

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ANALYSE DE LA FRAGMENTATION ET DE LA CONNECTIVITÉ EN FORÊT
BORÉALE AMÉNAGÉE AU COURS DU TEMPS

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

DELPHINE FAVOREL

FÉVRIER 2016

REMERCIEMENTS

Ce mémoire est le résultat d'un travail de recherche de plus de deux ans. En préambule, je souhaite adresser tous mes remerciements à mon directeur de recherche, Pierre Drapeau, et à mon codirecteur, Alain Leduc, pour m'avoir accueillie au sein du laboratoire et confié ce projet de recherche. Pierre pour sa grande humanité, son dévouement envers ses étudiants, ses conseils et sa vision de la science et des problématiques à grandes échelles. Alain pour sa grande disponibilité, sa présence et son aide précieuse qui a su relancé mes réflexions quand l'impasse pointait.

J'ai eu la chance d'intégrer le Centre d'étude de la Forêt, et je tiens à remercier les professionnels de recherche pour leur aide et leur disponibilité, notamment Mélanie Desrochers pour son aide en géomatique, et Marc Mazerolle pour son aide avec les analyses statistiques. Je remercie également les membres de mon comité de proposition de recherche, Osvaldo Valéria et Yan Boucher, qui, par leurs commentaires constructifs m'ont aidée à orienter le projet.

Mes remerciements aux membres du laboratoire « *Flag-Lab* » pour leur bonne humeur et nos échanges constructifs autour d'un thé, d'un lunch ou des réunions de labo : Philippe Cadieux, Chantal Cloutier, Carine Côté-Germain, Alexandre Fouillet, Assu Gil-Tena, Simon Paradis, Anne Piuze-Paquet, Antoine Plouffe, Geneviève Potvin, Nathalie Gendron, Tyler Rudolph et Michel Saint-Germain.

À titre plus personnel, je souhaite également témoigner ma reconnaissance envers ma famille de l'autre côté de l'Atlantique qui m'a énormément soutenue, cru en moi et laissée partir si loin... mais la distance nous ayant paradoxalement rapprochés! Je sais désormais que les distances ne se mesurent pas qu'en distances euclidiennes! De même, je souhaite témoigner à ma belle-famille toute mon affection pour m'avoir accueillie et encourager comme l'une des leurs. Merci pour vos colis qui ont apporté beaucoup de

baume au cœur et à l'estomac! Merci aux amis d'ici et d'ailleurs, de cette époque et d'antan, sachez que chacune de ces rencontres a égayé mon chemin.

Enfin, j'adresse mes remerciements à celui qui a été présent durant cette aventure, pendant plus de neuf ans, mon coéquipier de route, Mike. Ton amour, ton soutien et ta foi en moi m'ont empêchée de lâcher prise et de continuer malgré les obstacles. Merci de ta patience, de tes relectures et critiques constructives de mes travaux. Au jour où j'achève enfin ce mémoire, nous avons également achevé notre chemin ensemble. Je te souhaite désormais de t'épanouir dans chacun de tes projets et je te souhaite bonne route. Merci pour tout.

RÉSUMÉ

La fragmentation des habitats est une problématique majeure des enjeux de conservation de la biodiversité. L'aménagement de la forêt québécoise induit des réductions importantes des surfaces forestières matures au cours du temps et représente donc des pertes nettes d'habitats ainsi qu'une fragmentation du territoire aménagé. Les organismes ont besoin d'habitats comblant les exigences de leurs domaines vitaux en termes de taille, composition et structure mais également en termes de configuration spatiale des parcelles composant leur habitat. Ainsi il est important d'évaluer également les contraintes aux déplacements que constitue la résistance de la trame aménagée. À l'aide de quatre images LandSat décrivant le paysage de notre aire d'étude (Abitibi/Nord-du-Québec) sur une période de vingt ans (1985 à 2005), nous avons évalué de façon dynamique la fragmentation et la connectivité du paysage. Le premier chapitre documente ainsi la fragmentation de la forêt boréale aménagée et analyse la configuration spatiale transcrite par l'aménagement forestier exprimé en volume. Nous analysons sur une période de 20 ans de récolte industrielle le taux annuel de réduction de surfaces forestières matures et comparons ces taux de façon analogue à la possibilité annuelle de coupe pour évaluer comment l'exploitation forestière, dictée par des cibles spécifiées en volumes de récolte, se retranscrit en termes de configuration de l'habitat forestier. Ainsi, les massifs d'un seul tenant sont graduellement fragmentés et les taux de récolte réalisés ne pourraient sûrement pas garantir un recrutement suffisant d'habitats de qualité pour les espèces qui dépendent des caractéristiques de forêts matures. Le second chapitre aborde la problématique des contraintes aux déplacements que représentent ces agglomérations de coupes nouvellement créées et évalue le rôle des habitats résiduels présents dans la trame aménagée et le rôle de la régénération forestière pour les contraintes au déplacement des organismes grâce aux chemins de moindres coûts. Les résultats montrent que la fragmentation du paysage tend à être atténuée au cours du temps grâce à la reprise forestière et serait alors temporaire. De plus, bien que les habitats résiduels subissent une érosion par le chablis partiel, ces derniers conservent un rôle fonctionnel pour la connectivité tant entre les massifs qu'à l'intérieur des agglomérations de coupes.

Mots clés : fragmentation, massifs, connectivité, chemins de moindres coûts, forêts résiduelles, habitats résiduels, aménagement, *stepping stones*, résistance, agglomérations de coupes.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ	v
LISTE DES FIGURES.....	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	x
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
0.1 L'aménagement du territoire : l'Homme et son environnement	1
0.2 Historique de l'écologie du paysage.....	2
0.3 Dynamique des paysages forestiers et processus écologiques	3
0.4 Processus de fragmentation et connectivité.....	5
0.5 Objectifs de l'étude et problématiques.....	7
CHAPITRE I	
ANALYSE DES CHANGEMENTS TEMPORELS DE LA CONFIGURATION DE LA FORÊT BORÉALE AMÉNAGÉE À L'AIDE D'IMAGES SATELLITES ET D'INDICES DE FRAGMENTATION SUR UNE PÉRIODE DE 20 ANS	10
1.1 Introduction.....	12
1.2 Matériels et méthodes	17
1.2.1 Aire d'étude	17
1.2.2 Images satellites	18
1.2.3 Analyses de fragmentation.....	20
1.3 Résultats.....	23
1.3.1 Changements spatiotemporels de la composition du paysage	23
1.3.2 Changements de configuration.....	23
1.4 Discussion.....	25
1.4.1 Changements majeurs spatiotemporels de composition du paysage.....	25
1.4.2 Changements de configuration.....	28

1.4.3 Perspectives.....	30
1.5 Conclusion.....	34
1.6 Références.....	36
1.7 Figures.....	48
1.8 Tableaux.....	55
CHAPITRE II	
ANALYSE DE LA CONNECTIVITÉ EN FORÊT BORÉALE AMÉNAGÉE AU COURS DU TEMPS.....	
2.1 Introduction.....	61
2.2 Matériel et méthodes.....	65
2.2.1 Aire d'étude.....	65
2.2.2 Images satellites.....	66
2.2.3 Analyse de la résistance des matrices coupées aux déplacements des organismes.....	67
2.2.4 Analyses spatiales et statistiques.....	70
2.3 Résultats et discussion.....	72
2.3.1 Changements dans les secteurs aménagés.....	72
2.3.2 Connectivité: grands axes de déplacement et structure du réseau.....	73
2.3.3 Évolution de la résistance du paysage au cours du temps (coûts écologiques).....	75
2.3.4 Implications pour l'aménagement forestier.....	77
2.4 Conclusion.....	80
2.5 Références.....	83
2.6 Figures.....	92
2.7 Tableaux.....	103
2.8 Annexes.....	106
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	112
RÉFÉRENCES.....	114
ANNEXE.....	121

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1	Localisation de l'aire d'étude..... 48
1.2	Variation spatiales et temporelles du couvert forestier mature dues à l'exploitation forestière au cours du temps. L'aire d'étude recoupe 93 % de l'UA 087-62 et 56 % de l'UA 087-63. Les zones blanches correspondent à : 1) un feu survenu en 1995 au sud-ouest des scènes et à 2) une zone dont les données n'étaient pas disponibles pour toutes les années (couverture nuageuse). 49
1.3	Proportion (%) des différentes classes de recouvrement du sol au cours du temps sur l'aire d'étude..... 50
1.4	Répartition en termes de pourcentage du couvert forestier mature selon la taille en km ² de parcelles pour chaque catégorie de taille. 51
1.5	Proportion du couvert forestier mature au sein du paysage (PLAND) et proportion du paysage compris dans la plus grande parcelle de couvert forestier mature (LPI). 52
1.6	Tailles moyennes en km ² des parcelles (AREA) et tailles moyennes de l'habitat d'intérieur selon deux paramètres d'effet de bordure (CORE_60m et CORE_100m). 53
1.7	Indices de fragmentation : a) Moyenne de la distance du voisin le plus proche et b) moyenne de l'indice de similarité (divisé par 100) calculées sur l'ensemble des parcelles. 54
2.1	Localisation de l'aire d'étude et des deux secteurs aménagés. 92
2.2	Légende pour l'ensemble des cartes présentées ci-après. 93
2.3	Proportions du couvert forestier au sein de chacun des secteurs pour chaque année : a) 1985, b) 1995, c) 2000 et d) 2005 (voir fig. 2.2 pour la légende). 94
2.4	Schéma explicatif de la méthodologie de compilation des chemins de moindres coût : a) 20 points placés au pourtour du secteur à l'étude afin de compiler 190 chemins , b) exemple de surface de résistance utilisées pour le calcul (ici il s'agit du scénario « Bi » pour 2005), c) calcul des chemins avec le logiciel Graphab et d) génération des cartes de densité d'itinéraires en

	fonction du nombre et de la longueur des chemins passant dans un rayon de 100 m autour de chaque pixel (voir fig. 2.2 pour la légende).....	95
2.5	Secteur 1, scénario « Bi » : a) Surfaces de résistance, b) Chemins de moindre coût et c) Itinéraires de densité (voir fig. 2.2 pour la légende).	96
2.6	Secteur 1, scénario « Bi R » : a) Surfaces de résistance, b) Chemins de moindre coûts et c) Itinéraires de densité (voir fig. 2.2 pour la légende).	97
2.7	Secteur 1, scénario « Hété » : a) Surfaces de résistance, b) Chemins de moindre coût et c) Itinéraires de densité (voir fig. 2.2 pour la légende).....	98
2.8	Secteur 2, scénario « Bi » : a) Surfaces de résistance, b) Chemins de moindre coût et c) Itinéraires de densité (voir fig. 2.2 pour la légende).	99
2.9	Secteur 2, scénario « Bi R » : a) Surfaces de résistance, b) Chemins de moindre coût et c) Itinéraires de densité (voir fig. 2.2 pour la légende).....	100
2.10	Secteur 2, scénario « Hété » : a) Surfaces de résistance, b) Chemins de moindre coût et c) Itinéraires de densité (voir fig. 2.2 pour la légende).....	101
2.11	Droites de régression et intervalles de confiance des coûts cumulés (sans unités) en fonction de la distance métrique (en mètres) par année : a) Scénario « Bi », b) Scénario «Bi R » et c) Scénario « Hété »; 1985 : noir, 1995 : vert, 2000 : rouge et 2005 : bleu. Sur certaines droites l'intervalle de confiance est très petit et se confond avec la droite.....	102

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1	Répartition en pourcentage (%) du couvert forestier mature d'après la validation croisée avec les cartes éco-forestières..... 55
1.2	Tableau descriptif des différents indices de fragmentation utilisés dans les analyses avec leur acronyme, une brève description et la formule, pour plus de détails, se référer à la documentation de MacGarigal (2002). 56
1.3	Nombre de parcelles et aire cumulée en km ² par classes de tailles. 57
1.4	Tableau des <i>p-value</i> associées aux tests statistiques de Kruskal-Wallis effectués pour les chacun des indices utilisés dans l'étude. 58
2.1	Valeurs de coûts utilisées dans les analyses pour chacun des scénarios. Le scénario binaire considère la matrice paysagère comme homogène possédant les mêmes coûts de résistance, le scénario "Bi R" conserve les mêmes coûts de résistance que le scénario binaire "Bi" pour le couvert mature et les coupes récentes mais introduit une hétérogénéité dans les coûts associés aux couverts en régénération. Enfin le scénario "Hété" possède des coûts moins élevés et variables selon le type de couvert. 103
2.2	Proportions en pourcentage (%) des différents types de couverts présents dans le secteur 1. 104
2.3	Proportions en pourcentage (%) des différents types de couverts présents dans le secteur 2. 105
2.4	Table des valeurs de R carré pour les droites de régression du modèle du scénario "Bi". 106
2.5	Table des valeurs de R carré pour les droites de régression du modèle du scénario "Bi R". 107
2.6	Table des valeurs de R carré pour les droites de régression du modèle du scénario "Hété". 108
2.7	Modèles mixtes de comparaison pour le scénario « Bi ». 109
2.8	Modèles mixtes de comparaison pour le scénario « Bi R ». 110
2.9	Modèles mixtes de comparaison pour le scénario « Hété ». 111

A	Table de reclassification des différents types de couverts.	121
A	Table de reclassification des différents types de couverts (suite).....	122
A	Table de reclassification des différents types de couverts (suite).....	123
A	Table de reclassification des différents types de couverts (suite).....	124

INTRODUCTION GÉNÉRALE

0.1 L'aménagement du territoire : l'Homme et son environnement

Depuis la sédentarisation des peuples, l'influence humaine a transformé les paysages par l'établissement de surfaces dédiées aux cultures agricoles ou à la domestication des animaux, et par l'exploitation des ressources naturelles issues de l'environnement comme sources de nourriture (chasse, pêche), d'énergie (charbon, eau), ou encore comme matière première pour la construction (bois). L'aménagement du territoire a ainsi permis aux sociétés de se développer et a métamorphosé depuis des siècles les paysages naturels par périodes successives au rythme des avancées techniques et de la croissance démographique (Burel & Baudry 1999).

Plus récemment grâce à la révolution industrielle des pays occidentaux et les progrès technologiques (mécanisation) qu'elle a engendrés, les transformations des territoires ont pris de l'ampleur et ont désormais lieu à de grandes échelles spatiales et sur des échelles temporelles relativement courtes. Les paysages se sont peu à peu homogénéisés, entraînant à l'échelle mondiale des impacts conséquents sur la qualité de l'environnement et sur les cycles géophysiques ainsi que sur les services écologiques fournis par les écosystèmes (Bolliger *et al.* 2007; Fisher *et al.* 2008; Turner *et al.* 2012). De façons directe et indirecte, l'aménagement intensif des paysages cause une réduction de la biodiversité conséquente sur chacun des continents (Millenium Ecosystem Assessment 2005).

Les causes de l'érosion de la biodiversité sont multiples. Par exemple la fragmentation et/ou perte d'habitats, les introductions d'espèces exotiques invasives ou encore la surexploitation participent à la perte de diversité intraspécifique, interspécifique et écosystémique. Mondialement, la perte et la fragmentation de l'habitat sont reconnues comme des enjeux majeurs pour la conservation de la biodiversité dans les paysages

soumis aux pressions anthropiques tels que l'aménagement, l'exploitation, ou encore la conversion des terres (Wade *et al.* 2003; Millenium Ecosystem Assessment 2005).

0.2 Historique de l'écologie du paysage

Bien que la première introduction du concept d'écologie du paysage date de 1935 par le géographe allemand Carl Troll, l'intérêt à grande échelle ne s'est démontré que vers le début des années 1980 avec la fondation de l'Association internationale d'écologie du paysage (IALE) en 1982. L'essor des missions aériennes et le développement des photos aériennes lors de la Première (1914-18) et de la Seconde (1939-45) Guerre mondiale ont notamment permis d'établir les bases pour la cartographie moderne et l'émergence des réflexions sur les paysages (Bunce & Jongman 1993; Burel & Baudry 1999). Les Hommes ont ainsi acquis une vision à plus grandes échelles des territoires qu'ils exploitent. Enfin, entre les années 1970 et 1980, le développement et la diffusion des logiciels appliqués aux systèmes d'information géographique (SIG, fondation d'ESRI en 1969) et les programmes civils de lancement de satellites (lancement du premier satellite Landsat en 1972) ont permis une approche plus poussée pour l'analyse des paysages par une accessibilité accrue des données. La télédétection a permis une grande avancée dans l'étude des paysages et la science de l'écologie du paysage a ainsi émergé parallèlement au développement des outils capables d'étudier et d'analyser ces grands territoires (Burel & Baudry 1999; Turner *et al.* 2001; Wu & Hobbs 2002). L'écologie du paysage a dès lors émergé de façon synchrone à la démocratisation de l'imagerie satellite et à la prise de conscience publique des conséquences environnementales de l'aménagement effréné des paysages. Initialement, elle représente l'interface entre les disciplines de la géographie physique et de l'écologie. Depuis, son champ d'application s'est élargi et elle incorpore désormais la composante anthropique comme partie intégrante de l'aménagement des territoires et à la compréhension de la dynamique des écosystèmes. Elle y est définie par l'*International Association for Landscape Ecology* (IALE) comme étant l'étude des interactions et des dynamiques des écosystèmes à grandes échelles spatiotemporelles. L'écologie du

paysage étudie ainsi les variations spatiales des paysages à diverses échelles en prenant en compte à la fois les processus écologiques, mais également les processus socioéconomiques des territoires (Turner 2005; Bolliger *et al.* 2007; Fisher *et al.* 2008). C'est une discipline qui rassemble de nombreuses expertises et diverses approches du paysage. Du point de vue nord-américain, l'écologie du paysage est davantage vue comme l'étude des paramètres régissant la sélection hiérarchique d'habitats par les organismes (Fuller 2012).

Le paysage peut être simplifié entre la composante abiotique, essentiellement due aux processus géomorphologiques et la composante biotique, représentée par les organismes vivants et les interactions entre ces derniers (végétaux, animaux, bactéries, champignons...) qui peuvent eux-mêmes interagir sur la composante abiotique et façonner les paysages en interagissant sur les cycles biogéochimiques notamment (Turner 1989). Au sein du paysage s'effectuent de nombreux échanges et flux grâce à la diversité des interactions. L'Homme, par ses diverses actions, façonne son environnement de façon "artificielle" et modifie le fonctionnement naturel et spontané des paysages. La science de l'écologie du paysage permet de mener des études à grandes échelles des phénomènes spatiotemporels et des changements subits au cours du temps en regard des processus guidant cette dynamique (Turner *et al.* 2001; Bolliger *et al.* 2007).

0.3 Dynamique des paysages forestiers et processus écologiques

Les paysages sont dynamiques et constitués d'une mosaïque d'habitats au sein desquels se déroulent de nombreux processus écologiques. Ainsi, la forêt boréale est un paysage modelé par un régime de perturbations naturelles qui lui est propre (Gauthier *et al.* 2008). À ce titre, les perturbations telles que les feux (Bélisle *et al.* 2011), les épidémies d'insectes (Morin 1994; Bergeron 2000), les chablis (Ruel *et al.* 2001; Harper *et al.* 2004; Elie & Ruel 2005) ou encore la sénescence naturelle des arbres constituent, en combinaison avec les facteurs climatiques et édaphiques, les mécanismes responsables

de la mosaïque forestière (Nguyen-Xuan *et al.* 2000; Burton *et al.* 2010). Ces diverses perturbations varient en intensité, taille et fréquence ainsi que spatialement (Bergeron & Harvey 1997) et résultent ainsi en une diversité de conditions environnementales et d'habitats auxquels les espèces des écosystèmes boréaux, notamment le pin gris, sont adaptées (Kneeshaw 2001; Lindenmayer & Franklin 2002; Haeussler & Kneeshaw 2003). Les feux représentent la perturbation naturelle majeure en forêt boréale (Johnson 1992). Ainsi, sous dynamique naturelle, le paysage acquiert de nombreuses caractéristiques qui lui sont propres en termes de composition et structure des peuplements mais également au niveau des caractéristiques spatiales du paysage (Grondin & Cimon 2003; Vaillancourt *et al.* 2008). Les perturbations naturelles composent donc le moteur de la dynamique de remplacement des peuplements en fonction du régime de perturbations. Les changements de composition en espèces sont une conséquence de dynamique de régénération post-perturbation (Greene *et al.* 1999; Nguyen-Xuan *et al.* 2000). L'hétérogénéité de la mosaïque forestière constitue ainsi le facteur d'organisation des populations dans cet écosystème.

La forêt boréale est un écosystème prisé pour les biens et services qu'elle peut fournir. En l'occurrence, dans une étude antérieure, les auteurs ont estimé la valeur des services écologiques (régulation et purification de l'eau et séquestration du carbone par exemple) fournis par la forêt boréale canadienne à environ 90 milliards de dollars US par année (Anielski & Wilson 2005). Au Canada, l'aménagement forestier des années passées a dès lors engendré un paysage forestier fragmenté par les coupes (Schmiegelow & Mönkkönen 2002). Au Québec, la forêt boréale représente 73.7 % du territoire forestier (Drapeau & Imbeau 2006). Son exploitation industrielle a commencé au cours du siècle passé et constitue un secteur socioéconomique d'importance au Québec (Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune 2008).

0.4 Processus de fragmentation et connectivité

La forêt est en grande partie publique au Québec. À cet égard, la coupe forestière, et notamment les grandes coupes rendues possibles par la mécanisation de la machinerie dans les années 1960, représente une perte d'habitat pour les écosystèmes forestiers (Bergeron & Harvey 1997; Bergeron *et al.* 1999). De par son exploitation, la forêt boréale subit une fragmentation des habitats pour les espèces de milieux forestiers matures principalement avec notamment une grande problématique provinciale associée à une espèce emblématique : le caribou forestier (Courtois *et al.* 2004; Pinard *et al.* 2012). La perte d'habitat est définie par une régression des superficies utilisables par les organismes pour maintenir leur cycle de vie (Hall *et al.* 1997; Bender *et al.* 1998). La fragmentation des habitats quant à elle se caractérise par des changements de configuration impliquant la réduction et le "morcellement" d'un habitat continu en plusieurs unités ou parcelles de tailles plus petites et plus ou moins isolées les unes des autres séparées par un milieu environnant peu favorable que l'on qualifie de "matrice" (Turner 1989). Les propriétés de la matrice résultant de ces transformations de l'habitat d'origine diffèrent en fonction des capacités de déplacement des organismes et de leur degré de vulnérabilité face à leurs nouvelles caractéristiques (hauteur et densité du couvert, composition spécifique ...) (Schmiegelow & Mönkkönen 2002; Debinski 2006).

La fragmentation des habitats altère les processus écologiques par une restructuration des interactions et des flux au sein des écosystèmes. Il existe une influence mutuelle et complémentaire du réseau spatial d'habitats et des réseaux spécifiques à travers les réseaux trophiques et cavicoles par exemple qui produisent des effets de cascades écologiques (Burke & Nol 1998; Martin & Eadie 1999; Dale & Fortin 2010; Gonzalez *et al.* 2011; Dussault *et al.* 2012). La perte d'habitat, l'isolement des parcelles restantes, les effets négatifs de la matrice ou encore de lisières peuvent entraîner des mécanismes d'extinctions locales primaires et secondaires d'espèces (Bender *et al.* 1998; Hanski & Ovaskainen 2000; Betts *et al.* 2006). Toutefois, les organismes sont affectés

différemment par la fragmentation des paysages en fonction de leur mobilité et donc de leur capacité d'adaptation à la nouvelle configuration de l'habitat, c'est ce que l'on entend par « connectivité fonctionnelle des paysages » (Taylor *et al.* 1993; Tischendorf & Fahrig 2000; Bailey 2007; Baguette & Van Dyck 2007). Ce concept récent repose sur la prémisse que la fragmentation pourrait impacter de façon variable les processus de colonisation des parcelles d'habitat présentes au sein du paysage. En effet, la fragmentation des paysages modifie la taille et l'isolement des parcelles, et crée des barrières qui peuvent affecter la taille des populations et leurs possibilités d'échange altérant donc la connectivité écologique (Bender *et al.* 1998; Tischendorf *et al.* 2003; Fahrig 2003). La connectivité du paysage est un facteur clé pour la viabilité à long terme des populations en permettant notamment les échanges de flux génétiques (Frankham *et al.* 2002). Elle représente ainsi un point de concentration majeure dans la gestion du paysage à moyen et long terme. Au cours des années 2000, l'étude de la connectivité des paysages a fortement bénéficié de nouvelles approches d'analyses spatiales telles que la théorie des graphes (Bunn *et al.* 2000; Minor & Urban 2008; Zetterberg *et al.* 2010; Laita *et al.* 2011). Cette approche s'appuie sur une représentation simplifiée du paysage dans laquelle les parcelles d'habitat définissent préalablement les nœuds du réseau et les flux potentiels de déplacements constituent les liens de ces derniers (Bunn *et al.* 2000). Néanmoins, ces outils ont pour la plupart été élaborés et utilisés dans des paysages plus statiques d'un point de vue écologique, tels que les systèmes agroforestiers ou urbains, dans lesquels la matrice est homogène dans le temps, et où les contraintes de fragmentation y sont quasi-permanentes (Bélanger & Grenier 2002; Etter *et al.* 2006; Ménard & Marceau 2007). Toutefois, en forêt boréale, la dynamique naturelle du système (régénération forestière, chronoséquence des peuplements et perturbations naturelles) et les différentes modalités d'aménagement de l'habitat résiduel apportent une complexité quant à la définition structurelle et temporelle des parcelles et dans la prise en compte des contraintes au déplacement apportées par la matrice en régénération (Deng *et al.* 2009; Liu *et al.* 2014).

0.5 Objectifs de l'étude et problématiques

La présente étude pose pour premier but de documenter les changements de configuration ainsi que la transformation de la forêt au cours du temps dans un paysage aménagé par la coupe forestière à partir des années 1980. Hormis la récente étude de Hansen *et al.* (2013) sur les changements du couvert forestier du XXI^e siècle à l'échelle du globe, à ce jour les changements survenus en forêt boréale aménagée demeurent peu documentés en ce qui a trait aux changements temporels de leur configuration spatiale. Au Québec, l'analyse quantitative des changements de configuration spatiale de la forêt boréale résultant de la coupe ainsi que l'effet de la reprise forestière sur la connectivité de la forêt mature demeurent peu connus. La présente étude propose un cadre d'analyse du paysage pour caractériser ces changements et évaluer leurs effets potentiels sur la diversité biologique. Le premier chapitre porte sur la description et la caractérisation de la configuration du couvert forestier mature au cours du temps dans un paysage soumis à l'aménagement forestier. Nous y analysons la perte et la fragmentation du couvert forestier mature en documentant les changements survenus au moyen de différents indices usuels de fragmentation pour un territoire aménagé de la pessière noire à mousses entre 1985 et 2005. À travers la littérature, de nombreux indices ont été proposés, nous avons toutefois porté notre attention sur les indices les plus pertinents en termes de description et d'interprétation de la transformation du paysage au cours du temps (Li & Wu 2004). Nous avons analysé l'empreinte laissée par l'aménagement des dernières années en forêt boréale en ce qui a trait aux superficies et à la configuration spatiale du couvert forestier mature. L'aménagement forestier amène de grandes différences en termes de structures, de composition et de configuration par rapport à une forêt dynamisée par les perturbations naturelles (Bergeron & Leduc 1998, McRae et al. 2001, Grondin & Cimon 2003, Dragotescu & Kneeshaw 2012). L'exploitation forestière implique des superficies de perturbations cumulées croissantes (surfaces récemment perturbées et régénération forestière) au cours du temps au détriment des surfaces forestières matures et âgées (70 ans et plus).

Il existe relativement peu d'études ayant documenté les changements temporels issus de l'aménagement des forêts en mettant en lien les taux de régression des superficies forestières matures avec les taux de récolte volumétrique de la forêt boréale québécoise. Ce projet vise à documenter le processus de fragmentation de la forêt boréale en partant d'une scène de 1985 quasiment vierge de toute exploitation et en retraçant l'historique du couvert forestier mature sur une période de 20 ans entre 1985-2005.

Le second chapitre porte sur l'analyse à plus fine échelle (à l'intérieur des agglomérations de coupe) de la dynamique temporelle de connectivité en lien avec l'évolution des habitats résiduels et de la régénération des parterres de coupes. La connectivité peut être évaluée des échelles différentes : la connectivité du paysage dans son ensemble qui représente une seule métrique pour tout un paysage; et la connectivité des parcelles qui s'intéresse à la mesure de la connectivité des éléments de façon individuelle à travers l'approche des graphes paysagers écologiques (Cantwell & Forman 1993; Tischendorf & Fahrig 2001; Pascual-Hortal & Saura 2006; Bodin & Norberg 2007). Dans le cas des agglomérations de coupe en forêt boréale aménagée, nous avons utilisé une approche modifiée issue de la théorie des graphes, les chemins de moindre coût (*least cost path*, Urban and Keitt 2001) en plaçant des amorces (points de départ du graphe) au pourtour d'une agglomération de coupes plutôt que mener l'analyse à partir des parcelles spécifiques localisées à l'intérieur du secteur aménagé. L'application de la théorie des graphes en géomatiques se base généralement sur l'élaboration d'un réseau mettant en lien des habitats résiduels de forme parcellaire (les nœuds du réseau, O'Brien *et al.* 2006). Or, dans les agglomérations de coupes de la forêt publique québécoise, la législation impose une structure de rétention de forêt résiduelle au sein des agglomérations de coupes qui est principalement linéaire (bandes riveraines et séparateurs secs, RNI 1996). On y retrouve donc très peu d'habitats résiduels sous forme parcellaire. La délimitation structurelle des parcelles y est donc rendue difficile, c'est pourquoi nous avons ainsi choisi d'appliquer une approche d'analyse des paysages fondée sur la détection des chemins de moindres coûts et de

résistance de la trame aménagée aux mouvements des organismes qui nous semble plus adaptée au contexte actuel d'aménagement. De plus, de façon innovante, nous avons utilisé les outils d'analyse de connectivité développés dans les paysages où les transformations anthropiques sont davantage permanentes (agriculture, urbanisation) pour les adapter à la complexité et l'hétérogénéité de l'écosystème forestier aménagé pour la récolte du bois qui est plus dynamique et dont la fragmentation du couvert n'est pas permanente. Nous avons analysé sur un horizon temporel de 20 ans (1985 – 2005) l'évolution des contraintes au déplacement par rapport à la dynamique du couvert forestier après coupe. Nous avons pu faire émerger les grands corridors potentiellement empruntables par les organismes pour se déplacer dans ces aires ouvertes et avons mis en évidence l'importance des éléments de rétention linéaire dans ces réseaux par leur connectivité fonctionnelle pour les organismes.

CHAPITRE I

ANALYSE DES CHANGEMENTS TEMPORELS DE LA CONFIGURATION DE LA FORÊT BORÉALE AMÉNAGÉE À L' AIDE D'IMAGES SATELLITES ET D'INDICES DE FRAGMENTATION SUR UNE PÉRIODE DE 20 ANS

Delphine Favorel^{1,2}, Pierre Drapeau^{1,2} et Alain Leduc^{1,2}

¹ Centre d'Étude de la Forêt, Université du Québec à Montréal, Département des Sciences Biologiques, CP 8888, Succursale Centre-Ville, Montréal, QC, Canada, H3P 3P8

² Chaire Industrielle CRSNG-UQAT-UQÀM en Aménagement Forestier Durable, Université du Québec à Montréal, Département des Sciences Biologiques, CP 8888, Succursale Centre-Ville, Montréal, QC, Canada, H3P 3P8

Résumé

L'aménagement de la forêt québécoise induit des réductions importantes des surfaces forestières matures au cours du temps et représente donc des pertes nettes d'habitats ainsi qu'une fragmentation du territoire aménagé pour les espèces inféodées à ces milieux. De plus, pour chaque unité d'aménagement, le bureau du forestier en chef définit la possibilité annuelle de coupe en fonction des caractéristiques du paysage (climat, conditions édaphiques, essences ...). Dans notre aire d'étude, les taux établis sont de 1.4 à 1.6 % des volumes marchands disponibles. Le but de cette étude est de quantifier l'effet temporel de l'aménagement forestier sur la configuration du paysage. Nous avons ainsi caractérisé ce processus à l'aide de divers indices de fragmentation compilés avec le logiciel *Fragstat* sur des images *Landsat* classifiées illustrant le paysage en 1985, 1995, 2000 et 2005. L'aire d'étude couvre un paysage d'environ 10000 km² et est située au nord-est de Rouyn-Noranda. Le couvert mature est composé de la pessière noire à mousses correspondant à des peuplements de plus de 70 ans et de plus de 7 m de hauteur. Ce vaste paysage permet d'apprécier la dynamique de configuration à grande échelle. Les résultats documentent une perte nette de 41.3 % de surfaces de forêt mature entre 1985 et 2005 correspondant à un taux de pertes annuelles de 2.06 %. De plus, on dénote une augmentation du nombre de parcelles, ces dernières étant de plus en plus petites, fragmentant dès lors les grandes surfaces de forêt continue. Les tailles moyennes nettes ainsi que l'habitat d'intérieur des parcelles sont réduits au cours du temps, alors que l'isolement augmente par l'accroissement des distances entre les parcelles. Nos résultats montrent clairement que la forêt boréale soumise à l'aménagement voit ses massifs d'un seul tenant être graduellement fragmentés sur une séquence de 20 ans et que les taux de récoltes réalisés, transcrits de volume en surface, ne permettraient pas de garantir un recrutement suffisant d'habitat de qualité mature pour les espèces qui en dépendent. Les taux de récolte actuels de la forêt reposent sur un rendement soutenu en volumes de bois extraits alors que les enjeux de biodiversité s'appuient davantage sur la disponibilité d'habitats et impliquent donc la prise en compte des superficies perturbées.

