

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE  
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

IMPACTS D'UN AMÉNAGEMENT FORESTIER ÉCOSYSTÉMIQUE SUR LA  
MOSAÏQUE FORESTIÈRE ET SUR LES COÛTS D'APPROVISIONNEMENT EN BOIS :  
ÉTUDE DE CAS DE LA FORÊT D'ENSEIGNEMENT ET DE RECHERCHE DU LAC  
DUPARQUET

MÉMOIRE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR  
CHARLES LATRÉMOUILLE

Février, 2008

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL  
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

## **REMERCIEMENTS**

J'aimerais remercier mon directeur, Osvaldo Valeria, pour son support, pour m'avoir donné l'opportunité de travailler sur ce projet et pour m'avoir amené à découvrir la vie à Rouyn-Noranda. Merci à mon co-directeur Brian Harvey, aussi pour son support. Merci aux membres du comité de correction pour leurs commentaires constructifs. Merci à Louis-Jean Lussier pour son apport à ce projet.

J'aimerais aussi remercier les partenaires financiers de ce projet : le CRSNG, la chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, la forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet ainsi que Développement Économique Canada.

Merci à ma famille et à mes amis pour votre support moral. Merci à toute l'équipe de CONFOR 2006, pour avoir fait de cet évènement le grand succès et la belle expérience qu'il a été.

## TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES .....	viii
RÉSUMÉ .....	xii
CHAPITRE 1. ....	1
REVUE DE LA LITTÉRATURE : LA MOSAÏQUE FORESTIÈRE ET LES CONSIDÉRATIONS SPATIALES DANS LA PLANIFICATION FORESTIÈRE .....	1
1.1 Introduction.....	1
1.2 La nature de la mosaïque forestière boréale.....	2
1.3 Planification et réglementation québécoise.....	4
1.4 Une approche écosystémique basée sur la dynamique naturelle de la forêt .....	7
1.4.1 Modalités d'application à l'échelle du peuplement .....	10
1.4.2 Modalités d'application à l'échelle du paysage .....	11
1.4.3 Design des aires de coupes .....	12
1.5 Synthèse .....	14
CHAPITRE 2. ....	15
ANALYSE HISTORIQUE DE LA MOSAÏQUE FORESTIÈRE EN FORÊT BORÉALE MÉLANGÉE DU NORD-OUEST QUÉBÉCOIS : ÉTUDE DE CAS À LA FERLD.....	15
2.1 — Introduction.....	15
2.1.1 Mécanismes de formation de la mosaïque forestière.....	15
2.1.2 Caractérisation de la mosaïque forestière .....	18
2.1.3 Objectifs.....	19
2.1.4 Hypothèses.....	20
2.2 Méthodologie .....	20
2.2.1 Aire d'étude .....	20
2.2.2 Les cartes de description du territoire et le système de classification utilisé pour les analyses spatiales.....	21
2.2.3 Indices de description du paysage.....	24

2.3 Résultats.....	29
2.4 Discussion.....	36
2.4.1 Évolution des caractéristiques du couvert forestier.....	36
2.4.2 Formulation d'objectifs de configuration spatiale tirés des analyses historiques.....	39
2.4.3 Limites de l'approche historique utilisée.....	42
2.5 Conclusion.....	44
CHAPITRE 3.....	46
SIMULATION DES SCÉNARIOS D'AMÉNAGEMENT ET ANALYSE DES IMPACTS SUR LE PAYSAGE ET SUR LES COÛTS D'APPROVISIONNEMENT.....	46
3.1 Introduction.....	46
3.1.1 Importance écologique du maintien de l'hétérogénéité au niveau du paysage.....	47
3.1.2 Comment l'approche écosystémique prétend-elle assurer ce maintien? ....	48
3.1.3 Outils nécessaires et modalités d'évaluation des conséquences des différents scénarios.....	48
3.1.4 Objectifs.....	50
3.1.5 Hypothèses.....	51
3.2 Méthodologie.....	52
3.2.1 Description du plan général d'aménagement de la FERLD.....	52
3.2.2 Description des différents scénarios d'aménagement.....	53
3.2.3 Outil de simulation de la croissance forestière.....	56
3.2.4 Transfert de l'information de FOREXPRT UQAT vers la plateforme SIG.....	57
3.2.5 Indicateurs de performance.....	58
3.2.6 Calcul des coûts directs d'approvisionnement en bois.....	59
3.3 Résultats.....	60
3.3.1 Récoltes effectuées lors des différents scénarios d'aménagement.....	60
3.3.2 Impacts sur la structure du paysage.....	64
3.3.3 Impacts sur les coûts directs d'approvisionnement en bois.....	78

3.3.4 Évolution des volumes marchands.....	81
3.4 Discussion .....	83
3.4.1 Impacts sur la structure du paysage .....	83
3.4.2 Impacts sur les coûts directs d’approvisionnement en bois .....	91
3.4.3 Analyse de la durabilité des pratiques.....	94
3.4.4 Limites de l’approche de simulation .....	96
3.4.5 Limites de l’approche adoptée au plan général d’aménagement pouvant être soulevées par la présente étude .....	101
3.5 Recommandations pour l’aménagement.....	102
3.6 Conclusion .....	103
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	106
ANNEXE A : Mécanismes de fragmentation d’un paysage.....	109
ANNEXE B : Dynamique de la sapinière à bouleau blanc en fonction du régime hydrique .....	110
ANNEXE C : Photos aériennes de la FERLD obtenues à la photo cartothèque de l’UQAM.....	114
ANNEXE D : Cartes historiques du territoire en terme de cohortes .....	115
ANNEXE E : Table de transitions (par périodes) entre les différentes cohortes selon l’analyse des données d’inventaire .....	117
ANNEXE F : Description des modèles de croissance forestière considérés .....	118
ANNEXE G : Exemple de fiche d’ordonnancement des travaux sylvicoles pour la première décennie .....	122
ANNEXE H : Résultats de l’uniformisation des récoltes.....	123
ANNEXE I : Fonctionnement du modèle FOREXPRT UQAT .....	124
ANNEXE J : Regroupement des différents types de peuplements pour former les parcelles d’aménagement utilisées dans FOREXPRT UQAT .....	140
ANNEXE K : Fonctionnement du compilateur .....	148
ANNEXE L : Présentation des courbes de croissance générées par FOREXPRT UQAT pour les différentes parcelles d’aménagement du plan actuel à la FERLD .....	151
ANNEXE M : Valeur des paramètres de simulation requis pour le fonctionnement de l’outil WPPT .....	153

ANNEXE N : Tables de transitions des cohortes pour le scénario sans aménagement.. 157  
RÉFÉRENCES ..... 158

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Échelle des cartes et superficies minimales des peuplements pour la cartographie forestière.....	23
Tableau 2.2 : Définitions des différentes classes de cohortes.....	26
Tableau 2.3 : Significativité de la différence entre les moyennes des variables de structure spatiale établie à l'aide d'une ANOVA .....	32
Tableau 2.4 : Pourcentage de la variabilité des mesures de structure spatiale expliqué par les autres mesures ( $r^2$ ) pour les conditions historiques de la mosaïque forestière .....	33
Tableau 2.5 : Sommaire des caractéristiques spatiales des différentes classes de cohortes .....	40
Tableau 2.6 : Étendue des variables de structure spatiale comme cibles pour l'aménagement .....	41
Tableau 3.1: Éléments des scénarios d'aménagement ayant le potentiel d'influencer la structure spatiale de la mosaïque forestière. ....	51
Tableau 3.2 : Sommaire des écarts entre les résultats des indices de paysage en fin de simulation et les limites identifiées lors de l'analyse historique.....	89

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1: Les modèles de mosaïques changeantes de Jentsch et al. (2002). Dans le modèle A), la composition du paysage reste constante dans le temps alors qu'en B), la composition change à l'intérieur de certaines limites.....	4
Figure 2.1: Principales séquences de succession pour la sapinière à bouleaux blancs (tiré de Lesieur et al. 2002).....	18
Figure 2.2 : Composition historique du territoire en fonction des classes de cohortes (moyenne des années 1965, 1972, 1983, 1994).....	30
Figure 2.3 : Taille moyenne des peuplements de chacune des classes de cohortes (moyenne des années 1965, 1972, 1983, 1994).....	30
Figure 2.4 : Distance moyenne au plus proche peuplement voisin de même cohorte (moyenne des années 1965, 1972, 1983, 1994).....	31
Figure 2.5 : Indice de forme des peuplements de chacune des classes de cohortes (moyenne des années 1965, 1972, 1983, 1994).....	31
Figure 2.6 : Évolution de la composition du territoire en fonction des cohortes.....	32
Figure 2.7 : Relation entre la proportion du territoire occupée par une classe de cohorte et la taille moyenne des peuplements qu'elle forme dans le paysage pour les quatre périodes couvertes par la cartographie .....	33
Figure 2.8 : Distribution de taille des peuplements de première cohorte pour l'année 1965.....	34
Figure 2.9 : Distribution de taille des peuplements de deuxième cohorte pour l'année 1965.....	34
Figure 2.10 : Relation entre la proportion du territoire occupée par une classe de cohorte et la distance moyenne aux peuplements les plus proches pour les quatre périodes couvertes par la cartographie.....	35
Figure 2.11 : Relation entre la proportion du territoire occupée par une classe de cohorte et la forme des peuplements pour les quatre périodes couvertes par la cartographie.....	36

Figure 2.12 : Modèle d'aménagement théorique suggéré pour la taille, la dispersion et la forme des peuplements en fonction du modèle à 3 cohortes afin de maintenir la diversité structurelle de la mosaïque forestière de la FERLD.....	42
Figure 3.1 : Superficie moyenne récoltée par décennie par scénario.....	61
Figure 3.2 : Volume moyen récolté par décennie par scénario.....	61
Figure 3.3 : Superficies récoltées par décennie pour chaque scénario par décennie ..	62
Figure 3.4 : Volumes récoltés par décennie pour chaque scénario par décennie.....	62
Figure 3.5 : Types de coupes utilisés par décennie pour le scénario Éco 1 par décennie .....	63
Figure 3.6 : Types de coupes utilisés par décennie pour le scénario Éco + par décennie .....	63
Figure 3.7 : Évolution de la proportion du territoire en cohorte 0 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0).....	65
Figure 3.8 : Évolution de la taille moyenne des peuplements en cohorte 0 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)....	66
Figure 3.9 : Évolution de la distance moyenne au plus proche voisin de cohorte 0 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0).....	66
Figure 3.10 : Évolution de l'indice de forme des peuplements en cohorte 0 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)....	67
Figure 3.11 : Taille moyenne des peuplements de cohorte 0 en fonction des scénarios .....	68
Figure 3.12 : Proportion du paysage occupée par la cohorte 0 en fonction des scénarios.....	68
Figure 3.13 : Évolution de la proportion du territoire en cohorte 1 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0).....	69
Figure 3.14 : Évolution de la taille moyenne des peuplements en cohorte 1 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)....	70

Figure 3.15: Évolution de la distance moyenne au plus proche voisin de cohorte 1 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0).....	71
Figure 3.16 : Évolution de l'indice de forme des peuplements en cohorte 1 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)....	71
Figure 3.17 : Évolution de la proportion du territoire en cohorte 2 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0).....	72
Figure 3.18 : Évolution de la taille moyenne des peuplements en cohorte 2 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)....	73
Figure 3.19 : Évolution de la distance moyenne au plus proche voisin de cohorte 2 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0).....	73
Figure 3.20 : Évolution de l'indice de forme des peuplements en cohorte 2 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)....	74
Figure 3.21 : Évolution de la proportion du territoire en cohorte 3 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0).....	76
Figure 3.22 : Évolution de la taille moyenne des peuplements en cohorte 3 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)....	76
Figure 3.23 : Évolution de la distance moyenne au plus proche voisin de cohorte 3 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0).....	77
Figure 3.24 : Évolution de l'indice de forme des peuplements en cohorte 3 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)....	77
Figure 3.25 : Évolution des coûts de récolte pour le scénario RNI .....	78
Figure 3.26 : Évolution des coûts de récolte pour le scénario Éco1 .....	78
Figure 3.27 : Évolution des coûts de récolte pour le scénario Éco+ .....	79
Figure 3.28 : Relation entre le volume par tige moyen et le coût de récolte (données calculées par WPPT).....	79

Figure 3.29 : Évolution du volume moyen par tige lors des récoltes pour les trois scénarios d'aménagement .....	80
Figure 3.30 : Évolution du réseau routier pour les scénarios Éco1 et RNI.....	81
Figure 3.31 : Évolution du volume marchand pour les différents scénarios sur le territoire sous aménagement .....	82
Figure 3.32 : Évolution du volume moyen récolté par superficie selon les scénarios	83
Figure 3.33. Sensibilité de l'évaluation du volume marchand dans le temps face à une diminution de 10 % du taux de mortalité appliqué à un peuplement de peuplier faux-tremble sur un sol riche débutant à 2 000 tiges/ha .....	99
Figure 3.34. Sensibilité de l'évaluation du volume marchand dans le temps face à une diminution de 10 % du taux de mortalité appliqué à un peuplement d'épinette noire sur un sol riche débutant à 2 000 tiges/ha.....	100

## RÉSUMÉ

Actuellement au Québec, la planification de la répartition spatiale des coupes forestières est surtout faite en fonction de considérations économiques, d'acceptabilité sociale et pour maintenir l'habitat de certaines espèces de gibier. Étant donné l'importance de l'organisation spatiale des habitats fauniques et floristiques, il serait important de gérer les ressources en considérant aussi les effets cumulatifs des coupes sur le paysage forestier. Depuis quelques années, plusieurs auteurs proposent une planification forestière écosystémique dans le but d'appuyer la stratégie des gouvernements canadien et québécois pour le maintien de la diversité biologique. L'approche écosystémique sous-tend que les organismes forestiers pourront survivre et mieux s'adapter à l'exploitation forestière si cette dernière tend à maintenir la diversité, la productivité et la résilience des forêts, aux échelles du peuplement et du paysage.

Le développement de diverses méthodes pour l'application de cette approche, l'identification de leur efficacité et de leurs impacts potentiels pourraient diminuer la crainte ressentie par les gestionnaires face aux éventuelles conséquences d'une transition vers une approche écosystémique. Nous proposons ainsi une démarche de simulation de diverses stratégies de dispersion des coupes pour en évaluer les impacts sur la structure et la composition de la mosaïque forestière et sur les coûts d'approvisionnement en bois. Dans un premier temps, une analyse historique de l'organisation spatiale du paysage (de 1965 à 1994) à l'aide d'indices de description du paysage a servi de base comparative pour l'évaluation des impacts des différents scénarios sur la mosaïque forestière. Nous croyons qu'une telle analyse permet de déterminer des caractéristiques relativement stables du territoire en absence d'exploitation industrielle et que les indices choisis permettent de bien cerner la structure spatiale des différentes classes de couvert forestier. L'évolution naturelle des peuplements dans le temps (sur un horizon de 100 ans) ainsi que les effets des différents traitements sylvicoles prescrits au plan général d'aménagement ont été simulés à l'aide d'un modèle de croissance forestière à l'échelle du peuplement sur une période d'une révolution forestière. Trois scénarios de dispersion des coupes furent simulés : un scénario suivant les règles du RNI, un scénario d'aménagement écosystémique favorisant l'agglomération des coupes et un scénario d'aménagement écosystémique modifié pour permettre de ramener, en fin de simulation, la composition du paysage à l'intérieur de ses limites historiques.

Selon nos analyses, le scénario suivant les règles de répartition des coupes prescrites au RNI engendre des aires en régénération 60 % plus petites et nécessite la création de 11,7 % plus de routes, construites plus rapidement en début de simulation, comparativement au scénario axé sur l'agglomération des coupes telle qu'entreprise en ce moment à la FERLD. Puisque ces deux scénarios suivent les mêmes prescriptions sylvicoles, l'évolution du paysage varie très peu entre eux. De façon à ramener le paysage à l'intérieur de ses limites historiques en fin de simulation pour le scénario Éco+, une combinaison de diminution des coupes de 19 %, d'une augmentation de 90 % de l'utilisation des coupes partielles ainsi que 104 % de plus en superficie de plantation en essences mixtes (tolérantes et intolérantes), fut nécessaire (sur les derniers 30 ans).

Mots clés : Aménagement forestier écosystémique, analyse historique, paysage, simulation

## CHAPITRE 1.

### REVUE DE LA LITTÉRATURE : LA MOSAÏQUE FORESTIÈRE ET LES CONSIDÉRATIONS SPATIALES DANS LA PLANIFICATION FORESTIÈRE

#### 1.1 Introduction

En faisant suite aux recommandations de la commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise, le gouvernement du Québec s'est engagé à favoriser l'application d'un aménagement écosystémique sur les forêts publiques (Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise, 2004). Malgré l'engouement scientifique pour appuyer le concept d'aménagement forestier écosystémique (AFE), très peu d'auteurs suggèrent des modalités concrètes pour l'application du modèle (Bergeron et al. 1999; BCMOF, 1995; OMNR, 2001), ce qui rend l'approche peu attrayante pour les intervenants industriels et gouvernementaux (Bergeron et al. 2002). Alors, la mise en œuvre de différentes approches d'AFE ainsi que l'évaluation de leur faisabilité et de leur efficacité s'imposent. Dans ce sens, la recherche et le développement d'outils de planification pour évaluer les conséquences de la mise en œuvre de diverses stratégies de récolte s'avèrent justifiés (Valeria, 2003). Par cette étude, nous avons mis de l'avant une méthode pour évaluer l'efficacité de diverses stratégies de dispersion des coupes en forêt boréale à remplir les objectifs de l'aménagement forestier écosystémique. Pour ce faire, nous nous servons du plan général d'aménagement de la Forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet (FERLD) comme étude de cas.

Cette première partie contient une discussion servant de mise en situation pour cette étude. Le développement de la structure spatiale des forêts boréales sera d'abord arboré. Les pratiques d'aménagement en cours au Québec ayant le potentiel d'influencer cette organisation seront ensuite mises en lumière. Finalement, les principes de l'aménagement écosystémique seront présentés.

## 1.2 La nature de la mosaïque forestière boréale

La composition et la structure des paysages forestiers sont le résultat de plusieurs facteurs (Franklin et Forman, 1987; Oliver et Larson, 1990; Gauthier et al. 2000) :

- le climat,
- les caractéristiques physiques du milieu (situation topographique, orientation, nature du dépôt de surface, régime hydrique, etc.),
- les perturbations naturelles et anthropiques,
- le temps écoulé depuis ces perturbations,
- les caractéristiques des espèces présentes (longévité, tolérance à l'ombre, modes de reproduction),
- et les processus démographiques (dispersion, germination, sénescence, mortalité).

La combinaison de ces facteurs influence les caractéristiques des forêts qui évolueront sur un territoire donné. La récurrence d'un certain nombre de peuplements forestiers semblables dans une région témoigne de conditions de développement semblables (Oliver et Larson, 1990). Il faut toutefois rappeler que ces peuplements sont plus ou moins homogènes et ont des limites plus souvent diffuses et continues que claires et précises (Gustafson, 1998).

Attiwill (1994) affirme que « les perturbations naturelles sont fondamentales au développement de la structure et des fonctions des écosystèmes forestiers ». La relation entre la fréquence des perturbations et l'espérance de vie des espèces occupant un certain paysage varie à l'échelle de la forêt boréale et cette relation a des répercussions sur la composition de la mosaïque forestière. On peut illustrer cette relation avec les exemples suivants. Les paysages fréquemment perturbés par les feux sont davantage dominés par des peuplements jeunes et denses (généralement équiennes) d'essences adaptées au feu. À l'opposé, les paysages rarement perturbés sont dominés par les peuplements de structure plus irrégulière avec une concentration plus importante d'essences tolérantes à l'ombre et d'individus vieux et sénescents. Quant aux paysages avec une fréquence de feux intermédiaire, ils sont composés d'un agencement des deux types de peuplements (Clark, 1991). Un changement de l'espèce dominante sur un site donné est possible si le temps entre deux événements de feux est supérieur à la longévité de l'espèce colonisatrice après feux (Lesieur et al. 2002).

