. E. et H. L. MacLeod. 2000k. *Southern Red-Baked Vole Habitat Supply Model*. Chair in Forest Management and Policy, Faculty of Forestry, Lakehead University, Thunder Bay (Ont.).
- Hunter, M. L. 1990. *Wildlife, Forest and Forestry: Principles of Managing Forests for Biological Diversity*. Englewood Cliffs (N.J.): Prentice-Hall, 370 p.

- Johnson, D. R., B. J. Swanson et J. L. Eger. 2000. « Cyclic dynamics of eastern Canadian ermine populations ». *Canadian Journal of Zoology*, vol. 78, p. 835-839.
- Klijn, F. et H. A. Udo de Haes. 1994. « A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification ». *Landscape Ecology*, vol. 9, no 2, p. 89-104.
- Kneeshaw, D. D., C. Messier, J.-P. Ricard, A. Leduc, P. Drapeau, R. Carignan, D. Paré, S. Gauthier, R. Doucet et D. Greene. 2000. *Vers une foresterie écologique: Proposition d'indicateurs de GDF qui s'inspirent des perturbations naturelles*. Rapport no 2. Réseau sur la gestion durable des forêts.
- Koehler, G. M. et J. D. Britnell. 1990. « Managing spruce-fir habitat for Lynx and Snowshoe Hare ». *Journal of Forestry*, vol. 88, p. 10-14.
- Laacke, R. J. 1995. « Building a decision support system for ecosystem management: KLEMS experience ». *AI Applications*, vol. 9, no 3, p. 115-127.
- Lafleur, P.-É. et 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, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources. Document technique 93/3, 36 p.
- Landres, P. B., J. Verner, et J. W. Thomas. 1988. « Ecological use of vertebrate indicator species: a critique ». *Conservation Biology*, vol. 2, p. 316-328.
- Landres, P. B., P. Morgan et F. J. Swanson. 1999. « Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems ». *Ecological Applications*, vol. 9, no 4, p. 1179-1188.
- Leduc, A., Y. Bergeron, P. Drapeau, B. Harvey et S. Gauthier. 2000. « Le régime des incendies forestiers: un guide pour l'aménagement durable de la forêt boréale ». *L'aubelle*, vol. 130, p. 13-14.
- Lindenmayer, D. B. 1999. « Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs ». *Forest Ecology and Management*, vol. 115, p. 277-287.
- Lindzey, F. G. et C. E. Meslow. 1977. « Home range and habitat use by black bears in southwestern Washington ». *Journal of Wildlife Management*, vol. 41, p. 413-425.
- McLaren, M. A., I. D. Thompson et J. A. Baker. 1998. « Selection of vertebrate wildlife indicators for monitoring sustainable forest management in Ontario ». *The Forestry Chronicle*, vol. 74, no 2, p. 241-248.
- McGarigal, K. et B. J. Marks. 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. U.S.D.A. Forest Service, Pacific Northwest Research Station. General Technical Report PNW-GTR-351. Portland, Oregon.
- Messier, C. et D. D. Kneeshaw. 1999. « Thinking and acting differently for sustainable management of the boreal forest ». *The Forestry Chronicle*, vol. 75, no 6, p. 929-938.