Mots clés : fragmentation, massifs, forêts résiduelles, habitats résiduels, aménagement, volume, configuration spatiale.

1.1 Introduction

Les écosystèmes forestiers ont une valeur importante d'un point de vue écologique et fournissent des biens et des services essentiels au maintien de la « vie » tels que la régulation des gaz à effet de serre, la qualité de l'eau, les cycles des nutriments, ou encore la diversité génétique et spécifique (Costanza *et al.* 1997; Fisher *et al.* 2008; Turner *et al.* 2012; Nelson *et al.* 2013). Les paysages forestiers sont dynamiques et résultent d'interactions et de processus complexes qui les façonnent au cours du temps. Les changements biophysiques et socioéconomiques ainsi que les progrès technologiques contribuent à modifier les propriétés et les fonctions des paysages forestiers (Turner 1989; Bolliger *et al.* 2007).

Au Québec, la forêt boréale est l'écosystème le plus important, couvrant 73.3 % du territoire forestier et représentant des enjeux majeurs notamment pour le maintien du caribou forestier, espèce emblématique de la province (Courtois *et al.* 2003b, 2007a; Drapeau & Imbeau 2006; Cardille *et al.* 2012). L'exploitation forestière industrielle de la forêt boréale a commencé au cours du XXe siècle. En effet, les forêts sont récoltées pour la matière ligneuse qu'elles fournissent afin de supporter l'économie forestière québécoise qui représente un secteur industriel et un héritage culturel important (Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune 2008). La structure du paysage boréal québécois résulte de l'interaction entre les conditions environnementales (caractéristiques édaphiques, climat), les processus à la base de la dynamique naturelle des forêts (feux, épidémies d'insectes, chablis, dynamique des trouées) et de son aménagement (conversion des terres et exploitation de la forêt...) (Gauthier *et al.* 2008). Avec l'augmentation de la demande des produits forestiers et l'émergence des coupes mécanisées, de grandes coupes totales se sont étendues sur le territoire à partir du milieu du siècle passé (Bergeron & Harvey 1997; Bergeron *et al.* 1999). L'exploitation forestière a conséquemment modifié la couverture forestière en réduisant d'une part les grandes surfaces de forêts continues et plus particulièrement

en diminuant la proportion de forêts matures et âgées dans cette mosaïque (Bergeron *et al.* 1999; Haeussler & Kneeshaw 2003).

Nous avons ainsi mené une analyse spatiotemporelle en mettant l'accent sur la fragmentation du couvert forestier mature et âgé (peuplements de conifères de plus de 70 ans et 7 m et plus de hauteur) afin d'évaluer les impacts de l'aménagement sur ce type de couvert. En effet, ces forêts sont les plus prisées pour l'exploitation forestière en raison leur plus grande rentabilité en termes de volumes de bois extraits. Toutefois, elles représentent l'habitat de préférence pour de nombreuses espèces car elles fournissent des conditions d'habitat uniques générées par une complexité accrue de la structure forestière liée au cycle de vie des arbres (diamètre à hauteur de poitrine élevé, sénescence et mort des arbres et régénération du sous-bois). Cette complexité du couvert forestier n'est pas rencontrée dans les forêts plus jeunes souvent générées par des révolutions forestières courtes telles que celles planifiées par le régime actuel d'aménagement forestier. D'autre part, le déficit en forêts matures et âgées peut également affecter la qualité des habitats après feu car compte tenu de la grandeur de la forêt commerciale, les incendies forestiers ne sont que très partiellement contrôlés et le passage d'une perturbation naturelle telle que le feu laisse des arbres sénescents et morts de moins bonne qualité (jeunes tiges et de faible diamètre) qui risquent de devenir une ressource limitante étant donné le rajeunissement général du couvert forestier (Drapeau *et al.* 2009; Nappi & Drapeau 2009). Les cycles de feux plus longs que les révolutions forestières au sein de la forêt naturelle permettent une accumulation de ces legs au fil du temps. Bien que souvent absents des territoires aménagés ou se raréfiant (D'Eon *et al.* 2004), ces attributs jouent un rôle écologique clé et sont donc importants pour le maintien de la biodiversité associée de façon directe ou indirecte à ces particularités post-perturbations (Lindenmayer *et al.* 2006). Par exemple, en forêt boréale le bois mort (couché ou debout telles que les souches déracinées ou les branches cassées par le vent) constitue une structure écologique autour de laquelle s'articule un important réseau d'utilisateurs du bois morts tels que les insectes saproxylliques, les

oiseaux ou encore les petits mammifères cavicoles à l'échelle locale (Martin & Eadie 1999; Imbeau & Desrochers 2002a; Martin *et al.* 2004; Saint-Germain *et al.* 2007; Drapeau *et al.* 2009).

L'aménagement forestier amène de grandes différences en termes de structures, de composition et de configuration par rapport à une forêt dynamisée par les perturbations naturelles. Par exemple, la survenue des feux est un phénomène aléatoire qui ne dépend pas de l'âge ou de la maturité de la forêt. Ainsi l'occurrence des feux est la même dans les jeunes peuplements que dans les peuplements âgés (Johnson 1992). En revanche, l'exploitation forestière implique une réduction, et ce, de façon "régulière" avec la détermination de possibilités annuelles de coupe des surfaces forestières matures et âgées importante étant donné que ce sont ces peuplements qui sont prisés pour la récolte ligneuse. Ainsi, les superficies de perturbations cumulées sont croissantes au cours du temps et résulte en une fragmentation de ce couvert (Drapeau & Imbeau 2006; Long *et al.* 2010). De plus, les superficies de forêts résiduelles laissées après le passage d'un feu ou après aménagement à l'intérieur d'une agglomération de coupe peuvent différer grandement par leur proportion mais également par leur configuration (Dragotescu & Kneeshaw 2012).

De par la littérature abondante sur le sujet, il n'est plus à démontrer que la perte nette et la fragmentation de l'habitat représentent des enjeux majeurs pour la conservation de la biodiversité des écosystèmes de par le monde (Bender *et al.* 1998; Millenium Ecosystem Assessment 2005). En effet, ces deux processus peuvent avoir des impacts directs sur la biodiversité en diminuant les surfaces des habitats disponibles et en augmentant l'isolement des parcelles d'habitat (Turner 1989; Debinski & Holt 2000; Fahrig 2002, 2003). Il existe également des impacts indirects sur les habitats (capacité de support et qualité/quantité des ressources disponibles) affectant ainsi la dynamique des populations à travers divers paramètres démographiques tels que la dispersion et l'établissement des juvéniles, le succès de reproduction, ou encore la pression de

prédation accrue aux lisières par exemple (Andrén 1992, 1994; Gigord *et al.* 1999; Burke & Nol 2000; Fahrig 2002; Tischendorf *et al.* 2003; Johnson 2007; Vergara & Hahn 2009). Par ailleurs, selon les théories de la biogéographie insulaire et des métapopulations, des pertes de biodiversité peuvent survenir dans les habitats fragmentés en raison de la probabilité d'extinction qui serait plus élevée par rapport à la recolonisation de ces habitats isolés créant ainsi un déséquilibre populationnel (MacArthur & Wilson 1967; Levins 1968; Haila 2002; Hanski & Ovaskainen 2003). De même, la structure des communautés peut également être impactée par la fragmentation à travers les processus de dispersions des organismes (Jacquemyn *et al.* 2001). La fragmentation des paysages pourrait dès lors exacerber les effets de perte nette d'habitat et renforcer les impacts sur la biodiversité notamment par la perte de connectivité des paysages (Taylor *et al.* 1993; Ferreras 2001; Fahrig 2002, 2003; Haddad *et al.* 2003; Vogt *et al.* 2009).

Ainsi, il est nécessaire de comprendre l'évolution spatiotemporelle de la configuration des habitats dans les territoires aménagés afin d'assurer une gestion durable des ressources naturelles et de la biodiversité (Lindenmayer *et al.* 2006; Burton *et al.* 2010; Walz & Syrbe 2013).

A l'heure actuelle, malgré l'intérêt suscité au niveau de la réduction du couvert forestier à l'échelle mondiale (Hessburg *et al.* 2000; Staus *et al.* 2002; Wade *et al.* 2003; Armenteras *et al.* 2006; Panta *et al.* 2008; Tang *et al.* 2012; Saikia *et al.* 2013; Chavez 2013; Hansen *et al.* 2013), peu d'études ont suivi l'évolution temporelle du couvert mature en lien avec l'aménagement du territoire, et en mettant en lien les taux de régression des superficies forestières matures avec les taux d'aménagement volumique de la forêt boréale québécoise. Hansen *et al.* (2013) quantifient le phénomène de déforestation, en se basant sur la perte des surfaces forestières sans caractériser le couvert forestier mature, celle de Meddens *et al.* (2008) quantifie les surfaces forestières en lien avec des variables anthropiques telles que la densité des routes et de

la population tandis que Wulder *et al.* (2008) n'intègrent pas l'aspect temporel dans leur étude. Enfin, l'étude de Valeria *et al.* (2008) qualifie essentiellement les changements de composition du paysage.

Dans la présente étude, nous avons analysé l'empreinte laissée par l'aménagement des dernières années en forêt boréale au niveau des superficies et de la configuration spatiale du couvert forestier mature. L'aménagement forestier amène de grandes différences en termes de structures, de composition et de configuration par rapport à une forêt dynamisée par les perturbations naturelles. Elle implique une réduction des surfaces forestières matures et âgées importante par des superficies de perturbations cumulées croissantes au cours du temps et résulte en une fragmentation de ce couvert. Nous avons caractérisé l'organisation spatiale et temporelle du couvert forestier mature afin d'évaluer l'empreinte humaine associée aux taux de récolte des volumes marchands, une information de premier plan dans l'évaluation des effets de l'aménagement forestier sur le maintien de processus écologiques et de la diversité biologique dans les paysages aménagés. Nous avons analysé sur une période de 20 ans de récolte industrielle les taux annuels de réduction de superficies forestières matures et nous avons comparé ces taux de façon analogue à la possibilité annuelle de coupe pour évaluer comment l'exploitation forestière, planifiée par des cibles spécifiées en volumes de récolte, se traduit en termes de configuration pour l'habitat forestier. Ce projet vise à documenter le processus de fragmentation de la forêt boréale en partant d'une scène de 1985 quasiment vierge de toute exploitation et en retraçant les changements du couvert forestier mature sur une période de 20 ans.

Les objectifs de cette étude sont de : (1) documenter dans le temps l'évolution de la fragmentation du couvert forestier mature soumis à l'aménagement et de (2) quantifier l'évolution de la fragmentation au moyen d'indices de configuration spatiale.

1.2 Matériels et méthodes

1.2.1 Aire d'étude

L'aire d'étude recoupe en partie les régions de l'Abitibi-Témiscamingue et du Nord-du-Québec, entre Rouyn-Noranda et Chibougamau, couvrant un territoire d'environ 10,000 km² (fig. 1.1). La zone d'étude est localisée au cœur de la forêt boréale et plus précisément dans la région écologique de la pessière à mousses de l'ouest, dominée par l'épinette noire (*Picea mariana*, Mill.) et comprend de nombreux lacs et milieux humides. Ces essences résineuses poussent sous des conditions climatiques difficiles en raison de la courte saison de croissance annuelle couplée à un froid sévère et à une faible disponibilité en nutriments (Burton *et al.* 2010). Le paysage étudié est relativement plat et est constitué d'un relief de plaines, avec un pourcentage d'inclinaison des pentes compris entre 0 et 8 %. Concernant le climat, la température moyenne annuelle est de 0.0°C (Blouin & Berger 2004, 2005). Historiquement, l'exploitation forestière dans ce secteur a débuté en 1984 et s'est étendue au cours des deux décennies suivantes. L'aire d'analyse étant située dans le domaine bioclimatique de la pessière noire à mousses, nous avons retenu les classes résineuses matures dans la définition du couvert mature dans la suite du document. En effet, le couvert forestier désigné comme mature dans notre étude représente le stade à partir duquel les processus de mortalité et de régénération sont présents dans les forêts. Les arbres de la première cohorte commencent à mourir et complexifient le peuplement et des dynamiques de trouées peuvent se manifester (Kneeshaw & Gauthier 2003). Ce paysage d'étude est relativement homogène et le couvert forestier qualifié de mature sur la classification sur l'image satellitaire classifiée est principalement composé, selon les cartes éco-forestières, de peuplements matures soient 52 % de plus de 90 ans et 35 % de forêt de 70 à 90 ans. De plus, il est dominé à 61 % par des peuplements de 12 à 17 m, suivi de 19 % entre 7 et 12 m de hauteur (tableau 1.1). Par ailleurs, les structures verticales et horizontales de ce couvert mature sont diversifiées de par la dynamique naturelle de la chrono-séquence forestière et sont ainsi assimilables, bien que sous

régime de perturbations naturelles, à une mosaïque de conditions forestières historiques et dynamiques pour la scène de 1985. Il constitue de ce fait un point de référence pour évaluer les effets spatiotemporels de l'aménagement forestier industriel de la pessière à mousse. L'aire d'étude abrite de nombreuses espèces associées aux forêts âgées et en corollaire au bois mort et sénescant (Drapeau *et al.* 2002, 2003) et regroupe également des aires de répartition potentielles du caribou forestier qui en font un paysage à valeur de conservation écologique et éthique important (Courtois *et al.* 2003b).

Chaque région à vocation forestière est découpée en unité d'aménagement (UA). Au sein de chaque unité, le gouvernement du Québec et plus précisément le bureau du forestier en chef, décide par modélisation des volumes de bois pouvant être récoltés chaque année par UA. Dans le territoire à l'étude, qui recoupe principalement deux UAs (93 % de l'UA-087-62 et 56 % de l'UA-087-63), les possibilités annuelles de coupe allouée sont de 1.4 % pour l'UA-087-63 et de 1.6 % pour l'UA-087-62 du volume de bois disponible (Caron & Audet 2013a, 2013b), équivalant respectivement à une révolution forestière de 71 et 62 ans.

1.2.2 Images satellites

L'étude des changements du couvert forestier à l'échelle régionale suscite un intérêt croissant auprès de la communauté scientifique, mais également auprès des grandes organisations internationales. Pour ce faire, depuis plusieurs années, les images satellites représentent un outil important pour évaluer et quantifier les impacts de l'aménagement forestier et les dynamiques des perturbations naturelles sur les écosystèmes et plus spécifiquement sur leur configuration spatiale (Petit *et al.* 2001; Armenteras *et al.* 2003; Valeria *et al.* 2012). Les systèmes d'information géographique (SIG) permettent une analyse visuelle ainsi que l'évaluation quantitative des paysages (Tekle & Hedlund 2000). Contrairement aux études de terrains qui permettent d'évaluer à fine échelle des surfaces plus petites, l'imagerie satellite permet quant à elle d'effectuer des études à grandes échelles spatiotemporelles des paysages. Ce fut

l'objet de l'étude récente sur l'état du couvert forestier à l'échelle mondiale (Hansen *et al.* 2013).

Pour analyser les changements des surfaces forestières et les patrons spatiaux au cours du temps, nous avons utilisé l'analyse spatiale d'images satellites. Notre jeu de données est ainsi constitué de quatre scènes temporelles (1985, 1995, 2000 et 2005) obtenues à partir d'images LandSat d'une résolution de 30 m x 30 m déjà classifiées lors d'une précédente étude (Valeria *et al.* 2012), selon les 48 classes de Wulder *et al.* (2008). Pour répondre à nos objectifs et évaluer les changements du territoire en termes du couvert forestier mature, nous avons ensuite regroupé les différentes classes du paysage selon dix types de couverts du sol : (1a) perturbations naturelles et régénération forestière de stade 0 (comportant essentiellement les traces des perturbations naturelles et dont le couvert de régénération est inférieur à 2 m), (1b) coupes récentes et régénération basse (regroupant les coupes et les couverts arbustifs bas inférieurs à 2 m), (2) régénération de stade 1 (contenant des stades plus avancés comme les arbustes, de 2 à 7 m), (3) régénération de stade 2 (regroupant les feuillus ou les peuplements mixtes dominés par les feuillus, de 2 à 7 m ou plus), (4) couvert forestier mature (regroupant les résineux et les peuplements mixtes à tendance résineuse, de plus de 7 m de hauteur et de 70 ans et plus), (5) landes boisées, (6) milieux humides, (8) et (9) surfaces improductives et autres (surfaces agricoles, herbes, lichen et mousse, ombres, nuages et neige) et (10) eau de surface. À des fins pratiques de visualisation sur la figure 1.2, les classes 1 à 3 et 5 à 8 ont été regroupées en "milieux non forestiers ou forestiers immatures". La classification des images est issue d'une étude de Valeria *et al.* (2008). Ces auteurs ont effectué l'ortho-rectification, la correction radiométrique et la normalisation des images. La classification a été effectuée selon une méthode d'amélioration de la classification (Beaubien *et al.* 1999). Finalement la validation a été effectuée à l'aide de photos géoréférencées. L'exactitude de la classification obtenue se situe à près de 70 % (Valeria *et al.* 2012). De plus, nous avons effectué une validation croisée du couvert forestier mature avec les informations de hauteur et d'âge

des cartes éco-forestières du troisième décennal afin d'évaluer la composition et la structure du couvert forestier (tableau 1.1, MRNF 2009). Les couverts inférieurs à 2 m ne constituent en aucun cas de l'habitat pour les espèces inféodées aux milieux forestiers matures. Les regroupements ont été effectués sur la base de l'évolution des cohortes structurelles et en fonction de la composition en espèces. Ainsi notre aire d'étude étant située en pessière noire à mousses, nous avons considéré comme matures les peuplements résineux de plus de 70 ans et de 7 m de hauteur. En effet, les organismes inféodés aux milieux matures ont besoin d'une diversité de structure pour effectuer leur cycle de vie. C'est pourquoi nous avons axé notre analyse sur le couvert forestier résineux mature dans notre aire d'étude qui est généralement composé de peuplements résineux issus de la deuxième cohorte et comporte du bois mort au sol ou debout issu de la première cohorte feuillue (Bergeron et al. 1999).

Les cartes ont été traitées en utilisant le logiciel ArcMap v.10 (ESRI, 2010). En août 1995, un feu de forêt d'une superficie de plus de 530 km² a eu lieu (Ministère des ressources naturelles et de la Faune 2011). Afin de documenter dans la mesure du possible uniquement l'effet de l'aménagement forestier cumulé issu de coupes directes (sans coupes de récupération dans le feu), nous avons choisi d'éliminer les surfaces brûlées de l'analyse. De même, une des images contenait une zone dont les données n'étaient pas disponibles (couverture nuageuse), afin de comparer les mêmes données, nous avons également enlevé cette zone sur chacune des scènes.

1.2.3 Analyses de fragmentation

Afin de quantifier les changements de configuration forestière, des indices de fragmentation ont été utilisés sur la classe forestière mature (tableau 1.2). La quantification et la comparaison de la configuration spatiale ont été conduites en utilisant des indices clés de l'analyse de fragmentation d'après la littérature (McGarigal *et al.* 2002; Armenteras *et al.* 2003; Sivrikaya *et al.* 2007; Cakir *et al.* 2008; Prugh 2009). Ces indices ont ainsi été choisis de façon cohérente afin de décrire de façon

pertinente la dynamique du paysage soumis à l'aménagement forestier. La littérature des dernières années a soulevé de nombreuses lacunes et faiblesses dans l'utilisation de certains indices, c'est pourquoi un soin a été apporté au choix de ses divers indices (Li & Wu 2004; Li *et al.* 2005; Pascual-Hortal & Saura 2006). La plupart de ces indices ont été utilisés dans différents types de paysages et permettent l'évaluation des attributs spatiaux dans les paysages fragmentés (Haines-Young & Chopping 1996; Southworth *et al.* 2002; De Barros Ferraz *et al.* 2005). Les parcelles ont été définies par la règle des huit voisins, c'est-à-dire que tous les pixels du même type partageant un sommet ou un côté en commun appartiennent à la même entité structurale : la parcelle (McGarigal *et al.* 2002).

Le premier indice choisi est le pourcentage d'occupation de chaque classe de recouvrement du sol en hectares (*pourcentage of landscape*: PLAND). Cet indice nous renseigne sur la proportion qu'occupe chaque type de couvert au sein du paysage et permet ainsi d'évaluer le paysage en termes de composition. Les suivants sont le nombre de parcelles (*number of patches*: NP) ainsi que la taille de ces parcelles par classes de tailles (AREA), la taille de forêt d'intérieur (*core area*: CORE) en appliquant une zone tampon de 60 et 100 m. Plusieurs paramètres de tampon ont été utilisés afin de décrire le paysage selon plusieurs perceptions multi-spécifiques. Dans la littérature, de nombreux organismes semblent sensibles à effet de bordure de 50 à 100 m (Harper *et al.* 2005; Rheault *et al.* 2003; Gagné *et al.* 2007), c'est pourquoi nous avons utilisé ces paramètres. L'isolement des parcelles a été mesuré à l'aide de la distance moyenne du plus proche voisin en m (*eucliden nearest neighbor*: ENN). L'indice de similarité (*similarity*: SIMI) quant à lui estime l'hétérogénéité spatiale autour des parcelles dans un rayon donné, ici 500 m, d'après une matrice de pondération de similarité entre les dix différentes classes de couverts. La pondération de la similarité entre ces précédentes classes a été appliquée de manière hiérarchique : la coupe forestière représentant la classe la moins similaire en termes de composition et de structures à la classe mature possédait la valeur la plus faible. Nous avons attribué aux classes de régénération

(stades 0 à 2) des valeurs de similarité croissantes. Ces indices de fragmentation sont des indices dont la redondance de l'information est limitée et permettent de dresser un portrait de la fragmentation du paysage. En effet, de nombreux indices ne répondent pas de manière correcte face à l'érosion de l'habitat. Les calculs ont été effectués sur chaque scène en utilisant le logiciel Fragstat 4.1 (McGarigal & Marks 1995). Pour plus de détails concernant le calcul de chacun des indices, le lecteur intéressé peut se référer à la documentation du logiciel (McGarigal *et al.* 2002) et au tableau 1.2.

Étant donné la non normalité des données, afin de tester si les différences observées au cours du temps dans les différents indices choisis sont significatives, nous avons utilisé une alternative non paramétrique de l'ANOVA, les tests de Kruskal-Wallis, puis des tests post-hoc de comparaison multiples des paires deux à deux avec une correction de Bonferroni (Echeverria *et al.* 2006; Dytham 2011) à l'aide du logiciel R (R Development Core Team 2014) et du package *agricolae* (De Mendiburu 2014). Ce test statistique compare les rangs de plusieurs échantillons entre eux afin de déterminer s'ils sont issus de populations statistiques différentes.

Les taux de variations annuels (T) pour chaque période (1985-1995, 1995-2000, 2000-2005 et 1985-2005) et les projections ont été calculés en prenant comme référence le couvert forestier résineux mature de 1985 comme état initial. Puis nous avons calculé les taux de variations avec la formule suivante:

$$T = \left(\frac{SFM_{t+1} - SFM_t}{SFM_{1985}} \div (t_{+1} - t) \right) \times 100 \quad \text{équation (1)}$$

Avec SFM_{t+1} représentant la surface de couvert résineux forestier mature au temps t_{+1} et SFM_t au temps t . SFM_{1985} représente la valeur de référence.

1.3 Résultats

1.3.1 Changements spatiotemporels de la composition du paysage

Dans un premier temps, l'analyse visuelle des images permet de comprendre la dynamique spatiale d'expansion de la coupe forestière au sein du paysage. Ainsi on observe principalement quatre foyers de coupe à partir de la scène de 1995 (fig. 1.2). Comme mentionné précédemment, un feu est survenu en 1995 au sud-ouest de l'aire d'étude. Ce feu a subi des coupes de récupération pour limiter les pertes de matière ligneuse. L'exploitation forestière s'est ainsi propagée dans le temps à partir de cette perturbation grâce à l'accessibilité du territoire liée au réseau routier déployé pour la récupération du bois dans les aires brûlées (fig. 1.2).

Concernant l'analyse de composition, en 1985, le couvert forestier mature occupait 647 055 ha et représentait 68.06 % du territoire à l'étude. En 2005, ce dernier ne représente plus que 39.96 % du territoire, avec une superficie de 379 827 ha. En 20 ans, le territoire aménagé à l'étude a donc connu une perte de 41.3 % de surfaces forestières matures, ce qui représente un taux de pertes annuelles de 2.06 % pour la période de 20 ans, de 1.15 % par an pour la période de 1985 à 1995, de 4.33 % entre 1995 et 2000 et de 1.61 % entre 2000 et 2005 (fig. 1.3). On remarque également que les classes de régénération (stades 1 et 2) suivent la chrono-séquence de la dynamique naturelle et leur présence au sein du paysage augmente proportionnellement avec le temps. De plus, en prenant pour taux de référence la période de 1985-2005, soit 2.06 % par an, nous calculons que le seuil de 30 % de couvert forestier résineux mature par rapport à 1985 serait atteint en 2019 au sein de ce paysage. En prenant le taux annuel de 1.6 % établi par le bureau du forestier en chef, nous calculons que ce taux d'aménagement générerait le seuil de 30 % d'habitat en 2029.

1.3.2 Changements de configuration

Entre 1985 et 1995, le couvert forestier mature se distribuait en une surface continue : l'indice de la plus grande parcelle (LPI) et le pourcentage d'occupation du couvert

forestier mature (PLAND) étaient quasiment équivalents, concentrant la quasi-totalité de la proportion de couvert mature en une seule et unique parcelle dans l'aire d'étude (fig. 1.5). En effet, en 1985, près de 94 % des surfaces forestières matures appartenaient à la même parcelle (continuité structurale) de 609 017 ha (tableau 1.3). En 1995, cette proportion diminue faiblement (85 %). En revanche, on observe une perte importante de la proportion du couvert forestier mature qui se retrouve réparti dans des parcelles de plus petite taille pour les scènes de 2000 et 2005 avec une proportion de 37 et 33 % respectivement concentrée dans la plus grande parcelle (fig. 1.4 et 1.5, tableau 1.3). Nos résultats montrent un débalancement de la proportion du couvert mature qui se distribue au cours du temps en des parcelles de plus en plus petites. Conséquemment, le nombre de parcelles de petite taille (inférieures à 1 km²) croît de 18 830 à 52 400 parcelles entre 1985 et 2005, soit une augmentation presque triplée (2.8 fois) (fig. 1.4 et tableau 1.3). L'aire de la plus grande agglomération de zones perturbées (événements de coupes cumulées) est d'environ 17 400 ha en 1985 (% du paysage) et atteint plus de 290 000 ha en 2005 (% du paysage).

Au sujet des tailles moyennes des parcelles (AREA) et des tailles moyennes de l'habitat d'intérieur (CORE), on remarque une perte de 44.5 à 63.7 % de couvert d'intérieur en utilisant un effet de 60 m de lisière par rapport à la taille brute (AREA) entre 1985 et 2005, et de 68.0 à 84.1 % pour un effet de bordure de 100 m (fig. 1.6). Concernant l'isolement des parcelles, la distance moyenne du voisin le plus proche croît quant à elle de près de 7 % sur 20 ans (fig. 1.7). Enfin, l'indice de similarité révèle une très forte baisse de la similarité avec une perte de 95.8 % de similarité entre les parcelles appartenant à la classe du couvert forestier mature avec les autres types de couverts (fig. 1.7). Les variations entre les années 1985 et 2005 des indices sont significatives à $p < 0.001$ pour les tests non paramétriques de Kruskal-Wallis (voir tableau 1.4).

1.4 Discussion

1.4.1 Changements majeurs spatiotemporels de composition du paysage

Nos résultats documentent la diminution cadencée et non linéaire de la forêt mature dans les aires de récolte à l'étude. En effet, le paysage a subi des taux de récolte avec une variabilité importante au cours des périodes décrivant les 20 années étudiées et notamment avec un pic entre 1995 et 2000 de 4.33 % par an. Au Québec, les forêts dépassant l'âge d'exploitabilité sous régime naturel de perturbations varient entre 54 et 80 % de la forêt boréale (Drapeau & Imbeau 2006). Dans l'aire d'étude, le couvert résineux mature ne représente plus que 39.96 % en 2005. Cette diminution du couvert mature s'accompagne d'une augmentation des proportions des couverts en régénération. De plus, la régénération forestière associée à la coupe comporte en général plus de feuillus que celle issue des feux et peut ainsi provoquer un processus d'enfeuillement des peuplements (McRae *et al.* 2001; Grondin & Cimon 2003; Laquerre *et al.* 2009). Le phénomène d'enfeuillement peut apparaître avec la régénération végétative du peuplier faux-tremble (Bergeron 2000), en effet, le pin gris (*Pinus banksiana*, Lamb.) nécessite le passage d'un feu pour s'établir, il est donc exclu des peuplements issus de la régénération post-coupe (Arsenault 2001). Ces résultats peuvent traduire une restructuration de la mosaïque forestière. En effet, le rajeunissement du paysage par la diminution de la proportion des classes de forêts matures s'accompagne d'une augmentation des couverts en régénération et hypothétiquement d'une normalisation anticipée des classes d'âges de la matrice forestière avec une raréfaction des peuplements surannés et matures (Gauthier *et al.* 2001).

La possibilité de coupe annuelle allouée dans ces paysages (1.4 à 1.6 % du volume marchand) se traduit dès lors par des pertes forestières correspondant à un taux de changement annuel de la superficie du couvert forestier mature de 2.06 % par an pour la période de 1985 à 2005 (Caron & Audet 2013a, 2013b). Ce score élevé témoigne de

l'intensité d'aménagement qu'a subi ce territoire sur une période de 20 ans. D'après l'équation (1) et en prenant comme référence ce taux d'aménagement, 2.06 % par an de pertes 1985-2005, nous avons calculé que le seuil de 30 % (Fahrig 2002; Rompré *et al.* 2010) de surfaces forestières matures restantes (sur la base des surfaces de 1985 représentant 100 %) sera atteint vers 2019, et en 2029 en prenant le taux de 1.6 % en vigueur. La croissance de la reprise végétale peut être estimée entre 15 et 25 cm/an pour notre aire d'étude et 28 à 47 années sont donc nécessaires pour atteindre un couvert d'au moins 7 m de hauteur, ou 48 à 80 ans dans le cas d'un couvert de 12 m, sans prendre en compte le temps d'établissement de la régénération (Leroy 2014). De plus, l'atteinte de la forêt en stade mature étant estimée à 70-100 ans (basé sur la complexité structurale et sur la mortalité des arbres issus de la première cohorte), le couvert forestier issu des premières coupes de la scène de 1985 n'atteindra sa maturité qu'à partir de 2055 (Drapeau *et al.* 2003). Ces projections mettent en relief le phénomène de la « dette d'aménagement » décrit par Fall et Eng (*unpub.*). Ainsi, les taux d'aménagement expérimentés au cours des 20 dernières années pourraient engendrer un laps de temps pendant lequel la quantité (>30 %) et la qualité d'habitats (peuplements de plus de 70 ans et de 7 m et plus) seraient insuffisantes et donc critiques pour le maintien de la biodiversité dans les paysages aménagés pendant une période de 26 à 36 ans environ pour des taux annuels de 1.6 et 2.06 % respectivement. Par ailleurs ces calculs ne prennent pas en compte les accidents de régénération éventuels.

D'ordinaire, les changements temporels majeurs dans la composition de la végétation sont contraints par les processus de perturbations et de successions naturelles qui sont reliées aux facteurs physiographiques comme la topologie, les sols, le climat et également des facteurs biotiques comme les banques de graines et l'herbivorie (Nguyen-Xuan *et al.* 2000). Dans le cas de la forêt boréale aménagée, l'aménagement forestier s'ajoute comme perturbation importante et diminue fortement l'habitat des espèces inféodées aux milieux matures par la perte significative des peuplements matures et âgés (Kneeshaw & Gauthier 2003; Boucher *et al.* 2009a, 2009b, 2014;

Valeria *et al.* 2012). Ces changements en termes de compositions du couvert peuvent conduire à des extinctions locales de certaines espèces et donc présenter un risque financier pour les entreprises engagées dans des processus de certification forestière environnementale (*Forest Stewardship Council* notamment).

Il serait ainsi recommandé de conserver de grandes étendues de couverts forestiers matures tels que des massifs de plusieurs dizaines de kilomètres carrés (Lesmerises 2010). En effet, plusieurs auteurs suggèrent que la rétention de grandes superficies est essentielle pour le maintien et/ou la survie de certaines espèces en zones aménagées (Imbeau *et al.* 1999; Trzcinski *et al.* 1999; Villard *et al.* 1999). Par exemple, les oiseaux forestiers nécessiteraient des surfaces de 30 km² pour maintenir des populations et des communautés viables à long terme (Robbins *et al.* 1989). En effet, Imbeau *et al.* (1999) ont observé que certains oiseaux (pic à dos noir, pic tridactyle et grimpereau brun) étaient restreints aux forêts matures ou aux brulis. En ce qui concerne le caribou forestier, la protection de massifs de 100 à 250 km² ne serait pas suffisante, et des massifs de 1000 km² permettraient des efforts de conservations plus efficaces et pertinents (Courtois 2003; Lesmerises 2011).