Les propriétés d'un peuplement sont aussi influencées par les peuplements adjacents dû à des interactions comme la dispersion des individus (Jentsch et al. 2002). Entre autres, les phénomènes de perturbations permettraient l'apparition de peuplements d'essences intolérantes à l'ombre. Ces derniers sont peu à peu colonisés par des essences tolérantes à l'ombre dont les graines proviennent de peuplements voisins ayant échappé aux perturbations (Pastor et Broschart, 1990; Platt et Connell, 2003). Les différents besoins en ressources de certaines espèces, la façon dont elles altèrent la disponibilité de ces ressources, leurs modes de reproduction ainsi que leur rythme de croissance permettent aussi d'expliquer la distribution des espèces dans le paysage (Pastor et Broschart, 1990; Anseau et al. 1996; Platt et Connell, 2003).

La grande complexité de la mosaïque forestière peut être simplifiée à l'aide du concept d'organisation hiérarchique des systèmes (Noss, 1990). Selon ce paradigme, « les systèmes organisés de façon hiérarchique peuvent être divisés en des composantes qui opèrent à différentes échelles » avec une échelle de référence où l'on observe le phénomène d'intérêt (Urban et al. 1987). Les phénomènes qui opèrent sur la mosaïque forestière à un niveau hiérarchique élevé le font à un rythme lent et sur une grande surface (ex. : perturbations naturelles à grandes échelles et changements climatiques). Par contre, les phénomènes plus bas dans la hiérarchie (ex. : le cycle des nutriments, le recrutement de régénération) sont en constante interaction avec les individus qui composent la mosaïque et surviennent plus rapidement (ex. : les arbres sont en constante interaction avec leur environnement). Les phénomènes qui opèrent à un niveau d'organisation plus élevé incorporeraient et contraindraient l'expression des niveaux d'organisation plus bas (ex. : les perturbations à grande échelle contraignent l'expression des gradients de conditions environnementales à plus petite échelle) (Noss, 1990, Christensen, 1996; Eng, 1998). Le développement des caractéristiques spatiales des peuplements est déterminé par des phénomènes stochastiques, mais aussi par des phénomènes non aléatoires dictés par les conditions environnementales locales et les processus écologiques (Urban et al. 1987; Galindo-Leal et Bunnell, 1995; Shroeder et Perera, 2002).

Le paysage résultant peut être illustré par le concept de la mosaïque changeante (« shifting mosaic »). La figure 1.1 montre deux exemples où la composition de la forêt à une grande échelle soit constante (figure 1.1A) ou à l'intérieur de certaines limites (figure 1.1B), malgré un changement dans la composition de la forêt à de plus petites échelles (Jentsch et al. 2002). Selon Shugart et West (1981), un paysage peut atteindre un certain équilibre dans sa composition dans le cas où il est d'une superficie cinquante fois supérieure à la superficie moyenne des phénomènes de perturbation qu'il subit. Dans le cas contraire, le paysage serait dans un état de « non-équilibre » (Urban et al. 1987). La situation représentée par la figure 1.1A serait très peu commune. La situation dans la figure 1.1B reflète une fluctuation dans la composition de la mosaïque sans qu'aucun « peuplement, espèce, fonction ou stade de succession » ne devienne éteint (Jentsch et al. 2002). Cette situation représente un écosystème résilient, soit ayant la capacité maintenir certaines caractéristiques relativement constantes face aux phénomènes de perturbations qui amènent le changement.

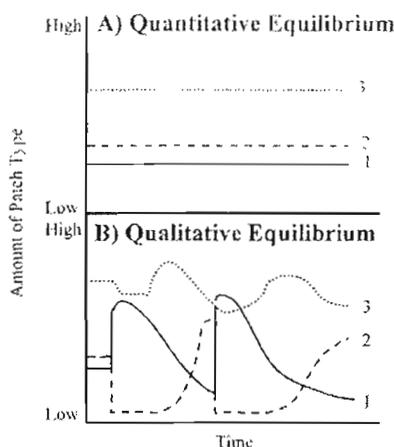


Figure 1.1: Les modèles de mosaïques changeantes de Jentsch et al. (2002). Dans le modèle A), la composition du paysage reste constante dans le temps alors qu'en B), la composition change à l'intérieur de certaines limites<sup>1</sup>.

### 1.3 Planification et réglementation québécoise

Un peu comme on conceptualise l'organisation des systèmes écologiques sous forme hiérarchique, la planification forestière se fait en général sous une forme hiérarchisée. On

<sup>1</sup> Les éléments 1, 2 et 3 peuvent être n'importe quelles classes de composition de la forêt comme par exemple les forêts feuillues, mixtes et résineuses.

différencie les niveaux stratégique, tactique et opérationnel, de manière à organiser la planification des activités en forêt (Andison, 2003). Cette méthode a été adoptée au Québec, où le détenteur d'un contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier (CAAF) doit rédiger un plan général d'aménagement forestier au niveau stratégique (PGAF, sur un horizon de 25 ans), un plan quinquennal d'aménagement forestier au niveau tactique (PQAF, 5 ans) et un plan annuel d'intervention forestière au niveau opérationnel (PAIF, 1 an)<sup>2</sup>. La dimension spatiale n'est intégrée explicitement qu'à partir du niveau tactique et elle est davantage exprimée au niveau opérationnel. Jusqu'à très récemment, l'effet écologique de la disposition des aires de coupes dans le paysage forestier n'a pas été considéré de façon majeure dans l'édification des plans d'aménagement par les industriels québécois selon les directives du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF). La réglementation de la répartition spatiale des coupes serait surtout faite en fonction de considérations économiques, de son acceptabilité sociale ou pour maintenir l'habitat de certaines espèces de gibier (DeLong, 1996; Eng, 1998; MRNFPQ, 2003b). De plus, la majeure partie des forêts publiques québécoises sont coupées selon une variante de la coupe totale (CPRS<sup>3</sup>). Par exemple en 2003, elle représentait 78% des traitements commerciaux (230 000 ha) (MRNFPQ, 2003a). Actuellement, les industriels forestiers planifient la répartition de ces coupes (en s'assurant du respect des lois et règlements en cours) en fonction de la disponibilité des stocks marchands, de leur stock en réserve, de la localisation des routes existantes, des restrictions de terrains (ex. : pente, condition de drainage, réseau hydrographique, etc.) ainsi que des conflits d'utilisation (Lee et al. 2002). Les variantes que peuvent prendre les stratégies d'aménagement sur un territoire en particulier provoqueront différentes réactions de la part du public ainsi que différentes conséquences écologiques et financières.

Au Québec, le Règlement sur les normes d'intervention dans les Forêts du domaine de l'État (RNI) (MRNFPQ, 2004) précise certaines restrictions quant à la planification et à la disposition spatiale des activités de récolte sur les terres publiques québécoises. Selon le RNI, les unités territoriales de référence (UTR) doivent être occupées en tout temps par plus de

---

<sup>2</sup> Depuis 2004, les plans quinquennaux et annuels sont regroupés sous un même plan.

<sup>3</sup> Coupe avec protection de la régénération et des sols (MRNFPQ, 2003c).

30 % de peuplements d'arbres de plus de 7 m de hauteur. Ces peuplements peuvent être concentrés en un même bloc ou dispersés sur tout le territoire. La taille des aires de coupes totales doit aussi être inférieure à 100 hectares dans la zone de la forêt feuillue, à 150 hectares dans la zone de la sapinière et de la forêt mixte et à 150 hectares dans la zone de la pessière. Pour la zone de la sapinière et de la forêt mixte, 70 % des aires de coupes doivent être inférieures à 50 ha et 90 % doivent être inférieures à 100 ha. Les aires de coupes doivent être séparées par des lisières boisées de 100 m (pour des aires de coupe entre 100 et 150 hectares) ou 60 m (pour des aires de coupes de moins de 100 hectares). Cependant, la juxtaposition d'aires de coupes contiguës peut s'étendre sur des dizaines de kilomètres carrés. L'effet cumulatif de ces coupes n'est pas nécessairement pris en considération lors du processus de planification, sauf dans le contexte des superficies de forêts de plus de 7 m de hauteur dans les UTR. Selon DeLong (2002), les lois et règlements provinciaux canadiens qui régissent la taille et la disposition des coupes ainsi que les caractéristiques des sites après coupe établissent des limites plus arbitraires que naturelles.

Le design et la disposition des aires de coupes dans le paysage ainsi que le rythme de récolte ont toutefois un effet écologique tout aussi sinon plus important que la taille individuelle des aires de coupes (Keenan et Kimmins, 1993; Spies et al. 1994). Les intervenants du milieu forestier québécois sont tenus de prendre en compte la disposition des coupes dans le paysage en choisissant entre certains types de dispersion des coupes comme la coupe en mosaïque, la coupe par bande ou les coupes totales traditionnelles (MRNFPO, 2004). En effet, les planificateurs doivent prévoir leurs coupes en respectant une certaine proportion de coupe en mosaïque (60 % depuis 2006). Les conditions sont encore plus restrictives dans certains cas où des ententes avec des tiers ont été prises (par exemple sur les territoires Cris et les situations d'encadrement visuel). La coupe en mosaïque prévoit la rétention de blocs équivalents aux surfaces récoltées selon certaines règles décrites au RNI. La pratique de retarder la coupe de parterres adjacents de quelques années (jusqu'à ce que la régénération atteigne trois mètres de hauteur), aurait un effet plus esthétique qu'écologique lorsque mesurée à l'échelle du paysage (Keenan et Kimmins, 1993).

Le MRNF a dernièrement proposé les objectifs de protection et de mise en valeur (OPMV) des ressources du milieu forestier (MRNFPQ, 2003b) lesquels renferment des considérations spatiales basées sur les connaissances écologiques des différents domaines bioclimatiques. On trouve dans ce document les propositions suivantes quant aux considérations spatiales de la récolte : le maintien d'une proportion de forêts mûres et surannées (objectif 4) ainsi que le développement de patrons de répartition spatiale des coupes (objectif 5), toutes deux, en fonction de l'écologie régionale. Dans l'objectif 5, le MRNF reconnaît la problématique de la fragmentation des paysages (annexe A) et suggère le maintien d'un certain nombre de massifs forestiers mûrs de grande taille par UTR. Aussi, le MRNF encourage « le développement et la mise en œuvre de stratégies de répartition spatiale autres que celle du RNI actuel ». Des objectifs ont été proposés pour le domaine bioclimatique de la pessière à mousses, mais restent encore à être développés pour les autres domaines bioclimatiques. On y souligne le fait que la planification des interventions forestières déterminera, pour l'entière durée de vie des peuplements ainsi créés, la taille des habitats fauniques, la quantité d'habitats de bordures, la capacité des espèces à se déplacer entre leurs habitats et finalement le potentiel récréotouristique du paysage. La planification au niveau tactique devrait être ainsi, en principe, un « processus de développement, de comparaison, et de choix entre divers futurs paysages » (Andison, 2003).

#### 1.4 Une approche écosystémique basée sur la dynamique naturelle de la forêt

Les gouvernements du Québec et du Canada se sont engagés à maintenir la diversité biologique sur leurs territoires (Loi sur les forêts du Québec (L.R.Q., c. F-4.1) et Critères et indicateurs d'aménagement forestier durable du Canada (CCMF, 2003)). Un moyen d'atteindre ces objectifs consiste en la création d'aires de conservation (Burton et al. 1992). Par contre, ce moyen ne peut être efficace que si les aires protégées sont gérées dans une matrice de paysages auxquels on accorde une attention particulière (Boyle, 1992; Franklin, 1993; DeLong et Tanner, 1996). Il a été proposé que cette matrice soit gérée selon les principes de l'approche écosystémique (Christensen et al. 1996), laquelle vise la conservation de la diversité biologique grâce à la combinaison de méthodes par « filtre brut » et par « filtre fin ». Pour la protection d'espèces dont on connaît bien l'autécologie et nécessitant une

attention particulière, une approche par espèce (filtre fin) peut être recommandable, avec ou sans la création d'aires de conservation (Boyle, 1992; Landres et al. 1999; Thompson et Welsh, 1993; MRNFPQ, 2003b). Par contre, pour les espèces et les processus que nous ne connaissons pas et pour la multitude d'espèces pour qui il est impensable de prendre une attention individuelle, une approche par filtre brut serait, en se basant sur le principe de précaution, une façon prudente de gérer les ressources forestières. La méthode par « filtre brut » tente de suggérer des modalités qui ont la meilleure chance d'être efficaces en termes de protection de la biodiversité, étant donné les limites de nos connaissances des communautés d'organismes habitant la forêt (Kimmins, 1991; Landres et al. 1999; Apsey et al. 2000; Kneeshaw et al. 2000; Andison, 2003).

L'approche écosystémique est basée sur l'hypothèse que les organismes forestiers vont pouvoir s'adapter à l'exploitation industrielle des ressources forestières, si elle tend à reproduire les changements générés historiquement par les différents phénomènes de perturbations naturelles (Hansen et al. 1991; Franklin, 1993; Bergeron et al. 1999). Il est donc suggéré par plusieurs auteurs de « s'inspirer de la nature » lorsque l'on intervient en forêt de façon à recréer des paysages qui se rapprochent de ceux générés par les phénomènes naturels (MRNFPQ, 2003b). Une telle approche est intéressante dans le contexte actuel où les mouvements socio-environnementaux et l'industrie forestière font respectivement pression pour l'allocation des territoires à des fins de conservation et de production. En effet, une approche écosystémique ne néglige pas le besoin économique à court terme d'extraire la matière ligneuse, mais reconnaît que dans une optique de développement durable, on doit considérer tous les biens et services que la forêt est en mesure de procurer (Christensen et al. 1996; Baskent et Yolasigmaz, 1999).

Comme le souligne Hessburg et al. (1999), la variation dans les systèmes naturels est la règle plutôt que l'exception et différents organismes ont été favorisés au cours de l'histoire naturelle. Par exemple, les populations des différentes espèces présentes sur la terre ont fluctué grandement sur une échelle de temps géologique. Par contre, un changement trop rapide ou trop important dans le patron spatial de l'habitat des espèces forestières, qui ne permettrait pas l'adaptation ou le déplacement des espèces, pourrait mettre en péril leur

potentiel de survie (voir Chapitre 1, annexe A : Mécanismes de fragmentation d'un paysage). Considérant que l'hétérogénéité d'un paysage peut être d'une importance cruciale au maintien de la biodiversité, il est conseillé de tenter de la maintenir en gérant les ressources à cette même échelle (Boyle, 1992; Landres et al. 1999). L'hétérogénéité d'un paysage peut être définie comme étant la variabilité des propriétés du paysage dans le temps et l'espace (Li et Reynolds, 1995).

Une stratégie d'aménagement écosystémique reconnaît la complexité et la nature dynamique de la mosaïque forestière et ne vise pas à conserver l'écosystème dans un état statique. Plutôt, elle tente de doter les gestionnaires des ressources forestières de moyens pour leur permettre de maintenir les écosystèmes forestiers à l'intérieur de leurs limites de variation naturelle pour conserver leurs caractéristiques et leurs fonctions (Christensen, 1996; Eng, 1998; Landres et al. 1999; Kneeshaw et al. 2000). Elle reconnaît ainsi les activités de récolte en forêt comme un agent de changement, un message qui demande à être mieux véhiculé (Andison, 2003). Ces changements seraient toutefois planifiés de façon explicite de façon à contrôler la structure spatiale du paysage (Baskent et Yolasigmaz, 1999).

Il est important de bien cerner ce que l'on entend par aménagement forestier écosystémique puisque c'est un concept qui peut avoir différentes définitions. De façon générale, la conception de cette approche a été développée à deux échelles, celle du peuplement et celle du paysage. Certains affirment que si l'on considère les effets des perturbations naturelles à une échelle donnée, il est raisonnable de penser que les effets de certaines perturbations anthropiques s'y apparentent (Attiwill, 1994). De façon à s'y rapprocher le plus possible, il sera nécessaire d'utiliser une variété de systèmes sylvicoles (adaptés au contexte local d'ordre biologique, économique et social) de façon à maintenir la variabilité historiquement rencontrée dans la composition des paysages forestiers (Burton et al. 1992; Parminter, 1998).

#### 1.4.1 Modalités d'application à l'échelle du peuplement

Les systèmes sylvicoles devraient être choisis en fonction d'objectifs au niveau du peuplement et du paysage en fonction du contexte d'ordre économique, social et biologique (Keenan et Kimmins, 1993; Kneeshaw et al. 2000; Andison, 2003). Le choix doit se faire au niveau du peuplement puisque les effets escomptés de chaque système sylvicole dépendent de la composition initiale de la forêt et des conditions de site. À une autre échelle, les traitements sylvicoles doivent être utilisés pour atteindre des objectifs de composition du paysage. Selon Landres et al. (1999), les traitements sylvicoles ne peuvent être appliqués de façon uniforme dans une région sans causer une perte d'espèces et de fonctions dans les écosystèmes. Les systèmes sylvicoles pourraient être échafaudés en utilisant une combinaison de différentes longueurs de révolution (Burton et al. 1999) et de différents traitements sylvicoles (Bergeron et al. 1999, Harvey et al. 2002) pour maintenir les proportions du territoire par classes d'âges ou de cohortes, respectivement. Cependant, un étirement du cycle de révolution en forêt boréale entraînerait probablement des pertes de volume récoltable, dues à la courte longévité de certaines espèces (Bergeron et al. 2002).

Dépendamment du régime de perturbation caractérisant une région, la combinaison des coupes totales et des coupes partielles devrait être relativisée. La coupe totale est une pratique acceptable si elle est utilisée pour atteindre des objectifs valables au niveau du peuplement (ex : remettre en production des peuplements) et du paysage. Par exemple, la coupe totale peut être utilisée pour créer des peuplements de structure équiennne en quantité comparable à ce qui est naturellement généré par les feux de forêts. Par contre, dans les régions caractérisées par une prépondérance de forêts plus vieilles, dû à un long cycle de feux, l'utilisation unique des coupes totales créerait une abondance anormalement élevée de peuplements de structure équiennne. Dans ce type de paysage, l'utilisation des coupes de jardinages ont été proposées dans les peuplements où la régénération préétablie est présente. Ces coupes permettraient de maintenir une certaine proportion de peuplements de structure inéquiennne tout en continuant à pratiquer la récolte de matière ligneuse (Bergeron et al. 2002; Lesieur et al. 2002). Dans les forêts de sapins, par exemple, la dynamique de petites trouées ( $\leq 90 \text{ m}^2$  avec des ouvertures de 15 à 20 %) causé par la mort d'arbres individuels, dominerait entre les périodes d'épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette alors que durant les

épidémies, la dynamique dominante serait plutôt par grandes trouées (de 1 à 6 ha avec des ouvertures de plus de 65%) (D'Aoust et al. 2004). Il serait aussi possible de modifier certaines caractéristiques des peuplements pour favoriser leur passage d'un stade successional à un autre en appliquant les traitements sylvicoles appropriés (Harvey et al. 2002). Keenan et Kimmins (1993) supportent l'hypothèse selon laquelle la récolte des arbres pionniers de la canopée aurait pour effet d'accélérer la succession en favorisant la régénération préétablie.