- Mladenoff, D. J., M. A. White, J. Pastor et T. R. Crow. 1993. « Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes for biodiversity design and management ». *Ecological Applications*, vol. 3, no 2, p. 294-306.
- Mladenoff, D. J., T. A. Sickley, R. G. Haight et A. P. Wydeven. 1995. « A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes Region ». *Conservation Biology*, vol. 9, no 2, p. 279-294.
- Morisson, M. L., B. G. Marcot et R. W. Mannan. 1992. *Wildlife-Habitat Relationships: Concepts & Applications*. Madison (Wis.): The University of Wisconsin Press, 364 p.
- Mulder, J. A. 1995. « NAIA: a decision support system for predicting ecosystems from existing land resource data ». *AI Applications*, vol. 9, no 1, p. 49-60.
- Naesset, E. 1997. « Geographical information systems in long-term forest management and planning with special reference to preservation of biological diversity: a review ». *Forest Ecology and Management*, vol. 93, p. 121-136.
- Noss, R. F. 1999. « Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators ». *Forest Ecology and Management*, vol. 115, p. 135-146.
- Olson, C. M. et B. Orr. 1999. « Combining the growth, fish and wildlife habitat, mass wasting, sedimentation and hydrologic models in decision analysis and long terme forest land planning ». *Forest Ecology and Management*, vol. 114, no 2-3, p. 339-348.
- Payette, S., N. Bhiry, A. Delwaide et M. Simard. 2000. « Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, p. 288-305.
- Peterson, R. T. 1999. *Le guide des oiseaux du Québec et de l'est de l'Amérique du Nord*. 3^e éd. rev. Boucherville (Qué.): Éditions Marcel Broquet Inc., 385 p.
- Potvin, F. 1998. « La martre d'Amérique (*Martes americana*) et la coupe à blanc en forêt boréale: une approche télémétrique et géomatique ». Thèse de doctorat, Sainte-foy (Qué.), Université Laval.
- Potvin, F. et R. Courtois. 1998. *Effets à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre: Synthèse d'une étude de cinq ans en Abitibi-Témiscamingue et implications pour l'aménagement forestier*. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et de ses habitats. ISBN: 2-550-33775-1, 91 pages
- Potvin, F., R. Courtois et L. Bélanger. 1999. « Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications ». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, p. 1120-1127.
- Potvin, F., L. Bélanger et K. E. Lowell. 2000. « Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape ». *Conservation Biology*, vol. 14, p. 844-857.
- Puttock, G. D., I. Timossi et L. S. Davis. 1998. « BOREAL: a tactical planning system for forest ecosystem management ». *The Forestry Chronicle*, vol. 74, no 3, p. 413-420.

- St-Louis, V. 2000. « L'hétérogénéité spatiale des microhabitats forestiers affecte-t-elle la délimitation des territoires de la paruline bleue (*Dendroica caerulescens*) et de la paruline couronnée (*Seiurus aurocapillus*)? ». Mémoire de maîtrise, Montréal (Qué.), Université de Montréal.
- Samson, C. 1996. *Modèle d'indice de qualité de l'habitat pour l'ours noir (Ursus americanus) au Québec*. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale de la ressource faunique et des parcs. ISBN: 2-550-31064-0, 57 p.
- Scott, J. M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T. C. Edwards Jr., J. Ulliman et R. G. Wright. 1992. « Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity ». *Wildlife Monograph*, vol. 123, p. 1-41.
- Sutherland, G. D., A. S. Harestad, K. Price et K. P. Lertzman. 2000. « Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals ». *Conservation Ecology*, vol. 4, no 1, p. 16. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol4/iss1/art16>.
- Tester, J. R., A. M. Starfield et L. E. Frelich. 1997. « Modeling for ecosystem management in Minnesota Pine Forests ». *Biological Conservation*, vol. 80, p. 313-324.
- Thompson, I. D. et D. A. Welsh. 1993. « Integrated resource management in boreal forest ecosystems – impediments and solutions ». *The Forestry Chronicle*, vol. 69, no 1, p. 32-39.
- Thompson, I. D. (éd.). 1997. *The status of forest/wildlife decision support systems in Canada: Proceeding of a symposium*. Natural Resources Service, Great Lakes Forestry Center. Sault-Ste-Marie (Ont.).
- Urban, D. L., R. V. O'Neil et H. H. Shugart Jr. 1987. « Landscape ecology - A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns ». *BioScience*, vol. 37, no 2, p. 119-127.
- Wallin, D. O., F. J. Swanson et B. Marks. 1994. « Landscape pattern response to changes in pattern generation rules: land-use legacies in forestry ». *Ecological Applications*, vol. 4, no 3, p. 569-580.
- Wiens, J. A. 1994. « Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation ». *Ibis*, vol. 137, p. s97-s104.
- Wimberly, M. C., T. A. Spies, C. J. Long et C. Whitlock. 2000. « Simulating historical variability in the amount of old forests in the Oregon coast range ». *Conservation Biology*, vol. 14, no 1, p. 167-180.
- Yamasaki, S. H., D. D. Kneeshaw, L. Bouthillier, M.-J. Fortin, A. Fall, C. Messier et A. Leduc. « Balancing on the three pillars of sustainable forest management: Integrating social, economic, and ecological indicators into the public participation process ». *Conservation Ecology* (soumis).