Ainsi, en plus de fournir un statut de protection pour la biodiversité, le maintien de grandes étendues non perturbées par la coupe sert de référentiel pour de futures études évaluant les impacts de l'aménagement. Ces grands massifs serviraient dès lors de « zones contrôles » pour évaluer la performance des différentes stratégies testées et adoptées (Gauthier *et al.* 2008; Burton *et al.* 2010). De plus, les possibilités de coupe pour l'aménagement forestier devraient s'exprimer en superficies. Les mesures de superficies sont plus intuitives et seraient dès lors plus appropriées en termes d'enjeux de conservation. En effet, les superficies représentent une mesure « stable » de la quantité d'habitat disponible tandis que les mesures de volumes de bois varient en fonction de divers paramètres (croissance, essences, peuplements, climat, dépôts et conditions édaphiques...) (Fall & Eng, *unpub.*). Par ailleurs, les statuts d'encadrement

juridique de protection des habitats tant à l'échelle nationale qu'à l'échelle internationale, sont exprimés en surface ou proportion du paysage (CBD 1992; MDDEP 2011).

1.4.2 Changements de configuration

Sur le territoire à l'étude, la majeure partie du processus de fragmentation s'est effectuée entre 1995 et 2000 probablement en raison de l'ouverture du paysage introduite par le feu et le développement du réseau routier. Les coupes forestières ont commencé par perforer le paysage (fig. 1.2), puis graduellement ces parterres de coupes se rapprochent les uns des autres au cours du temps. Il se forme ensuite de grandes agglomérations par la juxtaposition et le cumul spatiotemporels des coupes et créer des superficies ouvertes ou en régénération bien plus importantes que les surfaces engendrées par les perturbations naturelles (Drapeau & Imbeau 2006; Belleau *et al.* 2007; Bélisle *et al.* 2011; Madoui 2014). En effet, la part des superficies cumulées perturbées par la coupe (290 000 ha en 2005) représente de plus grandes étendues par rapport aux grandes perturbations naturelles comme les feux (plus grand feu de 51 882 ha dans une région similaire à l'aire d'étude, Madoui *et al.* 2010). Ce phénomène peut dès lors conduire à une inversion de la matrice forestière par le débalancement des classes matures au profit des classes plus jeunes.

La diminution de la taille de la plus grande parcelle de couvert forestier mature (LPI) coïncide avec l'ouverture du territoire amené par les coupes de récupération effectuées dans le feu de 1995. En 2005, il ne reste que deux parcelles de 100 à 500 km² et deux parcelles dont la taille est supérieure à 500 km². Ainsi l'aire d'étude possède seulement quatre grands massifs de conservation potentielle pour le caribou forestier, dont la taille optimale des habitats continus préservés devrait être supérieure à 100 km² (Courtois 2003). Étant donné les tendances de réduction des surfaces continues au cours du temps, il apparaît critique de se pencher sur l'éventuelle mise en place de plans d'aménagement favorisant la conservation à long terme de ces massifs. En effet, par le

principe de précaution, la conservation d'un ensemble représentatif d'écosystèmes intacts dans une région pourrait maintenir une population viable de la majorité des espèces ayant des exigences d'habitat qui sont encore inconnues (Lindenmayer & Franklin 2002; Haeussler & Kneeshaw 2003). Ainsi, la conservation de grandes étendues non aménagées en transition naturelle peut soutenir les théories de conservation à travers le filtre grossier. Par ailleurs, certains auteurs ont suggéré que les impacts de la perte nette d'habitats étaient plus importants pour la conservation des populations que les effets de la fragmentation (Trzcinski *et al.* 1999; Fahrig 2003).

Concernant la taille moyenne des parcelles, ces dernières sont de plus en plus petites et avec des tailles d'habitat d'intérieur qui diminuent grandement au cours du temps. De grandes variations dans la taille et le nombre de parcelles ont lieu au sein du paysage. Le couvert forestier mature se retrouve réparti dans les petites parcelles résiduelles au détriment des grandes parcelles. Ainsi, les petites parcelles (< 100 ha) concentrent en 2005 la deuxième plus grande proportion de la classe de couvert mature (Tableau 1.3). De plus, la taille moyenne des parcelles diminue de façon plus abrupte au cours du temps de même que les tailles des habitats d'intérieur. Nos deux scénarios de lisières (CORE_60m et CORE_100m) permettent d'évaluer les différents impacts sur la diminution du couvert d'intérieur selon des sensibilités aux effets de lisières différentes en fonction des organismes. Les effets de lisières peuvent avoir des impacts ciblés sur la répartition des organismes et sur la qualité de l'habitat (Rheault *et al.* 2003; Mascarúa López *et al.* 2006; Harper *et al.* 2006; Boudreault *et al.* 2008). Bien que l'indice d'isolement (ENN) augmente peu comparativement aux autres indices cela est dû à l'augmentation concomitante de la densité des parcelles au cours du temps. L'habitat de qualité se fragmente dès lors en parcelles résiduelles de plus en plus isolées les unes des autres et noyées dans une matrice de moins en moins similaire de par la proportion de coupes grandissante aux alentours (Sivrikaya *et al.* 2007). La perméabilité de la matrice au déplacement des espèces associées aux milieux forestiers diminue et à

l'inverse, la résistance du paysage augmente avec l'aménagement croissant du territoire (voir Chapitre II).

Par ailleurs, dans nos analyses nous n'avons pas pris en compte les effets potentiels du réseau routier (routes principales et chemins) (Liu *et al.* 2014b). En effet, nous ne disposons pas des données temporelles quant au réseau routier pour les quatre scènes et n'avons donc pu intégrer ce paramètre de lisières dans notre étude, nous avons ainsi analysé la fragmentation en n'incluant pas ou peu (certaines routes assez larges sont visibles sur les images satellites) l'effet des routes. Or, il a été documenté que certaines espèces sont sensibles aux effets de bordure engendrés par ces structures. C'est le cas par exemple du caribou forestier qui est très sensible au réseau routier (effet de lisière jusqu'à 1 km) et ce notamment en fonction de la pression accrue de prédation par l'ours noir et le loup dont les déplacements sont facilités par les routes (Dussault *et al.* 2012). D'autres taxons comme les lichens sont également sensibles aux effets de lisières (Rheault *et al.* 2003; Boudreault *et al.* 2008). Sans pour autant remettre en question la pertinence de l'étude le fait de ne pas considérer l'ensemble du réseau routier peut sous-estimer les effets globaux de fragmentation de la forêt mature et âgée (Harper *et al.* 2004).

1.4.3 Perspectives

Les coupes forestières ont un impact persistant à grande échelle spatiotemporelle sur la structure des paysages. En effet, l'exploitation forestière s'inscrit dans un contexte de paysage dynamisé par un régime de perturbations naturelles à caractéristiques régionales en fonction du domaine bioclimatique, des dépôts de surfaces et des caractéristiques de drainage des sols par exemple (DeLong 2002). Les perturbations sévissant au sein de ce paysage sont des processus naturels qui sont les moteurs d'une dynamique forestière résultant en une diversité d'habitats et de conditions environnementales pour la faune (Kneeshaw 2001) et dont la forêt boréale a besoin pour rester productive en renouvelant les peuplements afin de permettre la croissance

et limiter l'entourbement grâce aux feux (Greene et al. 1999; Burton *et al.* 2010). Ce régime de perturbations se manifeste de façon aléatoire et variable, et fait intervenir les feux de forêt comme principale perturbation en termes d'intensité et de superficies impactées. De même, les épidémies d'insectes (tordeuse des bourgeons d'épinette), les tempêtes de vent ou encore la sénescence naturelle des arbres participent à la dynamique de l'écosystème (Johnson 1992; Ruel *et al.* 2001; Kneeshaw et Gauthier 2003; Bergeron *et al.* 2004). Ces perturbations font partie intégrante de l'écosystème et participent à la résilience de ce dernier. Le maintien de l'intégrité de ces écosystèmes permettrait d'assurer une conservation de la biodiversité plus effective à moyen et long terme par ses fonctions d'adaptabilité, le rendant de ce fait moins vulnérable aux perturbations inusitées de plus grande envergure (Seymour & Hunter 1999; Haeussler & Kneeshaw 2003; Drever *et al.* 2006; Adger 2006; Cumming 2011). L'exploitation forestière crée de grandes différences quant à la structure et la composition des peuplements et tend à homogénéiser les paysages (Bergeron & Leduc 1998; McRae *et al.* 2001; Grondin & Cimon 2003).

La réduction de la variabilité des oscillations conduit les écosystèmes gérés à devenir moins résilients face aux stress et aux perturbations et pourrait éventuellement conduire à l'effondrement de leur capacité à maintenir leur fonctionnement et à fournir les ressources écologiques (Holling & Meffe 1996). Ainsi, comprendre les dynamiques régissant l'évolution des paysages et de ces habitats ainsi que le couplage entre les perturbations naturelles et anthropiques est une étape critique pour la gestion et la conservation durables de l'écosystème à l'étude (Bergeron *et al.* 1999, 2007; Landres *et al.* 1999; Dale *et al.* 2001). L'approche écosystémique s'engage ainsi dans cette optique de réduire les écarts entre les paysages sous dynamique naturelle et ceux exploités pour fournir un cadre de gestion répondant aux grands principes du développement durable et s'appuyant sur la gamme de variabilité historique du régime de perturbation de la région ciblée (Bergeron & Harvey 1997; Delong 2002; Lindenmayer *et al.* 2006; Lindenmayer & Cunningham 2013). L'aménagement

forestier durable soutient ainsi une gestion forestière qui reproduit des impacts similaires aux perturbations naturelles par la mise en place de diverses pratiques sylvicoles (D'Eon *et al.* 2004; Lindenmayer *et al.* 2006). Ainsi, une meilleure identification des impacts permet de mieux quantifier l'efficacité des pratiques sylvicoles adoptées et d'identifier les améliorations possibles à mettre en place. De plus, un aménagement cohérent de façon spatiotemporelle pourrait catalyser la connectivité du territoire et dès lors, mitiger les effets de la fragmentation. Les cadres de gestion doivent s'accorder afin de promouvoir une complémentarité entre les aires protégées et l'aménagement forestier pour le maintien de la biodiversité (Lindenmayer & Franklin 2002).

La diminution du couvert forestier mature et la fragmentation en parcelles résiduelles de plus petites superficies sont des phénomènes se déroulant à l'échelle mondiale (Bennett 2003). Toutefois, la forêt boréale est une forêt qui ne subit que peu de déforestation. En effet, l'exploitation forestière québécoise ne convertit pas les classes forestières en d'autres classes d'utilisation du sol (Allen & Barnest 1985). Ainsi, la fragmentation de la forêt boréale est une fragmentation « temporaire » dans laquelle les aires récoltées se régénèrent au cours du temps (Drapeau & Imbeau 2006). Cette fragmentation diffère dès lors grandement des impacts de la fragmentation de la forêt tempérée ou tropicale où les terres sont converties en milieux agricoles (Drapeau *et al.* 2000; Schmiegelow & Mönkkönen 2002). La diminution de la taille des parcelles, l'expansion du réseau routier, les effets de lisière et l'isolement contribuent à la dégradation forestière. Les impacts de ce processus sont plus diffus et difficiles à évaluer : la dégradation forestière implique une ouverture de la canopée, une modification des structures verticales, un changement de composition, et d'attributs clés caractéristiques des milieux sous dynamique naturelle (Panta *et al.* 2008). De plus, ce paysage n'a pour le moment été seulement exposé à une première révolution de coupes primaires forestières. En effet, l'exploitation a commencé au cours des années 1980 et les cycles de rotation des coupes (entre 62 et 71 ans) sont encore loin d'être

atteints. Des plans de gestion stratégiques sur le long terme couplés à des études de simulations de la régénération de ces parterres de coupe devront être mis en place afin d'évaluer la durabilité de la ressource forestière et la qualité des habitats selon divers scénarios de gestion (Fall *et al.* 2004).

La composition du paysage a tendance à rajeunir la matrice forestière et donc la disponibilité en habitats forestiers pour les espèces nécessitant des peuplements matures et âgés. En effet ces derniers fournissent de conditions d'habitats favorables à l'échelle locale par la présence d'arbres de gros diamètres, par la complexité de la structure horizontale et verticale du couvert et par la diversité de l'état des arbres (morts : sur pied ou au sol, sénescents ou vivants). De plus, la configuration du paysage influence la taille des parcelles d'habitats et l'isolement contraint l'habitat "atteignable". Par exemple, les parterres de coupe ne fournissent plus de nourriture et ne représentent plus un couvert de protection suffisant (pour le camouflage du nid notamment) et sont donc évités par le tétras du Canada. La destruction de son habitat le force de ce fait à se déplacer sur de plus grandes distances, ce qui a pour conséquences d'augmenter la mortalité et le stress des animaux (Turcotte *et al.* 2000). De même, selon certains auteurs, la martre d'Amérique ne tolère qu'une certaine proportion de coupes dans son territoire (Smith & Schaefer 2002), ou selon d'autres a besoin d'une certaine proportion de couvert forestier par l'utilisation préférentielle de ces classes de recouvrement du sol (Cheveau *et al.* 2013).

La perte de connectivité du paysage peut avoir des conséquences sur la persistance et la survie des populations à long terme par l'appauvrissement des pools génétiques (Frankham *et al.* 2002). Les processus d'évaluation de la valeur écologique des habitats fragmentés sont en essor. Jusqu'à présent, en forêt boréale, la faune aviaire semble davantage être affectée par la quantité d'habitats que la configuration des parcelles (Imbeau & Desrochers 2002b; Fahrig 2013).

En forêt boréale, face à ces changements on note certaines adaptations de la faune quant à l'aménagement forestier. En effet, les parterres de coupe ne fournissent plus assez de nourriture et ne représentent plus un couvert de protection suffisant contre la prédation et augmentent ainsi les stress au sein des communautés et forcent les animaux à se déplacer. Il s'agit par exemple de modifications du comportement comme l'augmentation des superficies des domaines vitaux et de l'amplitude des déplacements pour le caribou forestier ou encore l'évitement des aires en régénération ou en bordure de routes (Courtois *et al.* 2002; Dussault *et al.* 2012).

L'analyse effectuée démontre que la mise en œuvre de la foresterie par rendement volumique soutenu au cours des années passées transforme et fragmente le paysage. Le cadre de gestion passé impliquait seulement des volumes d'extraction alors que le cadre de gestion à venir intègre de plus en plus la composante spatiale de l'aménagement (Nappi 2013). Toutefois, malgré ce tournant législatif, les empreintes des opérations forestières des années antérieures persistent de marquer le territoire et leur atténuation sera longue.

1.5 Conclusion

L'étude a permis de documenter quantitativement le processus de fragmentation de la forêt boréale aménagée sur une période de 20 ans. L'utilisation des images satellites en lien avec des indices de fragmentation a permis de dresser le portrait évolutif de ce paysage sous exploitation forestière. L'étude n'a pas pris en compte les perturbations naturelles dans ses analyses par volonté de mesurer l'évolution du paysage uniquement attribuable à l'exploitation initiale (hors coupes de récupération).

Il faut garder en tête que les conséquences écologiques peuvent différer en fonction des patrons et de la configuration spatiale imposée par le paysage et des variations spatiotemporelles (Armenteras *et al.* 2003). La définition d'un paysage fragmenté dépend de l'échelle spatiotemporelle à laquelle on étudie le phénomène de fragmentation et de l'espèce que l'on considère (Haila 2002). En effet, les réponses des

organismes sont variables sur le plan spatiotemporel face au processus de fragmentation (Andrén 1994; Tischendorf *et al.* 2003; Brotons *et al.* 2003). Des études de terrains sont nécessaires pour évaluer les conséquences de la fragmentation sur la réponse des espèces indicatrices en fonction de leurs traits fonctionnels, de leur degré de spécialisation et de leur capacité à utiliser la matrice et ce, à plusieurs échelles spatiotemporelles (Bender *et al.* 1998). De plus, nos résultats en lien avec d'autres études (Leroy 2014), peuvent suggérer que la reprise forestière dans ces systèmes pourrait être trop lente pour garantir un approvisionnement suffisant d'habitats de qualité (> 30 % d'habitat et couvert mature), ces projections ne prenant par ailleurs pas en compte les manifestations de perturbations naturelles éventuelles. L'étude met par ailleurs en lumière le processus de surexploitation locale de la ressource ligneuse. En effet étant donné le chevauchement de plusieurs UAs au sein de la zone d'étude, il apparaît que les taux annuels récoltés sont situés au-delà d'une exploitation durable du territoire. Une avenue de gestion serait de conserver de façon fractale au moins 30 % de forêt mature quelle que soit l'échelle: paysagère, régionale ou au sein des aires aménagées, (Leduc *et al.* 1994).

Forte de sa place dans la société québécoise, la forêt boréale est porteuse de développements socioéconomiques et de rayonnement régional et en fait un outil de choix pour répondre aux principes de développement durable. Toutefois, face à la grande incertitude de l'évolution future de ces écosystèmes notamment à cause des changements climatiques et des réponses subséquentes, il serait souhaitable de garder une marge de manœuvre possible et de ne pas surexploiter ces systèmes au-delà de leur variabilité historique afin d'y préserver les ressources écologiques (Dale *et al.* 2001; Delong 2002; Leduc *et al.* 2008).

1.6 Références

- Adger, W. N. 2006. Vulnerability. *Global Environmental Change* **16**:268–281.
- Allen, J. C., et D. F. Barnest. 1985. The Causes of Deforestation in Developing Countries. *Annals of the Association of American Geographers* **75**:163–184.
- Andrén, H. 1992. Corvid Density and Nest Predation in Relation to Forest Fragmentation : A Landscape Perspective. *Ecology* **73**:794–804.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat : a review. *Oikos* **71**:355–366.
- Armenteras, D., F. Gast, et H. Villareal. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* **113**:245–256.
- Armenteras, D., G. Rudas, N. Rodriguez, S. Sua, et M. Romero. 2006. Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators* **6**:353–368.
- Arsenault, D. 2001. Impact of fire behavior on postfire forest development in a homogeneous boreal landscape. *Canadian Journal of Forest Research* **31**:1367–1374.
- Bélisle, A. C., S. Gauthier, D. Cyr, Y. Bergeron, et H. Morin. 2011. Fire Regime and Old-Growth Boreal Forests in Central Quebec, Canada : An Ecosystem Management Perspective. *Silva Fennica* **45**:889–908.
- Belleau, A., Y. Bergeron, A. Leduc, S. Gauthier, et A. Fall. 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires : recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. *The forestry chronicle* **83**:72–83.
- Bender, D. J., T. A. Contreras, et L. Fahrig. 1998. Habitat Loss and Population Decline: A Meta-Analysis of the Patch Size Effect. *Ecology* **79**:517.
- Bennett, A. F. 2003. Linkages in the landscape: The role of corridor and connectivity in wildlife conservation. xiv + 254 pages ( diteur: IUCN). Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bergeron, Y., P. Drapeau, S. Gauthier, et N. Lecomte. 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. *The forestry chronicle* **83**:326–337.
- Bergeron, Y., M. Flannigan, S. Gauthier, A. Leduc, et P. Lefort. 2004. Past, current and future fire frequency in the Canadian boreal forest: implications for sustainable forest management. *Ambio* **33**:356–60.

- Bergeron, Y., et B. D. Harvey. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* **92**:235–242.
- Bergeron, Y., B. D. Harvey, A. Leduc, et S. Gauthier. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations. *The forestry chronicle* **75**:55–61.
- Bergeron, Y., et A. Leduc. 1998. Relationships between change in fire frequency and mortality due to spruce budworm outbreak in the southeastern Canadian boreal forest. *Journal of Vegetation Science* **9**:492–500.
- Blouin, J., et J.-P. Berger. 2004. Guide de reconnaissance des types écologiques - Région écologique 6c - Plaine du lac Opémisca, 6d - Coteaux du lac Assinica, 6e - Coteaux de la rivière Nestaocano, 6f -Coteaux du lac Mistassini et 6g Coteaux du lac Manouane. Direction des inventaires forestiers et des Communications, Ministère des ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. 210 pages.
- Blouin, J., et J.-P. Berger. 2005. Guide de reconnaissance des types écologiques - Région écologique 6a -Plaine du lac Matagami et 6b - Plaine de la baie de Rupert. Direction des inventaires forestiers et des communications. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 196 pages.
- Bolliger, J., H. H. Wagner, et M. G. Turner. 2007. Identifying and quantifying landscape patterns in space and time. Pages 177–194 *dans* F. Kienast, O. Wildi, and S. Ghosh., *A changing world: Challenge for landscape research*, 8th edition. Springer.
- Boucher, Y., D. Arseneault, et L. Sirois. 2009a. Logging history (1820–2000) of a heavily exploited southern boreal forest landscape: Insights from sunken logs and forestry maps. *Forest Ecology and Management* **258**:1359–1368.
- Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois, et L. Blais. 2009b. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology* **24**:171–184.
- Boucher, Y., P. Grondin et I. Auger. 2014. Land use history (1840–2005) and physiography as determinants of southern boreal forests. *Landscape Ecology* **29**:437-450.
- Boudreault, C., Y. Bergeron, P. Drapeau, et L. Mascarúa-López. 2008. Edge effects on epiphytic lichens in remnant stands of managed landscapes in the eastern boreal forest of Canada. *Forest Ecology and Management* **255**:1461–1471.
- Brotons, L., M. Mönkkönen, et J. L. Martin. 2003. Are fragments islands? Landscape context and density-area relationships in boreal forest birds. *The American naturalist* **162**:343–357.

- Burke, D. M., et E. Nol. 2000. Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario. *Ecological Applications* **10**:1749–1761.
- Burton, P. J. *et al.* 2010. Sustainability of Boreal Forests and Forestry in a Changing Environment. Pages 247–282 *dans* Mery *et al.*, *Forests and Society - Responding to Global Drivers of Change*.
- Cakir, G., F. Sivrikaya, et S. Keleş. 2008. Forest cover change and fragmentation using Landsat data in Maçka State Forest Enterprise in Turkey. *Environmental monitoring and assessment* **137**:51–66.
- Cardille, J. A., J. C. White, M. A. Wulder, et T. Holland. 2012. Representative landscapes in the forested area of Canada. *Environmental management* **49**:163–73.
- Caron, M., et L. Audet. 2013a. Résultats d'analyses des possibilités forestières. Dossier soumis en revue externe avant la détermination par le Forestier en chef des possibilités annuelles de récolte à rendement soutenu de l'unité d'aménagement 087-63. 22 pages.
- Caron, M., et L. Audet. 2013b. Résultats d'analyses des possibilités forestières. Dossier soumis en revue externe avant la détermination par le Forestier en chef des possibilités annuelles de récolte à rendement soutenu de l'unité d'aménagement 087-62. 22 pages.
- Chavez, A. B. 2013. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1986 and 2007 in southeastern Peru: policy drivers and road implications. *Journal of Land Use Science* **9**:1–24.
- Cheveau, M., L. Imbeau, P. Drapeau, et L. Belanger. 2013. Marten space use and habitat selection in managed coniferous boreal forests of eastern Canada. *The Journal of Wildlife Management* **77**:749–760.
- Costanza, R. *et al.* 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**:253–260.
- Courtois, R. 2003. La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu. Thèse de doctorat. Université du Québec à Rimouski. 350 pages.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras, et C. Dussault. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience* **14**:491–498.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton, et J. Maltais. 2003. Historical Changes and Current Distribution of Caribou, *Rangifer tarandus*, in Quebec. *The Canadian Field-Naturalist* **117**:399–414.

- Courtois, R., J.-P. Ouellet, S. St-Onge, A. Gingras, et C. Dussault. 2002. Préférences d'habitat chez le caribou forestier dans les paysages fragmentés. Rimouski. 53 pages.
- Cumming, G. S. 2011. Spatial resilience: integrating landscape ecology, resilience, and sustainability. *Landscape Ecology* **26**:899–909.
- D'Eon, R. G., D. Hebert, et S. L. Viszlai. 2004. An ecological rationale for sustainable forest management concepts at Riverside Forest Products, southcentral British Columbia. *The forestry chronicle* **80**:341–348.
- Dale, V. H. *et al.* 2001. Climate change and forest disturbances. *BioScience* **51**:723–734.
- De Barros Ferraz, S. F., C. A. Vettorazzi, D. M. Theobald, et M. V. R. Ballester. 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: Assessment and future scenarios. *Forest Ecology and Management* **204**:69–85.
- De Mendiburu, F. 2014. *Agricolae*: Statistical Procedures for Agricultural Research. R package version 1.1-8. <http://cran.r-project.org/package=agricolae>.
- Debinski, D. M., et R. D. Holt. 2000. A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology* **14**:342–355.
- Delong, S. C. 2002. Using Nature's Template to Best Advantage in the Canadian Boreal Forest. *Silva Fennica* **36**:401–408.
- Dragotescu I, et D. Kneeshaw . 2012. A Comparison of Residual Forest Following Fires and Harvesting in Boreal Forests in Quebec, Canada. *Silva Fenn* **46**:365–376.
- Drapeau, P., et L. Imbeau. 2006. Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures - Avis scientifique. 35 pages.
- Drapeau, P., A. Leduc, Y. Bergeron, S. Gauthier, et J.-P. L. Savard. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *The forestry chronicle* **79**:531–540.
- 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* **70**:423–444.
- Drapeau, P., A. Nappi, J. Giroux, A. Leduc, et J.-P. L. Savard. 2002. Distribution Patterns of Birds Associated with Snags in Natural and Managed Eastern. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-**181**:193–205.

- Drapeau, P., A. Nappi, L. Imbeau, et M. Saint-Germain. 2009. Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest : Managing for snag dynamics. *The forestry chronicle* **85**:227–234.
- Drever, C. R., G. Peterson, C. Messier, Y. Bergeron, et M. Flannigan. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Canadian Journal of Forest Research* **36**:2285–2299.
- Dussault, C., V. Pinard, J.-P. Ouellet, R. Courtois, et D. Fortin. 2012. Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: fitness-rewarding or maladaptive behaviour? *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* **279**:4481–8.
- Dytham, C. 2011. *Choosing and using statistics: a biologist's guide*, 3rd ed. 298 pages. Éditeur: C. Dytham. Blackwell . Wiley-Blackwell, York, UK.
- Echeverria, C., D. Coomes, J. Salas, J. M. Rey-Benayas, A. Lara, et A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* **130**:481–494.
- Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological applications* **12**:346–353.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:487–515.
- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* **40**:1649–1663.
- Fall, A., et M. Eng. (*n.d.*). Area-Based vs . Volume-Based Harvest Targets : Who Pays the Price of Errors ? *Unpublished work*:1–22.
- Fall, A., M. Fortin, D. Kneeshaw, S. H. Yamasaki, C. Messier, L. Bouthillier, et C. Smyth. 2004. Consequences of various landscape-scale ecosystem management strategies and fire cycles on age-class structure and harvest in boreal. *Canadian Journal of Forest Research* **34**:310–322.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* **100**:125–136.
- Fisher, B. *et al.* 2008. Ecosystem Services and Economic Theory : Integration for Policy-Relevant Research. *Ecological applications* **18**:2050–2067.
- Frankham, R., D. A. Briscoe, et J. D. Ballou. 2002. *Introduction to conservation genetics*. Cambridge University Press. 617 pages.
- Gauthier, S., A. Leduc, Y. Bergeron, et H. Le Goff. 2008. La fréquence des feux et l'aménagement forestier inspiré des perturbations naturelles. Pages 61–77 *dans* S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Granpré, D. Kneeshaw, H.

- Morin, P. Drapeau, and Y. Bergeron. Aménagement Écosystémique en Forêt Boréale. Presses de l'Université du Québec.
- Gauthier, S., A. Leduc, B. D. Harvey, Y. Bergeron, et P. Drapeau. 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Le naturaliste canadien* **125**:10–17.
- Gigord, L., F. Picot, et J. A. Shykoff. 1999. Effects of habitat fragmentation on *Dombeya acutangula* (*Sterculiaceae*), a native tree on La Reunion (Indian Ocean). *Biological Conservation* **88**:43–51.
- Greene, D. F., J. C. Zasada, L. Sirois, D. Kneeshaw, H. Morin, I. Charron et M. Simard. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research* **29**:824–839.
- Grondin, P., et A. Cimon. 2003. Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. 200 pages.
- Haddad, N. M., D. R. Bowne, A. Cunningham, B. J. Danielson, D. J. Levey, S. Sargent, et T. Spira. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* **84**:609–615.
- Haeussler, S., et D. Kneeshaw. 2003. Comparing forest management to natural process. Pages 307–368 *dans* P. J. Burton, editor. *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*. Ottawa, Canada.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* **12**:321–334.
- Haines-Young, R., et M. Chopping. 1996. Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in Physical Geography* **20**:418–445.
- Hansen, M. C. *et al.* 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* **342**:850–853.
- Hanski, I., et O. Ovaskainen. 2003. Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology* **64**:119–127.
- Harper, K. A., D. Lesieur, Y. Bergeron, et P. Drapeau. 2004. Forest structure and composition at young fire and cut edges in black spruce boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **34**:289–302.
- Harper, K. A., L. Mascarúa-López, S. E. Macdonald, et P. Drapeau. 2006. Interaction of edge influence from multiple edges: examples from narrow corridors. *Plant Ecology* **192**:71–84.
- Hessburg, P. F., B. Smith, R. B. Salter, R. D. Ottmar, et E. Alvarado. 2000. Recent changes (1930s–1990s) in spatial patterns of interior northwest forests, USA. *Forest Ecology and Management* **136**:53–83.

- Holling, C. S., et G. K. Meffe. 1996. Command and Control and the Pathology of Natural Resource Management. *Conservation Biology* **10**:328–337.
- Imbeau, L., et A. Desrochers. 2002a. Foraging Ecology and Use of Drumming Trees by Three-Toed Woodpeckers. *J. Wildl. Manag* **66**:222–231.
- Imbeau, L., et A. Desrochers. 2002b. Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. *Forest Ecology and Management* **164**:249–256.
- Imbeau, L., J.-P. L. Savard, et R. Gagnon. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology* **77**:1850–1860.
- Jacquemyn, H., J. Butaye, et M. Hermy. 2001. Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. *Journal of Biogeography* **28**:801–812.
- Johnson, E. A. 1992. *Fire and vegetation dynamics - Studies from the North American boreal forest*. Cambridge University Press. 144 pages.
- Johnson, M. D. 2007. Measuring habitat quality: A review. *The Condor* **109**:489–504.
- Kneeshaw, D. 2001. Are non-fire gap disturbances important to boreal forest dynamics? *Recent research developments in ecology* **1**:43–58.
- Kneeshaw, D., et S. Gauthier. 2003. Old growth in the boreal forest: A dynamic perspective at the stand and landscape level **114**:14–19.
- Landres, P. B., P. Morgan, et F. J. Swanson. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological applications* **9**:1179–1188.
- Laquerre, S., A. Leduc, et B. D. Harvey. 2009. Augmentation du couvert du Peuplier Faux-Tremble dans les pessières noires du Nord-Ouest du Québec après coupe totale. *Écoscience* **16**:483:491.
- Leduc A, Y. T. Prairie, et Y. Bergeron. 1994. Fractal dimension estimates of a fragmented landscape : sources of variability. *Landsc Ecol* **9**:279–286.
- Leduc, A., S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, Y. Bergeron, L. De Granpré, P. Drapeau, D. Kneeshaw, H. Morin, et D. Cyr. 2008. Perspectives. Pages 549–556 *dans* S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Granpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, et Y. Bergeron. *Aménagement Écosystémique en Forêt Boréale*. Presses de l'Université du Québec.
- Leroy, C. 2014. Croissance juvénile après coupe de la pessière noire à mousses de la ceinture d'argile : Une comparaison entre croissances passées et actuelles. Mémoire de maîtrise. UQÀM.

- Lesmerises, R. 2011. Évaluation de la valeur des massifs de forêt résiduelle pour la conservation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*). Université du Québec à Rimouski.
- Levins, R. 1968. *Evolution in Changing Environments: Some Theoretical Explorations*. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.
- Li, H., et J. Wu. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* **19**:389–399.
- Li, X., H. S. He, R. Bu, Q. Wen, Y. Chang, Y. Hu, et Y. Li. 2005. The adequacy of different landscape metrics for various landscape patterns. *Pattern Recognition* **38**:2626–2638.
- Lindenmayer, D. B., et S. A. Cunningham. 2013. Six principles for managing forests as ecologically sustainable ecosystems. *Landscape Ecology* **28**:1099–1110.
- Lindenmayer, D. B., et J. F. Franklin. 2002. *Conserving Forest Biodiversity - A comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington. xvi+351 pages.
- Lindenmayer, D. B., J. F. Franklin, et J. Fischer. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* **131**:433–445.
- Liu, S., Y. Dong, L. Deng, Q. Liu, H. Zhao, et S. Dong. 2014. Forest fragmentation and landscape connectivity change associated with road network extension and city expansion: A case study in the Lancang River Valley. *Ecological Indicators* **36**:160–168.
- Long, J. A., T. A. Nelson, et M. A. Wulder. 2010. Characterizing forest fragmentation: Distinguishing change in composition from configuration. *Applied Geography* **30**:426–435.
- MacArthur, R. H., et E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. 203 pages.
- Madoui, A. 2014. Configuration spatiale des habitats résiduels et dynamique de la régénération suite aux feux et à la coupe dans la pessière à mousses de l'Ouest du Québec. Université du Québec à Montréal.
- Madoui, A., A. Leduc, S. Gauthier, et Y. Bergeron. 2010. Spatial pattern analyses of post-fire residual stands in the black spruce boreal forest of western Quebec. *International Journal of Wildland Fire* **19**:1110.
- Martin, K., K. E. H. Aitken, et K. L. Wiebe. 2004. Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in British Columbia, Canada: Nest characteristics and niche partitioning. *The Condor* **106**:5–19.