#### 1.4.2 Modalités d'application à l'échelle du paysage

Selon les principes de l'approche écosystémique, pour favoriser le maintien de la biodiversité des forêts, les paysages forestiers devraient être maintenus à l'intérieur de leurs limites de variation naturelle (Christensen, 1996). Ces limites peuvent être établies à l'aide de différentes méthodes. Suffling et Perera (2002) distinguent deux manières d'établir des objectifs au niveau du paysage en vue de l'application d'une approche écosystémique : la méthode historique et la méthode par simulation. La première se base sur l'analyse des conditions historiques des paysages lorsqu'ils étaient moins affectés par les activités industrielles. La deuxième se base sur des simulations des perturbations futures. Les deux méthodes permettent aussi d'estimer les effets de différents régimes de perturbation sur la structure spatiale d'un paysage forestier (Keane et al. 2002; Belleau et al. 2007).

Selon Suffling et Perera (2002), la méthode historique a comme désavantage de décrire le régime de perturbations qu'à l'aide d'un seul scénario de perturbations passées alors que la méthode par simulation permet de caractériser le régime de perturbation à l'aide de plusieurs scénarios possibles et ainsi permettre d'estimer l'erreur reliée à la prévision.

Par contre, la méthode par simulation est difficile à utiliser lors d'un exercice de planification forestière dû à la difficulté à la faire accepter et comprendre par les différents tiers (Keane et al. 2002; Suffling et Perera, 2002). Aussi, les résultats de la méthode par simulation sont fonction des paramètres pris en compte par le modèle ainsi que des caractéristiques de l'aire d'étude (Keane et al. 2002). Pour un biome comme la forêt boréale,

qui est soumis à des feux de tailles très importantes, l'aire du territoire simulé se doit d'être très grande (plusieurs milliers de kilomètres carrés) et la période de simulation, être très longue (dix fois le plus long intervalle de feux) de façon à simuler les dynamiques du paysage en englobant toute la variabilité caractéristique du régime de feux local (Keane et al. 2002).

Il est important ici de distinguer deux variations de la méthode historique. L'une, dite aménagement écosystémique basé sur les perturbations naturelles, tente de caractériser le régime de perturbation passé à l'aide de données historiques (bases de données sur des feux ou d'autres perturbations naturelles) pour en déduire les caractéristiques de la forêt résultante (ex : structure d'âge, distribution de taille des aires en régénération). L'autre tente de caractériser directement la mosaïque forestière sans passer par l'étude des perturbations ayant participé à sa formation.

#### 1.4.3 Design des aires de coupes

Alors qu'il est improbable que l'âge de rotation économique et donc le rythme des perturbations industrielles changent, le design des aires de coupes pourrait être fait en se basant sur les caractéristiques spatiales des perturbations naturelles de façon à diminuer leurs impacts écologiques (DeLong et Tanner, 1996). En se basant sur les caractéristiques naturelles des feux sévissant dans les paysages boréaux et subboréaux, il est suggéré que l'on diminue l'accent actuellement mis sur la réduction de la superficie des blocs de coupes et sur leur dispersion dans le paysage pour plutôt favoriser leur agglomération (jusqu'à une certaine limite socialement et écologiquement acceptable) de façon à diminuer les risques de fragmentation du paysage (Ripple, 1991; Keenan et Kimmins, 1993; Parminter, 1998; DeLong, 2002; Belleau et al. 2007). DeLong et Tanner (1996) ont en effet remarqué qu'une pratique de coupes dispersées formait un paysage différent de celui résultant de perturbations naturelles par le feu. Les feux créent des perturbations de taille plus variée, de forme plus complexe et laissent de plus grands îlots de forêts matures à l'intérieur des aires perturbées.

On doit bien saisir la différence entre le besoin d'agglomérer les blocs de coupes en « chantiers de coupes » et le besoin de disperser ces « chantiers de coupes » dans le paysage

(Bergeron et al. 2002). Il n'est pas suggéré que les chantiers soient récoltés en une seule coupe totale, mais plutôt en plusieurs coupes (Lee et al. 2002). Lors de la planification, on devrait considérer les blocs de coupes comme étant en régénération pendant une certaine période jusqu'à ce qu'ils retrouvent les caractéristiques d'habitats souhaitables pour la faune (4 m ou 25 ans selon Belleau et al. 2007). De cette façon, certaines parties d'un territoire, à certains temps durant la révolution, seraient aménagées intensivement, pendant que d'autres seraient relativement épargnées par les perturbations (Andison, 2003). Selon Bergeron et al. (2002), les chantiers de coupes devraient avoir une surface entre 265 et 15 000 ha dans la zone de la forêt boréale mixte de l'ouest du Québec tandis que Belleau et al. (2007) suggèrent une étendue semblable allant jusqu'à 10 000 ha. « Alors que cette pratique aurait un effet local initial plus dramatique, elle minimiserait l'étendue des impacts sur le paysage et les risques associés à long terme dû à la dispersion des coupes » (Lee et al. 2002). Les coupes de petite taille peuvent sembler moins néfastes, mais leur accumulation dans le paysage a pour effet d'accélérer l'accès à des endroits auparavant non perturbés et de maintenir la circulation de la machinerie pendant plus longtemps (DeLong et Tanner, 1996; Lee et al. 2002; Andison, 2003).

Les événements de perturbations extrêmes (ex. : feux de milliers d'hectares) ont un effet très marqué sur la composition de la mosaïque forestière, mais leur reproduction par un aménagement forestier serait probablement inacceptable socialement et économiquement (Bergeron et al. 2002). De plus, notre incapacité actuelle à contrôler ces phénomènes naturels rendrait inutile toutes tentatives de reproduire ces événements dans la planification des opérations forestières. DeLong et Tanner (1996) ont remarqué que le contrôle des feux de forêts dans le Nord de la Colombie-Britannique avait réduit le nombre de feux de grande (500 ha) et de très petite (< 10 ha) taille. Ils suggèrent donc que le nombre d'aires de coupes de ces tailles soit augmenté et que l'on réduise l'utilisation actuelle des coupes dispersées de taille moyenne (60-100 ha) dans leur aire d'étude. Dans le cas où l'aire à gérer est trop petite pour être en équilibre avec les perturbations qu'elle subit naturellement, Urban et al. (1987) suggèrent que les coupes soient réduites en taille de façon à ce que leur addition forme une dynamique semblable à celle des perturbations naturelles. Il peut ainsi être suggéré que les

conditions désirées soient maintenues à l'intérieur de la variabilité naturelle sans toutefois inclure les conditions extrêmes et peu fréquentes (Bergeron et al. 2002; Landres et al. 1999).

### 1.5 Synthèse

Cette analyse met en évidence un manque de considérations spatiales à long terme lors de la planification des activités en forêt publique au Québec. Le *statu quo* pourrait se traduire en une modification importante de la structure des paysages forestiers, laquelle risque de nuire au maintien de la diversité biologique. L'aménagement forestier écosystémique et son approche par filtre brut sont, selon le principe de précaution, une solution envisageable pour minimiser les impacts de l'aménagement forestier et prévenir ses effets néfastes sur la diversité biologique. Les connaissances pouvant alimenter un aménagement forestier écosystémique sont de plus en plus complètes, surtout pour la zone de la forêt boréale. Il existe par contre plusieurs variantes de cette approche et la méthode à adopter devra être choisie en fonction des possibilités qu'offre le territoire considéré, des outils et des connaissances disponibles et du contexte social qui prévaut sur le territoire (ex. : sensibilité du public).

## CHAPITRE 2.

### ANALYSE HISTORIQUE DE LA MOSAÏQUE FORESTIÈRE EN FORÊT BORÉALE MÉLANGÉE DU NORD-OUEST QUÉBÉCOIS : ÉTUDE DE CAS À LA FERLD

#### 2.1 — Introduction

L'analyse historique d'un paysage peut alimenter les réflexions et servir de guide à l'édification d'une planification forestière écosystémique. La nature peut évoluer sous différentes formes à un même endroit, mais il y a des limites fonctionnelles et historiques à ces manières d'être. Dans une optique d'application d'un filtre brut pour la conservation de la biodiversité, les changements générés par les humains devraient être maintenus à l'intérieur de ces limites (Pickett et al. 1992). On éviterait ainsi de transformer les paysages de façon anormale (Swetnam et al. 1999).

Ce chapitre débute avec une description des mécanismes causant la création d'une structure spatiale dans les paysages forestiers, plus particulièrement pour la forêt boréale mixte. Ensuite sont présentées les méthodes disponibles pour en caractériser la variation historique. Cette dernière a été établie pour la FERLD par l'analyse de cartes forestières datant de 1965, 1972, 1983 et 1994. Finalement, les résultats de l'analyse historique du paysage de la FERLD sont utilisés pour développer des objectifs d'aménagement qui visent le maintien de la structure historique du paysage.

##### 2.1.1 Mécanismes de formation de la mosaïque forestière

Un « paysage » peut être défini comme étant une « mosaïque d'écosystèmes contigus » (Galindo-Leal et Bunnell, 1995) avec une étendue au minimum d'une centaine de kilomètres carrés (Urban et al. 1987; Cumming, 2002). Plusieurs facteurs ont contribué à la formation de ces paysages au cours du temps (les caractéristiques des espèces présentes, le

climat, la géomorphologie des sites, les phénomènes de perturbations naturelles et anthropiques) (Franklin et Forman, 1987; Oliver et Larson, 1990; Gauthier et al. 2000). Les perturbations naturelles ont eu un effet marqué sur la structure spatiale des paysages forestiers en façonnant la diversité des peuplements présents, leur taille et leur dispersion (DeLong, 1998). C'est cette variation temporelle et spatiale dans la composition des différents paysages forestiers qui a donné naissance au modèle d'évolution du couvert en fonction des cohortes (Bergeron et Harvey, 1997). Ce modèle identifie des phases, ou cohortes qui se succèdent sur un site après une perturbation majeure.

Après l'élimination de la canopée, des essences de lumière s'établissent en peuplements équiennes et relativement denses. En évoluant, ces peuplements subissent une baisse de densité due principalement à la compétition (mortalité dépendante de la densité), à la sénescence des arbres et aux perturbations secondaires (Clarks, 1991). Ce sont ces espèces pionnières : le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), le mélèze (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch) et l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) qui dominent les sites pendant les premiers 100 ans après feu (Harvey et al. 2002; Bergeron, 2000).

Après la période de mortalité relative à la densité suit une période de mortalité indépendante de la densité où l'on observe la création de trouées, entraînant une augmentation de l'ouverture des peuplements avec l'âge de ce dernier (Park et al. 2005). Les trouées ainsi créées peuvent favoriser la croissance des espèces résineuses tolérantes à l'ombre : le sapin baumier (*Abies balsamifera* (L.) Mill.), les épinettes blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) et noire et le thuya (*Thuja occidentalis* L.). Ce recrutement d'essences tolérantes à l'ombre amène le peuplement vers une composition mixte et une structure plus irrégulière (Kneeshaw et Bergeron, 1998; Harvey et Leduc, 1999; Bergeron, 2000) sur une période de 75 -175 ans (Harvey et al. 2002). Les tiges d'essences tolérantes à l'ombre sont présentes sous la canopée principalement due à une croissance plus lente et non pas due à un recrutement suivant la création de trouées (Lesieur et al. 2002).

Le développement des peuplements en troisième cohorte (de 150 à plus de 250 ans après feux (Harvey et al. 2002)) se traduit par le développement d'une canopée formée d'une association de sapins, de bouleaux blancs, d'épinettes et de thuya avec une proportion mineure ou une absence de peupliers faux tremble (Kneeshaw et Bergeron, 1998; Bergeron, 2000; Harvey et al. 2002). À ce point, l'évolution des peuplements est en majeure partie dynamisée par la formation de trouées causées par la sénescence et la mort des grands individus (Clark, 1991) ainsi que par les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Bergeron, 2000).

En plus des phénomènes de perturbations, la variation des conditions physiques le long d'une toposéquence (types de dépôts, de drainages et de régimes nutritifs) a aussi une influence importante sur la structure d'un paysage (Anseau et al. 1996; Gauthier et al. 2000) (voir annexe B). Dans les régions qui ont subi l'influence des glaciers, les patrons de végétation reflètent les patrons de déposition du sol (suivant le retrait des glaciers) et leur subséquente influence sur le drainage et la productivité des sites (Oliver et Larson, 1990). Cette influence est plus évidente sur les plantes de sous-bois que sur les espèces d'arbres; celles-ci étant plutôt influencées par l'histoire des peuplements et la présence de semenciers (Anseau et al. 1996). Selon Lesieur et al. (2002), les types de dépôts ne changent pas les séquences de succession, seulement l'importance relative de certaines essences le long de la succession. La succession schématisée dans la figure 2.1 a) domine les dépôts glaciaires alors que la succession b) domine sur les dépôts fluvio-glaciaires.

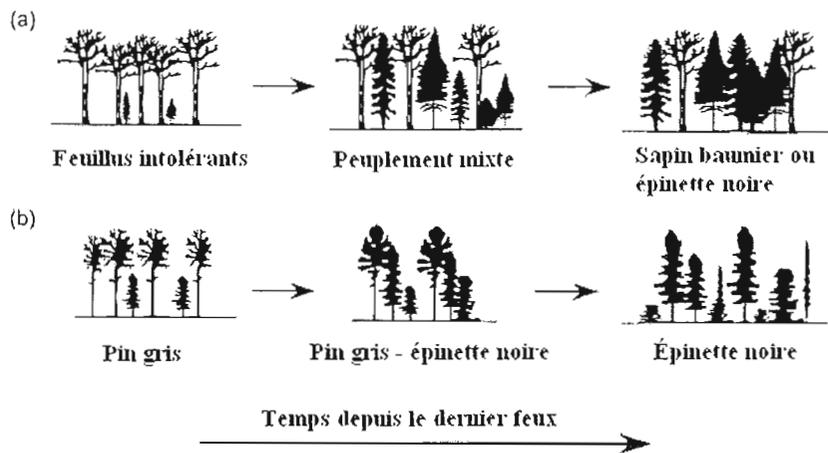


Figure 2.1: Principales séquences de succession pour la sapinière à bouleaux blancs (tiré de Lesieur et al. 2002)

### 2.1.2 Caractérisation de la mosaïque forestière

Grâce aux avancées technologiques dans le domaine des systèmes d'information géographique (SIG), il est maintenant possible de détecter et de caractériser, sur de très vastes territoires forestiers, les changements dans le temps de certains attributs d'une forêt (Baskent et Yolasigmaz, 1999). Les nouveaux paradigmes en écologie du paysage et en biologie de la conservation révèlent l'importance des considérations écologiques et de leur contexte spatial dans la planification et la gestion des ressources forestières (Galindo-Leal et Bunnell, 1995; Baskent et Yolasigmaz, 1999). Les conditions historiques de la mosaïque forestière peuvent être établies à l'aide d'inventaires forestiers issus de photos aériennes ou d'images satellitaires (Pastor et Broschart, 1990; Mladenoff et al. 1993; Spies et al. 1994; Hessburg et al. 1999; Swetnam et al. 1999). Ainsi, les caractéristiques spatiales des peuplements peuvent servir de modèle à l'établissement d'objectifs d'aménagement (ex. : taille des aires de régénérations). Selon Gustafson (1998), une telle démarche de planification qui considère la composition et la structure du paysage a été entreprise dans plusieurs forêts nationales américaines où les gestionnaires reconnaissent l'importance d'une perspective au niveau du paysage.

Plusieurs études écologiques des paysages sont basées sur des indices numériques pour quantifier leur hétérogénéité dans diverses régions en Amérique du Nord (au Michigan : Pastor et Broschart (1990), au Wisconsin : Radeloff et al. (2006), en Oregon : Ripple et al. (1991), dans la région méridionale des Appalaches : Turner et al. (2003), en Colombie-Britannique : DeLong (1998), en Ontario : Schroeder et Perera (2002) et au Québec : Périé et al. (2000)). Une grande variété d'indices est disponible pour décrire les paysages dans leur ensemble (ex. : indices de contiguïté) ou pour décrire individuellement les caractéristiques spatiales de certains éléments du paysage (taille moyenne, distance au plus proche voisin, indices de formes...) (McGarigal et Marks, 1994).

L'analyse de ces indices peut nous informer sur la signification statistique de certains changements, mais ne donne toutefois aucune indication sur leur signification écologique (Eng, 1998; Gustafson, 1998). De la même manière, l'hétérogénéité d'un paysage qui est exprimée sur une carte forestière (hétérogénéité structurelle) n'est pas nécessairement pertinente écologiquement, c'est-à-dire perçue comme tel par les organismes forestiers (hétérogénéité fonctionnelle) (Li et Reynolds, 1995; Gustafson, 1998). En absence d'une compréhension plus exhaustive et approfondie du fonctionnement des écosystèmes, l'acquisition de connaissances sur les conditions passées des écosystèmes est probablement le meilleur moyen d'aider les gestionnaires des ressources forestières à établir des objectifs dans un but de maintien et de protection des écosystèmes (Landres et al. 1999). Selon le Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (2004), la conservation de la composition, de la structure, des processus, des fonctions et des interactions entre les écosystèmes doit être un objectif prioritaire de toute démarche de conservation de la biodiversité.

### 2.1.3 Objectifs

Le présent volet de ce travail vise à caractériser la variation temporelle et spatiale de la mosaïque forestière de la FERLD dans son état préindustriel à l'aide d'indices de description du paysage (McGarigal et Marks, 1995) et de s'en servir pour établir des objectifs spatiaux pour un aménagement forestier écosystémique.

#### 2.1.4 Hypothèses

Compte tenu d'un cycle de feux relativement long dans la région on s'attend à :

1. Une domination du territoire par les peuplements de troisième cohorte
2. Une dispersion des peuplements de première et de deuxième cohorte à l'intérieur de cette matrice
3. Une différence entre les caractéristiques des peuplements de première et de deuxième cohorte due aux phénomènes différents causant leur apparition (ex. : taille et forme différentes); les peuplements de première cohorte résultant de perturbations par le feu tandis que les peuplements de deuxième cohorte seraient le résultat des phénomènes de dispersion des essences tolérantes ainsi que des dynamiques causées par les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette.

## 2.2 Méthodologie

La structure de la mosaïque forestière de la Forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet a été caractérisée à l'aide de quatre indices du paysage (la proportion du paysage occupée par chaque cohorte, la taille des peuplements, leur dispersion et leur forme). Ces indices ont été calculés sur des cartes forestières historiques datant des années 1965, 1972, 1983 et 1994. Ces cartes, réalisées à partir de photographies aériennes, expriment les caractéristiques de la forêt en fonction du modèle d'évolution du couvert à trois cohortes.

### 2.2.1 Aire d'étude

Le territoire d'étude est situé dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc dans la région écologique 5a, soit les plaines de l'Abitibi (Saucier et al. 1998). Il s'agit spécifiquement de la Forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet (FERLD), un territoire de 8 045 ha située dans le canton d'Hébecourt, à l'ouest de l'Abitibi (de 48°25'80'' à 48°32'00'' N et de 79°17' O à 79°28' O) (Bescond, 2002). Les espèces les plus abondantes y sont : le sapin baumier, le bouleau blanc, le peuplier faux-tremble, l'épinette noire,

l'épinette blanche et le pin gris (Bergeron et al 1983). La température moyenne y varie entre 0 °C et 2.5 °C, alors que les précipitations annuelles y sont autour de 800 ou 900 mm (Harvey et Leduc, 1999). Le relief est caractérisé par une plaine argileuse ondulée avec présence de collines et coteaux enchâssés de dépressions. La rivière Magusi et le ruisseau Hébécourt sont bordés d'importantes zones humides et de plaines de débordement. Les dépôts de surface y sont (en ordre d'altitude) : les dépôts organiques humides, les argiles glaciolacustres, les tills glaciaux et finalement les associations de sols minces et d'affleurement rocheux (Harvey et Leduc, 1999; Paré et al. 2001). Les dépôts glaciolacustres sont caractéristiques de la ceinture d'argile du Nord du Québec et de l'Ontario et ont été déposés par les lacs pro-glaciaires Barlow et Ojibway (Vincent et Hardy, 1977). Les peuplements forestiers présents sur le territoire sont issus de plusieurs feux datant de 1717 à 1944 (Dansereau et Bergeron, 1993). La forêt aurait été affectée par trois grandes épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au cours du 20<sup>e</sup> siècle, soit durant les périodes de 1919 à 1929, de 1930 à 1950 et de 1970 à 1987 (Morin et al. 1993). Les perturbations anthropiques dans la région n'ont commencé qu'après l'ouverture du chemin de fer en 1910 et principalement dans la région de La Sarre, plus au nord (Dansereau et Bergeron, 1993). Les travaux de Bescond (2002) sur la reconstitution de l'historique des perturbations anthropiques sur le territoire de la FERLD ont révélé que certaines coupes effectuées entre 1945 et 1972 ont eu des effets significatifs sur l'évolution naturelle de la structure et de la composition en essences des peuplements. L'état de la forêt sera donc interprété comme étant préindustriel et non pas « primitif » et dépourvu de toute influence humaine. Les coupes à blanc mécanisées à grande échelle n'ont pas eu lieu avant 1978 dans le territoire d'étude et étaient principalement localisées aux abords de la partie ouest de la forêt (Harvey et Bergeron, 1989).

### 2.2.2 Les cartes de description du territoire et le système de classification utilisé pour les analyses spatiales

La structure spatiale de la mosaïque forestière a été caractérisée par l'analyse de cartes forestières réalisées à partir de photos aériennes historiques (1945, 1965, 1972, 1983 et 1994). Les cartes de 1972, de 1983 et de 1994 proviennent du programme d'inventaire décennal du gouvernement québécois (MTF, 1970-1983; MERQ, 1984; MRNFPQ, 1991)

alors que les cartes de 1945 et 1965 ont été réalisées par la firme Sylvitec (annexe C). Il fut malheureusement impossible d'utiliser la carte de 1945 pour l'analyse de la structure spatiale historique. Les effets combinés des coupes à diamètre limite (Bescond, 2002) et de l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (Morin et al. 1993) qui eurent lieu autour de cette date transformèrent la grande majorité de la forêt en stade de régénération, rendant impossible l'identification des essences au-delà des groupes feuillus, mixtes et résineux.

Plusieurs facteurs ont le potentiel d'influencer les résultats des analyses historiques : (1) l'identification et la délimitation des peuplements lors de la photo-interprétation, (2) l'évolution des caractéristiques des peuplements prises en compte lors de la photo-interprétation, (3) la taille minimale d'un peuplement pour qu'il soit identifié lors de la photo-interprétation, (4) les limites de l'aire d'étude (l'échelle d'analyse) ainsi que (5) la classification des peuplements lors de l'analyse spatiale (Gustafson, 1998).

1. Les peuplements identifiés sur les cartes écoforestières lors de la photo-interprétation ont des limites quelque peu arbitraires (Gustafson, 1998). Par contre, l'utilisation de classes générales englobant plusieurs types de peuplements minimise les erreurs associées à la photo-interprétation (Bergeron et Dansereau, 1993).
2. Les critères de classification des peuplements ont évolué avec le temps d'une classification très générale vers une description plus complète de la composition et de la structure des peuplements. Des équivalences entre les appellations des peuplements peuvent par contre être établies entre les différents systèmes de classification des inventaires décennaux (MTF, 1970; MER, 1984; MRNFPQ, 1991).
3. La limite inférieure de la taille des peuplements est établie pour des raisons de compilation des données plutôt que pour des raisons écologiques. Les tailles minimales des peuplements sont données au tableau 2.1 selon l'année où la carte fut réalisée.

Tableau 2.1: Échelle des cartes et superficies minimales des peuplements pour la cartographie forestière

Année d'inventaire	Échelle de la photographie aérienne	Taille minimale, terrain forestier productif (ha)	Taille minimale, terrain improductif (ha)
1945	1 : 12 000, 1 : 13 000	8,0	1,0
1965	1 : 15 840	8,0	1,0
1972	1 : 20 000	4,0	1,6
1983	1 : 15 000	8,0	2,0
1994	1 : 15 000	8,0	1,0

4. Selon Shugart et West (1981), un paysage peut atteindre un certain équilibre dans sa composition dans le cas où il est d'une superficie cinquante fois supérieure à la superficie moyenne des phénomènes de perturbation qu'il subit. Dans le cas contraire, le paysage serait dans un état de « non-équilibre » (Urban et al. 1987). L'état d'un territoire aussi petit que la FERLD pendant une période si courte ne présente évidemment qu'un état transitant dans l'évolution de ce paysage au cours du temps. Il représente néanmoins un état réel qui peut servir de guide à l'aménagement. Cette question sera abordée plus en profondeur dans la discussion.
  
5. Les analyses spatiales peuvent être effectuées sur plusieurs types de regroupement des peuplements qui sont toujours quelque peu subjectifs. Un regroupement grossier par type de couvert (feuillu, mixte, résineux) est fréquemment utilisé lors d'analyses de structure spatiale, mais n'est peut-être pas une classification logique dans le présent contexte où la classe résineuse comporte des essences très distinctes écologiquement qui ne devraient pas être regroupées dans la même classe (ex : sapin baumier et pin gris). Le maintien des proportions du paysage par classes de cohortes à l'intérieur de sa variation naturelle a été proposé comme filtre brut pour le maintien de la biodiversité (Bergeron et Harvey 1997). Il présente l'avantage d'intégrer plusieurs caractéristiques des peuplements notamment leur composition en essence et leur structure. Ce modèle est principalement basé sur l'évolution du couvert forestier

après une perturbation par le feu. Ainsi, l'effet des épidémies de tordeuses des bourgeons de l'épinette n'y est pas explicitement intégré. Par contre, l'épidémie survenue entre les années 1970 et 1987 donne une bonne idée de la variation dans la composition de la mosaïque forestière qui est causée par cet agent perturbateur (ex. : D'Aoust et al. 2004). Une classification des types de couvert inspirée du modèle d'évolution des peuplements par cohortes a été adoptée dans le cadre de ce projet. Une définition pragmatique (quoiqu'imparfaite) des différentes cohortes fut adoptée de façon à faciliter la transition entre les appellations cartographiques employées au Québec (MTF, 1970; MER, 1984; MRNFPQ, 1991) et les appellations par cohortes (0, 1, 2 et 3) (tableau 2.2). La classe de cohorte 0 fut ajoutée de façon à permettre l'analyse de l'empreinte laissée par les coupes récentes sur le paysage. La hauteur de 7 m en deçà de laquelle les peuplements sont considérés en régénération a été choisie puisque l'essence n'est pas identifiable sur les cartes écoforestières pour les peuplements n'ayant pas atteint cette hauteur.

### 2.2.3 Indices de description du paysage

Les indices ont été calculés en utilisant l'extension Patch Analyst dans le programme ArcView, laquelle comporte les indices de paysage rapportés par McGarigal et Marks (1994). Nous avons tenté de réduire au minimum le nombre d'indices puisque plusieurs donnent des informations redondantes ou dépendantes (Turner et Gardner, 1991; Cumming et Vernier, 2002). Les indices de paysage ont été choisis en fonction d'études d'occupation spatiale du paysage par la faune (Drapeau et al. 2000; Potvin et al. 2000), d'autres études sur la structure spatiale des paysages forestiers (DeLong, 1998; Périé et al. 2000; Schroeder et Perera, 2002; Turner et al. 2003), de leur utilité comme filtre brut appliqué à la conservation des écosystèmes (Noss, 1990; Gustafson, 1998) et ainsi qu'en fonction de leur facilité à être intégré dans un plan d'aménagement.

Certains patrons dans la disposition des peuplements ne sont pas apparents par l'analyse des cartes écoforestières et des analyses statistiques sur des indices de description du paysage sont nécessaires pour les faire ressortir (Pastor et Broschart, 1990). Par contre, il est encore ardu de tester statistiquement ces indices (Turner et Gardner, 1991). Le calcul de ces indices

pour un seul point dans le temps donne une fausse vision statique de l'état de la mosaïque forestière. L'utilisation des indices de paysages est instructive et pertinente dans la mesure où ils permettent une comparaison répétitive, compréhensive et objective de différents paysages ou d'un même paysage à travers le temps (Gustafson, 1998; Landres et al. 1999; Keane et al. 2002).

Tableau 2.2 : Définitions des différentes classes de cohortes

Cohorte 0	Cohorte 1	Cohorte 2	Cohorte 3
Peuplements en régénération	Peuplements généralement denses et composés principalement d'essences intolérantes à l'ombre adaptées au feu	Peuplements composés d'un mélange d'essences intolérantes et tolérantes à l'ombre (stade de développement ultérieur à la maturité des peuplements de cohorte 1)	Peuplements généralement ouverts composés principalement d'essences tolérantes à l'ombre
— Peuplements récemment coupés ou brûlés (n'ayant pas atteint une hauteur de 7m)	— Peuplements dominés par des essences intolérantes (peuplier, bouleau blanc, pin gris, mélèze)		
	— Peuplements denses (A-B) composés d'épinettes noires		— Peuplements ouverts (C-D) composés d'épinettes noires
	— Peuplements denses (A-B) composés d'un mélange de mélèze et d'épinette	— Peuplements ouverts (C-D) composés d'un mélange de mélèze et d'épinette	
	— Peuplements denses (densité A-B) dominés par l'épinette noire avec une composante secondaire en pin gris	— Peuplements ouverts (C-D) dominés par l'épinette noire avec une composante secondaire en pin gris	
	— Peuplements denses (A-B) composés principalement d'essences intolérantes (peuplier faux-tremble ou pin gris) avec une composante secondaire en essences tolérantes	— Peuplements ouverts (C-D) composés principalement d'essences intolérantes (peuplier faux-tremble ou pin gris) avec une composante secondaire en essences tolérantes	
		— Peuplements denses (A-B) composés principalement de bouleau blanc avec une composante secondaire en essences tolérantes	— Peuplements ouverts (C-D) composés principalement de bouleaux blancs avec une composante secondaire en essences tolérantes
		— Peuplements denses (A-B) composés principalement d'essences tolérantes avec une composante secondaire en essences intolérantes	— Peuplements ouverts (C-D) composés principalement d'essences tolérantes avec une composante secondaire en essences intolérantes
			— Peuplements entièrement dominés par des essences tolérantes (sapin, thuya, épinette blanche)

Selon Ripple et al. (1991), l'abondance de différentes classes de couvert et leur espacement sont les indices les plus utiles pour caractériser la fragmentation du paysage dans le temps. La taille et la forme des peuplements sont plus utiles pour prescrire les nouvelles aires de coupes. Selon Andison (2003), les indices qui décrivent la taille des peuplements sont plus objectifs et facilement utilisables dans la planification tactique alors que les indices de connectivité, d'adjacence, d'isolation et de densité de forêts de lisières sont d'une valeur douteuse dans le contexte d'aménagement extensif des forêts boréales. Les indices de contiguïté ont été reconnus comme étant efficaces pour discriminer différentes caractéristiques du paysage (Eng, 1998). Par contre, ces indices ne peuvent être calculés que pour le paysage en entier. Il en résulte que peu d'information est dérivable de ces indices sur les caractéristiques individuelles des différentes classes de couvert (He et al. 2000). Les indices d'entremêlement et de juxtaposition (interspersion and juxtaposition index; McGarigal et Marks, 1994) sont similaires aux indices de contiguïté sauf qu'ils sont mesurés sur des cartes vectorielles et ils mesurent la contiguïté des peuplements plutôt que des pixels (Gustafson, 1998). Encore une fois, l'indice permet d'évaluer la diversité des peuplements d'une classe autour d'une autre sans toutefois identifier de quelles classes il s'agit. Les indices de diversité des peuplements, quant à eux, sont porteurs de très peu d'information et sont très dépendants de la taille de l'échantillon (ou du territoire) (Noss, 1990).

#### 2.2.3.1 La proportion du paysage occupée par chaque cohorte

Cet indice permet de suivre l'évolution de la composition de la forêt selon le modèle de classification par cohortes (tableau 2.2) au cours des décennies. Alors que cet indice n'est pas spatialement explicite (la proportion d'occupation d'une classe de couvert ne nous informe pas sur sa localisation dans l'espace), la proportion d'un paysage occupée par certaines classes de couvert a des effets remarquables sur les caractéristiques spatiales des peuplements de ces classes (Gustafson, 1998). Par exemple, les peuplements qui occupent une faible proportion du paysage sont habituellement petits, isolés et avec une forme simple. Il est possible de suivre l'évolution des peuplements d'une cohorte à une autre dans le temps à l'aide d'une matrice de transition réalisée à partir des données SIG en format matriciel avec

une résolution de 10 m. La matrice de transition permet de déterminer la fréquence de la transition des pixels d'une classe de cohorte à une autre.

#### 2.2.3.2 La taille des peuplements

Il est attendu que la taille des peuplements présente une très grande variation. Il est donc important de choisir avec précaution les mesures de tendance centrale et de dispersion qui représentent le mieux cette variation. La taille moyenne ou médiane des différentes classes de peuplements sont des indices facilement calculables et qui permettent une analyse statistique. Par contre, ils ne permettent pas de représenter toute la variation de la taille des peuplements. Les mesures de dispersion statistique à être considérés incluent l'écart type ainsi que l'étendue.

#### 2.2.3.3 Indice de dispersion des peuplements d'une même classe dans le paysage

Cet indice a été calculé en utilisant la distance moyenne du plus proche voisin et est calculable seulement en format matriciel (résolution de 10 m X 10 m) dans l'extension Patch Analyst.

#### 2.2.3.4 Indice de forme des peuplements

La forme des peuplements aura principalement un effet écologique en termes de création d'habitats de bordure, mais peut aussi influencer la migration des petits mammifères ainsi que la colonisation des sites par les plantes arbustives (McGarigal et Marks, 1994). Ces derniers proposent l'utilisation d'un indice dérivé de la théorie des fractals, tel que décrit par l'équation 1 (la valeur approche 1 pour les formes simples et 2 pour les formes complexes).

$$[\text{Eq. 1}] \quad \text{FRACT} = (2 \cdot \ln p_{ij}) / (\ln a_{ij})$$

où  $p_{ij}$  et  $a_{ij}$  sont, respectivement, le périmètre et l'aire du  $j^{\text{ième}}$  peuplement de type  $i$  (en m et en  $m^2$ )

Un avantage de cet indice est qu'il rend possible sa comparaison sur une grande variété d'échelles spatiales (Ripple et al. 1991), comparativement à un indice uniquement basé sur la relation périmètre-aire puisque cette relation change selon la taille des peuplements (Ripple et al. 1991). Par contre, Leduc et al. (1994) ont démontré que l'indice de dimension fractal n'était pas complètement indépendant de l'échelle spatiale de l'étude et portent un bémol sur son utilisation pour comparer différents paysages ou différentes études. L'indice utilisé a toutefois détecté des changements subtils dans la forme des peuplements (Ripple et al. 1991). La pondération des indices de forme produit une meilleure mesure de tendance centrale lorsque la variation est asymétrique vers une certaine valeur (Gustafson, 1998). L'indice utilisé sera donc l'indice de dimension fractale moyen, pondéré par la taille du peuplement (AWMPFD : Area weighted mean patch fractal dimension) (McGarigal et Marks, 1994). Dû aux différentes origines de certains couverts forestiers (perturbations récentes ou phénomènes de succession naturelle), certains couverts sont associés à des formes plus complexes que d'autres (Pastor et Broschart, 1990).

### **2.3 Résultats**

Les cartes représentant la dispersion des différentes classes de cohortes sur le territoire sont présentées dans l'annexe D. Les figures 2.2, 2.3, 2.4 et 2.5 présentent les moyennes des quatre années de prises de données (1965, 1972, 1983, 1994) avec leur écart type et leur étendue pour chacune des variables de structure spatiales à l'étude.

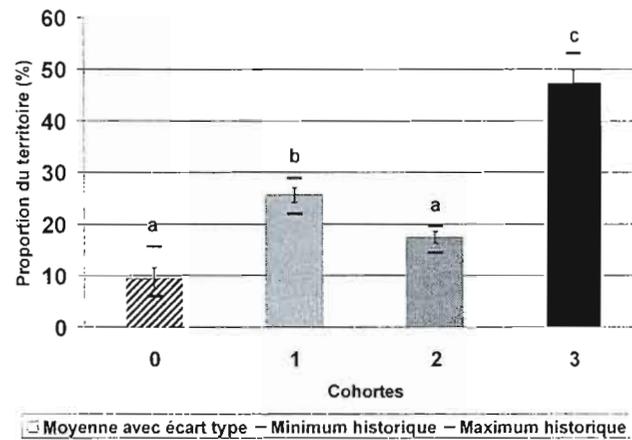


Figure 2.2 : Composition historique du territoire en fonction des classes de cohortes (moyenne des années 1965, 1972, 1983, 1994)

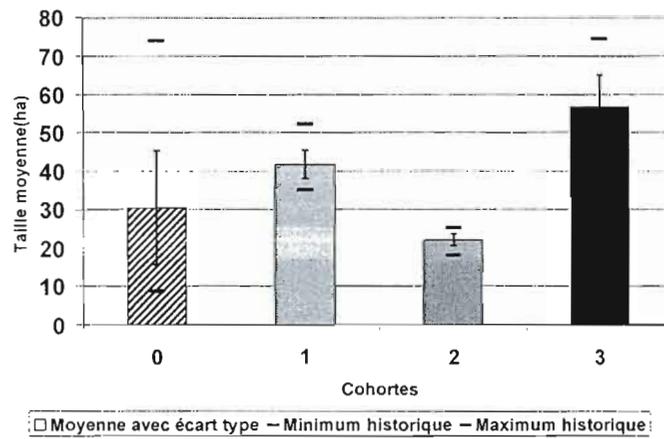


Figure 2.3 : Taille moyenne des peuplements de chacune des classes de cohortes (moyenne des années 1965, 1972, 1983, 1994)

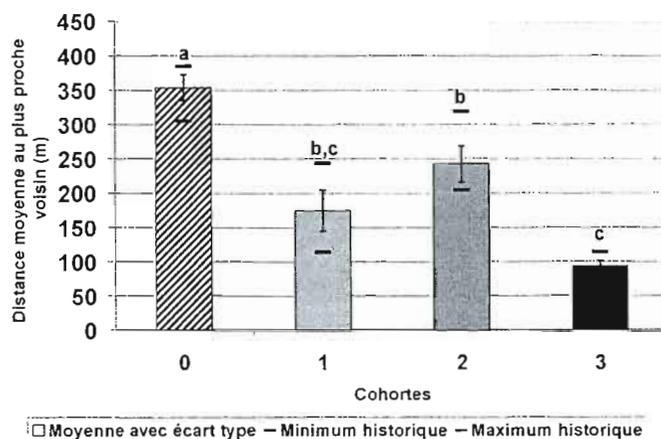


Figure 2.4 : Distance moyenne au plus proche peuplement voisin de même cohorte (moyenne des années 1965, 1972, 1983, 1994)

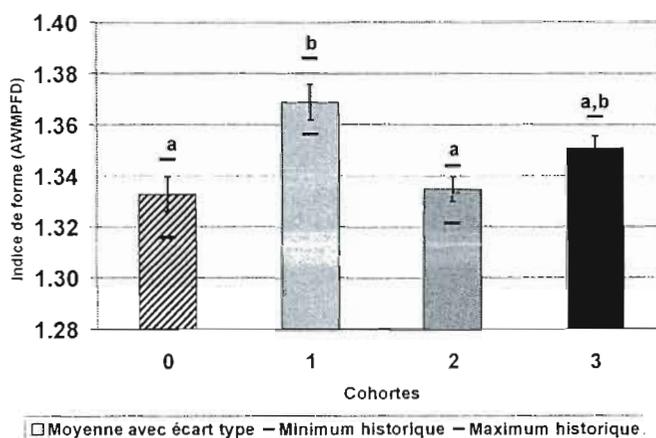


Figure 2.5 : Indice de forme des peuplements de chacune des classes de cohortes (moyenne des années 1965, 1972, 1983, 1994)

On peut voir à la figure 2.2 que les proportions occupées par les différentes classes de cohortes présentent des valeurs moyennes différentes selon un test de comparaison multiple de Tukey (Zar, 1999) (tableau 2.3). On peut toutefois remarquer à la figure 2.6 que la proportion du paysage occupé par les différentes cohortes a tout de même varié dans le temps. Ces variations seront expliquées à l'aide des résultats de l'analyse de transition présentés à l'annexe E. Les peuplements de troisièmes cohortes occupent la plus grande proportion du territoire avec une moyenne de 47.4 % ( $\pm$  écart type de 5.2), suivi de la

première cohorte avec 25.7 % ( $\pm$  2.9), de la deuxième cohorte avec 17.5 % ( $\pm$  2.3) et finalement de la cohorte 0 avec 9.5 % ( $\pm$  4.3) du territoire.