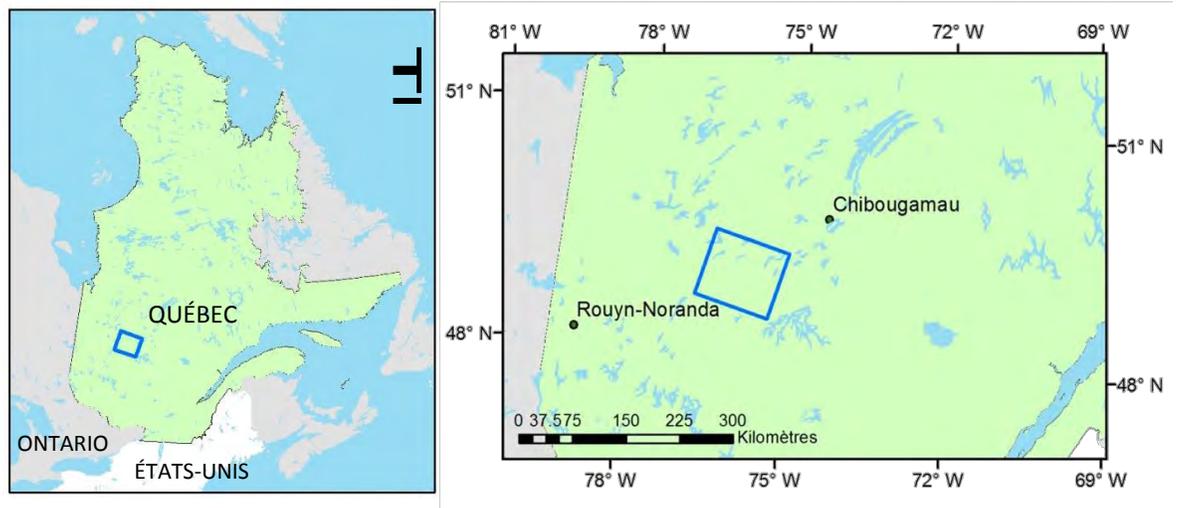
- Martin, K., et J. M. Eadie. 1999. Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management* **115**:243–257.
- Mascarúa López, L. E., K. A. Harper, et P. Drapeau. 2006. Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. *Ecoscience* **13**:226–233.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel, et E. Ene. 2002. Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts.
- McGarigal, K., et B. R. Marks. 1995. FragStats: Spatial Pattern analysis program for quantifying landscape structure, version 2.0.
- McRae, D. J., L. C. Duchesne, B. Freedman, T. J. Lynham, et S. Woodley. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews* **9**:223–260.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being : Health Synthesis*. World Health Organization. 53 pages.
- Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune. 2008. *La forêt pour construire le Québec de demain*. 72 pages.
- Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune. 2009. *Direction des inventaires forestiers: Normes de cartographie écoforestière, 3^{ème} inventaire forestier*. 109 p.
- Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune. 2011. *Données historiques sur les feux de forêt au Québec*. "Comprend des données ouvertes octroyées sous la licence d'utilisation des données ouvertes de l'administration gouvernementale disponible à l'adresse web: www.donnees.gouv.qc.ca.
- Nappi, A., et P. Drapeau. 2009. Reproductive success of the black-backed woodpecker (*Picoides arcticus*) in burned boreal forests: Are burns source habitats? *Biological Conservation* **142**:1381–1391.
- Nappi, A. 2013. Organisation spatiale en pessière, Fascicule 4.5, pages 149-155 dans Bureau du forestier en chef. *Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018*. Gouvernement du Québec, Roberval, QC.
- Nelson, E., N. Bhagabati, D. Ennaanay, E. Lonsdorf, D. Pennington, et M. Sharma. 2013. Modeling Terrestrial Ecosystem Services dans S. A. Levin. *Encyclopedia for Biodiversity*, 2nd edition. **5**:347-361.
- Nguyen-Xuan, T., Y. Bergeron, D. Simard, J. W. Fyles, et D. Paré. 2000. The importance of forest floor disturbance in the early regeneration patterns of the

- boreal forest of western and central Quebec : a wildfire versus. *Canadian Journal of Forest Research* **30**:1353–1364.
- Panta, M., K. Kim, et C. Joshi. 2008. Temporal mapping of deforestation and forest degradation in Nepal: Applications to forest conservation. *Forest Ecology and Management* **256**:1587–1595.
- Pascual-Hortal, L., et S. Saura. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* **21**:959–967.
- Petit, C., T. Scudder, et E. F. Lambin. 2001. Quantifying processes of land-cover change by remote sensing : Resettlement and rapid land-cover changes in south-eastern Zambia. *International Journal of Remote Sensing* **22**:3435–3456.
- Prugh, L. R. 2009. An evaluation of patch connectivity measures. *Ecological applications* **19**:1300–1310.
- Puyravaud, J.-P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* **177**:593–596.
- R Development Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Rheault, H., P. Drapeau, Y. Bergeron, et P.-A. Esseen. 2003. Edge effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. *Can.J. For. Res.* **33**:23–32.
- Robbins, C. S., D. K. Dawson, et B. A. Dowell. 1989. Habitat Area Requirements of Breeding Forest Birds of the Middle Atlantic States. *Wildlife Monographs* **103**:3–34.
- Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côté, W. Douglas, et W. D. Robinson. 2010. conservation de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés : utilisation des seuils critiques d’habitat. *The forestry Chronicle* **86**:572–579.
- Ruel, J.-C., D. Pin, et K. Cooper. 2001. Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management* **143**:105–113.
- Saikia, A., R. Hazarika, et D. Sahariah. 2013. Land-use/land-cover change and fragmentation in the Nameri Tiger Reserve, India. *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography* **113**:1–10.
- Saint-Germain, M., P. Drapeau, et C. M. Buddle. 2007. Host-use patterns of saproxylic phloeophagous and xylophagous Coleoptera adults and larvae along the decay gradient in standing dead black spruce and aspen. *Ecography* **30**:737–748.

- Schmiegelow, F. K. A., et M. Mönkkönen. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes : avian perspectives from the boreal forest. *Ecological applications* **12**:375–389.
- Seymour, R. S., et J. M. . Hunter. 1999. Principles of ecological forestry. Pages 22–61 dans J. M. Hunter, editor. *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press.
- Sivrikaya, F., G. Çakir, A. I. Kadioğullari, S. Keleş, E. Z. Başkent, et S. Terzioglu. 2007. Evaluating land use /land cover changes and fragmentation in the Camili forest planning unit of the Northeastern Turkey from 1972 to 2005. *Land degradation & development* **396**:383–396.
- Smith, A. C., et J. A. Schaefer. 2002. Home-range size and habitat selection by American marten (*Martes americana*) in Labrador. *Canadian Journal of Zoology* **80**:1602–1609.
- Southworth, J., H. Nagendra, et C. Tucker. 2002. Fragmentation of a Landscape: Incorporating landscape metrics into satellite analyses of land-cover change. *Landscape Research* **27**:253–269.
- Staus, N. L., J. R. Stritholt, D. A. Dellasala, et R. Robinson. 2002. Rate and pattern of forest disturbance in the Klamath-Siskiyou ecoregion, USA between 1972 and 1992. *Landscape Ecology* **17**:455–470.
- Tang, J., K. Bu, J. Yang, S. Zhang, et L. Chang. 2012. Multitemporal analysis of forest fragmentation in the upstream region of the Nenjiang River Basin, Northeast China. *Ecological Indicators* **23**:597–607.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein, et G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* **68**:571–573.
- Tekle, K., et L. Hedlund. 2000. Land Cover Changes between 1958 and 1986 in Kalu District, Southern Wello, Ethiopia. *Mountain Research and Development* **20**:42–51.
- Tischendorf, L., D. J. Bender, et L. Fahrig. 2003. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology* **18**:41–50.
- Trzcinski, M. K., L. Fahrig, et G. Merriam. 1999. Independent Effects of Forest Cover and Fragmentation on the Distribution of Forest Breeding Birds. *Ecological applications* **9**:586–593.
- Turcotte, F., R. Courtois, R. Couture, et J. Ferron. 2000. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falciennis canadensis*). *Canadian Journal of Forest Research* **30**:202–210.

- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology : The Effect of Pattern on Process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst* **20**:171–197.
- Turner, M. G., D. C. Donato, et W. H. Romme. 2012. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landscape Ecology* **28**:1081–1097.
- Valeria, O., A. Laamrani, et A. Beaudoin. 2012. Monitoring the state of a large boreal forest region in eastern Canada through the use of multitemporal classified satellite imagery. *Canadian Journal of Remote Sensing* **38**:91–108.
- Vergara, P. M., et I. Hahn. 2009. Linking edge effects and patch size effects: Importance of matrix nest predators. *Ecological Modelling* **220**:1189–1196.
- Villard, M.-A., M. K. Trzcinski, et G. Merriam. 1999. Fragmentation Effects on Forest Birds: Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy. *Conservation Biology* **13**:774–783.
- Vogt, P., J. R. Ferrari, T. R. Lookingbill, R. H. Gardner, K. H. Riitters, et K. Ostapowicz. 2009. Mapping functional connectivity. *Ecological Indicators* **9**:64–71.
- Wade, T. G., K. H. Riitters, J. D. Wickham, et K. B. Jones. 2003. Distribution and Causes of Global Forest Fragmentation. *Conservation Ecology* [online] **7**:1-7.
- Walz, U., and R.-U. Syrbe. 2013. Linking landscape structure and biodiversity. *Ecological Indicators* **31**:1–5.
- Wulder, M. a., J. C. White, S. N. Goward, J. G. Masek, J. R. Irons, M. Herold, W. B. Cohen, T. R. Loveland, et C. E. Woodcock. 2008. Landsat continuity: Issues and opportunities for land cover monitoring. *Remote Sensing of Environment* **112**:955–969.

1.7 Figures



Projection : NAD 1983 Québec Lambert

Figure 1.1 Localisation de l'aire d'étude.

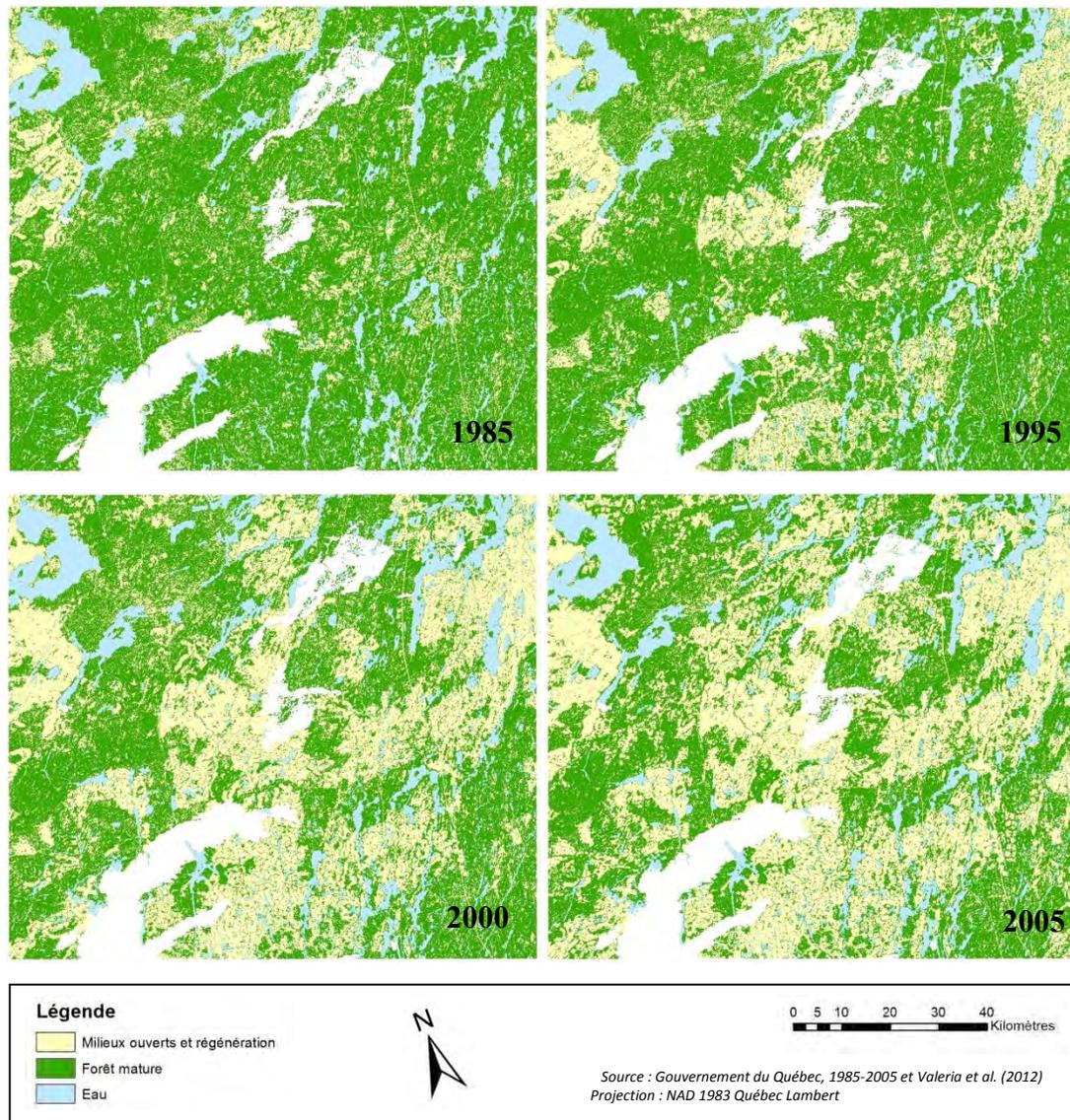


Figure 1.2 Variation spatiales et temporelles du couvert forestier mature dues à l'exploitation forestière au cours du temps. L'aire d'étude recoupe 93 % de l'UA 087-62 et 56 % de l'UA 087-63. Les zones blanches correspondent à : 1) un feu survenu en 1995 au sud-ouest des scènes et à 2) une zone dont les données n'étaient pas disponibles pour toutes les années (couverture nuageuse).

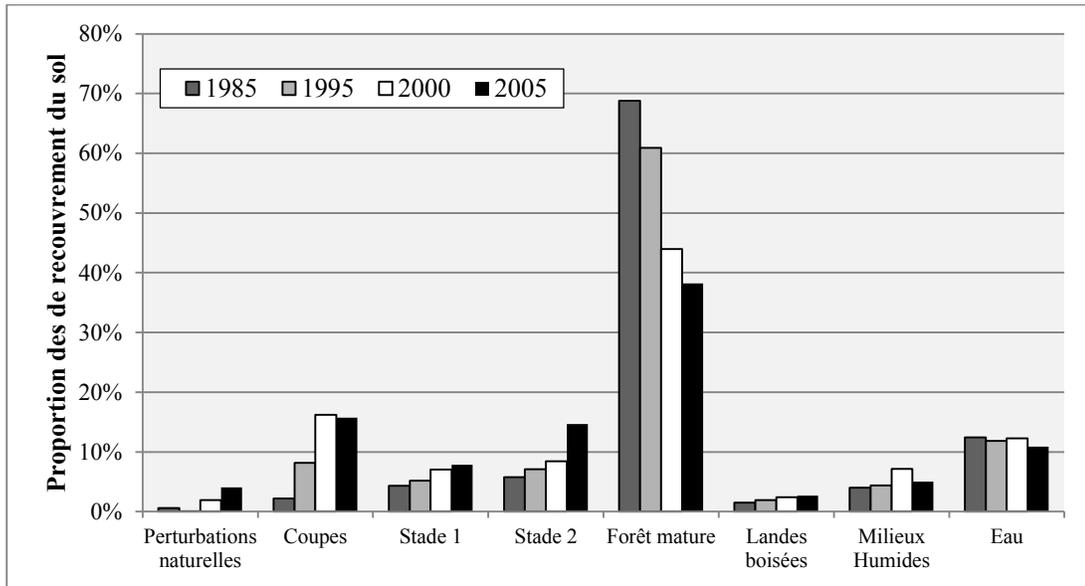


Figure 1.3 Proportion (%) des différentes classes de recouvrement du sol au cours du temps sur l'aire d'étude.

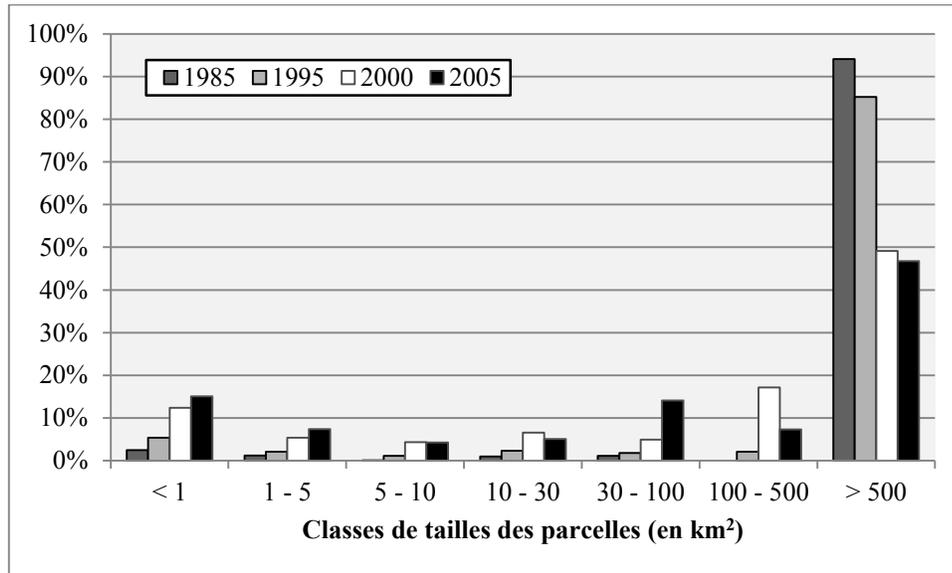


Figure 1.4 Répartition en termes de pourcentage du couvert forestier mature selon la taille en km² de parcelles pour chaque catégorie de taille.

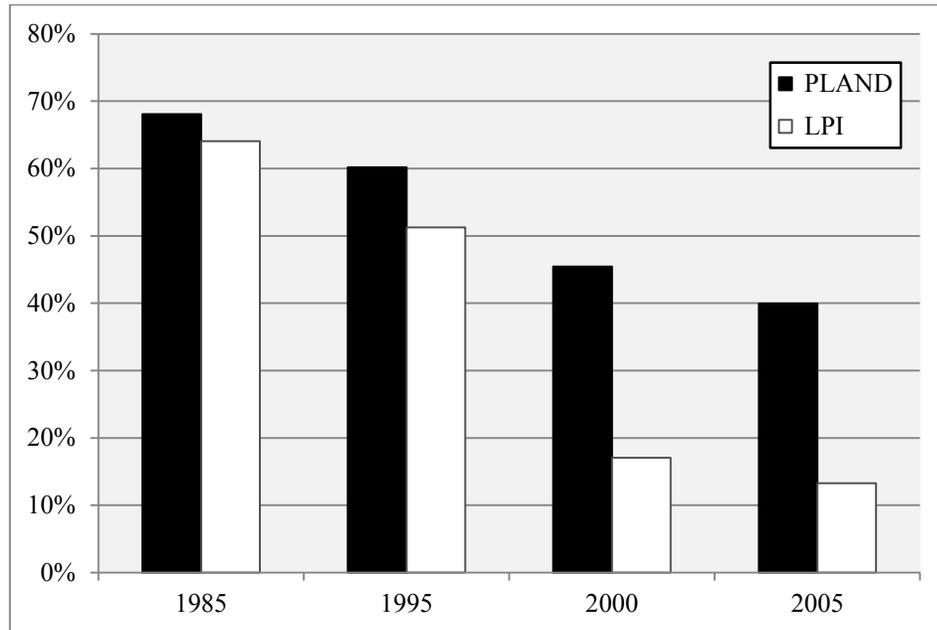


Figure 1.5 Proportion du couvert forestier mature au sein du paysage (PLAND) et proportion du paysage compris dans la plus grande parcelle de couvert forestier mature (LPI).

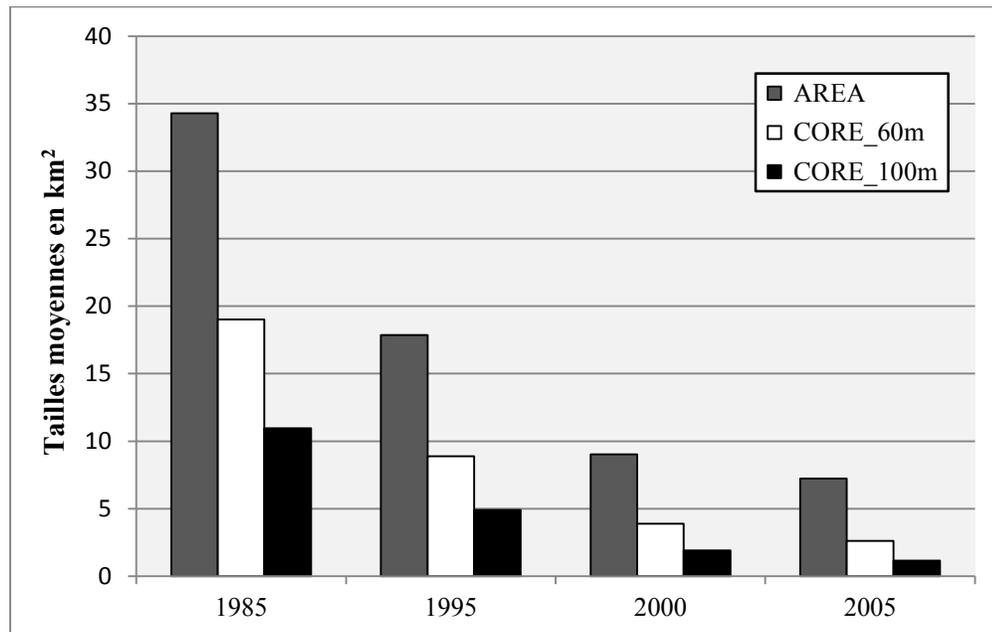


Figure 1.6 Tailles moyennes en km² des parcelles (AREA) et tailles moyennes de l'habitat d'intérieur selon deux paramètres d'effet de bordure (CORE_60m et CORE_100m).

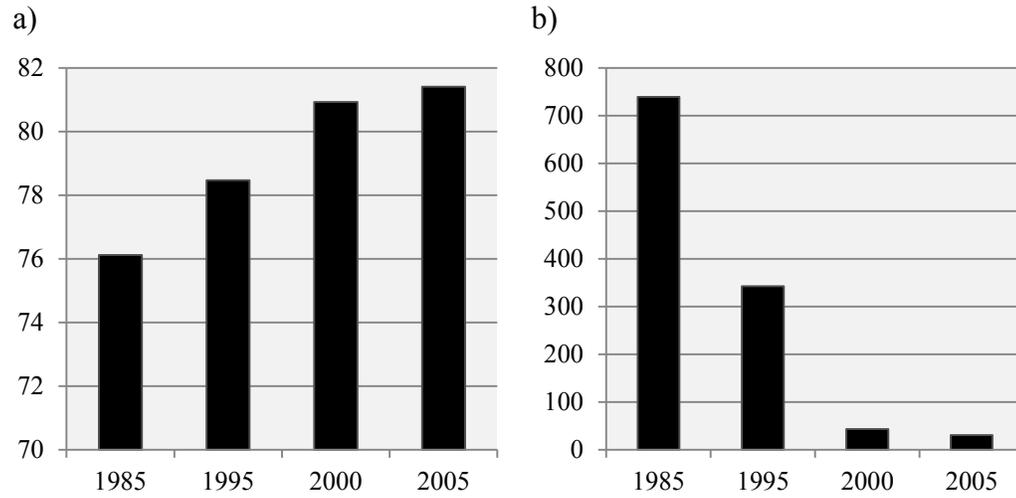


Figure 1.7 Indices de fragmentation : a) Moyenne de la distance du voisin le plus proche et b) moyenne de l'indice de similarité (divisé par 100) calculées sur l'ensemble des parcelles.

1.8 Tableaux

Tableau 1.1 Répartition en pourcentage (%) du couvert forestier mature d'après la validation croisée avec les cartes éco-forestières

Âge des peuplements	Classes de hauteurs							Total
	< 22 m	17 à 22 m	12 à 17 m	7 à 12 m	4 à 7 m	2 à 4 m	0 à 2 m	
Feillus								
10					0.01			0.01
30			0.02	0.03	0.00			0.05
50			0.02	0.01				0.03
70	0.16	0.24	0.01					0.49
80		0.01	0.01					0.02
90	0.05	0.13	0.05					0.23
120	0.01	0.02	0.00					0.03
Total Feillus	0.22	0.40	0.19	0.04	0.01	0.00	0.00	0.87
Mixtes								
10					0.01	0.01	0.01	0.03
30			0.03	0.45	0.06			0.54
50		0.02	0.30	0.16	0.01			0.48
70	0.13	1.51	2.05	0.14				3.83
80	0.02	0.18	0.33	0.00				0.54
90	0.24	1.21	1.25					2.70
120	0.05	0.70	0.27					1.03
Total Mixtes	0.44	3.63	4.24	0.75	0.08	0.01	0.01	9.16
Résineux								
10			0.00		0.03	0.14	0.04	0.22
30			0.00	0.31	0.61	0.04	0.01	0.99
50		0.01	1.54	4.93	0.37			6.86
70	0.01	1.58	19.40	9.79				30.78
80		0.16	2.07	0.53				2.76
90	0.01	2.02	15.37	0.87				18.27
120	0.03	9.58	18.24	2.25				30.11
Total Résineux	0.06	13.35	56.62	18.69	1.02	0.18	0.05	89.97
Total (%)	0.71	17.38	61.05	19.48	1.11	0.20	0.07	100

Tableau 1.2 Tableau descriptif des différents indices de fragmentation utilisés dans les analyses avec leur acronyme, une brève description et la formule, pour plus de détails, se référer à la documentation de MacGarigal (2002).

	Description	Formule	
PLAND	Pourcentage du paysage occupé par une classe spécifique	$\frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} \times 100$	a_{ij} : aire de chacune des parcelles A : aire totale du paysage
LPI	Aire en kilomètres carrés de la plus grande parcelle du paysage de la classe considérée	$\frac{\max(a_{ij})}{A} \times 100$	a_{ij} : aire de chacune des parcelles A : aire totale du paysage
M_AREA	Taille moyenne des parcelles d'une classe spécifiée	$\frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{NP}$	a_{ij} : aire de chacune des parcelles NP : nombre total de parcelles
M_ENN	Distance moyenne entre une parcelle et la parcelle voisine la plus proche du même type (forêt mature)	$\frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{NP}$	h_{ij} : distance entre la parcelle i et la parcelles j la plus proche NP : nombre total de parcelles
SIMI	L'indice de similarité quantifie la "similarité" du voisinage d'une parcelle d'après la ressemblance entre ces dernières (avec une matrice de pondération de la similarité). SIMI considère la taille et la proximité de toutes les autres parcelles (autres classes) en fonction d'un paramètre d'un rayon spécifié. Cet indice est sans unité.	$\sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs} \times d_{ik}}{h_{ijs}^2}$	a_{ijs} : aire de la parcelle ijs dans un voisinage de la parcelle ij d_{ik} : similarité entre les parcelles de type i et k h_{ijs} : distance entre la parcelle ijs et ijs, basé sur la distance bordure à bordure, calculée entre les centres des cellules
M_CORE	Taille moyenne de l'habitat d'intérieur compris dans une parcelle. C'est-à-dire la taille de la parcelle à laquelle on retranche un paramètre de bordure (60 et 100 m dans notre analyse).	$\frac{\sum_{j=1}^n c_{ij}}{NP}$	c_{ij} : aire de l'habitat d'intérieur (<i>core</i>) de chacune des parcelles NP : nombre total de parcelles

Tableau 1.3 Nombre de parcelles et aire cumulée en km² par classes de tailles.

	1985		1995		2000		2005	
	aire cumulée	NP						
< 1 km ²	158.26	18830	307.54	31975	534.55	47753	571.64	52400
1 – 5	79.62	34	119.14	63	231.81	107	280.95	136
5 – 10	5.69	1	63.02	9	188.46	26	162.44	23
10 – 30	63.95	4	134.11	8	285.29	17	192.92	11
30 – 100	72.86	1	103.34	3	214.32	4	535.47	8
100 – 500	0	0	120.83	1	742.49	5	278.99	2
> 500 km ²	6090.18	1	4874.92	1	2124.38	2	1775.87	2
Total	6470.55	18871	5722.90	32060	4321.30	47914	3798.28	52582

Tableau 1.4 Tableau des *p-value* associées aux tests statistiques de Kruskal-Wallis effectués pour les chacun des indices utilisés dans l'étude.

		AREA	CORE_60m	CORE_100m	ENN	SIMI
1985	–	0.9306	< 0.0001	0.1627	< 0.0001	< 0.0001
1995						
1995	–	< 0.0001	0.9994	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
2000						
2000	–	0.0002	< 0.0001	0.0145	0.2348	< 0.0001
2005						
1995	–	< 0.0001	< 0.0001	0.0298	< 0.0001	< 0.0001
2005						
1985	–	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
2000						
1985	–	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
2005						

CHAPITRE II

ANALYSE DE LA CONNECTIVITÉ EN FORÊT BORÉALE AMÉNAGÉE AU COURS DU TEMPS

Delphine Favorel^{1,2}, Pierre Drapeau^{1,2} et Alain Leduc^{1,2}

¹ Centre d'Étude de la Forêt, Université du Québec à Montréal, Département des Sciences Biologiques, CP 8888, Succursale Centre-Ville, Montréal, QC, Canada, H3P 3P8

² Chaire Industrielle CRSNG-UQAT-UQÀM en Aménagement Forestier Durable, Université du Québec à Montréal, Département des Sciences Biologiques, CP 8888, Succursale Centre-Ville, Montréal, QC, Canada, H3P 3P8

Résumé

La fragmentation des habitats est une problématique majeure des enjeux de conservation de la biodiversité. Les organismes ont besoin d'habitats comblant les exigences de leurs domaines vitaux en termes de taille, composition et structure mais également en termes de configuration spatiale des parcelles composant leur habitat. Ainsi il est important d'évaluer les contraintes aux déplacements que constitue la résistance de la trame aménagée. À l'aide de quatre images LandSat décrivant le paysage de notre aire d'étude (Abitibi/Nord-du-Québec) sur une période de vingt ans (1985 à 2005), nous avons évalué de façon dynamique la connectivité du paysage. Nous avons abordé la problématique des contraintes aux déplacements que représentent ces agglomérations de coupes nouvellement créées. Nous avons utilisé une approche modifiée de la théorie des graphes et avons appliqué la compilation des chemins de moindres coûts suivant trois scénarios de contraintes au déplacement assimilés à trois types d'organismes afin d'évaluer le rôle des habitats résiduels présents dans la trame aménagée et le rôle de la régénération forestière pour les contraintes au déplacement pour chacun des organismes. Les résultats montrent que la fragmentation du paysage tend à être atténuée au cours du temps grâce à la reprise forestière et serait alors temporaire pour les organismes tolérants à l'ouverture du paysage. Toutefois, pour les organismes strictement inféodés au couvert forestier mature, la fragmentation reste persistante. De plus, bien que les habitats résiduels subissent une érosion par le chablis partiel, ces derniers conservent un rôle fonctionnel pour la connectivité tant entre les massifs qu'à l'intérieur des agglomérations de coupes.

Mots clés : connectivité, chemins de moindres coûts, forêts résiduelles, habitats résiduels, aménagement, *stepping stones*, résistance, perméabilité, matrice, régénération forestière, agglomérations de coupes.