Tableau 2.3 : Significativité de la différence entre les moyennes des variables de structure spatiale établie à l'aide d'une ANOVA

	Proportion (%)	Taille moyenne (ha)	Distance moyenne au plus proche voisin (m)	Indice de forme (AWMPFD)
Valeurs de p	5.65E-08	0.08	2.03E-05	3.45E-03

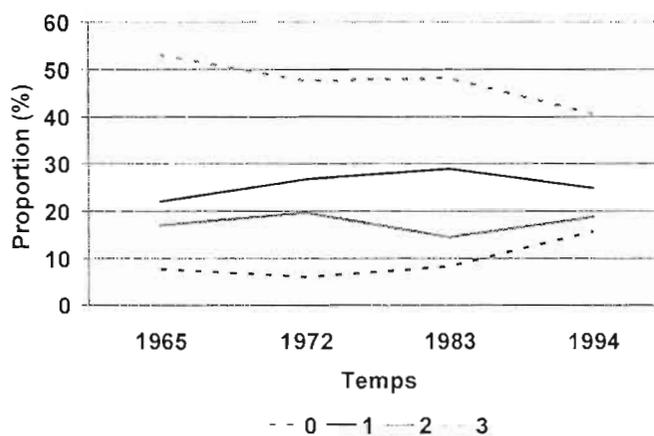


Figure 2.6 : Évolution de la composition du territoire en fonction des cohortes

La taille moyenne des peuplements de différentes cohortes présente une variation considérable (figure 2.3). Il n'y a en effet pas de différence significative entre les moyennes (tableau 2.3). Néanmoins, on peut remarquer en comparant les figures 2.2 et 2.3 que les classes qui occupent une plus grande proportion du territoire semblent être agglomérées en peuplements de plus grande taille. On observe en effet, une corrélation entre la proportion du paysage occupée par les classes de cohorte et la taille moyenne des peuplements ( $r^2 = 0.43$ ) (tableau 2.4 et figure 2.7)

Tableau 2.4 : Pourcentage de la variabilité des mesures de structure spatiale expliqué par les autres mesures ( $r^2$ ) pour les conditions historiques de la mosaïque forestière

	% du territoire	Taille moyenne des peuplements	Distance moyenne au plus proche voisin	Indice de forme (AWMPFD)
% du territoire	1.00			
Taille moyenne des peuplements	0.43	1.00		
Distance moyenne au plus proche voisin	0.78	0.24	1.00	
Indice de forme (AWMPFD)	0.17	0.09	0.17	1.00

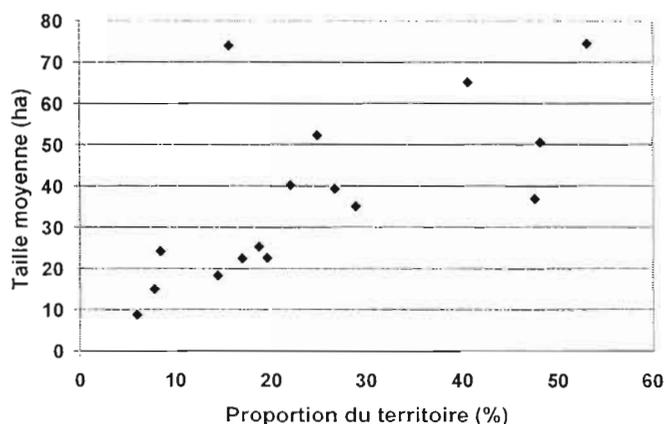


Figure 2.7 : Relation entre la proportion du territoire occupée par une classe de cohorte et la taille moyenne des peuplements qu'elle forme dans le paysage pour les quatre périodes couvertes par la cartographie

Pour des variables qui présentent une grande variation comme la taille des peuplements, on doit déterminer quelle mesure de tendance et de l'étendue sont les plus appropriées entre la moyenne ou la médiane et l'écart type ou l'étendue. On sait qu'une caractéristique de la moyenne est d'être plus influencée par les valeurs extrêmes que ne l'est la médiane. Dans notre cas, il est souhaitable que la mesure de tendance centrale soit influencée par les valeurs extrêmes puisque ce sont justement les éléments extrêmes (les peuplements de très grande taille) qui tendent à disparaître d'un territoire sous aménagement. On peut voir aux figures 2.8 et 2.9 que les peuplements de première cohorte peuvent être de relativement grande taille (le plus grand peuplement a une superficie de 979 ha) par rapport aux peuplements de deuxième cohorte.

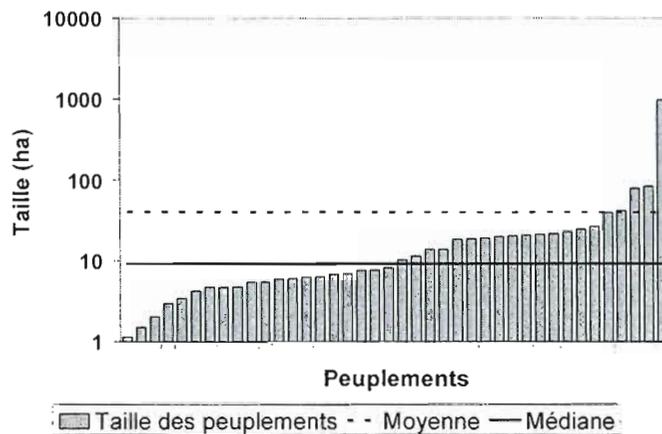


Figure 2.8 : Distribution de taille des peuplements de première cohorte pour l'année 1965

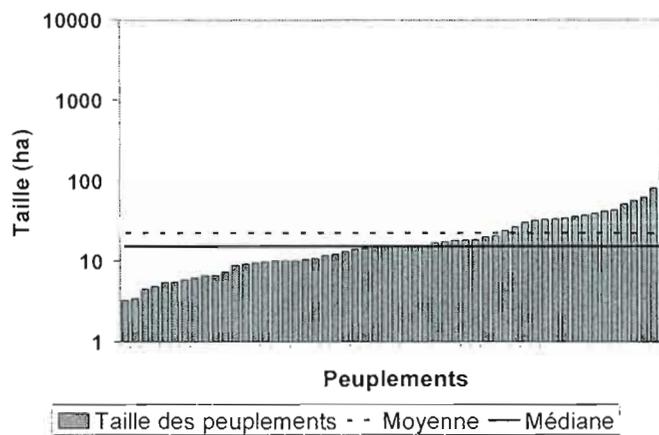


Figure 2.9 : Distribution de taille des peuplements de deuxième cohorte pour l'année 1965

La valeur de tendance centrale devrait donc refléter cette réalité. La moyenne de la taille des peuplements de première cohorte (40 hectares) est en effet plus grande que la moyenne de taille pour les peuplements de deuxième cohorte (23 hectares); par contre, la médiane est plus petite (9 ha pour la première cohorte et 15 ha pour la deuxième). Il semble ainsi plus justifiable de prendre la moyenne comme mesure de tendance centrale. Keane et al. (2002) ont aussi identifié la moyenne des statistiques spatiales comme étant une bonne mesure de référence.

La distance moyenne au plus proche voisin, quoique présentant aussi une variation considérable entre les années (figure 2.4), présente une différence significative entre les moyennes (tableau 2.3). Les peuplements en régénération (cohorte 0) sont plus dispersés les uns des autres dans le paysage, les peuplements de troisièmes cohortes sont plus près les uns des autres, les peuplements de deuxième cohorte présentent une dispersion intermédiaire alors que les peuplements de première cohorte présentent une dispersion similaire à ceux de la deuxième et troisième cohorte. Une corrélation négative est observable entre la distance moyenne au plus proche voisin et la proportion du paysage occupée par les différentes cohortes ( $r^2 = 0.78$ ) (tableau 2.4 et figure 2.10).

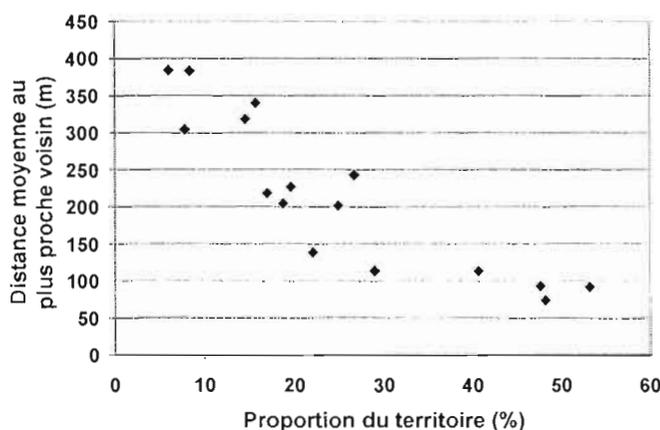


Figure 2.10 : Relation entre la proportion du territoire occupée par une classe de cohorte et la distance moyenne aux peuplements les plus proches pour les quatre périodes couvertes par la cartographie

Les formes moyennes des peuplements de différentes cohortes sont significativement différentes (tableau 2.3). Les peuplements de première cohorte ont une forme plus complexe, les peuplements en régénération et les peuplements de deuxième cohorte ont une forme plus simple et les peuplements de troisième cohorte, une forme de complexité intermédiaire. La corrélation entre la proportion du paysage occupée par les différentes cohortes et la forme de leurs peuplements est plutôt faible ( $r^2 = 0.17$ ) (tableau 2.4 et figure 2.11).

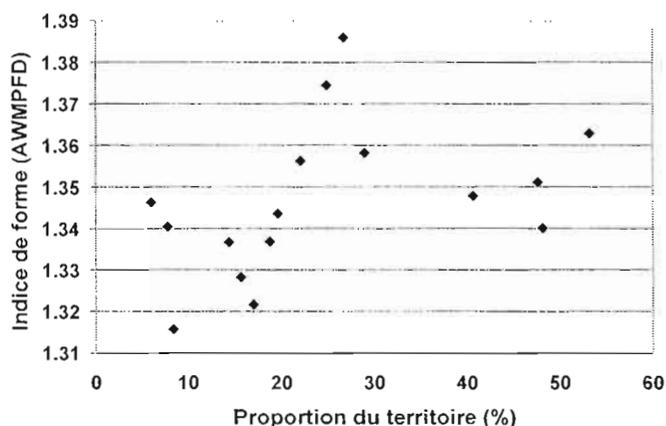


Figure 2.11 : Relation entre la proportion du territoire occupée par une classe de cohorte et la forme des peuplements pour les quatre périodes couvertes par la cartographie

## 2.4 Discussion

### 2.4.1 Évolution des caractéristiques du couvert forestier

En regardant l'évolution des proportions occupées par chaque classe dans le temps (figure 2.6), on s'aperçoit que la proportion du paysage en stade de régénération est en constante progression depuis les années 1970, date d'apparition des coupes à blanc mécanisées sur le territoire (Harvey et Bergeron, 1989). Le pourcentage du territoire récolté a augmenté de 4 à 7 à 8 % du territoire de 1965 à 1994 (annexe E). Les proportions rapportées à l'annexe E représentent la proportion des pixels qui ont effectué une certaine transition par rapport au territoire en entier. Par exemple, de 1945 à 1965, 2 % des pixels ont transité de la cohorte 1 à la cohorte 0, 0 % de la cohorte 2 à la cohorte 0 et 1 % de la cohorte 3 à la cohorte 0. C'est en additionnant ces chiffres que l'on obtient le niveau de récolte pour cette période ( $1,8 + 0,2 + 1,5 = 3,5$  %, arrondi à 4 %). La récolte s'est concentrée dans les peuplements en troisième cohorte entre 1965 et 1994 (49<sup>4</sup>, 64 et 31 % de la récolte) ainsi que dans les peuplements de première cohorte entre 1983 et 1994 (19 % de la récolte). Les peuplements en régénération reforment principalement des peuplements de troisième cohorte entre les années

<sup>4</sup> Entre 1965 et 1972, un total de 5 % (arrondi de 5,2 %) du territoire a transité vers la cohorte 0 (a été récolté). De ce total, 3 % (arrondi de 2,5 %) venait de la troisième cohorte ce qui représente 49 % de la récolte ( $2,5 / 5,2$ ).

1965 et 1983 (48 et 41 %). Cette dynamique serait le résultat de coupes passées (Bescond, 2002) ou d'épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (entre 1930 et 1950 et entre 1970 et 1987) (Morin et al. 1993), lesquelles semblent avoir laissées suffisamment de régénération préétablie en conifères tolérants pour assurer une régénération directement en troisième cohorte. Les coupes effectuées entre 1983 et 1994 semblent avoir eu un effet différent puisque la majorité des peuplements en régénération reste en régénération (72 %), le restant se régénérant principalement en peuplements de première cohorte (13 %) et de troisième cohorte (11 %).

La proportion de peuplement en première cohorte augmente légèrement entre 1965 et 1983. Ce recrutement semble provenir majoritairement des peuplements de deuxième et troisième cohorte (entre 4 et 6 % du territoire) (annexe E), phénomène qui serait probablement associé à une augmentation de l'occupation du peuplier faux tremble dans certains peuplements. Les travaux de Bescond (2002) permettent de trouver une explication à ce phénomène. De 35 à 50 % du territoire a été affecté principalement par des coupes partielles entre les années 1926 et 1945. La récolte lors de cette période sur le territoire ayant brûlé en 1760 (majeure partie des récoltes) a notamment causé une augmentation de la surface terrière et de l'abondance du peuplier faux tremble ainsi qu'une diminution de l'abondance des thuyas. Les récoltes par coupes totales effectuées entre 1945 et 1953 (moins de 10 % du territoire) dans les peuplements issus du feu de 1870, ont quant à elles provoquées une augmentation de la surface terrière et de l'abondance du peuplier faux-tremble ainsi qu'une diminution de l'abondance du bouleau blanc. Ceci pourrait expliquer la conversion de peuplements de deuxième et troisième cohorte en peuplements de première cohorte. La légère baisse de la proportion du territoire en cohorte 1 observée entre 1983 et 1994 est attribuable à l'augmentation de la récolte dans cette classe (8 % de la superficie en première cohorte) laquelle amène ces peuplements en stade de régénération.

Entre 1965 et 1972, on observe une légère augmentation de la proportion du paysage en deuxième cohorte, provenant majoritairement (12 % du territoire) de peuplements de troisième cohorte (annexe E). Ce phénomène semble être associé à une augmentation de la densité des peuplements de composition mixte. On peut ensuite remarquer une baisse dans la

proportion de peuplements de deuxième cohorte autour des années 1980 ces derniers se transformant majoritairement en peuplements de troisième cohorte (10 % du territoire). Cette baisse peut être expliquée par l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette survenue entre 1970 et 1987 (Morin et al. 1993). En effet, 64 % des tiges de sapins (>10cm DHP) auraient été tuées lors de la dernière épidémie (Bergeron et al. 1995) créant de grandes trouées dans les vieux peuplements et transformant les peuplements résineux ou mixtes à tendance résineuse en des peuplements mixtes à tendance feuillue (D'Aoust et al. 2004). L'épidémie aura eu comme effet d'éclaircir les peuplements mélangés denses de deuxième cohorte, les transformant en peuplements ouverts de troisième cohorte (47 % des peuplements de 2<sup>e</sup> cohorte entre 1972 et 1983 transite vers la troisième cohorte) ou d'augmenter la proportion du couvert feuillu jusqu'à les transformer en peuplements de première cohorte (28 % des peuplements de 2<sup>e</sup> cohorte entre 1972 et 1983). Les peuplements de deuxième cohorte semblent effectuer une légère remontée par la suite, indiquant une possible récupération de la partie résineuse dans les peuplements de première (17 % évoluent vers la deuxième cohorte) et de troisième cohorte (18 % évoluent vers la deuxième cohorte) après l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette.

La troisième cohorte est en diminution presque constante, évoluant principalement vers des peuplements de deuxième cohorte (de 13 à 22 % des peuplements de troisième cohorte selon les décennies), probablement due aux épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, et vers des peuplements en régénération, due à la récolte (de 5 à 11 %) (annexe E).

On peut maintenant explorer les conséquences de ces changements de composition du paysage dans le temps sur les autres indices de structure spatiale. Gustafson et Parker (1992) ont traité des relations attendues entre diverses variables de structure spatiale pour des paysages simulés. Ces paysages simulés étant générés de façon aléatoire, sans qu'aucun patron sous-jacent (ex. : l'organisation spatiale des types de dépôts) ne vienne influencer leur organisation dans l'espace, ils peuvent être considérés comme des « modèles neutres ». En accord avec cette étude, on observe qu'une augmentation de la proportion du paysage occupée par une classe de cohorte entraîne une augmentation de la taille moyenne des

peuplements de cette même classe de couvert forestier (figure 2.7) ainsi qu'une diminution de la distance moyenne par rapport à leur plus proche voisin (figure 2.10). On obtient aussi des résultats similaires pour ce qui est de l'indice de forme des peuplements, soit une augmentation de la complexité de la forme des peuplements avec une augmentation de la proportion occupée dans le paysage, suivi d'une diminution (figure 2.11). Alors que l'étude de Gustafson et Parker (1992) démontre l'atteinte d'un maximum de complexité autour de 75-80 % du paysage, le maximum semble être atteint autour de 25-30 % dans notre étude. Ces derniers attribuent ce phénomène à une augmentation de la complexité de la forme des peuplements avec la jonction des plus petits peuplements. Ensuite, cette complexité tendrait à diminuer au fur et à mesure où les trous dans les peuplements sont remplis par des peuplements de même classe. Ainsi, la forme des peuplements tend à suivre les contours plus simples du territoire à l'étude. Le fait que le comportement des indices soit relativement similaire au comportement des modèles neutres de Gustafson et Parker (1992) indique que les patrons observés dans notre étude sont le résultat de phénomènes aléatoires (ex. : phénomènes de perturbations) plutôt que d'une organisation du territoire en fonction de la topographie ou de l'activité humaine.

#### 2.4.2 Formulation d'objectifs de configuration spatiale tirés des analyses historiques

Selon les résultats obtenus, il semble que certaines variables spatiales (la proportion du territoire occupé par chaque classe de cohorte, la distance moyenne au plus proche voisin et l'indice de forme) aient été assez constantes lors de la période d'analyse (entre 1965 et 1994) pour qu'il existe des différences significatives entre les moyennes pour les différentes classes de cohorte. Par contre, la taille des peuplements présente une variabilité très grande pour une même année et entre les années, résultant en des différences non significatives entre les classes de cohorte. Le tableau 2.5 présente les caractéristiques générales des différentes classes de cohorte qui ressortent des analyses présentées dans cette étude.

Tableau 2.5 : Sommaire des caractéristiques spatiales des différentes classes de cohortes

	Occupation du territoire	Taille des peuplements	Distance entre les voisins	Forme
Cohorte 0	Peu fréquente	Petite	Très grande	Simple
Cohorte 1	Fréquente	Grande	Similaire à 2 et 3	Complexe
Cohorte 2	Intermédiaire	Intermédiaire	Intermédiaire	Simple
Cohorte 3	Dominante	Très grande	Très petite	Intermédiaire

Par contre, pour que les objectifs d'aménagement soient mesurables, on doit chiffrer les valeurs cibles des variables pour les différentes classes de cohorte. Les cibles à atteindre pour une gestion au niveau du paysage sont normalement établies comme une proportion de la variabilité totale (ex. : l'erreur type (Scroeder et Perera, 2002), l'écart type (Keane et al. 2002), 80 % de l'écart type (Hessburg et al. 1999)). En effet, il ne serait pas souhaitable de tenter de répliquer, dans la planification des opérations forestières, les conditions extrêmes qui sont issues « d'évènements rares ou résultants d'un contexte environnemental unique » (Hessburg et al. 1999). D'ailleurs, toutes tentatives de reproduire ces événements seraient inutiles étant donné notre incapacité à contrôler ces phénomènes naturels (Bergeron et al. 2002). Par ailleurs, dans une optique de maintenir un rendement soutenu de matière ligneuse, il est important d'assurer qu'aucune période ne soit caractérisée ni par de très grands événements de régénération ni par l'absence d'événements de régénération. Par contre, puisque la variabilité prise en compte dans la présente analyse est déjà un sous-ensemble de la variabilité qui serait exprimée sur des échelles temporelle ou spatiale plus grandes, il semble plus justifié d'utiliser l'étendue totale des données de cette étude. Un exercice de simulation des perturbations naturelles spatialement explicite aurait permis d'identifier la variabilité totale attendue sur différentes mesures de configuration spatiales. Par contre, les résultats obtenus par une méthode par simulation sont fonction des différents paramètres pris en compte dans le modèle. Les résultats présentés ici sont issus d'une analyse de paysages réels et ainsi, même les données extrêmes représentent un état passé de la forêt qui devrait être considéré dans le contexte d'un aménagement écosystémique du paysage. L'objectif d'aménagement suggéré pour la FERLD serait donc de maintenir les valeurs des différents indices de paysage entre les minimums et les maximums historiques observés (tableau 2.6).

Tableau 2.6 : Étendue des variables de structure spatiale comme cibles pour l'aménagement

		Variables de structure spatiale			
		Proportion du territoire (%)	Taille moyenne des peuplements (ha)	Distance moyenne au plus proche voisin (m)	Indice de forme moyen
Cohorte 0	Minimum	6	9	305	1.32
	Maximum	16	74	385	1.35
Cohorte 1	Minimum	22	35	114	1.36
	Maximum	29	52	243	1.39
Cohorte 2	Minimum	14	18	205	1.32
	Maximum	20	25	319	1.34
Cohorte 3	Minimum	41	37	75	1.34
	Maximum	53	75	114	1.36

Les peuplements de troisième cohorte sont très près les uns des autres et occupent la majeure partie du territoire. Les peuplements de troisième cohorte pourraient donc être considérés comme formant une matrice dans laquelle les autres types de peuplements seront insérés (première et deuxième cohortes) (figure 2.12). On devrait ainsi se concentrer sur le maintien de la matrice à l'aide de coupes partielles et sur la dispersion des autres cohortes à l'intérieur de la matrice. Étant donné que les peuplements de cohorte 0 proviennent de perturbations anthropiques, il ne serait pas souhaitable de se baser sur nos résultats pour suggérer des prescriptions quant aux caractéristiques souhaitables des aires en régénération. On pourrait par contre se baser sur les caractéristiques des autres cohortes pour guider l'aménagement. Les peuplements de première cohorte devraient avoir une taille moyenne variant entre 35 et 52 hectares et être dispersés de façon à maintenir une distance moyenne entre eux de 75 à 114m. Les peuplements de première cohorte devraient avoir une forme complexe inspirée du pourtour d'un feu. Les peuplements de deuxième cohorte pourraient être créés par des coupes partielles ou des plantations mixtes d'essences tolérantes et

intolérantes. Ces peuplements devraient être d'une taille moyenne variant 18 à 25 hectares, être distancés de 205 à 319 mètres en moyenne et avoir une forme relativement simple.

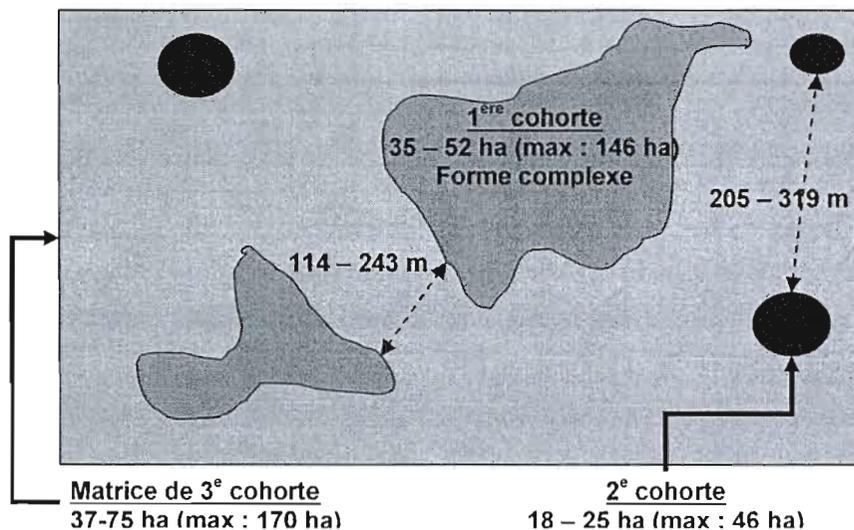


Figure 2.12 : Modèle d'aménagement théorique suggéré pour la taille, la dispersion et la forme des peuplements en fonction du modèle à 3 cohortes afin de maintenir la diversité structurelle de la mosaïque forestière de la FERLD

#### 2.4.3 Limites de l'approche historique utilisée

L'utilisation des cartes écoforestières pour l'analyse de la structure spatiale des peuplements dans le paysage présente le grand avantage de ne pas nécessiter de prise de données supplémentaires, car elles sont disponibles pour toute la zone de forêt productive de la province. Par contre, une période de temps suffisamment longue (relativement à la durée de vie des arbres occupant le paysage à l'étude) doit être considérée de façon à pouvoir obtenir des informations significatives sur les changements que ce paysage a pu subir au cours du temps (Landres et al. 1999; Swetnam et al. 1999). Il était ainsi justifié de tenter d'augmenter la fenêtre de temps analysée en utilisant la carte forestière issue de photos aériennes de 1965.

Plusieurs auteurs reconnaissent toutefois les limites de l'utilisation de données historiques pour guider l'aménagement des forêts (Eng, 1998; Gustafson, 1998; Parson et al. 1999; Swetnam et al. 1999; Keane et al. 2002) :

- les données historiques sont difficiles à obtenir et parfois fragmentaires (limité à la période après 1930 dans le cas des photos aériennes et après 1980 pour ce qui est de l'imagerie satellitaire);
- la variabilité historique de la composition de la forêt est difficile à établir;
- le choix des conditions de références au niveau du paysage peut varier dépendamment des utilisateurs, de leurs buts et de leurs contraintes (qualité et résolution des données disponibles, niveau d'influence des perturbations anthropiques)

Un autre problème est associé à la taille relativement petite de l'aire d'étude (80 km<sup>2</sup>). Les conditions que l'on retrouve à la FERLD ne sont en effet pas nécessairement représentatives du plus grand domaine bioclimatique auquel elle appartient, soit le sous-domaine de la sapinière à bouleaux blancs de l'ouest où près de 55% du territoire a été affecté par des feux de taille variant entre 2 et 150 km<sup>2</sup> (Bergeron et al. 2002). Ainsi, Galindo-Leal et Bunnell (1995) suggèrent que l'aménagement écosystémique soit appliqué sur de très grands territoires (200 à 500 km<sup>2</sup>). Étant donné les échelles spatiale et temporelle de notre analyse, il ne s'agit pas d'une analyse sur l'ensemble de la variation naturelle associée à ce paysage, mais plutôt d'un sous-ensemble de cette variation.

Aussi, les indices présentés, ne permettent pas de refléter toute la variabilité présente dans le paysage. Les mesures de variabilité présentées aux figures 2.2 à 2.5 sont par rapport aux moyennes des quatre années d'inventaires et ne permettent pas de saisir l'étendue totale présente à même un inventaire spécifique tel que présentée aux figures 2.8 et 2.9. Les objectifs ne doivent pas être interprétés comme une mesure à être appliquée également sur tout le territoire. En prenant les figures 2.8 et 2.9 comme exemple, l'objectif n'est pas de créer des peuplements de première cohorte de taille égale à la moyenne mais bien de soulever le fait que les peuplements de première cohorte doivent être plus grands, en moyenne, que

ceux de la deuxième cohorte. Comme le rapportent Dansereau et Bergeron (1993) la taille des feux ayant affectés le territoire de la FERLD varie de 5 à plus de 1 000 ha. Cette même variabilité devrait être reconnue en maintenant quelques très gros peuplements de première cohorte.

Nous avons tenté d'obtenir des résultats semblables à l'aide de la méthode par simulation en utilisant l'outil SELES (Fall et Fall, 2001) (Annie Belleau, données non publiées). Les résultats de cet exercice suggèrent que de 48 à 60 % des aires de régénération soient entre 50 et 100 km<sup>2</sup> et de 21 à 30 % entre 20 et 50 km<sup>2</sup>. Ainsi, la presque totalité du territoire de notre étude serait occupée par quelques aires en régénération ne laissant aucune possibilité de dispersion des coupes en fonction de la disponibilité des volumes. La taille relativement petite du territoire à l'étude par rapport à l'étendue des perturbations par le feu auquel il a été exposé rend donc l'utilisation de cette méthode problématique.

## **2.5 Conclusion**

La taille relativement petite du territoire par rapport aux perturbations qui l'ont affecté par le passé pose un défi quant à la détermination d'objectifs de maintien de la structure spatiale du territoire. La méthode historique utilisée nous a permis d'établir les conditions historiques de la mosaïque forestière et d'en extraire des valeurs cibles pour chacune des variables spatiales et pour chaque classe de cohorte. Malgré certains inconvénients de la méthode historique, notamment la variabilité restreinte représentée par une analyse sur de petites échelles spatiales et temporelles, cette méthode a pour avantage de tirer des résultats de scénarios réels qui ne sont pas dépendant de paramètres de simulations, comme se serait le cas avec l'utilisation d'une méthode par simulation. L'interprétation des résultats est aussi bien adaptée à la taille du territoire d'étude; des objectifs ou des cibles issus des caractéristiques des phénomènes de perturbations naturelles devraient être ramenés à une échelle plus petite. Toute modification de la distribution de taille des perturbations par rapport à celle observée dans la région de manière à l'adapter au territoire demande au préalable la rude justification du choix d'un facteur de réduction ou d'un percentile de la distribution à utiliser.

Selon les résultats présentés, il est suggéré de maintenir la matrice de peuplements de troisième cohorte à l'aide de coupes partielles et d'insérer dans cette matrice des peuplements de première et de deuxième cohorte. Ces derniers pourraient être des aménagements équiennes de plantation d'essence de lumière (première cohorte) ou des plantations d'un mixte d'essences de lumière et d'ombre (deuxième cohorte). Les peuplements de première cohorte devraient être peu dispersés, de taille relativement grande et de forme complexe et l'inverse pour les peuplements de deuxième cohorte.

Les limites associées à l'utilisation de données historiques comme référence ne font que mettre en évidence le besoin de combiner différentes sources d'informations (études dendrochronologiques et paléologiques, interprétation de photos aériennes, études rétrospectives des perturbations, modélisations de la dynamique des paysages, etc....) pour parfaire notre compréhension du caractère dynamique des écosystèmes et des influences des perturbations naturelles et anthropiques. Le développement d'une approche écosystémique impliquera toujours certains choix subjectifs basés sur des valeurs puisque l'histoire ne peut qu'informer le processus de décision; elle ne mène pas directement à l'établissement d'objectifs d'aménagement ou de règlements (Swetnam et al. 1999). L'identification et la justification de ces choix méthodologiques permettraient de débattre de leurs bien-fondés et de leurs impacts (Landres et al. 1999; Suffling et Perera, 2002). En s'appuyant sur le maximum de ces informations et outils, au même titre que les conditions actuelles et les contraintes économiques et sociales, l'élaboration de plans d'aménagement forestier durable qui tiennent compte de la variabilité historique des perturbations et du paysage devrait être réalisable (Landres et al. 1999; Swetnam et al. 1999).

## CHAPITRE 3.

### SIMULATION DES SCÉNARIOS D'AMÉNAGEMENT ET ANALYSE DES IMPACTS SUR LE PAYSAGE ET SUR LES COÛTS D'APPROVISIONNEMENT

#### 3.1 Introduction

Depuis quelques années, l'aménagement forestier écosystémique est suggéré pour appuyer la conservation de la biodiversité (Hansen, 1991; Hunter, 1993; Bergeron et al. 1999; Seymour et al. 2002). Par contre, les démarches concrètes pour l'application de ce paradigme et les méthodes d'évaluation de leur efficacité sont plutôt rares. Au Québec, la Forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet (Harvey et al. 1999) est l'un des rares endroits où ce concept a été clairement intégré à l'aménagement du territoire. Par contre, l'efficacité du plan actuel n'a pas encore été évaluée. Fall et al. (2004) présentent un des rares exemples de simulation des impacts de diverses stratégies d'aménagement (dont une stratégie d'aménagement écosystémique) pour un large territoire situé en Mauricie.

Ce chapitre débute en soulignant l'importance écologique de la structure spatiale des paysages forestiers. Suit une présentation des principes de base de l'aménagement écosystémique et des outils nécessaires à la réalisation de cette partie de l'étude. Le but y est d'évaluer l'efficacité de différentes stratégies de dispersion des coupes à remplir l'objectif de l'aménagement forestier écosystémique sur le territoire de la FERLD, soit le maintien de la mosaïque forestière à l'intérieur de ses limites naturelles. Une méthode de simulation basée sur une approche dite hiérarchique a été utilisée, où la simulation du comportement d'un élément plus bas dans l'organisation hiérarchique du système (le peuplement) est utilisée pour évaluer le comportement d'un élément plus élevé dans l'organisation (le paysage). La méthode hiérarchique a été jugée très fructueuse par Messier et al. (2003) pour la simulation de différents scénarios d'aménagement forestier. Les scénarios d'aménagement ont été simulés en utilisant le processus de planification en cours au Québec, c'est-à-dire, la sélection manuelle des secteurs à être récoltés. Les impacts sont finalement évalués sur la structure

spatiale du paysage, mesurée à l'aide d'indices quantitatifs, et sur les coûts directs d'approvisionnement en bois.

### 3.1.1 Importance écologique du maintien de l'hétérogénéité au niveau du paysage

Les impacts de l'exploitation forestière sur la faune et la flore forestière relèvent en grande partie de ses effets sur la composition et la distribution spatiale des peuplements d'un paysage (Hansen et al. 1991; Ripple et al. 1991; Burton et al. 1992; Drapeau et al. 2000). Certaines espèces comme la martre d'Amérique (*Martes americana*) nécessitent une étendue minimale (domaine vital) de couverts matures ou surannés (Potvin et al. 2000; Thompson et Welsh, 1993) tandis que d'autres comme le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) nécessitent de grandes étendues d'un habitat particulier (Courtois et al. 2004). Drapeau et al. (2000) ont démontré que certaines espèces d'oiseaux sont sensibles aux changements dans la composition d'un paysage dans la forêt boréale mixte. Certaines espèces qui utilisent plusieurs types d'habitats seront sensibles à un changement dans leur organisation spatiale (Noss, 1990). Thompson et Welsh (1993) affirment pour leur part que le maintien des proportions occupées par certains écosystèmes à l'intérieur d'un paysage est plus primordial que le maintien de l'organisation spatiale de ces dernières dans l'espace. Un aménagement qui vise seulement le maintien des proportions d'un paysage historiquement occupées par chacun des écosystèmes le composant pourrait donc s'avérer pleinement efficace. Armstrong et al. (2003) partagent ce point de vue, mais reconnaissent que leurs observations sont relatives aux espèces considérées: certaines espèces avec un grand domaine vital ont besoin de massifs de grande taille avec une continuité appropriée à leurs besoins vitaux.

Bergeron et al. (1995) ont démontré que la composition de la mosaïque forestière influençait la vulnérabilité des peuplements de sapins baumiers aux épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumifera* (Clem.)). Dans cette étude, la mortalité des sapins lors de la dernière épidémie montre une relation positive avec la surface terrière de sapin à l'intérieur des peuplements affectés ainsi qu'avec le nombre de peuplements dominés par les conifères dans la mosaïque avoisinante. Les phénomènes de dispersion des hôtes et des parasites pourraient expliquer ces observations (Cappuccino et al, 1998).

### 3.1.2 Comment l'approche écosystémique prétend-elle assurer ce maintien?

De manière à maintenir ces caractéristiques essentielles des paysages forestiers, plusieurs auteurs proposent l'application d'une foresterie écosystémique, inspirée de la dynamique des perturbations naturelles (Hansen, 1991; Hunter, 1993; Bergeron et al. 1999; Seymour et al. 2002), tout particulièrement pour la forêt boréale mixte (Bergeron et Harvey, 1997; Harvey et al. 2002; Lieffers, 1996). Contrairement à l'aménagement conventionnel, la planification écosystémique a comme objectif le maintien des valeurs écologiques du paysage par le contrôle de sa structure spatiale et de ses dynamiques. L'approche conventionnelle de planification forestière met l'accent sur le respect de la possibilité forestière et traite les autres considérations liées à la protection de l'ensemble de la ressource forestière comme des obstacles à l'atteinte des objectifs de rentabilité et de volume à être récolté (Baskent et Yolasmaz, 1999). Les organismes qui habitent présentement nos forêts ont persisté grâce à leur capacité à évoluer avec les changements générés par les différents phénomènes de perturbations au cours de l'histoire (Hansen et al. 1991; Franklin, 1993; Bergeron et al. 1999). L'approche écosystémique sous-tend que ces mêmes organismes forestiers pourront survivre et aussi s'adapter à l'exploitation forestière industrielle, si cette dernière tend à maintenir la diversité, la productivité et la résilience des forêts, à l'échelle du peuplement et du paysage.

### 3.1.3 Outils nécessaires et modalités d'évaluation des conséquences des différents scénarios

Vu les échelles temporelle et spatiale impliquées dans la gestion des ressources forestières, les outils de simulation de la croissance forestière, les systèmes d'information géographique, les indicateurs de performance et les outils d'analyse financière deviennent indispensables pour évaluer les impacts de différents scénarios. Au Québec, l'utilisation de certains de ces outils (à l'exception des SIG) lors de la planification n'est pas répandue dans l'industrie forestière (Valeria, 2003). Le fait que les outils sont souvent spécifiquement adaptés à un endroit en particulier et qu'ils requièrent une re-calibration avant d'être utilisable ailleurs, le manque de confiance envers les outils, la complexité et la rigidité des

variables utilisées, le grand volume de données nécessaire ainsi que leur faible disponibilité sont responsables de cette situation (Apsey et al. 2000).

Il existe une liste impressionnante de modèles de simulation de la croissance forestière, chacun ayant été développé dans une optique particulière et pour répondre à des questions spécifiques (voir annexe F). Il est donc important de choisir celui qui correspond le mieux à notre situation.