2.1 Introduction

À l'échelle mondiale, la perte et la fragmentation de l'habitat sont reconnues comme étant des causes majeures de perte de biodiversité (Andrén 1994; Bender *et al.* 1998; Fahrig 2003; Millenium Ecosystem Assessment 2005). La fragmentation se caractérise par le fractionnement structurel des habitats continus en parcelles de plus petite taille (Bender *et al.* 1998), par l'augmentation des lisières exposées à la matrice externe pouvant causer une diminution de la qualité de l'habitat (en termes de capacité de support) ainsi que par l'augmentation des distances entre les parcelles (isolement) (Ewers *et al.* 2007). Par conséquent, la fragmentation consiste en une restructuration de la mosaïque paysagère impliquant des impacts à l'échelle de l'écosystème en réduisant les possibilités de colonisation entre les parcelles pouvant induire une baisse de la richesse spécifique au sein des paysages (Hanski & Ovaskainen 2002), ou encore à l'échelle des espèces en diminuant l'abondance des individus par la plus faible probabilité de survie d'un individu à travers la matrice (Andrén 1994). Les effets de la fragmentation sont relatifs à la taille du domaine vital et à la capacité de dispersion des organismes et donc de leur capacité à se maintenir par leur mobilité, dans des paysages fragmentés (Stevens & Baguette 2008). Les processus de déplacement des organismes s'effectuent à plusieurs échelles spatiotemporelles et ont des fonctions écologiques définies. L'hétérogénéité spatiale des ressources contraint les individus à se déplacer (Desroches 2011), ainsi les déplacements journaliers ont pour principale fonction de trouver de la nourriture et s'effectuent à l'échelle du territoire (Burel & Baudry 1999). Les déplacements de dispersion et l'établissement des juvéniles ont lieu principalement à l'échelle du paysage et contribuent à la colonisation de nouveaux territoires, au maintien des flux génétiques et à la persistance des populations à long terme face à diverses contraintes comme les perturbations naturelles ou les changements climatiques (Frankham *et al.* 2002; Fischer & Lindenmayer 2007; Chen *et al.* 2011). Enfin les déplacements de migration saisonnière peuvent avoir lieu à l'échelle d'un continent et permettent une survie hivernale dans des sites propices. L'isolement des

habitats affecte ainsi essentiellement les processus de dispersion des organismes et leur maintien dans les paysages fragmentés dépend donc de leur capacité à coloniser ces parcelles et à s'y reproduire en fonction des caractéristiques du paysage (degré de vulnérabilité, type de couvert, distances), on parle alors de connectivité fonctionnelle (Hanski & Gilpin 1991; With *et al.* 1997; Bunn *et al.* 2000; Bélisle 2005; Kindlmann & Burel 2008). La connectivité du paysage est « le degré avec lequel un paysage facilite ou entrave le mouvement des organismes entre des parcelles sources » (Taylor *et al.* 1993; Tischendorf & Fahrig 2000; Moilanen & Hanski 2001).

Au Québec, l'exploitation forestière industrielle de la forêt boréale a commencé au cours du XXe siècle et représente un secteur socioéconomique important pour la société québécoise (Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune 2008). Avec l'augmentation de la demande des produits forestiers et l'émergence des coupes mécanisées, de grandes coupes totales se sont étendues sur le territoire à partir du milieu du siècle passé (Bergeron & Harvey 1997; Bergeron *et al.* 1999).-L'exploitation forestière induit ainsi une perte nette d'habitat pour les espèces résidentes de ces milieux forestiers et contribue à la restructuration des communautés boréales (Drapeau *et al.* 2003). Le paysage forestier québécois est régi par un régime de perturbations naturelles complexes (feu, épidémies d'insectes, dynamique de trouées) et est donc constitué d'une mosaïque de peuplements dont les structures, compositions, tailles et formes sont diversifiées (Grondin & Cimon 2003). Toutefois, l'aménagement forestier engendre de nombreux écarts par rapport aux paysages naturels, notamment par le rajeunissement de la mosaïque forestière (Drapeau *et al.* 2003; Gauthier *et al.* 2008; Boucher *et al.* 2009b; Cyr *et al.* 2009), par des changements dans la structure et la composition des peuplements (Grondin & Cimon 2003) ainsi qu'une modification de l'agencement spatial et de forme de la mosaïque forestière (Drapeau *et al.* 2000; McRae *et al.* 2001; Dragotescu & Kneeshaw 2012). Ces caractéristiques déterminent la perméabilité (résistance) que présente un paysage face aux mouvements des organismes souhaitant le traverser (Ricketts 2001; Prevedello & Vieira 2010) D'autres

paramètres telles que la pente, l'altitude ou encore la présence d'activités humaines peuvent influencer la perception du paysage par les organismes et constituer des paramètres de résistance au mouvement de la matrice paysagère (Ferrerias 2001; Drienzen et al. 2007; Rayfield et al. 2010). Les mouvements des organismes est un des comportements les plus difficiles à observer et à quantifier (Zeller *et al.* 2012) et il existe peu d'études expérimentales sur la fragmentation du territoire pour des raisons de contraintes financières et techniques (Debinski & Holt 2000, mais voir Gobeil & Villard 2002; Roy & De Blois 2006; Driezen *et al.* 2007).

L'étude de la connectivité des paysages a ainsi recourt à diverses approches méthodologiques se basant sur diverses caractéristiques mesurables du territoire à l'aide des systèmes d'information géographique (SIG). Il existe diverses façons de mesurer des distances. La plus connue étant la distance euclidienne qui représente la plus courte distance physique entre deux points pris dans l'espace. Toutefois, cette distance bien que significative au niveau mathématique, ne relève que peu de la réalité biologique et du comportement de déplacement des animaux. Ainsi, au début des années 2000, des réflexions ont émergé quant à mesurer la distance différemment, de façon plus effective. C'est ainsi que s'est développé le calcul des chemins de moindre coût (Ferrerias 2001; Adriaensen *et al.* 2003). De façon analogue à la distance euclidienne, l'algorithme calcule une distance alternative : la distance la plus courte mais en unité de coûts écologiques ou en longueur équivalente. Tout déplacement occasionne des coûts énergétiques qui augmentent selon la perméabilité (résistance) de la matrice (Ferrerias 2001; Adriaensen *et al.* 2003). À chaque pixel est attribué une valeur de coût correspondant à la distance perçue par l'espèce d'intérêt et dépend donc des caractéristiques du paysages mais également du comportement de l'espèce et témoigne du coût écologique que représente la traversée de cette cellule : stress, mortalité, prédation... (Ricketts 2001; Broquet *et al.* 2006). Les chemins de moindre coût minimisent ainsi les coûts cumulatifs entre deux entités désignées (parcelles ou points par exemple). De plus, il existe plusieurs approches pour appliquer les chemins

de moindre coût. Une approche communément appliquée est l'approche binaire qui conceptualise le territoire de façon dichotomique : le couvert propice au déplacement et le non-propice (Bunn *et al.* 2000; Awade *et al.* 2012). Cette perception simplifie le territoire, néanmoins, elle peut refléter une part de la réalité pour des espèces spécialistes des milieux matures (Baguette & Van Dyck 2007). Pour illustrer les contraintes aux déplacements que génèrent ces paysages sous aménagement, nous avons décrit ces contraintes à travers trois scénarios : un scénario binaire, et deux scénarios hétérogènes en intégrant l'effet de la régénération forestière sur une chronoséquence de 20 ans entre 1985 et 2005. De façon innovante, nous avons adapté des outils d'analyse de connectivité développés en milieux plus contrastés (matrices agricoles ou urbaines en général) pour les adapter à la complexité de l'écosystème forestier québécois. D'une part, la fragmentation de la forêt boréale est une fragmentation « temporaire » dans laquelle les aires récoltées se régénèrent au cours du temps (Drapeau & Imbeau 2006). Cette fragmentation diffère dès lors grandement des impacts de la fragmentation de la forêt tempérée ou tropicale où les terres sont converties en milieux agricoles (Drapeau *et al.* 2000; Schmiegelow & Mönkkönen 2002; Kupfer *et al.* 2006). Nous avons choisi d'étudier la connectivité à travers l'évolution de la perméabilité de la matrice des paysages aménagés en termes de contraintes au déplacement représentées par la composition et la configuration du paysage fournies par les habitats résiduels ainsi que par la reprise forestière de ces aires en forêt boréale pour les organismes inféodés aux milieux forestiers matures (Ruel *et al.* 2001; Potvin & Bertrand 2004; Elie & Ruel 2005; Mascarúa López *et al.* 2006; Harper *et al.* 2006). En effet, comprendre comment les paramètres influencent la connectivité des paysages aménagés de façon spécifique et temporelle représente un défi important pour la mise en place de processus de conservation.

Nous avons d'abord analysé les proportions d'habitats résiduels dans deux secteurs de coupe identifiés puis nous avons étudié les contraintes au déplacement qu'imposent les zones aménagées en forêt boréale et ce, de façon temporelle d'après trois scénarios

représentant trois organismes cibles. Nous avons pu faire émerger les grands itinéraires (corridors) potentiellement empruntés par les organismes pour se déplacer dans ces aires ouvertes et avons mis en évidence l'importance de certains éléments dans ces réseaux par leur rôle structurant.

2.2 Matériel et méthodes

2.2.1 Aire d'étude

L'aire d'étude recoupe en partie les régions de l'Abitibi-Témiscamingue et du Nord-du-Québec, entre Amos et Waswanipi (fig. 2.1) et est localisée au cœur de la forêt boréale, plus précisément dans la région écologique de la pessière à mousses, dominée par l'épinette noire (*Picea mariana*, Mill.). D'autres essences conifériennes peuplent également la zone boréale comme le pin gris (*Pinus banksiana*, Lamb.) qui est une espèce possédant des cônes sérotineux se régénérant après le passage d'un feu (Lindenmayer & Franklin 2002), ou encore les sapins baumiers (*Abies balsamea*, Mill.) par exemple. Ces essences conifériennes poussent sous des conditions climatiques difficiles de par la courte saison de croissance annuelle couplée à un froid sévère et à une faible disponibilité en nutriments (Burton *et al.* 2010). Le paysage étudié est relativement plat et est constitué d'un relief de plaines, avec un pourcentage d'inclinaison des pentes compris entre 0 et 8 %. Concernant le climat, la température moyenne annuelle est de 0.0°C (Blouin & Berger 2004, 2005). Au sein de ce paysage nous avons analysé deux zones aménagées (secteur 1: 179.30 km² et secteur 2: 187.53 km², fig. 2.1 et 2.3) lesquelles constituent nos toiles de fond pour l'analyse de la perméabilité du territoire (fig. 2.1 et 2.2). Historiquement, l'aménagement (coupes totales et coupes avec protection de la régénération, CPR) s'est déroulé principalement entre 1983 et 1995 et entre 1986 et 1994 pour les secteurs 1 et 2 respectivement. Ces secteurs ont été choisis car leur taille ainsi que leur forme sont représentatives des agglomérations de coupe et ne sont que peu tronquées (secteur 2) par la disponibilité des images satellites. Nous avons choisis de les comparer car ils présentent une

organisation spatiale du couvert résiduel assez différente pouvant influencer les analyses de connectivité. En effet, le secteur 1 dispose de peu d'habitats résiduels linéaires mais possède toutefois une bande riveraine traversant tout le secteur, en revanche le secteur 2 possède quant à lui de nombreux habitats linéaires (fig. 2.3).

2.2.2 Images satellites

Afin d'aborder les changements temporels de la configuration des paysages aménagés, nous avons utilisé différentes scènes d'imagerie satellitaires. Notre jeu de données est ainsi constitué de quatre scènes temporelles (1985, 1995, 2000 et 2005) obtenues à partir d'images LandSat d'une résolution de 30 m x 30 m déjà classifiées (Valeria *et al.* 2012), selon les 48 classes de Wulder *et al.* (2008). Pour répondre à nos objectifs et évaluer l'évolution de la perméabilité des paysages aménagés au cours du temps, nous avons ensuite regroupé les différentes classes du paysage selon dix types de couverts de végétation que nous avons associés à des valeurs de résistance au déplacement de la faune (tableau 2.1, fig. 2.2) : (1a) perturbations naturelles et régénération forestière de stade post-feu (comportant essentiellement des zones dénudées par le feu et dont le couvert de régénération est inférieur à 2 m), (1b) coupes récentes et régénération basse (regroupant les surfaces dénudées par la coupe et les couverts arbustifs bas inférieurs à 2 m), (2) régénération de stade arbustif (contenant des stades plus avancés comme les arbustes, de 2 à 7 m), (3) régénération au stade de jeunes peuplements (regroupant les feuillus ou les peuplements mixtes dominés par les feuillus, de 2 à 7 m ou plus), (4) couvert forestier mature (regroupant les résineux et les peuplements mixtes à tendance résineuse de 7 m et plus et de 70 ans et plus), (5) landes boisées, (6) milieux humides, (8) surfaces improductives (surfaces agricoles, herbes, lichen et mousse), (9) autres (ombres, nuages, neige) et (10) plans d'eau. La classification des images est issue d'une étude de Valeria *et al.* (2008). Ces auteurs ont effectué l'ortho-rectification, la correction radiométrique et la normalisation des images. La classification a été effectuée selon une méthode d'amélioration de la classification (Beaubien *et al.* 1999). Finalement la validation a été effectuée à l'aide de photos géoréférencées. L'exactitude

de la classification obtenue se situe à près de 70 % (Valeria *et al.* 2012). Les couverts inférieurs à 2 m ne constituent en aucun cas de l'habitat pour les espèces inféodées aux milieux forestiers matures. Les regroupements ont été effectués sur la base de l'évolution des cohortes structurelles et en fonction de la composition en espèces. Ainsi notre aire d'étude étant située en pessière noire à mousses, nous avons considéré comme matures les peuplements résineux de plus de 70 ans et d'au moins 7 m de hauteur. En effet, les organismes inféodés aux milieux matures ont besoin d'une diversité de structure pour effectuer leur cycle de vie. D'ordinaire, les peuplements résineux issus de la deuxième cohorte comportent du bois mort au sol ou debout issu de la première cohorte feuillue (Bergeron *et al.* 1999). Les cartes ont été traitées en utilisant le logiciel ArcMap v.10 (ESRI 2012). Sur ces scènes, les habitats résiduels sont facilement reconnaissables formant un réseau de séparateurs secs ou humides offrant une connectivité à la forêt résiduelle dans le paysage aménagé.

2.2.3 Analyse de la résistance des matrices coupées aux déplacements des organismes

Étant donné l'étendue temporelle de l'étude (20 ans), plusieurs modalités d'interventions forestières concernant la rétention dans les agglomérations de coupe se sont succédé au sein de ce territoire. En effet, le Règlement sur les Normes d'Interventions en forêt publique (RNI) a été mis en place pour la première fois en 1988. Le texte original prévoyait notamment la mise en place : 1) d'aires de confinement de l'original d'une taille de 3 à 10 hectares, 2) de lisières permettant un encadrement visuel (considérations esthétiques et d'acceptabilité sociale) autour des routes et de certaines infrastructures, 3) des bandes riveraines afin de protéger la qualité de l'eau (20 m de part et d'autre des cours d'eau à écoulement permanents) et 4) en absence de cours d'eau, de séparateurs secs (de 60 à 100 m) entre deux parterres de coupes. De plus, la taille maximale des coupes à blanc était de 250 ha. En 1996, le RNI a été modifié : la mise en place des îlots à originaux a été supprimée et la taille maximale des coupes à blanc a été revue à la baisse atteignant désormais un maximum de 150 ha.

De manière arbitraire, la récolte des séparateurs de coupes était permise lorsque la régénération adjacente atteignait deux mètres en 1988 et a été révisée à trois mètres en 1996. Ainsi, la forêt résiduelle au sein de ce paysage constitué d'agglomérations de coupes est principalement formée d'habitats linéaires (bandes riveraines et séparateurs secs) avec des îlots à orignaux dispersés dans les agglomérations de coupes établies de 1988 à 1996 (Gouvernement du Québec 1988, 1996).

Au sein de ce paysage, nous avons identifié deux secteurs aménagés (agglomération de coupe) sur la scène de 1995 pour lesquelles nous avons réalisé une analyse de la perméabilité du territoire (fig. 2.1 et 2.2, secteur 1 : 179.30 km² et secteur 2 : 187.53 km²). Nous avons ensuite disposé 20 points sur le pourtour de ces zones à raison d'un point tous les 2 à 4 km de distance. Ces points ont servi d'amorces (points de départ et d'arrivée des chemins) pour déterminer des chemins de moindre coût (*least cost path*, O'Brien *et al.* 2006) traversant le paysage d'agglomération de coupes, pour un total de 190 chemins (couples de points) par secteur (fig. 2.3). Les distances de moindres coûts cumulés ainsi que leurs équivalents métriques ont ensuite été compilés à l'aide du logiciel Graphab (Foltête *et al.* 2012). Afin de compiler les distances de moindre coût selon trois scénarios différents, un coût a été attribué à chaque type de couvert forestier (tableau 2.1). Bien que les valeurs de coûts soient appuyées par la littérature, ces dernières demeurent subjectives. En effet, à travers la littérature, les valeurs de coûts de résistance attribuées pour les différents types de couverts sont très hétérogènes et étendues (O'Brien *et al.* 2006, Rayfield *et al.* 2009; Zeller *et al.* 2012). Dans nos scénarios, les aires ouvertes peuvent être traversées, toutefois, le coût associé à ces milieux ouverts est maximal et ce, en se basant sur les connaissances comportementales de contraintes à la dispersion d'espèces cibles (organismes associés à la forêt mature) face aux aires ouvertes ou en régénération (tableau 2.1).

Nous avons ainsi élaboré trois scénarios pour notre étude représentant les caractéristiques spécifiques de trois organismes inféodés aux milieux matures. Dans

chacun des scénarios, le couvert forestier mature est associé à un couvert résineux mature haut (> 7 m et plus de 70 ans) qui permet une protection lors du déplacement des organismes dont les coûts sont minimaux et ainsi pondérés à une unité de coût (Robichaud *et al.* 2002; Adriaensen *et al.* 2003). Nous avons établi un scénario binaire qui contraste la forêt résiduelle mature aux aires de coupes peu importe leur état de régénération, et deux scénarios qui sont des variantes de l'hétérogénéité des paysages coupés en intégrant la régénération de la matrice forestière comme un paramètre de la fluidité variable du déplacement de la faune dans les aires en régénération (tableau 2.1). La différence entre ces scénarios va permettre de faire la part entre le rôle fonctionnel de la régénération forestière et celui de la forêt résiduelle maintenue dans les agglomérations de coupes pour le déplacement de la faune au cours du temps. Le premier scénario est un scénario homogène dans lequel la matrice autre que forestière se voit attribuer des coûts identiques pendant la période suivant la coupe (tableau 2.1). Ce scénario renvoie à une perception binaire (couvert propice au déplacement ou non) du paysage et pour les espèces strictement spécialistes des forêts matures et âgées qui évitent tout milieu ouvert ou non mature peu importe son stade de régénération. C'est par exemple le cas du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*). La matrice aménagée est alors perçue comme un environnement hostile n'étant en aucun cas propice au déplacement (Bender *et al.* 2003; Awade *et al.* 2012).

Les deux scénarios suivant incluent l'effet de la régénération du couvert forestier (notamment la hauteur) et font la distinction entre les différents types de couvert de végétation (stades de régénération, composition et hauteur variables) afin d'évaluer la connectivité en fonction des traits spécifiques et des capacités de déplacement d'espèces associées aux milieux forestiers matures, mais dont la contrainte aux mouvements peut être atténuée par la régénération du couvert forestier dans la matrice aménagée. Pour documenter l'effet de l'incorporation de la régénération forestière dans notre étude, nous avons hiérarchisé les coûts (tableau 2.1) pour les couverts en régénération mais conservé les mêmes coûts pour les coupes et les zones ouvertes que

pour le scénario « Bi » (binaire); il s'agit du scénario désigné comme scénario « Bi R » dans la suite de l'étude qui correspond aux contraintes aux déplacements d'espèces cibles telles que les oiseaux associés aux forêts matures dont la régénération du couvert forestier atténue les contraintes aux déplacements (Robichaud *et al.* 2002). Enfin, pour notre troisième scénario (ci-après désigné comme scénario « Hété », tableau 2.1), nous avons établi des coûts moindres, relativement au scénario « Bi » pour tous les types d'habitats qui sont en lien avec la gamme des valeurs de coûts utilisées précédemment à travers la littérature, pouvant correspondre à des contraintes de déplacements pour les petits mammifères tels que le campagnol à dos roux (Gagnon 1993; Fauteux *et al.* 2012). Les petits mammifères peuvent se déplacer dans les aires de coupes mais les risques de prédation sont élevés tant que le couvert végétal au sol n'est pas refermé et ne fournit pas une protection adéquate contre la prédation par exemple.

2.2.4 Analyses spatiales et statistiques

2.2.4.1 Axes de déplacements et connectivité

Au cours des deux dernières décennies, le recours à la théorie des graphes pour l'analyse des réseaux a gagné en popularité (Cantwell & Forman 1993). Les outils de la théorie des graphes nécessitent d'identifier préalablement des parcelles définies d'habitat qui constituent les nœuds du réseau qui sont connectés par des liens représentant les flux ou déplacement des organismes (exprimés en distances euclidiennes ou de moindre coût) (Bunn *et al.* 2000; Urban *et al.* 2009). Toutefois, la trame de couvert forestier mature et âgé résiduel en forêt boréale québécoise représente un défi pour définir des parcelles de par le caractère linéaire de ces éléments du paysage « connectés structurellement » aux éléments de forme plus parcellaire. Pour nous affranchir de ce questionnement et évaluer la perméabilité de ces zones à être traversées, nous avons généré et analysé plusieurs chemins de moindre coût (liens) traversant la matrice aménagée (Pinto & Keitt 2009). Pour ce faire, nous avons créé les nœuds du réseau, utilisés comme amorces, sur le pourtour des zones aménagées (fig.

2.4). De plus, l'organisation spatiale des parcelles à travers le paysage permet de caractériser les réseaux: par exemple, les réseaux peuvent avoir une structure linéaire ou de type "cercle" reliant les parcelles les unes à la suite des autres, ou de type "étoilé" présentant de nombreuses connexions entre les parcelles. La structure d'un réseau permet de déterminer la résilience de ce dernier (Pascual-Hortal & Saura 2009). Ces caractéristiques étant fonction du nombre de parcelles, de leur agencement au sein du réseau et des caractéristiques de la matrice (perméabilité) et des liens (avec une distance seuil ou non) (Minor *et al.* 2008; Cumming 2011).

Nous avons dès lors visualisé la configuration spatiotemporelle des différents itinéraires afin d'évaluer l'évolution de la structuration du réseau de déplacement au sein de chacun des secteurs. Puis dans un second temps, nous avons calculé la densité de chemins empruntant une trajectoire commune dans un rayon de 100 m autour de chaque cellule en fonction de chaque scénario et par année afin de décrire les grands axes de densité de déplacement potentiel présents dans nos secteurs d'étude. Cette analyse permet d'identifier les trajets fortement empruntés, en opposition à des zones isolées et éloignées des grands axes de déplacement (corridors). Les analyses spatiales des différentes scènes ont été effectuées à l'aide de l'outil *line density* du logiciel ArcMap v.10 (ESRI, 2012).

2.2.4.2 Coûts de déplacements

Pour chaque secteur (1 et 2) et chaque scénario ("Bi", "Bi R" et "Hété"), nous avons compilés 190 couples de chemins (20 amorces). Afin d'évaluer comment les coûts de déplacements pour chaque scénario évoluent au cours du temps (entre chaque pas de temps) et si les secteurs aménagés présentent des différences, un modèle linéaire mixte de covariance a été ajusté.

Nous avons utilisé les couples de points nichés dans les secteurs comme effets aléatoires du modèle (appariement), l'année et la distance métrique comme effets fixes. Nous avons testé l'interaction du facteur « Année » avec la distance métrique comme étant significative et l'avons ainsi incluse au modèle. Nous avons également testé les différences entre les deux secteurs. L'analyse visuelle des résidus ne dévoile pas d'anomalies discriminantes, le modèle est donc utilisé pour tester les différences entre chaque année. Nous avons ensuite utilisé un test de comparaison des différentes modalités des facteurs deux à deux à l'aide de la fonction *lsmeans* du package homonyme (Lenth 2014). Les analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel R (R Development Core Team 2014).

2.3 Résultats et discussion

2.3.1 Changements dans les secteurs aménagés

En 1995, la proportion de forêts résiduelles dans les zones aménagées est respectivement de 18.60 % et de 16.56 % pour les secteurs 1 et 2. En 2005, dix ans plus tard, ces valeurs chutent à 10.60 % et 8.63 % (tableaux 2.2 et 2.3). Au cours du temps, la quantité de forêts résiduelles continue de diminuer et se stabilise dans les 10 à 15 ans après coupe dans les zones aménagées. On observe ainsi une érosion marquée dans les cinq ans suivant les interventions dans chacun des secteurs. Le couvert résiduel est essentiellement présent sous forme d'îlots et bandes riveraines dans le secteur 1 et sous forme linéaire et bandes riveraines dans le secteur 2 (fig. 2.3). Concernant les proportions de coupes identifiables, le secteur 1 possède déjà une proportion de coupes

de 9.54 % en 1985, en partie due au réseau routier mis en place dès 1985 et à la préparation des chantiers de coupes à venir. Toutefois, en 1995, plus de 52.56 % du secteur 2 se retrouve en coupes récentes, alors que cette proportion est de 38.63 % pour le secteur 1 (tableaux 2.2 et 2.3). Cela peut s'expliquer par la désynchronisation des évènements de coupes dans les deux secteurs. En effet, le secteur 1 a été aménagé de façon antérieure au secteur 2 (entre 1983 et 1995 et entre 1986 et 1994 respectivement).

De plus, les tailles moyennes, formes, ainsi que l'étendue de ces dernières diffèrent d'un secteur à l'autre. Le secteur 1 possède 1435 parcelles avec une taille moyenne d'habitat résiduel de 1.34 ha et avec plus de trois parcelles dont la taille est supérieure à 100 ha. En revanche, le secteur 2 possède 1620 parcelles et la taille moyenne est de 0.63 ha avec un maximum d'environ 30 ha pour seulement deux parcelles. Ces données permettent de relever les caractéristiques différentes de chacun des secteurs en ce qui concerne l'organisation spatiale du couvert résiduel.

2.3.2 Connectivité: grands axes de déplacement et structure du réseau

L'analyse visuelle de la configuration spatiotemporelle des différents chemins de moindre coût ainsi que de leur densité au sein de chacun des secteurs montre pour le secteur 1 une forte structuration des chemins et de leur densité dans le couvert résiduel compris dans la bande riveraine pour le scénario « Bi » (fig. 2.5 à 2.10). Le nord-ouest du secteur 1 est assez structuré avec l'émergence a posteriori de nœuds (croisement de plusieurs itinéraires) tandis que le centre du secteur concentre les chemins en un itinéraire principal du nord au sud suivant la bande riveraine constituée de forêt résiduelle (fig. 2.5). Les itinéraires et densités du scénario « Bi R » sont très similaires au scénario « Bi », en termes de configuration le réseau est donc semblable, toutefois les coûts relatifs des chemins sont moins élevés (c.f. paragraphe suivant) (fig. 2.5). Ces résultats confirment que malgré l'intégration de la régénération, la structure du réseau ne change pas. Les pertes de couvert résiduel entre 1995 et 2005 (18.60 % à 10.76 %) dans le secteur 1, contribuent grandement à augmenter les coûts cumulés de

déplacement (fig. 2.11 a et b). Pour le scénario « Hété », l'ouest du secteur 1 possède une structure de réseau plus étoilé avec de nombreux itinéraires et l'émergence de plusieurs nœuds (fig. 2.7). De plus, lorsque l'on analyse la carte de densité on remarque que ce secteur possède des itinéraires non agglomérés (faible densité) suggérant une forte redondance et diversité des itinéraires dans le réseau. Ce paysage fournit une résilience accrue pour ce scénario dont les contraintes sont faibles pour le déplacement. Dans chacun des scénarios, on observe une forte structuration du réseau le long de la bande riveraine (ligne foncée sur les images de densité). Il semblerait que de par sa place dans le secteur (au centre) et sa linéarité continue, cette dernière constitue un corridor de déplacement important au sein de cette zone aménagée. Par ailleurs, cette bande riveraine « draine » une grande quantité de flux de déplacement potentiel révélant un isolement fonctionnel de parcelles de forêt résiduelle notamment au centre-est du secteur 1.

D'autre part, l'analyse du second secteur permet d'identifier quelques différences avec le secteur 1 et de poser des hypothèses quant à la configuration spatiotemporelle du couvert résiduel mature. Dans un premier temps, on remarque que le couvert résiduel est présent principalement sous forme linéaire et sous forme de petits îlots. Ensuite, sous le scénario « Bi », on observe une structuration du réseau en 1995 qui se complexifie en 2005 avec l'émergence d'une grande abondance d'itinéraires due à la mise en réseau des parcelles résiduelles créent par l'érosion des éléments linéaires (fig. 2.8). Ces dernières se structurent comme des nœuds émergeant du réseau et ayant pour fonction d'agir comme *stepping stones* (pas japonais) (fig. 2.8). Les coûts relatifs sont davantage élevés dans le secteur 2 par rapport au secteur 1 sous le scénario binaire, cette augmentation de coûts peut être principalement attribuée à la perte des éléments structurant le réseau (fig. 2.5 et 2.10). Les chemins du scénario « Bi R » quant à eux sont déjà variés par la structuration de leur itinéraire en 1995, de même que la faible densité des itinéraires (fig. 2.9). En 2005, les coûts relatifs du scénario « Bi R » augmentent de façon plus prononcée dans ce secteur que dans le secteur 1 (fig. 2.11 b).

Une explication que nous pourrions avancer est la plus grande proportion de coupe dans ce paysage qui participe à l'augmentation des coûts, en plus de la perte d'éléments de forêt résiduelle mature structurant le réseau (tableaux 2.2 et 2.3). Enfin, les résultats pour le scénario « Hété » se comportent de façon similaire au scénario « Bi R » avec un réseau très « nervuré » dès 1995 (fig. 2.10). De la même façon, les itinéraires sont très variés et donc peu denses. Les flux de déplacement drainés dans le secteur 2 à travers les différents chemins sont plus dilués à travers le réseau permettant la redondance et l'alternance des itinéraires.

Ces résultats mettent en lumière le rôle structurant du réseau hydrologique et des séparateurs secs. Les paysages possédant une forte proportion de cours d'eau permanents présentent un avantage pour la mise en place d'un réseau persistant. En effet, des études ont montré que les bandes riveraines et les séparateurs étaient susceptibles au chablis et corrélés avec la direction du vent 5 ans après coupe (Ruel et al. 2001). Dès lors, dans les zones présentant une hydrologie moindre, les séparateurs secs jouent un rôle critique pour la mise en place du réseau et permettent de le restructurer.

Les caractéristiques de la matrice telles que la hauteur ou la composition du couvert influencent la structuration du réseau. En effet les matrices plus perméables permettent d'établir de nouveaux itinéraires de dispersion (voir fig. 2.7 et 2.10) tandis que les matrices peu perméables concentrent les chemins dans un seul itinéraire possible (fig. 2.8 et 2.10).

2.3.3 Évolution de la résistance du paysage au cours du temps (coûts écologiques)

Les analyses comparatives des droites de coûts relatifs ainsi que les modèles mixtes permettent d'identifier une forte augmentation des coûts de déplacements pour tous les scénarios entre 1985 et 1995 ($p < 0.0001$) évidemment due à l'exploitation forestière et à la perte de couvert forestier mature (fig. 2.11). Cette augmentation est plus marquée dans le scénario « Bi » (fig. 2.11 a) que dans les scénarios hétérogènes (« Bi R » et «

Hété », fig. 2.11 b et c) en raison des valeurs moins contraignantes de ces derniers qui incorporent la régénération forestière dans chacun des secteurs. Entre 1995 et 2000 ($p < 0.0001$), les coûts continuent d'augmenter, mais toutefois de manière plus modérée pour chacun des scénarios. Sous le scénario de référence « Bi », les droites de coûts relatifs sont similaires pour les années 1985 et 1995 ($p = 0.4701$ et $p = 0.9999$ respectivement, tableau 2.7) et ce malgré une proportion d'aires ouvertes (coupes et régénération) plus importante dans le secteur 2 (73.3 %) que dans le secteur 1 (69.6 %) et une proportion de couvert forestier mature plus faible dans le secteur 2 (16.5 %) que le secteur 1 (18.6 %) en 1995 (tableaux 2.2 et 2.3). Ce résultat suggère que la configuration spatiale du couvert résiduel pourrait jouer un rôle dans les coûts de déplacements, en effet, le secteur 2 est un secteur dont les éléments résiduels sont essentiellement linéaires et juxtaposés les uns aux autres, tandis que ceux du secteur 1 sont sous forme de bandes riveraines et d'îlots. Le couvert résiduel présent participerait ainsi davantage à la connectivité de ces zones aménagées lorsque ce dernier est sous forme linéaire de corridors de déplacement. Les coûts se stabilisent ensuite entre 2000 et 2005 ($p = 0.0322$ et $p = 0.9984$, pour les secteurs 1 et 2 respectivement, fig. 2.11a et tableau 2.7) mais on note une plus grande augmentation des coûts cumulés par unité de distance métrique pour le secteur 2 par rapport au secteur 1, la pente de la droite y étant plus accentuée. Ce résultat suggère que les pertes de couvert résiduel bien que similaires dans les deux secteurs sont plus dommageables dans le secteur 2 qui est dominé par les habitats résiduels linéaires. Les pertes de forêt résiduelle du secteur 1 semblent être présentes principalement dans des structures participant peu à la connectivité du paysage tandis que les pertes de couvert résiduel du secteur 2 impliquent de plus grandes augmentations de coûts relatifs, suggérant de nouveau l'importance de la configuration linéaire de ces éléments. L'érosion du couvert résiduel linéaire pourrait être plus importante en raison de sa susceptibilité plus forte au chablis compte tenu de leur faible largeur (Ruel *et al.* 2001; Mascarúa-López *et al.* 2006). Le scénario « Bi R » quant à lui expérimente des valeurs de coûts relatifs plus faibles de par l'incorporation de la perméabilité de la matrice en régénération (fig. 2.11 b). De

plus, on note que pour le secteur 2, les coûts de 2005 et de 1995 ne sont pas significativement différents ($p = 0.1314$, tableau 2.8), suggérant ainsi que la régénération du couvert pourrait compenser l'érosion des structures de déplacement. En effet, l'érosion a lieu de façon discontinue créant ainsi de petites parcelles résiduelles agissant comme *stepping stones* (pas japonais) à travers la matrice en régénération (fig. 2.3).