Selon Christensen et al. (1996), un aménagement écosystémique requiert que des objectifs clairs et mesurables soient fixés et que le plan d'aménagement soit adaptatif en fonction de l'évolution des mesures d'atteinte de ces objectifs. Les conditions actuelles et historiques de la répartition des peuplements à l'échelle du paysage peuvent être utilisées pour établir la stratégie de gestion spatiale. À certaines périodes dans la séquence de simulation, le paysage doit être caractérisé à l'aide d'indicateurs de performance pour déterminer l'efficacité de la stratégie écosystémique. Des modifications doivent ensuite être incorporées au plan de gestion initial de façon à rectifier l'évolution du paysage, jusqu'à ce que l'objectif soit atteint. Les effets de la fragmentation du paysage seront ainsi mieux compris et même contrôlés (Baskent et Yolasigmaz, 1999).

Une évaluation des impacts économiques d'une approche qui vise à maintenir ou à réhabiliter le paysage à l'intérieur de conditions historiques s'impose (Landres et al. 1999). Entre autres, une évaluation des impacts sur les coûts d'approvisionnement en bois pourrait diminuer la crainte ressentie par les gestionnaires face aux éventuelles conséquences d'une transition vers une approche de planification forestière écosystémique. La dispersion des coupes sur un territoire a le potentiel d'influencer les coûts à travers plusieurs facteurs dont: « la construction, l'entretien et la restauration du réseau routier, les déplacements des équipements et de la main d'œuvre, le chargement et le transport, la supervision, la planification, les camps forestiers et le niveau de la récolte » (Nadeau, 2002).

### 3.1.4 Objectifs

Nous proposons une démarche de simulation d'un plan d'aménagement écosystémique à l'aide d'un modèle de simulation de la croissance forestière à l'échelle du peuplement suivie d'une évaluation des impacts de deux stratégies de dispersion des coupes à l'échelle du paysage. Les impacts sur la mosaïque forestière sont évalués en utilisant comme base de comparaison l'analyse des limites historiques du paysage, tel que présentées au précédent chapitre. Les impacts sur les coûts directs d'approvisionnement en bois sont évalués à l'aide d'un outil spatial de simulation de la récolte.

L'évaluation des impacts a été réalisée en comparant principalement deux scénarios avec des objectifs diamétralement opposés : l'un visant l'agglomération des coupes, en suivant la façon de faire actuelle à la FERLD (dans une optique d'émulation des perturbations naturelles) (scénario Éco1) et l'autre visant leur dispersion, en suivant les normes présentement appliquées au Québec (voir section 1.3) (scénario RNI) (tableau 3.1). Pour faire suite à l'évaluation de l'efficacité du plan général d'aménagement, le scénario Éco1 a été modifié pour produire un scénario d'aménagement écosystémique amendé (ÉCO+), lequel vise le maintien des proportions du paysage historiquement occupées par les différentes cohortes sur le territoire de la FERLD. Les objectifs spécifiques suivants ont été identifiés:

1. Simuler la croissance forestière à l'échelle du peuplement
2. Transférer les résultats des simulations de façon spatialement explicite à l'échelle du paysage.
3. Soumettre le paysage aux objectifs des trois différents scénarios d'aménagement.
4. Estimer les impacts sur la structure du paysage et sur les coûts d'approvisionnement en bois de l'application des différents scénarios et identifier leurs causes.
5. Déterminer l'efficacité de la planification actuelle à maintenir les caractéristiques de la mosaïque forestière.
6. Identifier les mesures qui permettent de corriger les scénarios d'aménagement de façon à maintenir les proportions historiques du territoire occupé par les différentes cohortes.

Tableau 3.1: Éléments des scénarios d'aménagement ayant le potentiel d'influencer la structure spatiale de la mosaïque forestière.

Critères de comparaison	Scénarios d'aménagement		
	Conventionnel (RNI)	Écosystémique (Éco 1)	Écosystémique amendé (Éco +)
Objectif principal	Respect des prescriptions de coupes prévues au plan général d'aménagement	Respect des prescriptions de coupes prévues au plan général d'aménagement	Respect des prescriptions de coupes prévues au plan général d'aménagement
Objectifs de composition du paysage	30% de l'UTR (FERLD) en peuplements de plus de 7m de hauteur	Tel que prévu au plan général d'aménagement	Maintien de la proportion historique du territoire occupée par les différentes cohortes après une révolution
Types de coupes	CPRS, coupes totales	CPRS, coupes totales, coupes partielles	CPRS, coupes totales, coupes partielles
Taille des aires de coupes ou de régénération	70 % ≤ 50 ha, 90 % ≤ 100 ha, 100 % ≤ 150 ha	Agglomération des aires de coupes	Agglomération des aires de coupes
Dispersion des coupes	60 % de coupes en mosaïque, 40 % de CPRS avec séparateurs	Agglomération des aires de coupes	Agglomération des aires de coupes

### 3.1.5 Hypothèses

1. Le scénario d'aménagement conventionnel (RNI) provoquera les changements les plus remarquables par la fragmentation de la mosaïque forestière. Cette dernière se fera ressentir par la diminution de la taille des peuplements, l'augmentation de la dispersion des peuplements et la simplification de la forme des peuplements. Le plan général d'aménagement de la FERLD étant construit sur des objectifs de composition du paysage différents de ceux tirés de l'analyse historique présentée au chapitre

précédent, il est possible qu'il amène des changements remarquables dans la composition du paysage. Le scénario d'aménagement écosystémique amendé (ÉCO+), en visant les mêmes proportions occupées par les différentes cohortes que celles tirées de l'analyse historique, ramènera les autres indices de description du paysage à l'intérieur de leurs limites historiques.

2. Les objectifs de dispersion des coupes inclus dans le scénario d'aménagement conventionnel (RNI) pourraient avoir comme résultat d'augmenter les coûts d'approvisionnement en bois. L'utilisation de coupes partielles prévue aux scénarios d'aménagement écosystémiques (ÉCOI et ÉCO+) (comparativement à un aménagement conventionnel réalisé uniquement avec des CPRS et des coupes totales) pourrait elle aussi faire augmenter les coûts d'approvisionnement en bois, compte tenu du plus faible volume récolté.

### 3.2 Méthodologie

Cette section débute par une description de l'approche adoptée pour l'édification du plan général d'aménagement actuel à la FERLD. Ensuite les différents scénarios de dispersion des coupes sont présentés. Suivent les raisons justifiant l'adoption du modèle FOREXPRT UQAT ainsi qu'une description de son fonctionnement et des manipulations nécessaires pour spatialiser les résultats des simulations. L'exercice de simulation comporte de nombreuses suppositions et certains points faibles, lesquels sont présentés plus bas dans la section 3.4.4.

#### 3.2.1 Description du plan général d'aménagement de la FERLD

Un plan stratégique d'aménagement est en application depuis 1998 à la FERLD (Harvey et Leduc, 1999). L'objectif de ce plan est d'orienter la composition de la forêt vers celle qui serait attendue si le paysage était en équilibre avec son régime de perturbations naturelles (cycle de feux de 100 à 150 ans et intervalles de 20 à 40 ans entre les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette). Le plan général d'aménagement contient un

ordonnancement des travaux sylvicoles prévus pour une période de 100 ans et ce, pour douze strates d'aménagement (annexe G).

La planification est basée sur une simulation par surface dans le logiciel Excel où la structure d'âge à l'intérieur de chacune des strates évolue avec le temps et en fonction des travaux sylvicoles effectués (coupes totales, CPRS, coupes de succession). Ces travaux sylvicoles ont été ordonnancés de façon à assurer la normalisation de la structure d'âge de chacune des strates. Cette approche permet de réconcilier deux objectifs *a priori* contradictoires; soit le maintien d'une certaine proportion de forêts avec des attributs de forêts surannées et la minimisation des pertes de matière ligneuse associées à des révolutions plus longues. Ainsi, à partir de ces données il fut possible de générer des tableaux décennaux d'ordonnancement des travaux sylvicoles (annexe G). La possibilité forestière est actuellement estimée à 75 ha/année, soit la superficie sous aménagement (5241.3 ha) divisée par l'âge moyen estimé de maturité des peuplements (70 ans pour la plupart des strates). Les surfaces à être traitées ont été uniformisées dans le temps puisqu'elles présentaient auparavant une grande variation (annexe H), ce qui aurait rendu plus ardue l'interprétation de l'évolution du paysage dans le temps (notamment les caractéristiques des aires de régénération).

La forêt a été séparée en une zone de conservation (environ le quart de la forêt) et une zone d'aménagement, dans laquelle les travaux sylvicoles seront effectués. La zone de conservation occupe la partie est de la forêt qui borde le Lac Duparquet, laquelle est composée de peuplements présentant une grande variété d'âges après feu, ainsi que les forêts situées sur le mont Monsabrais.

### 3.2.2 Description des différents scénarios d'aménagement

Ce sont donc ces tables décennales d'ordonnancement des travaux sylvicoles (annexe G) qui ont servi de base à la simulation des scénarios, seuls la disposition des coupes et les types de coupes admises ayant varié. Suivant les directives du RNI (MRFNPQ, 2004), une lisière boisée de 20 m fut conservée autour des lacs et des cours d'eau répertoriés sur les

cartes et ce, pour tous les scénarios. La simulation des différents scénarios a été effectuée par la sélection manuelle des peuplements à être traités. Ceci se compare bien avec le processus de planification au Québec qui est plutôt basé sur l'expertise des aménagistes que sur des systèmes d'optimisation des opérations (Valeria, 2003). Seuls les peuplements de plus de 75m<sup>3</sup>/ha étaient admissibles pour la récolte. Le rythme de construction de nouveaux chemins fut simulé de façon à répartir les coûts de construction sur tout l'horizon de planification (soit environ 3 km de chemin par 10 ans). Évidemment, seuls les peuplements accessibles pouvaient être traités. Les opérations de remise en production des parterres de coupes n'ont pas été simulées dans cet exercice. Il a été simplement pris pour acquis qu'elles se dérouleraient comme prévu au plan d'aménagement, lequel identifie les strates de retour après les différents traitements sylvicoles. Seuls les effets des traitements de coupes partielles ont été évalués puisque le modèle utilisé permettait de le faire (voir section 3.2.3 Outil de simulation de la croissance forestière).

Les effets potentiels des perturbations naturelles (feux, épidémies d'insectes, chablis) ne furent pas intégrés dans les simulations. Les effets de la tordeuse des bourgeons de l'épinette sont difficilement modélisables étant donné leur nature épidémique (Parminter, 1998; Nelson, 2003). Alors que les effets des perturbations par le feu peuvent être simulés de façon spatialement explicite (Fall et Fall, 2001; Messier et al. 2003), la taille relativement petite du territoire (80 km<sup>2</sup>) par rapport aux caractéristiques du régime de feux de la région (taille moyenne des feux : 969 ha) (Bergeron et al. 2004) rendait leur simulation impossible.

#### 3.2.2.1 Scénario d'aménagement conventionnel (RNI)

Un deuxième scénario d'aménagement a été réalisé en suivant les directives de répartition spatiale des coupes évoquées au RNI (MRFNP, 2004):

*Section VIII : superficie et localisation des aires de coupes et application des traitements sylvicoles.*

- Article 74.2 : Superficie d'un seul tenant d'une aire de coupe dans la zone de la sapinière et de la forêt mixte (70 %  $\leq$  50 ha, 90 %  $\leq$  100 ha, 100 %  $\leq$  150 ha)
- Article 79.2 : Modalités pour la coupe en mosaïque : garder une superficie en forêt résiduelle équivalente à celle des aires récoltées dans le même chantier de récolte (à une distance de moins de 2 km) jusqu'à ce que les aires de récoltes aient 10 ans et une hauteur de 3 m. La forêt résiduelle devra être composée au moins à 80 % de peuplements de 7 m et plus (le reste pouvant être de 4 à 7 m de hauteur), au moins à 80 % de peuplements de densité A, B ou C (le reste pouvant être de densité D), au moins à 20 % de peuplements appartenant au même type de couvert forestier.
- Article 79.8 : Utilisation de 60 % de coupe en mosaïque.
- Article 80 : Maintien de 30 % de la superficie d'une unité territoriale de référence (UTR) à une hauteur de plus de 7 mètres.

#### 3.2.2.2 Scénario d'aménagement écosystémique (Éco 1)

Ce scénario vise à reproduire les pratiques d'aménagement présentement en cours à la FERLD et a été validé par l'aménagiste de cette forêt. La sélection dans l'espace des peuplements à être traités parmi ceux qui étaient admissibles a tout d'abord été faite en sélectionnant les peuplements ayant le plus de volume marchand. Ensuite, la sélection parmi ces derniers a été faite en tentant de concentrer les travaux dans un même secteur. Ceci a été fait pour créer des agglomérations d'aires en régénération émulant les perturbations naturelles par le feu, notamment les feux de relativement petite taille (<500 ha). Pour ce faire, certains peuplements ayant peu de volume marchand, mais permettant une concentration des opérations de récolte furent sélectionnés alors que d'autres peuplements, plus isolés, mais ayant un volume plus important, ont été écartés.

#### 3.2.2.3 Scénario d'aménagement écosystémique amendé (Éco +)

Le scénario écosystémique amendé modifiait le scénario précédent de façon à maintenir la composition du paysage à l'intérieur de ses limites de variation historique (voir

chapitre 2) de façon à vérifier si cette correction pouvait du même coup ramener les autres indices à l'intérieur de leur variation historique.

### 3.2.3 Outil de simulation de la croissance forestière

Les modèles de croissance forestière sont des simplifications de systèmes très complexes. Ils sont utiles pour prédire, dans une certaine mesure, les comportements possibles des peuplements dans le temps, les réponses à certains traitements sylvicoles et le développement du paysage selon différentes stratégies d'aménagement des ressources forestières (Christensen et al. 1996; Cissel et al. 1994; Coates et al. 2001; Andison, 2003). La gestion écosystémique des ressources forestières demande que les effets des opérations sur la mosaïque forestière soient considérés à une plus grande échelle de temps et d'espace que la foresterie traditionnelle (Messier et al. 2003). Par contre, l'utilisation d'un modèle à une trop longue échelle de temps ou sur une trop vaste région peut aussi mettre en péril la validité scientifique des résultats (Nelson, 2003). Le niveau de précision du modèle doit être choisi en fonction de la précision des données disponibles et des questions propres à chaque niveau de planification, soit : opérationnel, tactique ou stratégique (voir section 1.3) (Nelson, 2003). Le niveau de détail nécessaire au niveau opérationnel devient trop onéreux et long à collecter aux niveaux tactiques ou stratégiques. Le modèle à choisir « devrait être aussi simple que possible, mais aussi compliqué que le nécessite la capacité de prévision désirée » (Messier et al. 2003).

#### 3.2.3.1 Le modèle FOREXPRT UQAT

L'évolution naturelle des peuplements dans le temps ainsi que les effets des différents traitements sylvicoles prescrits au plan général d'aménagement ont été simulés à l'aide du modèle de croissance forestière FOREXPRT UQAT, développé par Louis-Jean Lussier (annexe I). La reconnaissance de la dynamique naturelle des peuplements (notamment la succession forestière) étant au cœur des principes de l'aménagement écosystémique, nous avons jugé indispensable de choisir un modèle apte à prendre en compte cette dimension. La prochaine section présente comment l'outil FOREXPRT UQAT accomplit cette tâche. Nous

désirions aussi choisir un modèle qui requiert un minimum de formation et d'expertise de la part des utilisateurs. En effet, pour que l'approche de la foresterie écosystémique soit transférée vers les gestionnaires de la forêt, les outils utilisés doivent être simples, fiables, et doivent produire des réponses compréhensibles pour ces gestionnaires (Messier et al. 2003). Dans ce contexte, le modèle FOREXPART UQAT présente l'avantage de ne pas requérir une formation trop complexe ni une grande expertise de la part de l'opérateur (Laliberté et Lussier, 1997). FOREXPART est à l'origine un outil d'aide à la décision permettant la simulation, l'optimisation et la comparaison de divers scénarios d'aménagement sur une base biophysique, financière et économique (Laliberté, 2002). Cet outil est utilisé depuis une dizaine d'années dans plusieurs régions du Québec et surtout en forêt privée de la zone tempérée (Laliberté et Lussier, 1997; Lussier, 1997). Il vise à optimiser le choix des traitements sylvicoles en fonction de la valeur des bois. Par contre, seulement la partie biophysique du modèle (adaptée aux réalités de l'Abitibi), permettant une simulation de la croissance des peuplements et des effets des traitements sylvicoles, a été utilisée ici.

FOREXPART UQAT peut être décrit (selon les critères contenus dans l'annexe F) comme un modèle fonctionnel (même s'il utilise aussi des relations empiriques) à l'échelle du peuplement (Houlier et al. 1991). Selon Korzukhin et al. (1996), l'utilisation des modèles fonctionnels est plus appropriée pour répondre aux défis posés par l'aménagement forestier écosystémique. Ce type de modèle répond bien à nos objectifs de recherche étant donné que l'approche écosystémique implique l'utilisation de stratégies d'aménagement inéquiennes dans des peuplements mélangés. À l'opposé, la modélisation empirique à l'échelle du peuplement à l'aide de table de production « n'est bien adaptée qu'aux peuplements monospécifiques de structure équienne » (Pothier et Savard, 1998).

#### 3.2.4 Transfert de l'information de FOREXPART UQAT vers la plateforme SIG

Selon Galino-Leal et Bunnell (1995), les outils de planification qui ne considèrent pas les ressources dans leur organisation spatiale sont trompeurs. Une méthode de simulation spatialement explicite et hiérarchique fut donc adoptée où un modèle de simulation à

l'échelle du peuplement fût utilisé pour générer, à l'aide d'un SIG, l'évolution du système à une échelle plus élevée, soit celle du paysage.

Pour le scénario sans aménagement, un champ liant les polygones forestiers à leur numéro de parcelle d'aménagement a été utilisé pour spatialiser à l'échelle du paysage le résultat des simulations à l'échelle du peuplement. Les données désirées contenues dans le tableur Excel ont été exportées dans un fichier « .dbf », lequel a ensuite été rouvert dans ArcView. Chacune des décennies de simulation fut sélectionnée consécutivement pour générer une table différente pour chaque décennie. Finalement, le champ commun entre la carte SIG contenant les numéros de parcelles d'aménagement et la table de la décennie désirée pouvait être utilisé pour effectuer une jointure de tables et ainsi représenter dans l'espace l'information générée par FOREXPRT UQAT.

Pour les scénarios d'aménagement, lorsqu'un polygone était sélectionné pour un traitement sylvicole, il lui était attribué un nouveau numéro de parcelle d'aménagement. De cette façon, on pouvait associer un numéro de simulation unique à chaque polygone de la carte du territoire ayant une trajectoire de développement unique. Ainsi, environ 500 numéros de simulations par scénarios furent nécessaires, correspondant à autant de simulations dans FOREXPRT UQAT. Après avoir terminé les simulations à l'aide de FOREXPRT UQAT, les caractéristiques des peuplements ont été transférées dans la plateforme SIG ArcView tel que décrit plus haut.

### 3.2.5 Indicateurs de performance

Les indicateurs de performances choisis pour suivre l'évolution des caractéristiques du paysage (toujours en fonction du modèle par cohorte) sont les indices de description du paysage présentés au précédent chapitre (section 2.2.3). Ces indices, calculés à chaque période décennale, ont permis de suivre l'évolution dans le temps des caractéristiques de la mosaïque forestière en fonction des différents scénarios d'aménagement. Des tests d'ANOVA avec comparaison multiple de Tukey furent utilisés pour évaluer si la récolte moyenne par période et si les caractéristiques spatiales des aires de régénération étaient

différentes selon les scénarios d'aménagement. Les résultats des indices de structure spatiale pour les autres cohortes n'ont pas été analysés avec cette dernière méthode étant donné qu'ils présentent des tendances dans le temps. Par contre, ils ont été comparés avec les objectifs historiques.