Concernant le scénario « Hété », toutes les années sont significativement différentes les unes aux autres ($p < 0.0001$) pour chacun des secteurs (tableau 2.9). Les pentes sont toutefois bien plus faibles que les scénarios « Bi » et « Bi R » en raison des coûts de résistance plus faibles qui représentent des contraintes atténuées dues à la plus forte perméabilité du paysage. De la même façon que pour le scénario « Bi R », on remarque que les coûts relatifs de 2005 diminuent par rapport aux coûts relatifs de 2000 pour chacun des secteurs (fig. 2.11 c).

Nos analyses démontrent que les caractéristiques de la matrice environnant constituent des éléments influençant la perméabilité des environnements à traverser et pouvant dès lors réduire les probabilités de dispersion des organismes et donc la connectivité du paysage (Ricketts 2001; Debinski 2006; Prevedello & Vieira 2010).

2.3.4 Implications pour l'aménagement forestier

Les résultats précédents montrent l'émergence *a posteriori* des nœuds du réseau (croisement de plusieurs itinéraires) des zones aménagées lorsque les parcelles résiduelles sont proches les unes des autres et que leur répartition est homogène, plus spécifiquement dans le secteur 2 (fig. 2.8 à 2.10). Les nœuds constituent les éléments centraux d'un graphe et la configuration "étoilée" du réseau assure une meilleure connectivité du paysage et fournit donc un réseau de couvert résiduel robuste (Cumming 2011; Gao *et al.* 2013). Ces parcelles résultent principalement de l'érosion de la trame d'habitats résiduels linéaires par le chablis partiel (Smith & Watts 1987; Ruel *et al.* 2001; Elie & Ruel 2005; Rich *et al.* 2007) et participent essentiellement à la

portion du flux de connectivité en agissant comme *stepping stones*. Les parcelles de forêt résiduelle présentes dans le secteur 2 sont mieux connectées fonctionnellement les unes aux autres par la diversification et la redondance des flux de déplacement que celles du secteur 1. Nous avons dès lors identifié que les pertes de couvert forestier mature résiduel sont plus dommageables lorsqu'elles ont lieu dans des éléments structurant le réseau, mais que ces dernières conservaient néanmoins un rôle fonctionnel en tant que *stepping stones* (pas japonais) permettant le maintien potentiel des processus écologiques spatialement dépendants (Hanski 1999; Adriaensen *et al.* 2003). En effet, ces éléments du réseau peuvent permettre la recolonisation efficace des paysages perturbés en diminuant notamment les distances entre les parcelles (Saura *et al.* 2014). Ainsi nos résultats indiquent que les stratégies de conservation dans les territoires forestiers aménagés nécessitent des plans de gestion qui ne se basent pas uniquement sur la quantité de forêt résiduelle mais également sur son organisation spatiale, en tenant compte des éléments de la forêt résiduelle qui sont spatialement structurants pour maintenir des réseaux écologiques à long terme au sein du paysage.

À ce titre, les stratégies de rétention variable pourraient pallier à la perte de la trame mature en territoire aménagé. Ces rétentions peuvent varier de par la taille et le nombre d'arbres qui s'y trouvent et ainsi de leur état (vivant, sénescant, mort sur pied ou au sol à différents stades de décomposition) pour assurer le recrutement et la présence continue de bois vivant (de gros diamètre) et mort dans le système. En plus de pouvoir être utilisés pour le mouvement, ces éléments constituent des réserves pour la régénération des peuplements et pour le recrutement de bois mort (Tittler *et al.* 2001). Néanmoins, ils peuvent être sensibles au chablis ou potentiellement récoltés (lorsque la régénération adjacente atteint 3 m, RNI 1996) et leur persistance à long terme dans les aires aménagées n'est pas donc assurée de manière pérenne, notamment pour la rétention linéaire (Ruel *et al.* 2001; Harper *et al.* 2006). Les stratégies pourraient dès lors alterner la rétention sous forme d'îlots et de séparateurs de largeur plus conséquente pour permettre leur maintien de façon plus durable et limiter les effets de

bordure (200 m, Hannon *et al.* 2002). De plus, l'utilisation des structures linéaires peut avoir une fonction de corridor de déplacement mais peut également servir d'habitat (ou refuge, Robichaud *et al.* 2013), notamment pour les oiseaux forestiers en fonction du degré de régénération de la matrice (Machtans *et al.* 1996; Schmiegelow & Machtans 1997; Robichaud *et al.* 2002; Schmiegelow & Mönkkönen 2002; Baum *et al.* 2004; Prevedello & Vieira 2010; Bédard 2013). De plus, en pessière à mousses, le ministère prévoit la mise en place de Compartiment d'organisation Spatiale (COS) dans le but de maintenir de grands massifs non perturbés de forêt mature, de configuration optimale, dans les paysages aménagés afin de conserver un seuil de 30 % d'habitats au sein du paysage peu importe l'échelle (Leduc *et al.* 1994, Nappi 2013).

Un autre aspect du chablis partiel engendré par la trame d'habitats linéaires de ces paysages aménagés est que ce dernier pourrait constituer une source d'approvisionnement en bois mort qui pourrait soutenir un réseau trophique (basé sur une diète d'insectes saproxylliques) et/ou un réseau d'excavateurs cavicoles, pouvant au moins en partie compenser pour la raréfaction de ces éléments dans les paysages aménagés (Imbeau *et al.* 2001; Martin *et al.* 2004; Saint-Germain *et al.* 2007; Drapeau *et al.* 2009; Saint-Germain & Drapeau 2011; Chisholm *et al.* 2011; Ouellet-Lapointe *et al.* 2012).

Le développement de la régénération forestière peut ainsi influencer le degré de connectivité d'un territoire au cours du temps (Robichaud *et al.* 2002). La perception des chemins de moindre coût peut s'apparenter à une connaissance et/ou un apprentissage du paysage (connaissance des itinéraires les plus perméables: *de moindre coût*) et pourrait donc davantage représenter les processus d'alimentation et de maintien dans le territoire par l'utilisation optimale des ressources disponibles dans ces paysages (Thompson *et al.* 2014). La connectivité de ces parcelles résiduelles pourrait constituer un paramètre de qualité d'habitat par l'accessibilité des ressources. Les chemins de moindre coût ne constituent pas des chemins uniques possibles pour la dispersion des

espèces et il est possible d'intégrer la multiplicité des itinéraires grâce aux analyses de flux issues de la théorie des circuits (Pinto & Keitt 2009; McRae *et al.* 2005; Zetterberg *et al.* 2010). Ces analyses considèrent les processus de dispersion comme analogues aux flux d'individus et pouvant refléter la dispersion "à tâtons" pour la recherche de nourriture ou des juvéniles en lien avec une "méconnaissance" du territoire et de l'organisation spatiale des ressources (McClure-Rainey 2012; Vergara *et al.* 2015).

L'utilisation du paysage (parcelles d'habitat résiduel et matrice forestière) est donc différente en fonction de la dynamique forestière (régénération) mais également en fonction des traits d'histoire de vie de chaque organisme. Comprendre chacun de ces paramètres représente ainsi un défi afin de pouvoir appréhender la connectivité des paysages aménagés de façon spécifique et temporelle (Minor *et al.* 2008; McClure-Rainey 2012). Bien que ne permettant pas le maintien des espèces à grands domaines vitaux, les bandes riveraines et les séparateurs linéaires semblent permettre le maintien de la plupart des oiseaux, de l'écureuil roux et de l'écureuil volant (Potvin & Bertrand 2004).

2.4 Conclusion

Cette étude a permis de documenter l'effet de la configuration du couvert forestier résiduel au sein des aires coupées d'une part, et d'autre part l'influence de la régénération forestière sur les coûts de déplacement. Notre étude apporte un regard dynamique sur les contraintes de déplacements qu'engendrent ces paysages aménagés au cours du temps. Ainsi, pour un horizon de 20 ans après coupe, nos résultats permettent de documenter que pour des espèces spécialistes des milieux matures et évitant fortement les aires ouvertes (scénario « Bi »), comme cela peut être le cas du caribou forestier, les contraintes au déplacement sont persistantes et s'accroissent au cours du temps notamment en lien avec la perte d'habitats résiduels dans la trame aménagée. Dans le cas du scénario « Bi R », ce dernier peut correspondre à des organismes plus mobiles tels que la martre ou les oiseaux forestiers. Dans ce cas, la

fragmentation du paysage tend à être atténuée au cours du temps grâce à la reprise forestière et serait alors temporaire (Robichaud *et al.* 2002; Schmiegelow & Mönkkönen 2002; Planckaert & Desrochers 2012). Enfin, le scénario « Hété » est celui posant le moins de contraintes au déplacement et la période de perte de connectivité paysagère y serait brève, en effet, à mesure que le couvert se referme, les contraintes s'amenuisent grandement. La perméabilité au mouvement de ces paysages dépend des caractéristiques de la matrice (hauteur du couvert, densité, essences...) (Bélisle *et al.* 2001; Kramer *et al.* 2001; Gobeil & Villard 2002).

Nos résultats suggèrent qu'il est critique de comprendre comment les organismes perçoivent le paysage et mais également comment le paysage évolue. Les *stepping stones* constituent des aires d'attraction des mouvements et font émerger un réseau de nombreuses parcelles dont les liens entre ces dernières sont redondants et fonctionnels (Angelstam *et al.* 2006; Pinto & Keitt 2009; Laita *et al.* 2011). Étant donné la faible proportion de forêt résiduelle restante dans les secteurs aménagés (< 10 %), la configuration spatiale constitue une caractéristique importante pour le maintien des processus écologiques et de la biodiversité en zones aménagées (Metzger & Décamps 1997; Betts *et al.* 2006, 2007; Zuckerberg & Porter 2010). De plus, les *stepping stones* semblent être des éléments stables dans le temps, à l'échelle étudiée de 10 ans (Ruel *et al.* 2001), du point de vue de la persistance et seraient des catalyseurs pour la recolonisation des parcelles plus isolées en paysage aménagé en agissant comme des éléments centraux qui assurent la connectivité tant avec les massifs à l'extérieur des agglomérations de coupes qu'à l'intérieur des agglomérations de coupes (Saura & Rubio 2010; Rayfield *et al.* 2011; Saura *et al.* 2011, 2014; Baranyi *et al.* 2011). Malgré tout, ces parcelles résiduelles demeurent exposées aux perturbations naturelles et leur pérennité dépend donc de ces facteurs. La fragmentation de ces paysages aménagés ne constitue néanmoins pas une fragmentation définitive (*vs.* déforestation, Allen & Barnest 1985; Drapeau *et al.* 2000). Toutefois, malgré un tournant législatif, notamment grâce aux compartiments d'organisation spatiale, les empreintes des

opérations forestières des années antérieures persistent de marquer le territoire et leur atténuation sera longue.

2.5 Références

- Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck, et E. Matthysen. 2003. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* **64**:233–247.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat : a review. *Oikos* **71**:355–366.
- Angelstam, P., E. Degerman, L. Henrikson, M. Lazdinis, J. C. Malmgren, et L. Myhrman. 2006. From forest patches to functional habitat networks : the need for holistic understanding of ecological systems at the landscape level. Pages 193–209 in The Stationery Office, editor. *Farming, Forestry and the Natural Heritage: Towards a More Integrated Future*.
- Awade, M., D. Boscolo, et J.-P. Metzger. 2012. Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. *Landscape Ecology* **27**:185–198.
- Baguette, M., et H. Van Dyck. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology* **22**:1117–1129.
- Baranyi, G., S. Saura, J. Podani, et F. Jordán. 2011. Contribution of habitat patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological indices. *Ecological Indicators* **11**:1301–1310.
- Basille, M., R. Courtois, G. Bastille-Rousseau, N. Courbin, G. Faille, C. Dussault, J. Ouellet, et D. Fortin. 2010. Effets directs et indirects de l’aménagement de la forêt boréale sur le caribou forestier au Québec. *Le naturaliste canadien* **135**:46–52.
- Baum, K. A., K. J. Haynes, F. P. Dilleuth, et J. T. Cronin. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors. *Ecology* **85**:2671–2676.
- Bédard, S. 2013. Qualité des parcelles d’habitat résiduel des paysages aménagés en forêt boréale mixte pour la reproduction et l’alimentation du pic maculé (*Sphyrapicus varius*). UQÀM.
- Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: The challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* **86**:1988–1995.
- Bélisle, M., A. Desrochers, et M.-J. Fortin. 2001. Influence of Forest Cover on the Movements of Forest Birds : A Homing Experiment. *Ecology* **82**:1893–1904.
- Bender, D. J., T. A. Contreras, et L. Fahrig. 1998. Habitat Loss and Population Decline: A Meta-Analysis of the Patch Size Effect. *Ecology* **79**:517.

- Bender, D. J., L. Tischendorf, et L. Fahrig. 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* **18**:17–39.
- Bergeron, Y., et B. D. Harvey. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* **92**:235–242.
- Bergeron, Y., B. D. Harvey, A. Leduc, et S. Gauthier. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations. *The forestry chronicle* **75**:55–61.
- Betts, M. G., G. J. Forbes, et A. W. Diamond. 2007. Thresholds in songbird occurrence in relation to landscape structure. *Conservation biology* **21**:1046–58.
- Betts, M. G., G. J. Forbes, A. W. Diamond, et P. D. Taylor. 2006. Independent effects of fragmentation on forest songbirds : An organism-based approach. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America* **16**:1076–89.
- Blouin, J., et J.-P. Berger. 2004. Guide de reconnaissance des types écologiques - Région écologique 6c - Plaine du lac Opémisca, 6d - Coteaux du lac Assinica, 6e - Coteaux de la rivière Nestaocano, 6f -Coteaux du lac Mistassini et 6g Coteaux du lac Manouane. Direction des inventaires forestiers et des Communications. Ministère des ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. 210 pages
- Blouin, J., et J.-P. Berger. 2005. Guide de reconnaissance des types écologiques - Région écologique 6a -Plaine du lac Matagami et 6b - Plaine de la baie de Rupert. Direction des inventaires forestiers et des communications. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 196 pages.
- Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois, et L. Blais. 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology* **24**:171–184.
- Broquet, T., N. Ray, E. Petit, J. M. Fryxell, et F. Burel. 2006. Genetic isolation by distance and landscape connectivity in the American marten (*Martes americana*). *Landscape Ecology* **21**:877–889.
- Bunn, A. G., D. L. Urban, et T. H. Keitt. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* **59**:265–278.
- Burel, F., et J. Baudry. 1999. Écologie du paysage: concepts, méthodes et applications. Tec & Doc. 359 pages.
- Burton, P. J. *et al.* 2010. Sustainability of Boreal Forests and Forestry in a Changing Environment. Pages 247–282 *dans* Mery *et al.*, *Forests and Society - Responding to Global Drivers of Change*.

- Cantwell, M. D., et R. T. T. Forman. 1993. Landscape graphs : Ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape Ecology* **8**:239–255.
- Chen, I.-C., J. K. Hill, R. Ohlemüller, D. B. Roy, et C. D. Thomas. 2011. Rapid Range Shifts of Species. *Science* **333**:1024–1026.
- Chisholm, C., Z. Lindo, et A. Gonzalez. 2011. Metacommunity diversity depends on connectivity and patch arrangement in heterogeneous habitat networks. *Ecography* **34**:415–424.
- Comité de rétablissement du caribou forestier au Québec. 2013. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec — 2013-2023. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. 110 pages.
- Courtois, R., A. N. G. Ingras, C. L. D. Ussault, et L. A. B. Reton. 2003. An Aerial Survey Technique for the Forest-Dwelling Ecotype of Woodland Caribou, *Rangifer tarandus caribou*. *The Canadian Field-Naturalist* **117**:546–554.
- Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron, et C. Carcaillet. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**:519–524.
- Debinski, D. M., et R. D. Holt. 2000. A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology* **14**:342–355.
- Desroches, C. 2011. Les effets directs et indirects de la structure du paysage sur l'utilisation d'îlots forestiers par le colibri à gorge rubis (*Archilochus colubris*). Université de Sherbrooke.
- Drapeau, P., et L. Imbeau. 2006. Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures - Avis scientifique. 35 pages.
- Drapeau, P., A. Leduc, Y. Bergeron, S. Gauthier, et J.-P. L. Savard. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *The forestry chronicle* **79**:531–540.
- 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* **70**:423–444.
- Drapeau, P., A. Nappi, L. Imbeau, et M. Saint-Germain. 2009. Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest : Managing for snag dynamics. *The forestry chronicle* **85**:227–234.

- Driezen, K., F. Adriaensen, C. Rondinini, C. P. Doncaster, et E. Matthysen. 2007. Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: A case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Ecological Modelling* **209**:314–322.
- Dussault, C., V. Pinard, J.-P. Ouellet, R. Courtois, et D. Fortin. 2012. Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: fitness-rewarding or maladaptive behaviour? *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* **279**:4481–8.
- Elie, J.-G., et J.-C. Ruel. 2005. Windthrow hazard modelling in boreal forests of black spruce and jack pine. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:2655–2663.
- Ewers, R. M., S. Thorpe, et R. K. Didham. 2007. Synergistic interactions between edge and area effects in a heavily fragmented landscape. *Ecology* **88**:96–106.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:487–515.
- Faille, G., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin, R. Courtois, M.-H. St-Laurent, et C. Dussault. 2010. Range fidelity: The missing link between caribou decline and habitat alteration? *Biological Conservation* **143**:2840–2850.
- Fauteux, D., L. Imbeau, P. Drapeau, et M. J. Mazerolle. 2012. Small mammal responses to coarse woody debris distribution at different spatial scales in managed and unmanaged boreal forests. *Forest Ecology and Management* **266**:194–205.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* **100**:125–136.
- Fischer, J., et D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation : a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* **16**:265–280.
- Foltête, J.-C., C. Clauzel, et G. Vuidel. 2012. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software* **38**:316–327.
- Frankham, R., D. A. Briscoe, et J. D. Ballou. 2002. *Introduction to conservation genetics*. Cambridge University Press. 617 pages.
- Gagnon, S. 1993. *La succession des petits mammifères de la forêt boréale*. Université du Québec à Montréal.
- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, et Y. Bergeron. 2008. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec. xxvii +568 pages

- Gobeil, J.-F., et M.-A. Villard. 2002. Permeability of three boreal forest landscape types to bird movements as determined from experimental translocations. *Oikos* **98**:447–458.
- Gouvernement du Québec. 1988. Règlement sur les Normes d'Intervention dans les forêts du domaine de l'État. *Gazette officielle du Québec*.
- Gouvernement du Québec. 1996. Règlement sur les Normes d'Intervention dans les forêts du domaine de l'État. *Gazette officielle du Québec*.
- Grondin, P., et A. Cimon. 2003. Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. 200 pages.
- Hannon, S. J., C. A. Paszkowski, S. Boutin, J. Degroot, S. E. Macdonald, M. Wheatley, et B. R. Eaton. 2002. Abundance and species composition of amphibians, small mammals, and songbirds in riparian forest buffer strips of varying widths in the boreal mixedwood of Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* **32**:1784–1800.
- Hanski, I. 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos* **87**:209–219.
- Hanski, I., et M. Gilpin. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* **42**:3–16.
- Hanski, I., et O. Ovaskainen. 2002. Extinction Debt at Extinction Threshold. *Conservation biology* **16**:666–673.
- Harper, K. A., L. Mascarúa-López, S. E. Macdonald, et P. Drapeau. 2006. Interaction of edge influence from multiple edges: examples from narrow corridors. *Plant Ecology* **192**:71–84.
- Imbeau, L., M. Mönkkönen, et A. Desrochers. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the Eastern Canadian Boreal Forests : a comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology* **15**:1151–1162.
- Kindlmann, P., et F. Burel. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* **23**:879–890.
- Kramer, M. G., J. Hansen, Andrew, M. L. Taper, et E. J. Kissinger. 2001. Abiotic controls on long-term windthrow disturbance and temperate rain forest dynamics in Southeast Alaska. *Ecology* **82**:2749–2768.
- Kupfer, J. A. G. P. Malanson, S. B. Franklin. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* **15**:8-20.
- Laita, A., J. S. Kotiaho, et M. Mönkkönen. 2011. Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? *Landscape Ecology* **26**:951–967.

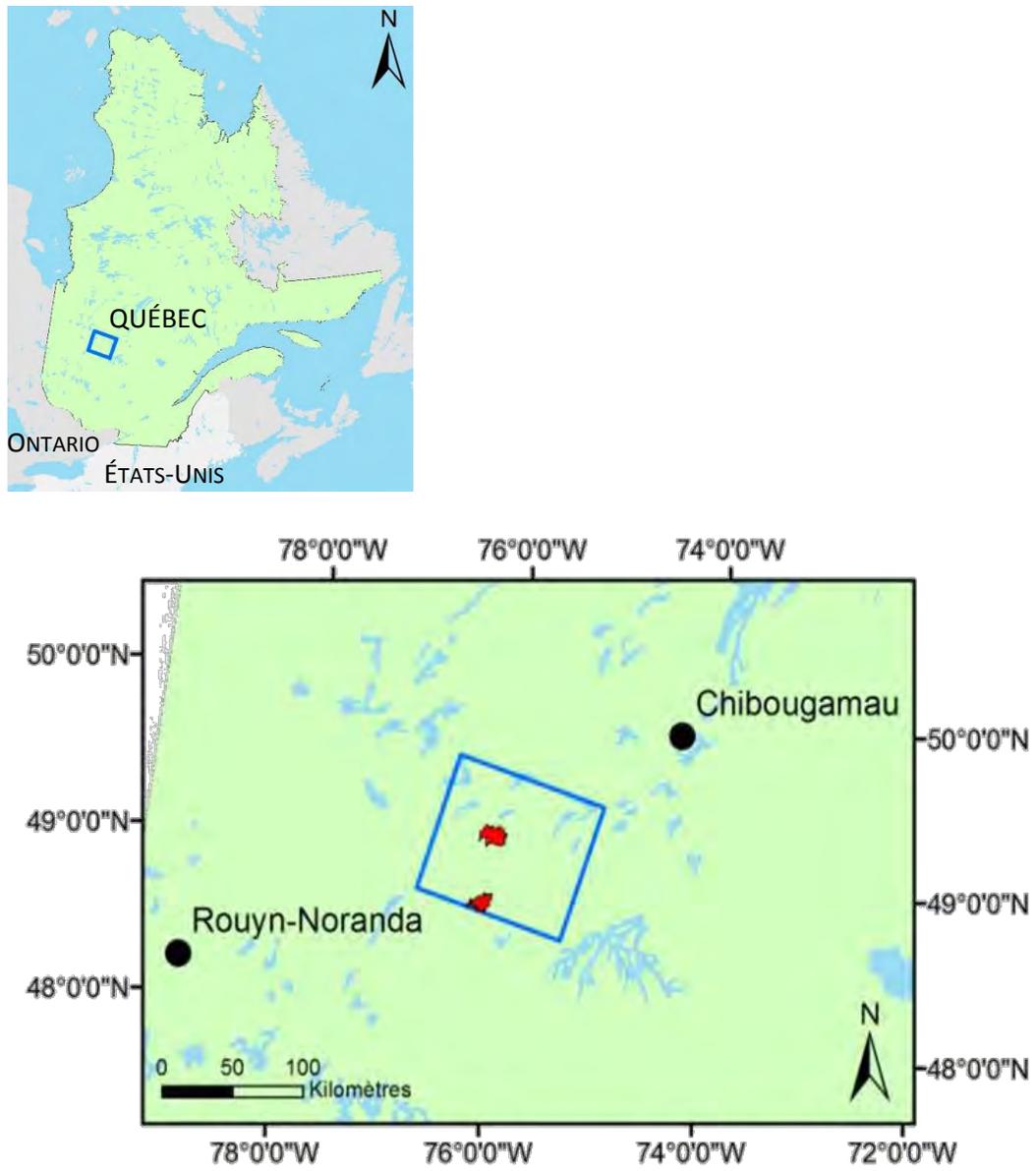
- Lindermayer, D. B. et J. F. Franklin. 2002. *Conserving Forest Biodiversity. A comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington DC.
- Lenth, R. V. 2014. *lsmeans: Least-Squares Means*. R package version 2.00-5. <http://CRAN.R-project.org/package=lsmeans>.
- Machtans, C. S., M.-A. Villard, et S. J. Hannon. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* **10**:1366–1379.
- Martin, K., K. E. H. Aitken, et K. L. Wiebe. 2004. Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in British Columbia, Canada: Nest characteristics and niche partitioning. *The Condor* **106**:5–19.
- Mascarúa López, L. E., K. Harper, et P. Drapeau. 2006. Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. *Ecoscience* **13**:226–233.
- McClure Rainey M (2012). *Validating alternative methods of modelling wildlife corridors using relocation data from migrating*. Thèse de doctorat déposée au département d'Écologie de l'Université de Montana. 243 pages.
- McRae, D. J., L. C. Duchesne, B. Freedman, T. J. Lynham, et S. Woodley. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews* **9**:223–260.
- Metzger, J.-P., et H. Décamps. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* **18**:1–12.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being : Health Synthesis*. 53 pages. World Health Organization.
- Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune. 2008. *La forêt pour construire le Québec de demain*. 72 pages.
- Ministère des ressources naturelles et de la Faune. 2011. *Données historiques sur les feux de forêt au Québec*. "Comprend des données ouvertes octroyées sous la licence d'utilisation des données ouvertes de l'administration gouvernementale disponible à l'adresse web: www.donnees.gouv.qc.ca.
- Moilanen, A., et I. Hanski. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos* **95**:147–151.
- O'Brien, D., M. Manseau, A. Fall, et M.-J. Fortin. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biological Conservation* **130**:70–83.
- Ouellet-Lapointe, U., P. Drapeau, P. Cadieux, et L. Imbeau. 2012. Woodpecker excavations suitability for and occupancy by cavity users in the boreal mixedwood forest of Eastern Canada. *Ecoscience* **19**:391–397.

- Pinto, N., et T. H. Keitt. 2009. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology* **24**:253–266.
- Planckaert, O., et A. Desrochers. 2012. Modelling Marten (*Martes americana*) Movement Costs in a Boreal Forest: Effects of Grain Size and Thematic Resolution. *International Journal of Ecology* **2012**:1–10.
- Potvin, F., et N. Bertrand. 2004. Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forest: A management scenario suitable for wildlife? *The forestry chronicle* **80**:44–53.
- Prevedello, J. A., et M. V. Vieira. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* **19**:1205–1223.
- R Development Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Rayfield, B., M.-J. Fortin, et A. Fall. 2010. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology* **25**:519–532.
- Rayfield, B., M.-J. Fortin, et A. Fall. 2011. Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology* **92**:847–858.
- Rich, R. L., L. E. Frelich, et P. B. Reich. 2007. Wind-throw mortality in the southern boreal forest: effects of species, diameter and stand age. *Journal of Ecology* **95**:1261–1273.
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American naturalist* **158**:87–99.
- Robichaud, I., M.-A. Villard, et C. S. Machtans. 2002. Effects of forest regeneration on songbird movements in a managed forest landscape of Alberta, Canada. *Landscape Ecology* **17**:247–262.
- Robinson, N. M., S. W. J. Leonard, E. G. Ritchie, M. Bassett, E. K. Chia, S. Buckingham, H. Gibb, A. F. Bennett, et M. F. Clarke. 2013. Review: Refuges for fauna in fire-prone landscapes: their ecological function and importance. *Journal of Applied Ecology* **50**:1321–1329.
- Roy, V., et S. De Blois. 2006. Using functional traits to assess the role of hedgerow corridors as environmental filters for forest herbs. *Biological Conservation* **130**:592–603.
- Rudolph, T. D., P. Drapeau, M.-H. St-Laurent, et L. Imbeau. 2012. Situation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) sur le territoire de la Baie James dans la région Nord-du-Québec. Rapport scientifique présenté au Ministère des ressources naturelles et de la faune et au Grand Conseil des Cris (Eeyou Istchee). xi+77 pages. Montréal, Québec.

- Ruel, J.-C., D. Pin, et K. Cooper. 2001. Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management* **143**:105–113.
- Saint-Germain, M., et P. Drapeau. 2011. Response of saprophagous wood-boring beetles (Coleoptera: *Cerambycidae*) to severe habitat loss due to logging in an aspen-dominated boreal landscape. *Landscape Ecology* **26**:573–586.
- Saint-Germain, M., P. Drapeau, et C. M. Buddle. 2007. Host-use patterns of saproxylic phloeophagous and xylophagous Coleoptera adults and larvae along the decay gradient in standing dead black spruce and aspen. *Ecography* **30**:737–748.
- Saura, S., Ö. Bodin, et M.-J. Fortin. 2014. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology* **51**:171–182.
- Saura, S., et L. Rubio. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*:523–537.
- Saura, S., P. Vogt, J. Velázquez, A. Hernando, et R. Tejera. 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management* **262**:150–160.
- Schmiegelow, F. K. A., et C. S. Machtans. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short term community responses. *Ecology* **78**:1914–1932.
- Schmiegelow, F. K. A., et M. Mönkkönen. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological applications* **12**:375–389.
- Smith, V. G., et M. Watts. 1987. Mechanical stability of black spruce in the clay belt region of northern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* **17**:1080–1091.
- Stevens, V.-M., et M. Bagnette. 2008. Importance of habitat quality and landscape connectivity for the persistence of endangered natterjack toads. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology* **22**:1194–204.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein, et G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* **68**:571–573.
- Tischendorf, L., et L. Fahrig. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* **90**:7–19.
- Tittler, R., S. J. Hannon, et M. R. Norton. 2001. Residual Tree Retention Ameliorates Short-Term Effects of Clear-Cutting on Some Boreal Songbirds. *Ecology* **11**:1656–1666.

- Urban, D. L., E. S. Minor, E. A. Treml, et R. S. Schick. 2009. Graph models of habitat mosaics. *Ecology letters* **12**:260–73.
- Valeria, O., A. Laamrani, et A. Beaudoin. 2012. Monitoring the state of a large boreal forest region in eastern Canada through the use of multitemporal classified satellite imagery. *Canadian Journal of Remote Sensing* **38**:91–108.
- Van Langevelde, F. 2000. Scale of habitat connectivity and colonization in fragmented nuthatch populations. *Ecography* **23**:614–622.
- With, K. A., R. H. Gardner, et M. G. Turner. 1997. Landscape Connectivity and Population Distributions in Heterogeneous Environments. *Oikos* **78**:151–169.
- Wulder, M. a., J. C. White, S. N. Goward, J. G. Masek, J. R. Irons, M. Herold, W. B. Cohen, T. R. Loveland, et C. E. Woodcock. 2008. Landsat continuity: Issues and opportunities for land cover monitoring. *Remote Sensing of Environment* **112**:955–969.
- Zeller, K. A., K. McGarigal, et A. R. Whiteley. 2012. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology* **27**:777–797.
- Zuckerberg, B., et W. F. Porter. 2010. Thresholds in the long-term responses of breeding birds to forest cover and fragmentation. *Biological Conservation* **143**:952–962.

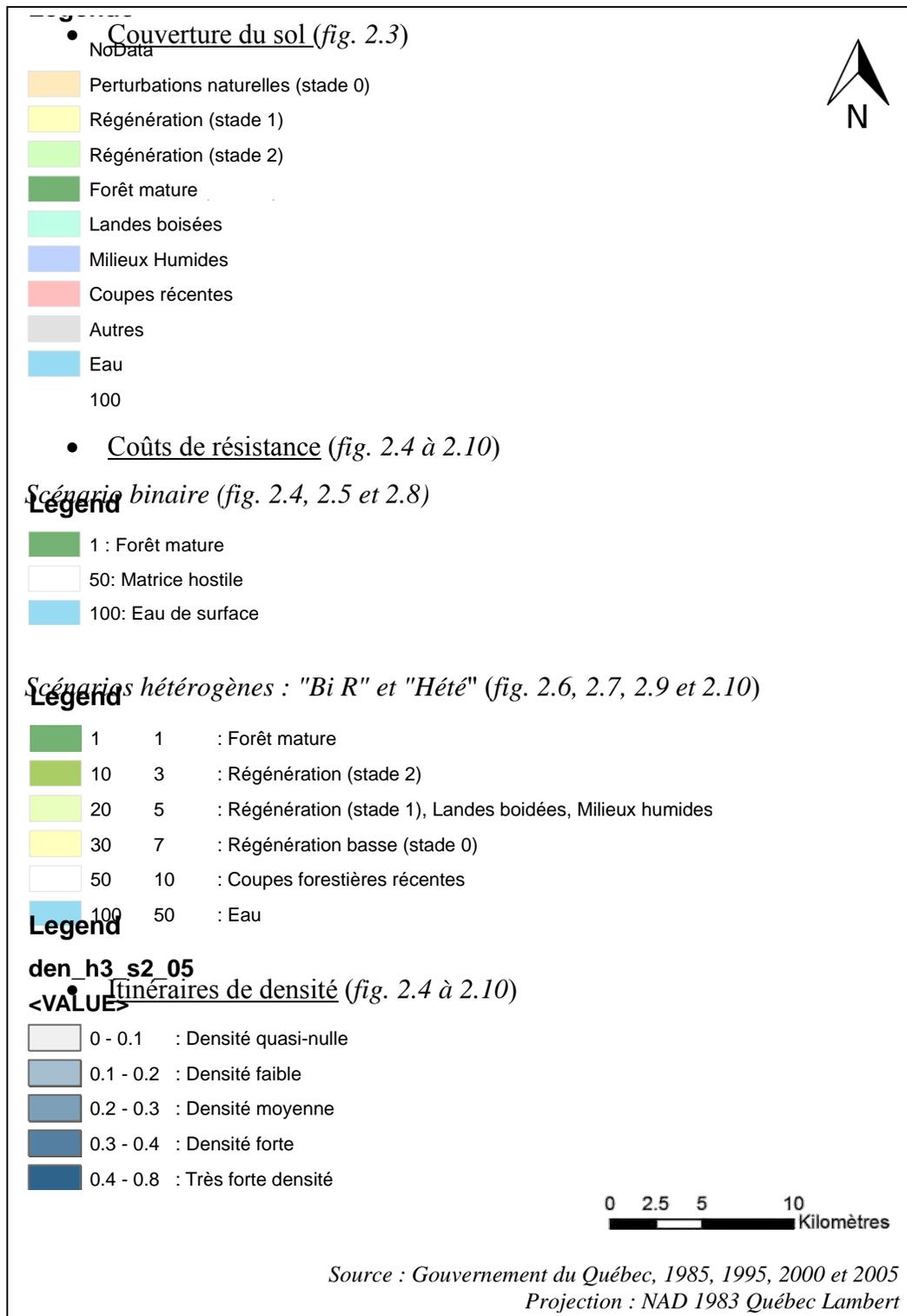
2.6 Figures



Projection : NAD 1983 Québec Lambert

Figure 2.1 Localisation de l'aire d'étude et des deux secteurs aménagés.

Figure 2.2 Légende pour l'ensemble des cartes présentées ci-après.



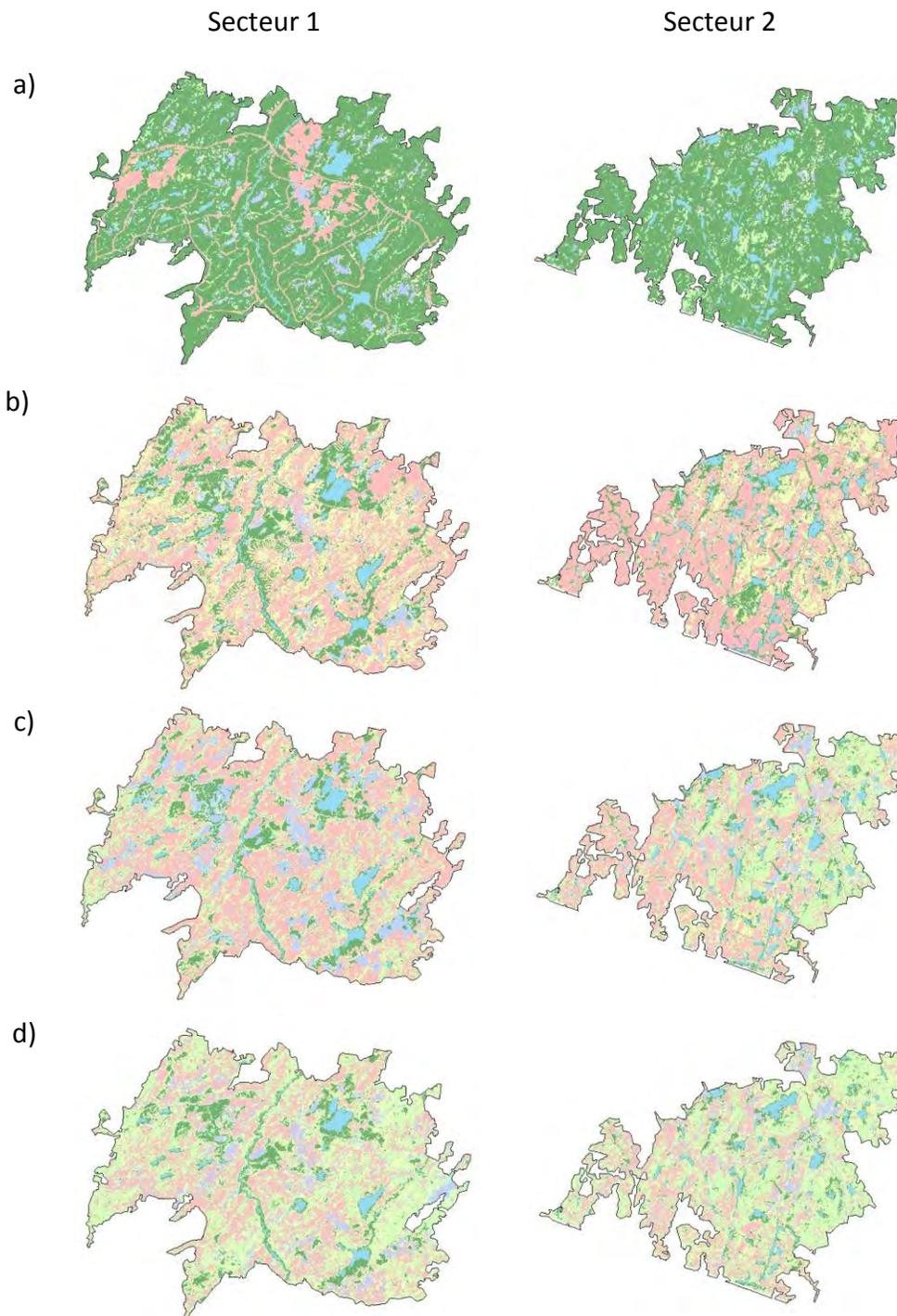


Figure 2.3 Proportions du couvert forestier au sein de chacun des secteurs pour chaque année : a) 1985, b) 1995, c) 2000 et d) 2005 (voir fig. 2.2 pour la légende).

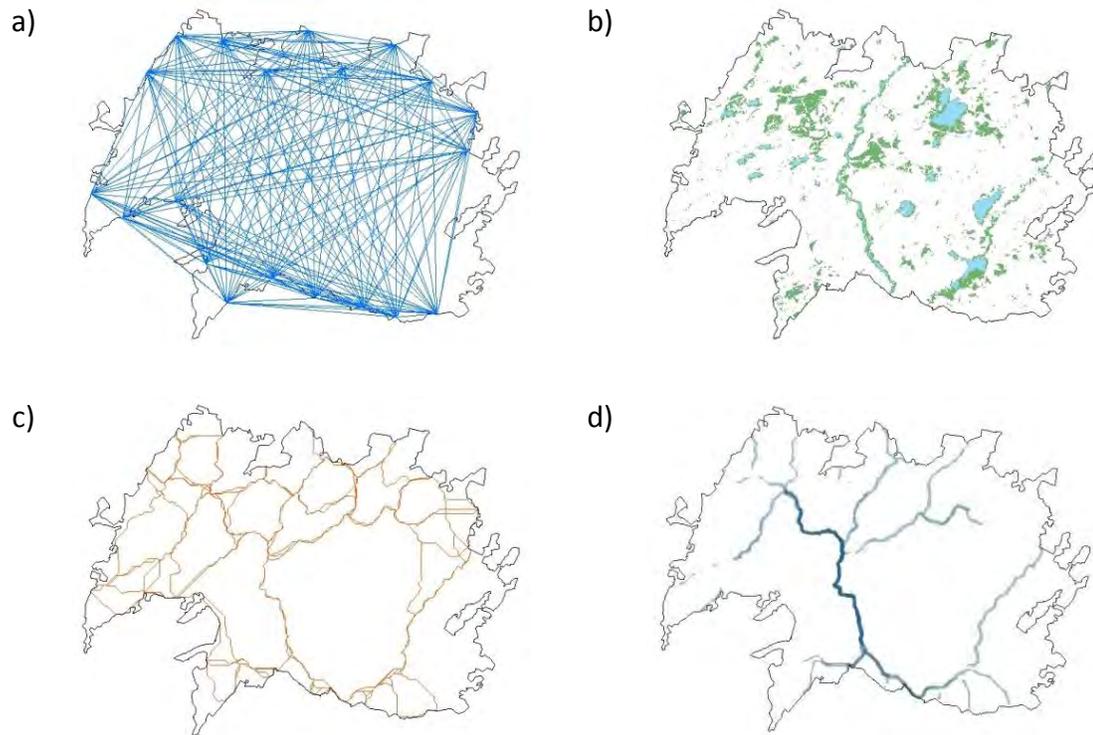


Figure 2.4 Schéma explicatif de la méthodologie de compilation des chemins de moindres coût : a) 20 points placés au pourtour du secteur à l'étude afin de compiler 190 chemins , b) exemple de surface de résistance utilisées pour le calcul (ici il s'agit du scénario « Bi » pour 2005), c) calcul des chemins avec le logiciel Graphab et d) génération des cartes de densité d'itinéraires en fonction du nombre et de la longueur des chemins passant dans un rayon de 100 m autour de chaque pixel (voir fig. 2.2 pour la légende)..

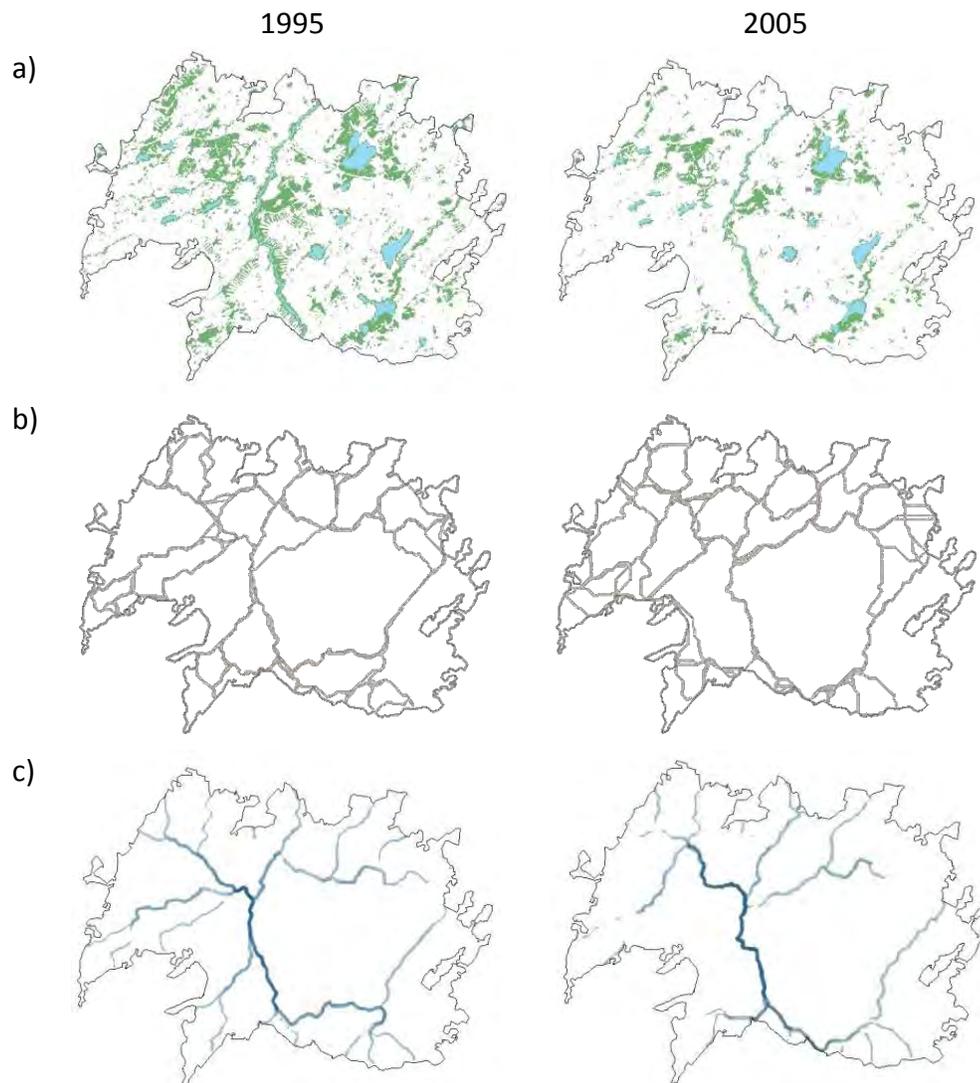


Figure 2.5 Secteur 1, scénario « Bi » : a) Surfaces de résistance, b) Chemins de moindre coût et c) Itinéraires de densité (voir fig. 2.2 pour la légende).

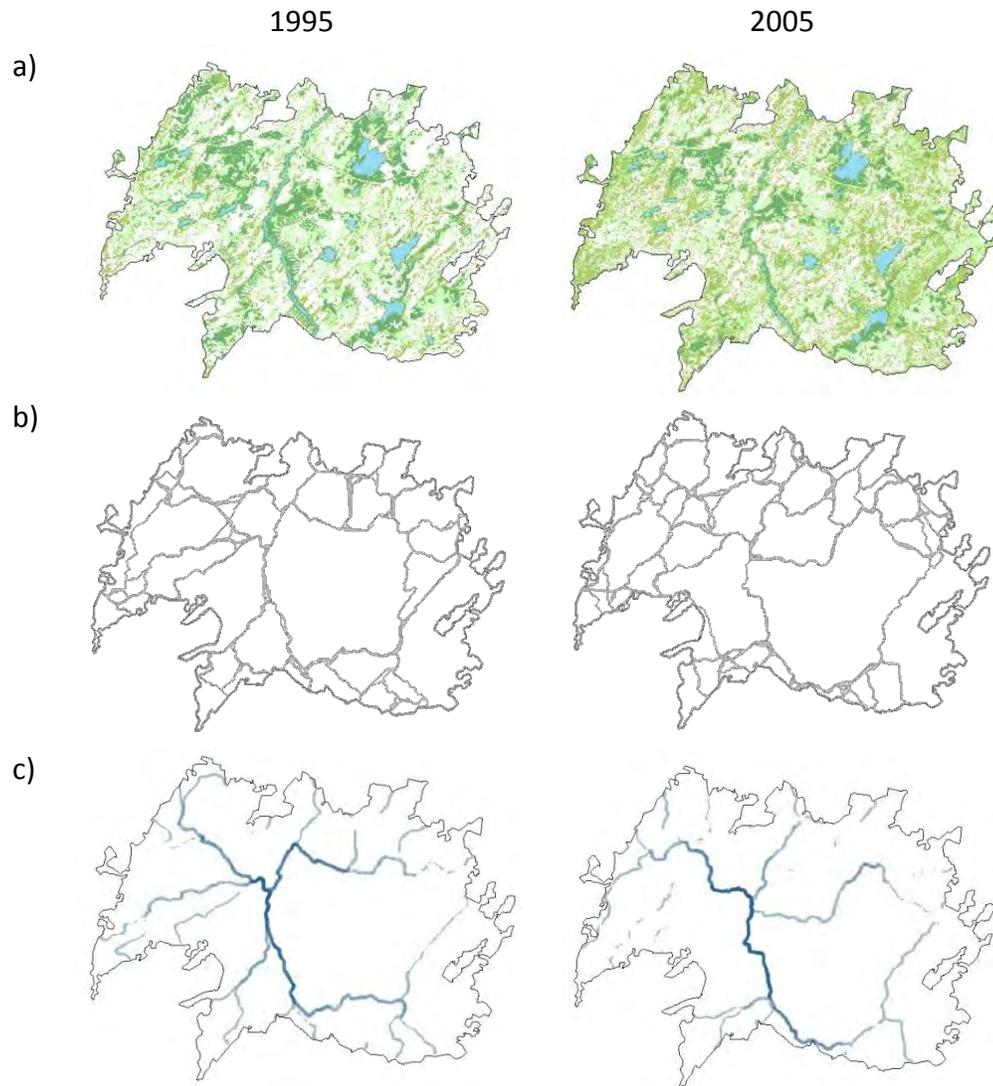


Figure 2.6 Secteur 1, scénario « Bi R » : a) Surfaces de résistance, b) Chemins de moindre coûts et c) Itinéraires de densité (voir fig. 2.2 pour la légende).

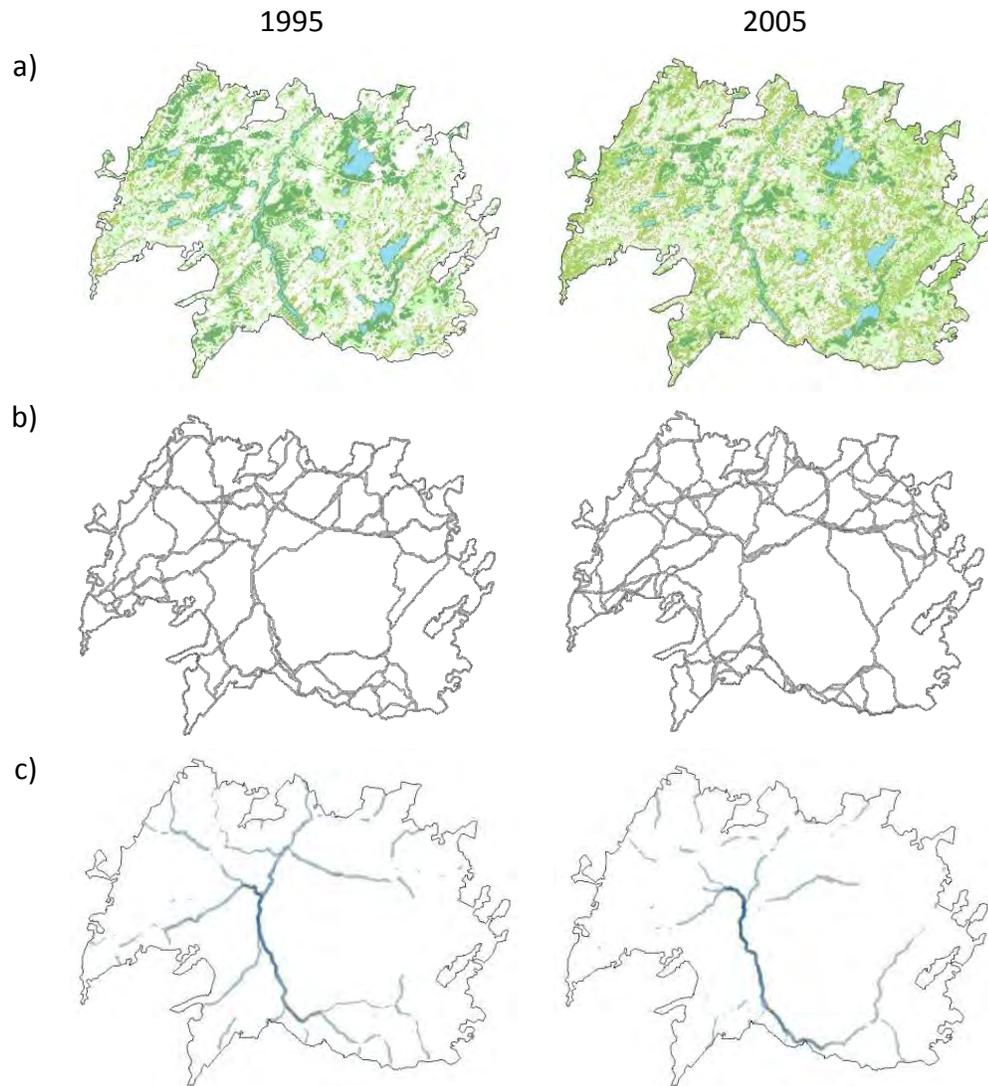


Figure 2.7 Secteur 1, scénario « Hété » : a) Surfaces de résistance, b) Chemins de moindre coût et c) Itinéraires de densité (voir fig. 2.2 pour la légende).

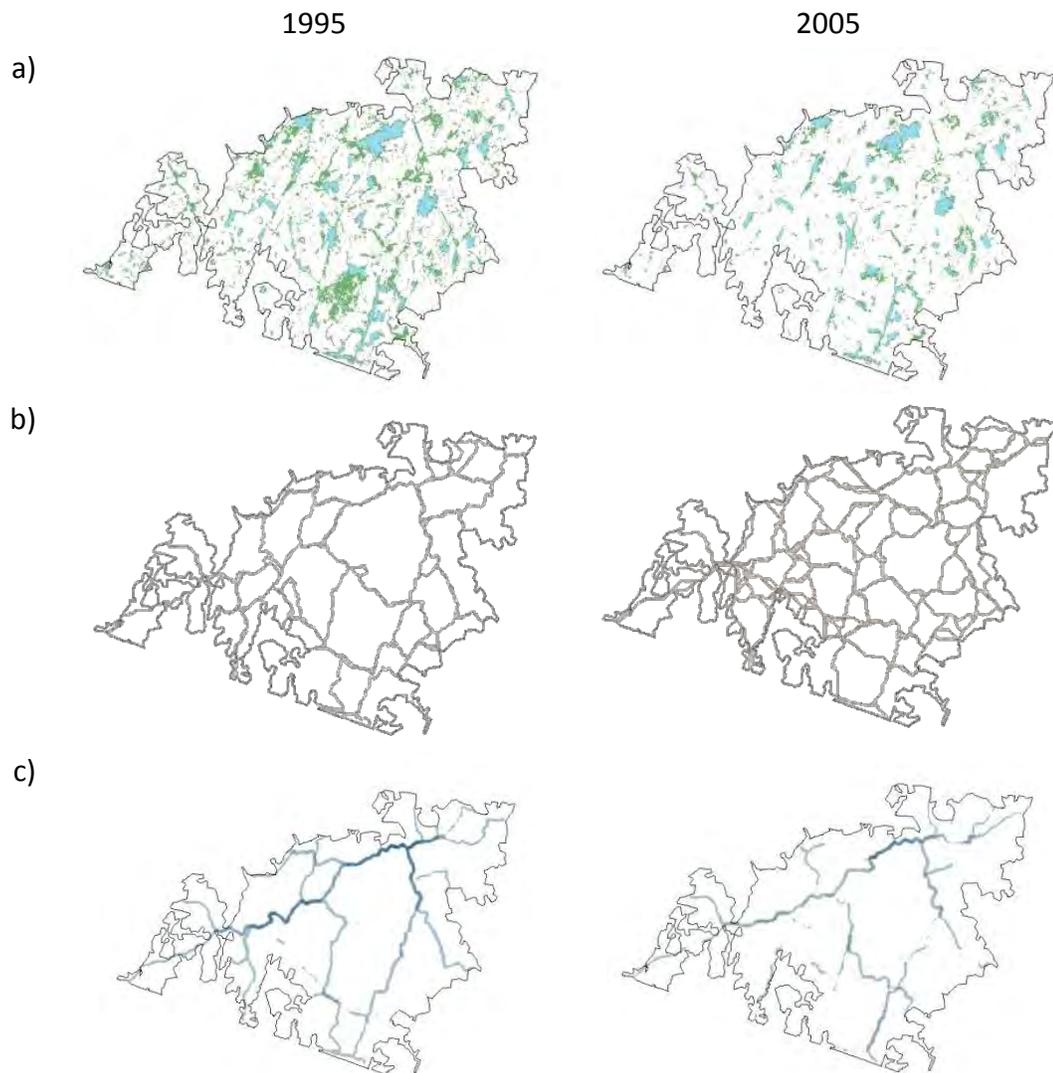


Figure 2.8 Secteur 2, scénario « Bi » : a) Surfaces de résistance, b) Chemins de moindre coût et c) Itinéraires de densité (voir fig. 2.2 pour la légende).

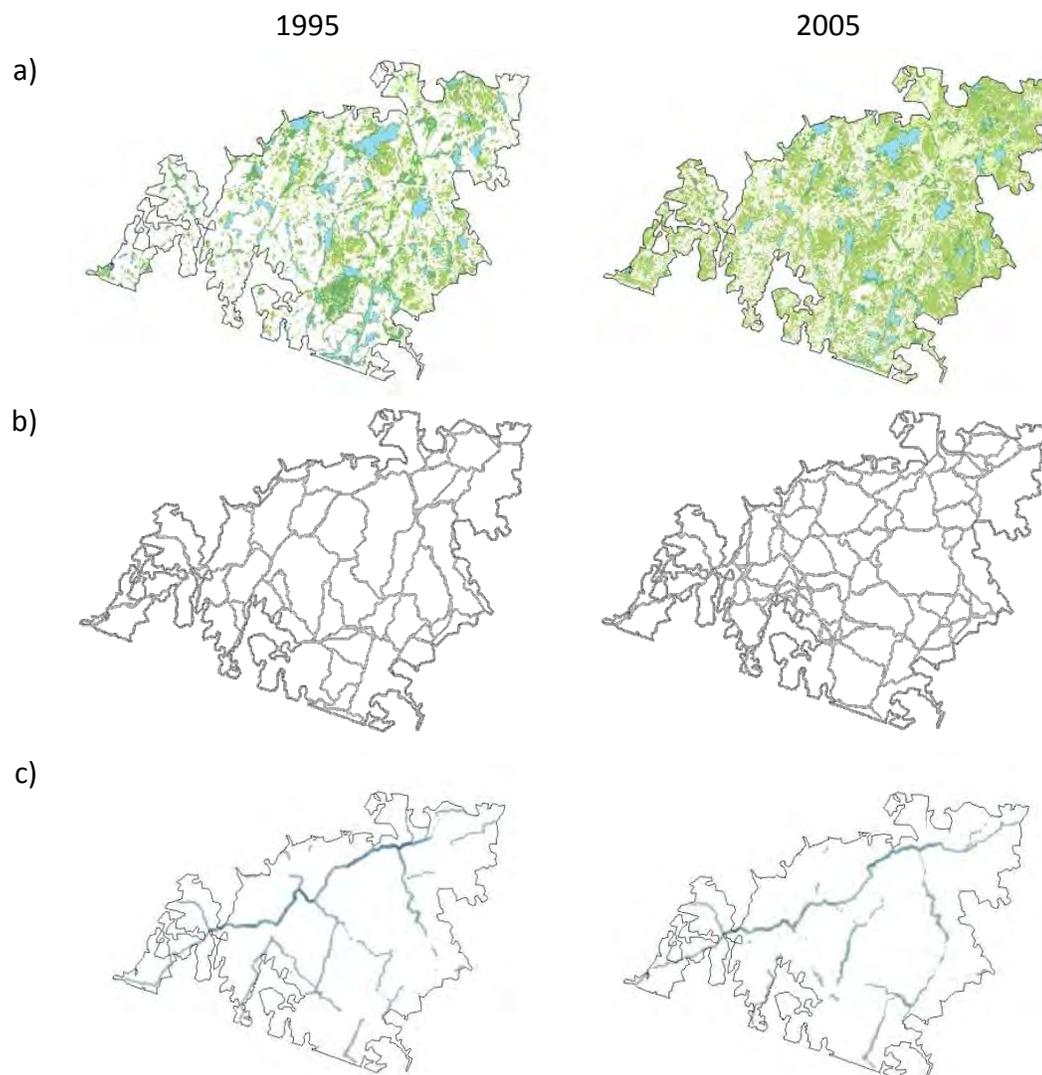


Figure 2.9 Secteur 2, scénario « Bi R » : a) Surfaces de résistance, b) Chemins de moindre coût et c) Itinéraires de densité (voir fig. 2.2 pour la légende).

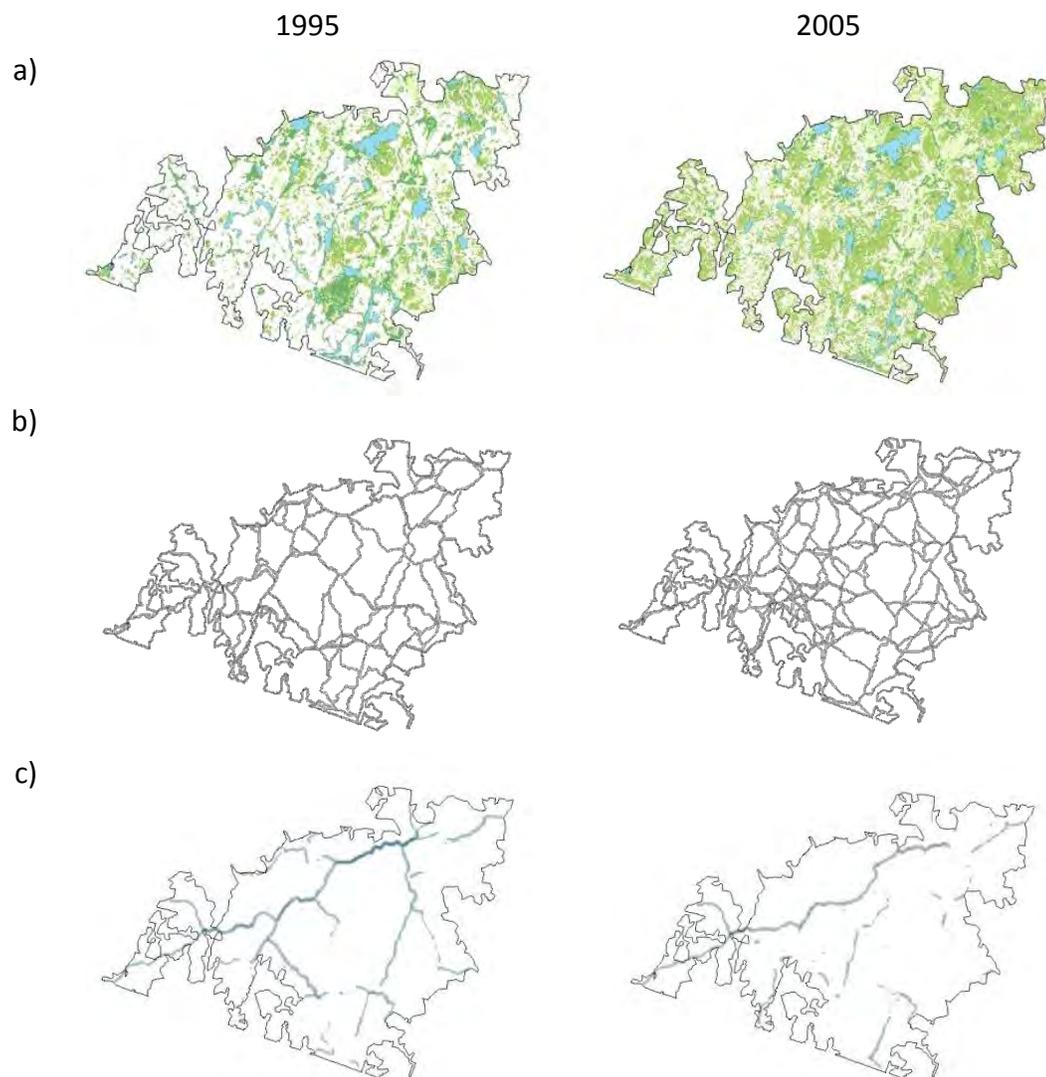


Figure 2.10 Secteur 2, scénario « Hété » : a) Surfaces de résistance, b) Chemins de moindre coût et c) Itinéraires de densité (voir fig. 2.2 pour la légende).

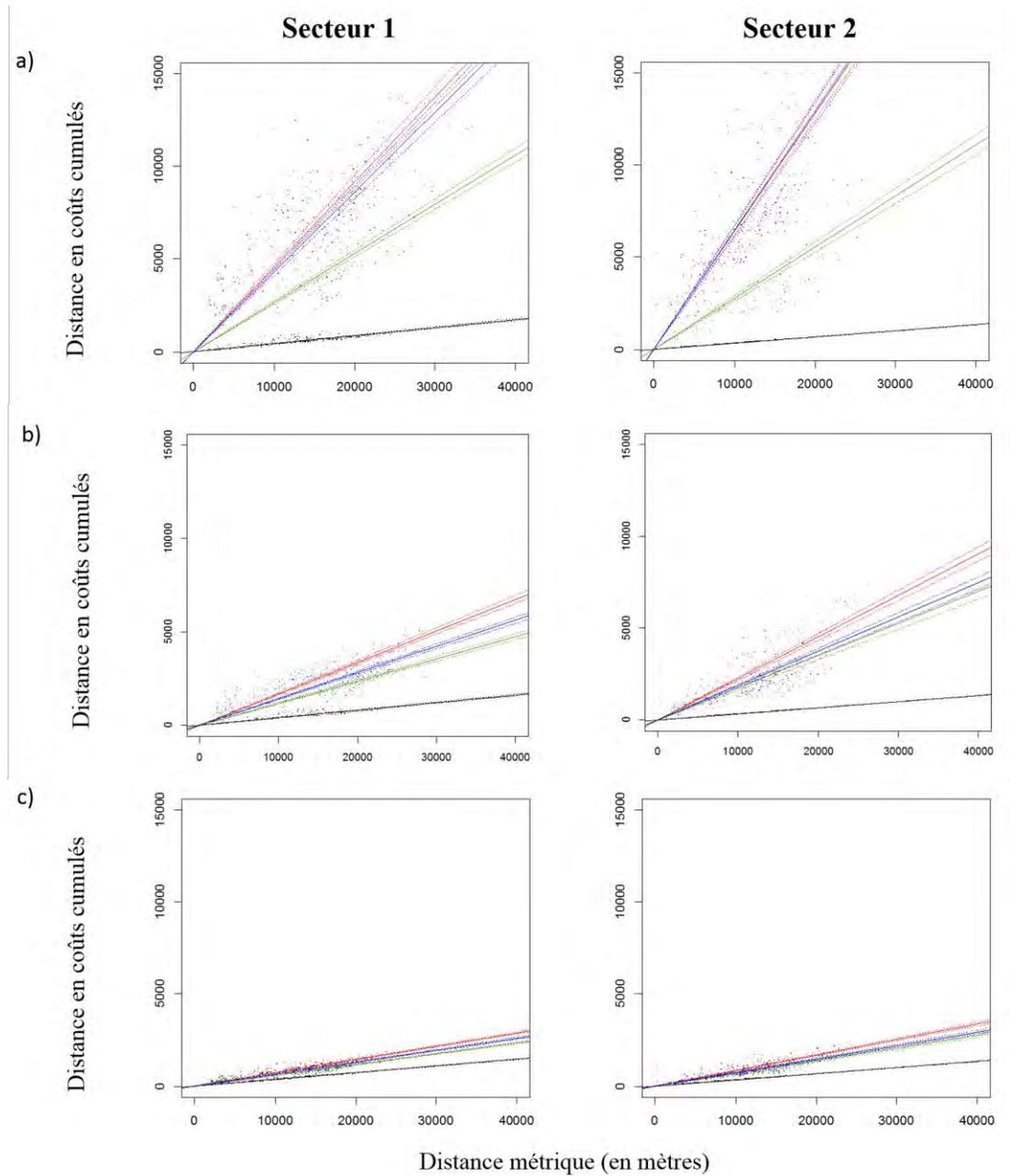


Figure 2.11 Droites de régression et intervalles de confiance des coûts cumulés (sans unités) en fonction de la distance métrique (en mètres) par année : a) Scénario « Bi », b) Scénario « Bi R » et c) Scénario « Hété »; 1985 : noir, 1995 : vert, 2000 : rouge et 2005 : bleu. Sur certaines droites l'intervalle de confiance est très petit et se confond avec la droite.

2.7 Tableaux

Tableau 2.1 Valeurs de coûts utilisées dans les analyses pour chacun des scénarios. Le scénario binaire considère la matrice paysagère comme homogène possédant les mêmes coûts de résistance, le scénario "Bi R" conserve les mêmes coûts de résistance que le scénario binaire "Bi" pour le couvert mature et les coupes récentes mais introduit une hétérogénéité dans les coûts associés aux couverts en régénération. Enfin le scénario "Hété" possède des coûts moins élevés et variables selon le type de couvert.

	Binaire	Hétérogène	
	Binaire	Bi R	Hété
Stade 0 : Post feu	50	30	7
Stade 1 : Arbustifs	50	20	5
Stade 2 : Jeunes peuplements	50	10	3
Forêts matures	1	1	1
Landes boisées	50	20	5
Milieus Humides	50	20	5
Coupes récentes	50	50	10
Improductifs et autres	50	50	10
Plans d'eau	100	100	50

Tableau 2.2 Proportions en pourcentage (%) des différents types de couverts présents dans le secteur 1.

Secteur 1	1985	1995	2000	2005
Stade 0 : Post feu	0.990	0.015	0.158	0.640
Stade 1 : Arbustifs	3.544	18.535	6.809	10.869
Stade 2 : Jeunes peuplements	2.595	12.404	20.262	33.779
Forêts matures	74.001	18.602	10.756	10.603
Landes boisées	1.982	2.179	4.070	5.476
Milieux Humides	3.580	5.512	9.578	6.348
Coupes récentes	9.545	38.635	44.075	29.386
Improductifs et autres	0.561	1.215	1.107	0.422
Plans d'eau	3.202	2.903	3.186	2.477

Tableau 2.3 Proportions en pourcentage (%) des différents types de couverts présents dans le secteur 2.

Secteur 2	1985	1995	2000	2005
Stade 0 : Post feu	0.068	0.026	0.402	0.946
Stade 1 : Arbustifs	3.005	9.302	11.021	9.056
Stade 2 : Jeunes peuplements	7.240	11.370	27.420	42.453
Forêts matures	79.354	16.561	8.634	8.431
Landes boisées	2.185	1.458	3.818	3.082
Milieux Humides	1.589	2.965	5.129	5.101
Coupes récentes	0.097	52.564	36.054	26.282
Improductifs et autres	0.394	0.946	1.743	0.481
Plans d'eau	6.067	4.809	5.771	4.179

2.8 Annexes

Tableau 2.4 Table des valeurs de R carré pour les droites de régression du modèle du scénario “Bi”.

Modèle de régression « Bi » Dist ~ DistM : Année + 0	Coefficients	R carré
Secteur 1 – 85	0.0433772 ***	0.9568
Secteur 1 – 95	0.2657270 ***	0.9411
Secteur 1 – 00	0.4589400 ***	0.9290
Secteur 1 – 05	0.4308800 ***	0.9241
Secteur 2 – 85	0.03333 ***	1
Secteur 2 – 95	0.277968 ***	0.8928
Secteur 2 – 00	0.64964 ***	0.927
Secteur 2 – 05	0.64180 ***	0.9145

Tableau 2.5 Table des valeurs de R carré pour les droites de régression du modèle du scenario “Bi R”.

Modèle de régression « Bi R »	Coefficients	R carré
Dist ~ DistM : Année + 0		
Secteur 1 – 85	0.0406304 ***	0.9621
Secteur 1 – 95	0.118638 ***	0.9470
Secteur 1 – 00	0.168972 ***	0.9535
Secteur 1 – 05	0.140652 ***	0.9569
Secteur 2 – 85	0.03335 ***	1
Secteur 2 – 95	0.176159 ****	0.8355
Secteur 2 – 00	0.226526 ****	0.9201
Secteur 2 – 05	0.186924 ****	0.9133

Tableau 2.6 Table des valeurs de R carré pour les droites de régression du modèle du scenario “Hété”.

Modèle de régression	Coefficients	R carré
« Hété »		
Dist ~ DistM : Année + 0		
Secteur 1 – 85	0.036410 ***	0.9934
Secteur 1 – 95	0.05883 ***	0.9807
Secteur 1 – 00	0.0723103 ***	0.9790
Secteur 1 – 05	0.0651625 ***	0.9760
Secteur 2 – 85	0.03346 ***	0.9999
Secteur 2 – 95	0.068560 ****	0.9404
Secteur 2 – 00	0.084521 ****	0.9616
Secteur 2 – 05	0.07341 ****	0.9527

Tableau 2.7 Modèles mixtes de comparaison pour le scénario « Bi ».

Contrastes Bi		Estimate	t ratio	p value
S1 – 1985	S2 – 1985	345.75206	2.018	0.4701
S1 – 1985	S1 – 1995	-2997.54279	-22.838	< 0.0001
S1 – 1985	S2 – 1995	-3051.09933	-21.599	< 0.0001
S1 – 1985	S1 – 2000	-5595.72170	-41.824	< 0.0001
S1 – 1985	S2 – 2000	-8011.10657	-53.441	< 0.0001
S1 – 1985	S1 – 2005	-5221.41439	-39.536	< 0.0001
S1 – 1985	S2 – 2005	-7914.48986	-52.742	< 0.0001
S2 – 1985	S1 – 1995	-3343.29484	-20.807	< 0.0001
S2 – 1985	S2 – 1995	-3396.85138	-20.408	< 0.0001
S2 – 1985	S1 – 2000	-5941.47376	-36.549	< 0.0001
S2 – 1985	S2 – 2000	-8356.85863	-48.339	< 0.0001
S2 – 1985	S1 – 2005	-5567.16644	-34.491	< 0.0001
S2 – 1985	S2 – 2005	-8260.24192	-47.715	< 0.0001
S1 – 1995	S2 – 1995	-53.55654	-0.426	0.9999
S1 – 1995	S1 – 2000	-2598.17897	-22.263	< 0.0001
S1 – 1995	S2 – 2000	-5013.56379	-36.858	< 0.0001
S1 – 1995	S1 – 2005	-2223.87160	-19.431	< 0.0001
S1 – 1995	S2 – 2005	-4916.94707	-36.116	< 0.0001
S2 – 1995	S1 – 2000	-2544.62238	-19.799	< 0.0001
S2 – 1995	S2 – 2000	-4960.00725	-34.445	< 0.0001
S2 – 1995	S1 – 2005	-2170.31506	-17.134	< 0.0001
S2 – 1995	S2 – 2005	-4863.39054	-33.742	< 0.0001
S1 – 2000	S2 – 2000	-2415.38487	-17.435	< 0.0001
S1 – 2000	S1 – 2005	374.30732	3.182	0.0322
S1 – 2000	S2 -2005	-2318.76816	-16.721	< 0.0001
S2 – 2000	S1 – 2005	2789.69219	20.372	< 0.0001
S2 – 2000	S2 – 2005	96.61671	0.634	0.9984
S1 – 2005	S2 – 2005	-2693.07548	-19.649	< 0.0001

Tableau 2.8 Modèles mixtes de comparaison pour le scénario « Bi R ».

Contrastes Bi R		Estimate	T ratio	p value
S1 – 1985	S2 – 1985	162.30509	2.356	0.2643
S1 – 1985	S1 – 1995	-1068.87653	-20.440	<.0001
S1 – 1985	S2 – 1995	-1815.53952	-31.854	<.0001
S1 – 1985	S1 – 2000	-1765.27591	-33.639	<.0001
S1 – 1985	S2 – 2000	-2502.64670	-42.564	<.0001
S1 – 1985	S1 – 2005	-1370.64671	-25.927	<.0001
S1 – 1985	S2 – 2005	-1971.34222	-32.728	<.0001
S2 – 1985	S1 – 1995	-1231.18162	-19.136	<.0001
S2 – 1985	S2 – 1995	-1977.84461	-29.422	<.0001
S2 – 1985	S1 – 2000	-1927.58100	-29.889	<.0001
S2 – 1985	S2 – 2000	-2664.95179	-38.867	<.0001
S2 – 1985	S1 – 2005	-1532.95181	-23.656	<.0001
S2 – 1985	S2 – 2005	-2133.64731	-30.607	<.0001
S1 – 1995	S2 – 1995	-746.66298	-14.797	<.0001
S1 – 1995	S1 – 2000	-696.39937	-15.514	<.0001
S1 – 1995	S2 – 2000	-1433.77016	-27.227	<.0001
S1 – 1995	S1 – 2005	-301.77018	-6.647	<.0001
S1 – 1995	S2 – 2005	-902.46568	-16.607	<.0001
S2 – 1995	S1 – 2000	50.26361	0.992	0.9756
S2 – 1995	S2 – 2000	-687.10718	-12.106	<.0001
S2 – 1995	S1 – 2005	444.89280	8.703	<.0001
S2 – 1995	S2 – 2005	-155.80270	-2,674	0.1314
S1 – 2000	S2 – 2000	-737.37079	-13.950	<.0001
S1 – 2000	S1 – 2005	394.62919	8.650	<.0001
S1 – 2000	S2 -2005	-206.06631	-3.779	0.0041
S2 – 2000	S1 – 2005	1131.99998	21.249	<.0001
S2 – 2000	S2 – 2005	531.30448	8.859	<.0001
S1 – 2005	S2 – 2005	-600.69550	-10.934	<.0001

Tableau 2.9 Modèles mixtes de comparaison pour le scénario « Hété ».

Contrastes Hété		Estimate	t ratio	p value
S1 – 1985	S2 – 1985	48.498886	3.383	0.0168
S1 – 1985	S1 – 1995	-270.493112	-22.703	< 0.0001
S1 – 1985	S2 – 1995	-379.799617	-29.949	< 0.0001
S1 – 1985	S1 – 2000	-434.968811	-36.544	< 0.0001
S1 – 1985	S2 – 2000	-573.186421	-43.926	< 0.0001
S1 – 1985	S1 – 2005	-348.921232	-28.961	< 0.0001
S1 – 1985	S2 – 2005	-440.893927	-33.309	< 0.0001
S2 – 1985	S1 – 1995	-318.991998	-23.850	< 0.0001
S2 – 1985	S2 – 1995	-428.298503	-30.855	< 0.0001
S2 – 1985	S1 – 2000	-483.467696	-36.163	< 0.0001
S2 – 1985	S2 – 2000	-621.685307	-43.816	< 0.0001
S2 – 1985	S1 – 2005	-397.420118	-29.459	< 0.0001
S2 – 1985	S2 – 2005	-489.392813	-34.095	< 0.0001
S1 – 1995	S2 – 1995	-109.306505	-9.544	< 0.0001
S1 – 1995	S1 – 2000	-164.475698	-15.635	< 0.0001
S1 – 1995	S2 – 2000	-302.693309	-25.457	< 0.0001
S1 – 1995	S1 – 2005	-78.428120	-7.329	< 0.0001
S1 – 1995	S2 – 2005	-170.400815	-14.078	< 0.0001
S2 – 1995	S1 – 2000	-55.169194	-4.821	< 0.0001
S2 – 1995	S2 – 2000	-193.386804	-15.432	< 0.0001
S2 – 1995	S1 – 2005	30.878385	2.661	0.1356
S2 – 1995	S2 – 2005	-61.094310	-4.800	< 0.0001
S1 – 2000	S2 – 2000	-138.217611	-11.633	< 0.0001
S1 – 2000	S1 – 2005	86.047578	8.053	< 0.0001
S1 – 2000	S2 -2005	-5.925117	-0.490	0.9997
S2 – 2000	S1 – 2005	224.265189	18.640	< 0.0001
S2 – 2000	S2 – 2005	132.292494	10.108	< 0.0001
S1 – 2005	S2 – 2005	-91.972695	-7.513	< 0.0001

CONCLUSION GÉNÉRALE

Sur le territoire québécois, la planification de la récolte forestière est basée sur des estimations de volumes (possibilité forestière) plutôt que sur la disponibilité de superficies en habitat (Neto *et al.* 2013). Ces projections dépendent de paramètres plus variables tels que l'établissement de la régénération, les taux de croissance, les types de peuplements, les dépôts du sol, ou encore le climat. Ainsi, nos résultats des taux d'aménagement subis annuellement en termes de surfaces récoltées (2.06 % pour 1985-2005) en lien avec d'autres études (Leroy 2014), peuvent suggérer que la reprise forestière dans ces systèmes pourrait être trop lente pour garantir un approvisionnement suffisant d'habitats de qualité (> 30 % d'habitat : couvert mature > 7 m), ces projections ne prenant par ailleurs pas en compte les manifestations éventuelles de perturbations naturelles. Cependant, à l'échelle internationale, les enjeux de conservation sont traités avec des cibles exprimées en superficies ou pourcentage d'habitats (Convention on Biological Diversity 1992). En effet, ces mesures représentent une évaluation plus instinctive de la quantité d'habitats disponibles pour les organismes.

Dans le chapitre II nous avons abordé de façon temporelle, les contraintes qu'impose un paysage aménagé pour le déplacement des organismes. L'aménagement forestier a un impact persistant à grande échelle sur le paysage et l'expansion et l'agrandissement des agglomérations de coupes tendent à inverser la matrice vers une matrice en régénération (vs matrice forestière dans les paysages peu aménagés). La trame aménagée ressemblera ainsi davantage aux secteurs pris en exemple dans le chapitre II et ce sur de grandes portions du paysage avec des dynamiques d'habitats résiduels similaires.

La gestion à long terme des enjeux de conservation représente un défi complexe, devant concilier à la fois des objectifs de récolte économiquement viables et des objectifs

biologiquement cohérents et durables. Dans un premier temps, de grands massifs (supérieurs à plusieurs centaines de kilomètres carrés) sont nécessaires pour le maintien d'espèces vulnérables et intolérantes aux aires ouvertes, comme le caribou forestier notamment (Courtois *et al.* 2003b; Lesmerises 2011). De ce fait, ces massifs délimiteraient ainsi les grandes agglomérations de coupes en les « isolant » les unes des autres et représenteraient des portions « clés » constituant des nœuds pour le maintien de la connectivité du paysage (Verboom *et al.* 2001; Gurd *et al.* 2008; Saura *et al.* 2011). De par leur taille et leur exposition au régime de perturbations naturelles, ces massifs possèderaient une diversité et une qualité d'habitat élevées (Kuuluvainen 2002; Bailey 2007; Schooley & Branch 2011). Concernant l'organisation spatiale de l'aménagement de la trame d'habitats résiduels, une stratégie conjointe d'îlots et de séparateurs paraît raisonnée afin de pondérer efficacement la quantité et la configuration de l'habitat. Ainsi, une « zone tampon » d'habitats résiduels pourrait être mise en place autour des massifs (nombreuses parcelles) et ce, afin de limiter la proportion de perturbations ceinturant les massifs (< 1 km) et se déclinant progressivement en habitat linéaire aidant fonctionnellement aux déplacements des organismes (Saint-Laurent 2007; Courtois *et al.* 2007b; Sorensen *et al.* 2008; Urban *et al.* 2009). L'analyse effectuée démontre que la mise en œuvre de la foresterie par rendement volumique soutenu au cours des années passées transforme et fragmente le paysage. Les empreintes des opérations forestières des années antérieures persistent ainsi de marquer le territoire et leur atténuation sera longue.

RÉFÉRENCES

- Anielski, M., et S. Wilson. 2005. Les chiffres qui comptent vraiment : évaluation de la valeur réelle du capital naturel. Canadian Boreal Initiative. 78 pages.
- Baguette, M., et H. Van Dyck. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology* **22**:1117–1129.
- Bailey, S. 2007. Increasing connectivity in fragmented landscapes: An investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands. *Forest Ecology and Management* **238**:7–23.
- Bélanger, L., et M. Grenier. 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape ecology* **17**:495–507.
- Bélisle, A. C., S. Gauthier, D. Cyr, Y. Bergeron, et H. Morin. 2011. Fire Regime and Old-Growth Boreal Forests in Central Quebec, Canada : An Ecosystem Management Perspective. *Silva Fennica* **45**:889–908.
- Bender, D. J., T. A. Contreras, et L. Fahrig. 1998. Habitat Loss and Population Decline: A Meta-Analysis of the Patch Size Effect. *Ecology* **79**:517.
- Bergeron, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Québec's southern boreal forest. *Ecology* **81**:1500–1516.
- Bergeron, Y., et B. D. Harvey. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* **92**:235–242.
- Bergeron, Y., B. D. Harvey, A. Leduc, et S. Gauthier. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations. *The forestry chronicle* **75**:55–61.
- Betts, M. G., G. J. Forbes, A. W. Diamond, et P. D. Taylor. 2006. Independent effects of fragmentation on forest songbirds : An organism-based approach. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America* **16**:1076–89.
- Bodin, Ö., et J. Norberg. 2007. A Network Approach for Analyzing Spatially Structured Populations in Fragmented Landscape. *Landscape Ecology* **22**:31–44.
- Bolliger, J., H. H. Wagner, et M. G. Turner. 2007. Identifying and quantifying landscape patterns in space and time. Pages 177–194 *dans* F. Kienast, O. Wildi, et S. Ghosh. *A changing world: Challenge for landscape research*, 8th edition. Springer.

- Bunce, R. G. H., et R. H. . G. Jongman. 1993. An introduction to landscape ecology. Pages 3–10 *dans* R. G. H. Bunce, L. Ryszkowski, et M. G. Paoletti, editors. Landscape Ecology and Agroecosystems. Lewis Publishers.
- Bunn, A. G., D. L. Urban, et T. H. Keitt. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* **59**:265–278.
- Burel, F., et J. Baudry. 1999. *Ecologie du paysage: concepts, méthodes et applications*. 359 pages.
- Burke, D. M., et E. Nol. 1998. Influence of Food Abundance, Nest-Site Habitat, and Forest Fragmentation on Breeding Ovenbirds. *The Auk* **115**:96–104.
- Burton, P. J. *et al.* 2010. Sustainability of Boreal Forests and Forestry in a Changing Environment. Pages 247–282 *dans* Mery *et al.*, editor. *Forests and Society - Responding to Global Drivers of Change*.
- Cantwell, M. D., et R. T. T. Forman. 1993. Landscape graphs : Ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape Ecology* **8**:239–255.
- Convention on Biological Diversity. 1992. *Convention sur la diversité biologique nations unies 1992*. 30 pages.
- Courtois, R., J. Ouellet, C. Dussault, et A. Gingras. 2004. Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec. *The Forestry Chronicle* **80**:598–607.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras, et C. Dussault. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience* **14**:491–498.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton, et J. Maltais. 2003. Historical Changes and Current Distribution of Caribou, *Rangifer tarandus* , in Quebec. *The Canadian Field-Naturalist* **117**:399–414.
- Dale, M. R. T., et M.-J. Fortin. 2010. From Graphs to Spatial Graphs. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **41**:21–38.
- Deng, J. S., K. Wang, Y. Hong, et J. G. Qi. 2009. Spatio-temporal dynamics and evolution of land use change and landscape pattern in response to rapid urbanization. *Landscape and Urban Planning* **92**:187–198.
- Drapeau, P., et L. Imbeau. 2006. *Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures - Avis scientifique*. 35 pages.
- Dussault, C., V. Pinard, J.-P. Ouellet, R. Courtois, et D. Fortin. 2012. Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: fitness-rewarding

- or maladaptive behaviour? Proceedings. Biological sciences / The Royal Society **279**:4481–8.
- Elie, J.-G., et J.-C. Ruel. 2005. Windthrow hazard modelling in boreal forests of black spruce and jack pine. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:2655–2663.
- Etter, A., C. McAlpine, K. Wilson, S. Phinn, et H. Possingham. 2006. Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **114**:369–386.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:487–515.
- Fisher, B. *et al.* 2008. Ecosystem Services and Economic Theory : Integration for Policy-Relevant Research. *Ecological applications* **18**:2050–2067.
- Frankham, R., D. A. Briscoe, et J. D. Ballou. 2002. Introduction to conservation genetics. Cambridge University Press. 617 pages.
- Fuller, R. J. 2012. The bird and its habitat: an overview of concepts. Pages 3–36 *dans* R. J. Fuller, editor. *Birds and habitat - Relationship in a changing landscapes*. Cambridge University Press, New-York.
- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, et Y. Bergeron. 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec. xxvii +568 pages.
- Gonzalez, A., B. Rayfield, et Z. Lindo. 2011. The disentangled bank: how loss of habitat fragments and disassembles ecological networks. *American journal of botany* **98**:503–16.
- Greene, D. F., J. C. Zasada, L. Sirois, D. Kneeshaw, H. Morin, I. Charron, et M. Simard. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research* **29**:824–839.
- Grondin, P., et A. Cimon. 2003. Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. 200 pages.
- Gurd, D. B., T. D. Nudds, et D. H. Rivard. 2008. Conservation of Mammals in Eastern North American Wildlife Reserves: How Small Is Too Small? *Conservation Biology* **15**:1355–1363.
- Haeussler, S., et D. Kneeshaw. 2003. Comparing forest management to natural process. Pages 307–368 *dans* P. J. Burton, editor. *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*. Ottawa, Canada.
- Hall L. S., Krausman P. R., et Morrison M. .L (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* **25**:173–182.

- Hansen, M. C. *et al.* 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* **342**:850–853.
- Hanski, I., et O. Ovaskainen. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* **404**:755–758.
- Harper, K. A., D. Lesieur, Y. Bergeron, et P. Drapeau. 2004. Forest structure and composition at young fire and cut edges in black spruce boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **34**:289–302.
- Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics - Studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press. 144 pages.
- Kneeshaw, D. 2001. Are non-fire gap disturbances important to boreal forest dynamics? *Recent research developments in ecology* **1**:43–58.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural Variability of Forests as a Reference for Restoring and Managing Biological Diversity in Boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* **36**:97–125.
- Laita, A., J. S. Kotiaho, et M. Mönkkönen. 2011. Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? *Landscape Ecology* **26**:951–967.
- Leroy, C. 2014. Croissance juvénile après coupe de la pessière noire à mousses de la ceinture d'argile : Une comparaison entre croissances passées et actuelles. UQÀM.
- Lesmerises, R. 2011. Évaluation de la valeur des massifs de forêt résiduelle pour la conservation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*). Université du Québec à Rimouski.
- Li, H., et J. Wu. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* **19**:389–399.
- Lindenmayer, D. B., et J. F. Franklin. 2002. Conserving Forest Biodiversity - A comprehensive multiscaled approach. Island Press, Washington. xvi+351 pages.
- Liu, S., L. Deng, S. Dong, Q. Zhao, J. Yang, et C. Wang. 2014. Landscape connectivity dynamics based on network analysis in the Xishuangbanna Nature Reserve , China. *Acta Oecologica* **55**:66–77.
- Martin, K., et J. M. Eadie. 1999. Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management* **115**:243–257.
- Ménard, A., et D. J. Marceau. 2007. Simulating the impact of forest management scenarios in an agricultural landscape of southern Quebec, Canada, using a geographic cellular automata. *Landscape and Urban Planning* **79**:253–265.

- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being : Health Synthesis*. World Health Organization. 53 pages.
- Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune. 2008. *La forêt pour construire le Québec de demain*. 72 pages.
- Minor, E. S., et D. L. Urban. 2008. A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* **22**:297–307.
- Morin, H. 1994. Dynamics of balsam fir forest in relation to spruce budworm outbreaks in the Boreal Zone of Québec. *Canadian Journal of Forest Research* **24**:730–741.
- Neto, T., M. Constantino, I. Martins, et J. P. Pedroso. 2013. A branch-and-bound procedure for forest harvest scheduling problems addressing aspects of habitat availability. *International Transactions in Operational Research* **20**:689–709.
- Nguyen-Xuan, T., Y. Bergeron, D. Simard, J. W. Fyles, et D. Paré. 2000. The importance of forest floor disturbance in the early regeneration patterns of the boreal forest of western and central Quebec : a wildfire versus. *Canadian Journal of Forest Research* **30**:1353–1364.
- O'Brien, D., M. Manseau, A. Fall, et M.-J. Fortin. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biological Conservation* **130**:70–83.
- Pascual-Hortal, L., et S. Saura. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* **21**:959–967.
- Pinard, V., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin, et R. Courtois. 2012. Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *The Journal of Wildlife Management* **76**:189–199.
- Ruel, J.-C., D. Pin, et K. Cooper. 2001. Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management* **143**:105–113
- Saint-Laurent, M.-H. 2007. *Perte et fragmentation en forêt boréale: impacts de différents modèles de dispersion de coupe sur les communautés de mammifères et d'oiseaux*. UQÀM.
- Saura, S., P. Vogt, J. Velázquez, A. Hernando, et R. Tejera. 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management* **262**:150–160.

- Schmiegelow, F. K. A., et M. Mönkkönen. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes : avian perspectives from the boreal forest. *Ecological applications* **12**:375–389.
- Schooley, R. L., et L. C. Branch. 2011. Habitat quality of source patches and connectivity in fragmented landscapes. *Biodiversity and Conservation* **20**:1611–1623.
- Sorensen, T., P. D. McLoughlin, D. Hervieux, E. Dzus, J. Nolan, B. Wynes, et S. Boutin. 2008. Determining Sustainable Levels of Cumulative Effects for Boreal Caribou. *Journal of Wildlife Management* **72**:900–905.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein, et G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* **68**:571–573.
- Tischendorf, L., D. J. Bender, et L. Fahrig. 2003. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology* **18**:41–50.
- Tischendorf, L., et L. Fahrig. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* **90**:7–19.
- Tischendorf, L., et L. Fahrig. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. A reply. *Oikos* **95**:152–155.
- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology : The Effect of Pattern on Process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst* **20**:171–197.
- Turner, M. G. 2005. Landscape Ecology: What Is the State of the Science? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst* **36**:319–344.
- Turner, M. G., D. C. Donato, et W. H. Romme. 2012. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landscape Ecology* **28**:1081–1097.
- Turner, M. G., R. H. Gardner, et R. V O’Neill. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: Patterns and process*. Springer-V. New-York. 404 pages.
- Urban, D. L., et T. H. Keitt. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* **82**:1205–1218.
- Urban, D. L., E. S. Minor, E. A. Treml et R. S. Schick. 2009. Graph models of habitat mosaics. *Ecology letter* **12**:260-270.
- Vaillancourt, M.-A., L. De Granpré, S. Gauthier, A. Leduc, D. Kneeshaw, Y. Claveau, et Y. Bergeron. 2008. Comment les perturbations naturelles peuvent-elles constituer un guide pour l’aménagement forestier écosystémique ? Pages 41–59 *dans* S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Granpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, et Y. Bergeron, éditeurs. *Aménagement Écosystémique en Forêt Boréale*. Presses de l’Université du Québec.

- Verboom, J., R. Foppen, P. Chardon, P. Opdam, et P. Luttikhuisen. 2001. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological Conservation* **100**:89–101.
- Wade, T. G., K. H. Riitters, J. D. Wickham, et K. B. Jones. 2003. Distribution and Causes of Global Forest Fragmentation. *Conservation Ecology* [online] **7**:7.
- Wu, J., et R. Hobbs. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology : An idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* **17**:355–365.
- Zetterberg, A., U. M. Mörtberg, et B. Balfors. 2010. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. *Landscape and Urban Planning* **95**:181–191.

ANNEXE

Tableau A Table de reclassification des différents types de couverts.

Index des classes et description		Reclassification
5	Surfaces dénudées	Routes et chemins essentiellement
8	Coupes	Superficie de terrain forestier ayant subi une coupe et un prélèvement des arbres marchands
13	Régénération mélangée	Jeune à très jeune peuplement forestier dominé par une jeune forêt mélangée qui résulte d'une perturbation naturelle ou anthropique
14	Arbustes bas	Au moins 20% du territoire couvert d'au moins un tiers avec des arbustes, hauteur moyenne inférieure à 2 m
16	Coupes végétalisées	Essences et arbustes pionniers qui s'installent après la perturbation (coupe) et dont la hauteur ne dépasse pas 1 m
		Coupes récentes, régénération basse et routes (hauteur inférieure à 2 m)
		1a
7	Brûlis	Territoire ayant subi le passage d'un feu et qui n'est pas encore régénéré
15	Brûlis végétalisés	Au moins 20% du territoire couvert d'au moins un tiers avec des arbustes; la hauteur moyenne inférieure à 2 m
46	Insectes ou mortalité	Pus de 75 % de la superficie est affectée par une perturbation majeure naturelle
		Perturbations naturelles (hauteur inférieure à 2 m)
		1b

Tableau A Table de reclassification des différents types de couverts (suite).

Index des classes et description		Reclassification
10	Arbustes hauts	Arbustes hauts et jeunes peuplements (hauteur entre 2 et 7 m et âge entre 10 et 70 ans)
11	Régénération résineuse	
12	Régénération feuillue	
26	Résineux jeunes	
40	Mélangé ouvert à tendance résineuse	
41	Mélangé ouvert à tendance feuillue/résineuse	
48	Jeunes feuillus denses	
33	Feuillus denses	Peuplements feuillus (hauteur de 2 à 7 m, âge de 10 à 70 ans)
34	Feuillus ouverts	
36	Mélangés denses à tendance feuillue	
38	Mélangés denses à tendance feuillue/résineuse	
39	Mélangés ouverts à tendance feuillue	

Tableau A Table de reclassification des différents types de couverts (suite).

Index des classes et description		Reclassification
25	Résineux vieux	Densité du couvert supérieure à 60 %, le peuplement résineux occupe 75 ou plus de la surface.
27	Résineux moyens à fond de mousse	Densité de 40 à 60 %, les résineux occupent 75 % ou plus de la surface. Le fond de terrain est dominé par la mousse et/ou éricacées
28	Résineux moyens à fond de lichen	Densité de 40 à 60 %, les résineux occupent 75 % ou plus de la surface. Le fond de terrain est dominé par le lichen
29	Résineux ouverts à fond de lichen	Densité de 25 à 40 %, les résineux occupent 75 % ou plus de la surface. Le fond de terrain est dominé par le lichen
30	Résineux ouverts à fond de mousse	Densité de 25 à 40 %, les résineux occupent 75 % ou plus de la surface. Le fond de terrain est dominé par la mousse et/ou éricacées.
37	Résineux denses	Densité du couvert supérieur à 60%; le peuplement résineux occupe 75% et plus de la surface.
22	Milieux humides arborés	Territoire où le niveau d'eau est près de la surface ou inonde le terrain sur une période de temps suffisante pour favoriser les processus aquatiques et tourbeux.
23	Milieux humides arbustifs	
24	Milieux humides herbacés	
31	Lande boisée résineuse à fond de lichen	Densité de 10 à 25%; les résineux occupent 75% et plus de la surface.
32	Lande boisée résineuse à fond de mousse	
45	Lande boisée résineuse à fond d'arbustes	
9	Eau de surface	Lacs, réservoirs, rivières, rapides

Forêt mature
(hauteur: plus de 7 m et âgés de 70 ans et plus) **4**

Milieux humides **6**

Landes boisées **5**

Eau de surface **10**

Tableau A Table de reclassification des différents types de couverts (suite).

Index des classes et description		Reclassification		
17	Agriculture	Plantes vasculaires sans tige de bois (gazon, cultures, plantes herbacées dicotylédones, graminées); minimum de 20% de couverture ou bien le tiers de la végétation doit être de l'herbe. Bryophytes (mousse, hépatique et anthocérothée) et lichen (foliacé et fruticuleux; non crustacé); minimum de 20% du territoire couvert ou bien le tiers de la végétation totale doit être composée de mousse ou lichen.	Improductif	8
18	Herbe			
19	Lichen			
20	Mousse (et roc)			
1	Ombre	Zones d'ombrage créées par les nuages et les reliefs	Autres	9
2	Nuages	Nuages et voiles atmosphériques		
3	Neige/glace	Glacier et neige		
4	Affleurement rocheux/débris	Substratum rocheux, talus, champ de blocs, dépôts miniers, coulée de lave		
6	Urbain	Surfaces non végétalisées. Territoire comprenant les agglomérations urbaines et les villages en milieu rural		
0	Absence de données	Surfaces non classifiées	NoData	<i>nd</i>