Il fut possible de déterminer l'importance de l'évolution naturelle des peuplements d'une cohorte à l'autre pour le scénario sans aménagement (S0). Ceci a été réalisé à l'aide d'une matrice de transition construite à partir de la séquence de cartes matricielles (résolution de 10 m) montrant l'évolution naturelle du paysage dans le temps. La matrice de transition permet de déterminer la fréquence de la transformation des pixels d'une classe de cohorte à une autre.

### 3.2.6 Calcul des coûts directs d'approvisionnement en bois

Les conséquences financières sur l'approvisionnement en bois des différents scénarios d'aménagement furent estimées à l'aide de l'outil géomatique Wood Procurement Planning Tool (WPPT) (Valeria, 2003). L'outil de simulation WPPT s'intègre comme une extension dans la plateforme ARC GIS 9.1 et permet d'estimer les coûts directs d'approvisionnement en bois de divers scénarios de récolte à partir de couches illustrant les travaux de récoltes et l'évolution du réseau routier. Les outils d'analyse spatiale peuvent estimer avec plus ou moins de précision les conséquences financières d'un plan d'aménagement dépendamment de l'échelle d'analyse qu'ils utilisent. WPPT est un outil de simulation spatial qui permet d'estimer les conséquences financières de différents scénarios d'aménagement au niveau tactique (voir section 1.3). Ainsi, contrairement à l'outil Interface, développé chez FERIC (Favreau et Cormier, 2000), il ne nécessite que très peu d'information et fonctionne à partir des cartes écoforestières (voir l'annexe M pour la valeur des paramètres de simulation utilisés). Patchworks (voir annexe F) permet aussi d'évaluer les conséquences financières au niveau stratégique d'un plan d'aménagement qu'il a auparavant optimisé (Spatial Planning Systems, 2002). WPPT par contre, utilise la méthode par scénario, soit des plans construits à l'avance, ce qui ne favorise pas une approche d'optimisation par itération, mais reflète davantage le processus de planification actuel (Valeria, 2003). Parmi les facteurs

mentionnés plus haut (section 3.1.3.3) qui ont le potentiel d'agir sur les coûts d'approvisionnement en bois et qui sont influencés par la dispersion des coupes, l'outil ne prend pas en compte les coûts de restauration des routes<sup>5</sup> et les coûts associés aux camps forestiers, ces derniers étant constants peu importe le scénario. Les modèles servant à l'estimation des coûts (notamment les modèles de productivité des machines) ont été validés pour l'utilisation de coupes totales dans la zone de la pessière noire à mousse à la Forêt modèle Cri de Waswanipi. Le modèle de productivité pour les coupes partielles n'a pas encore été validé. Il a été décidé de ne pas actualiser les coûts futurs lors des analyses de manière à ne pas intégrer l'incertitude associée à la prédiction du taux d'inflation futur.

### 3.3 Résultats

Une comparaison du niveau de récolte observé lors des différents scénarios d'aménagement est tout d'abord présentée de façon à s'assurer que les scénarios sont comparables. Ceci est suivi d'une exposition des impacts de ces derniers, premièrement sur la structure du paysage et ensuite sur les coûts directs d'approvisionnement en bois. Finalement, l'évolution des volumes marchands dans le temps est présentée dans une optique d'évaluation de la possibilité de récolte.

#### 3.3.1 Récoltes effectuées lors des différents scénarios d'aménagement

Pour que les scénarios Éco1 et RNI soient comparables, ils doivent être soumis à un niveau de récolte semblable. Selon une ANOVA effectuée sur la moyenne des surfaces et des volumes récoltés par période, il n'y a pas de différences significatives entre les scénarios avec un niveau de signification de 0.05 ( $P = 0.11$  et  $P = 0.20$  respectivement) (figures 3.1 et 3.2). On peut remarquer une baisse de la récolte vers la fin de la simulation pour le scénario Éco + (figures 3.3 et 3.4) ainsi qu'une augmentation de la proportion de coupes partielles utilisées (figures 3.5 et 3.6).

---

<sup>5</sup> Les coûts de restauration des routes peuvent être de l'ordre de 1 000 à 5 000 \$ par km de chemins pour une période récurrente de 10 à 20 ans après la construction du chemin (Nadeau, 2002)

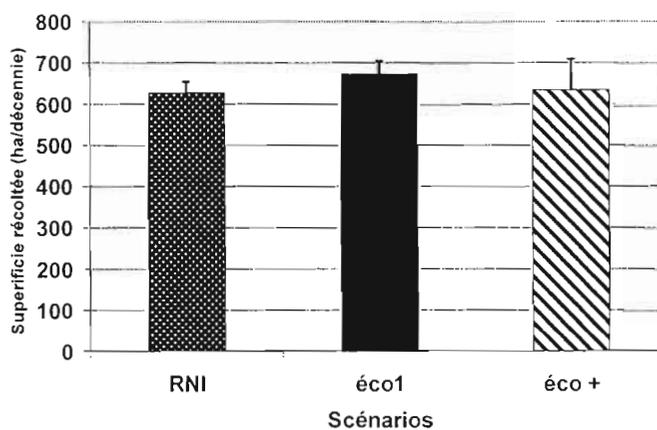


Figure 3.1 : Superficie moyenne récoltée par décennie par scénario

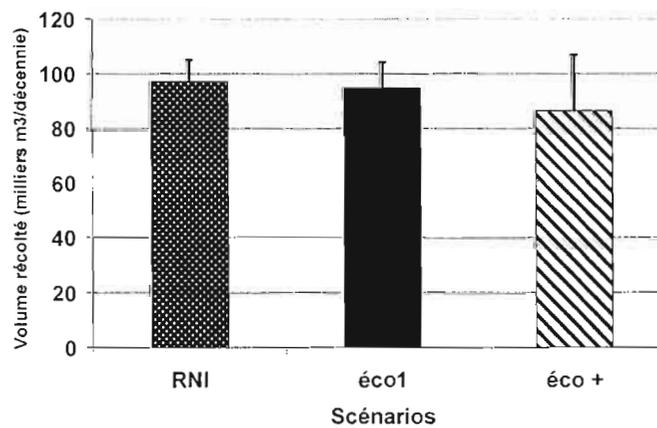


Figure 3.2 : Volume moyen récolté par décennie par scénario

Les figures 3.3 et 3.4 montrent les superficies et les volumes récoltés chaque décennie pour chacun des scénarios.

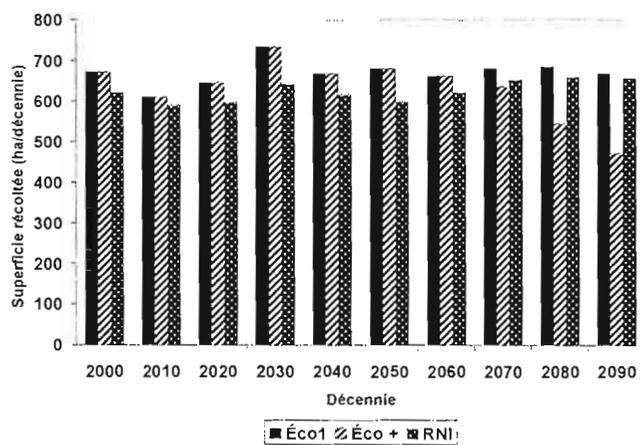


Figure 3.3 : Superficies récoltées par décennie pour chaque scénario par décennie

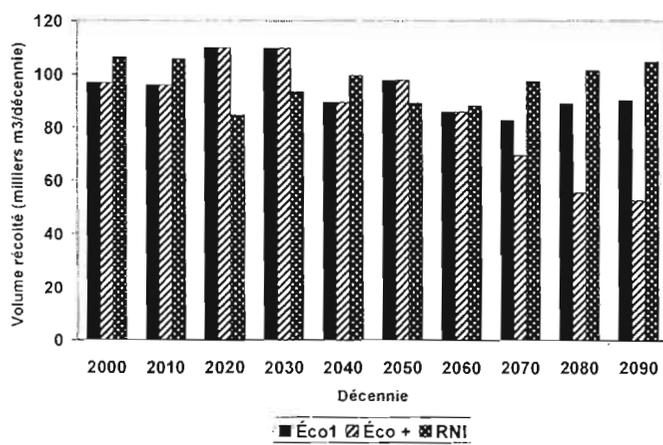


Figure 3.4 : Volumes récoltés par décennie pour chaque scénario par décennie

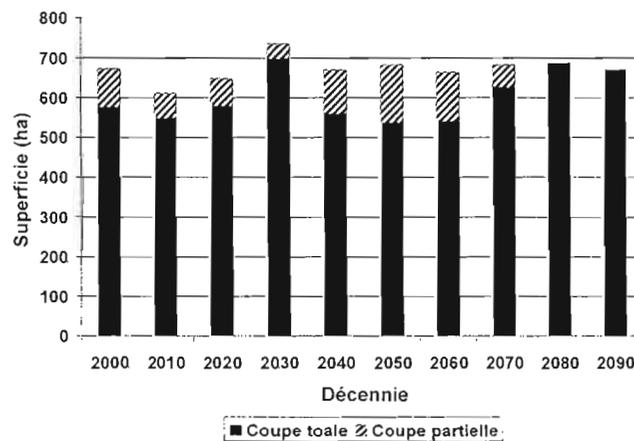


Figure 3.5 : Types de coupes utilisés par décennie pour le scénario Éco 1 par décennie

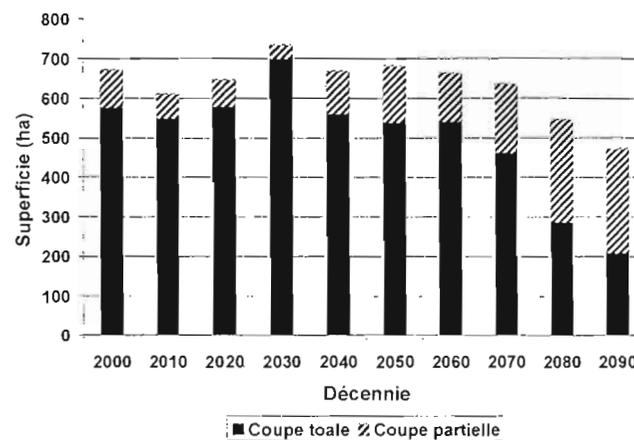


Figure 3.6 : Types de coupes utilisés par décennie pour le scénario Éco + par décennie

Pour les 30 derniers ans de la période de simulation, la superficie de coupes partielles effectuées lors du scénario Éco1 était de 55 hectares, avec un total de 684 hectares pour tout l'horizon de planification, alors qu'elle était de 697 hectares pour le scénario Éco+, portant le total pour tout l'horizon de planification à 1327 hectares. Ainsi, l'augmentation de superficies exploitées en coupes partielles est de 90% par rapport au total des coupes partielles effectuées lors du scénario Éco1 ( $((1327 \text{ ha} - 697 \text{ ha}) / 697 \text{ ha})$ ). Ces mesures furent nécessaires pour réduire la proportion du paysage en régénération et augmenter la proportion de peuplements en deuxième et troisième cohortes de façon à atteindre les objectifs de composition du paysage prévue pour le scénario Éco+ (dérivés de l'analyse historique du paysage présenté au

chapitre 2). On peut voir aux figures 3.3 et 3.4 que les superficies et les volumes récoltés dans le temps ne sont pas parfaitement constants. Ceci est dû, dans un premier temps, au fait que les surfaces à être traitées prévues au plan général d'aménagement n'étaient pas constantes dans le temps (dépendamment des types de coupes) même après uniformisation (voir annexe H). Dans un deuxième temps, la méthode de simulation des scénarios a été faite de façon manuelle (tel qu'effectué généralement par les planificateurs forestiers au Québec). Sans admettre la scission des peuplements, il était ainsi difficile de maintenir le niveau de récolte constant.

### 3.3.2 Impacts sur la structure du paysage

Les effets de scénarios RNI et ECO1 sur la structure du paysage reflètent les effets de la dispersion et non celles de la superficie ou du volume récolté puisqu'ils ne montrent pas de différences significatives entre ces scénarios. Les résultats sont présentés pour chacune des cohortes une à une, tout d'abord pour le scénario sans aménagement (S0), et ensuite pour les scénarios avec aménagement (RNI, Éco1, Éco+). Les tendances observées pour les indices de descriptions spatiales sont comparées aux limites historiques présentées au chapitre précédent. La structure du paysage a été évaluée à l'aide des quatre mêmes indices présentés à la section précédente (2.2.3) soit : la proportion d'occupation du paysage, la taille moyenne des peuplements, la distance au plus proche voisin et l'indice de forme des peuplements.

#### 3.3.2.1 Cohorte 0

Pour le scénario sans aménagement (S0), la figure 3.7 montre que la cohorte 0 diminue en importance jusqu'à disparaître totalement du paysage à la décennie 2030 due à la régénération des parterres de coupes. Bien entendu, ce scénario suppose qu'aucune perturbation primaire, naturelle ou anthropique, n'ait lieu pendant la période de simulation. Rappelons que la cohorte 0 représente les peuplements en régénération d'une hauteur de moins de 7 m. La majeure partie des peuplements en régénération transitent vers des peuplements de première cohorte (entre 1 % et 7 % du territoire) entre 2000 et 2030, suivi des peuplements de troisième cohorte (entre 1 et 2 %) (annexe N). La diminution de la proportion

du territoire occupée par les peuplements en régénération se répercute sur les autres indices en faisant graduellement diminuer la taille moyenne des peuplements et augmenter la distance moyenne au plus proche voisin (l'indice de forme ne montre pas de tendances claires) (figures 3.8, 3.9 et 3.10).

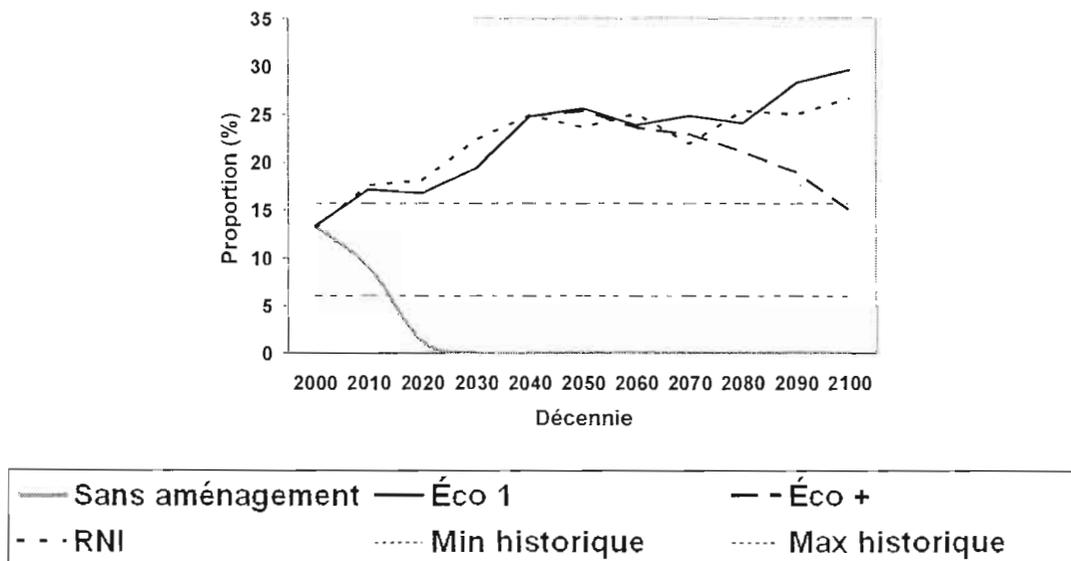


Figure 3.7 : Évolution de la proportion du territoire en cohorte 0 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

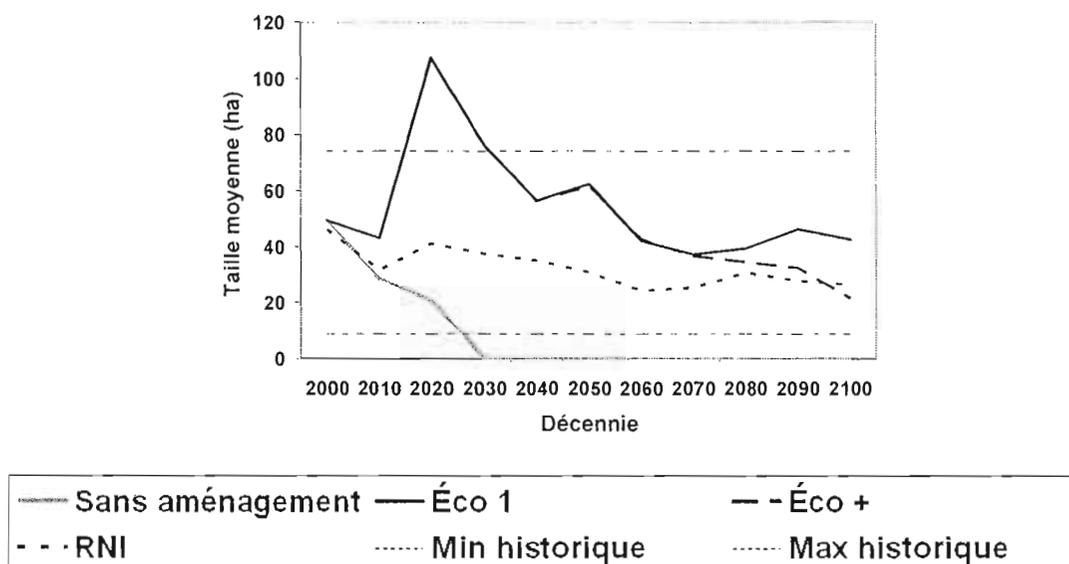


Figure 3.8 : Évolution de la taille moyenne des peuplements en cohorte 0 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

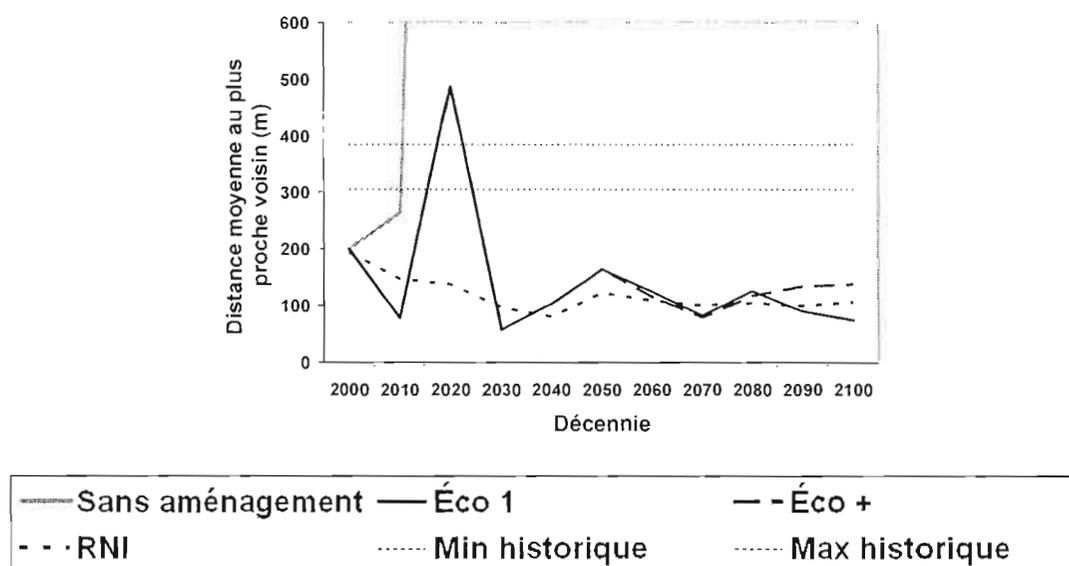


Figure 3.9 : Évolution de la distance moyenne au plus proche voisin de cohorte 0 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)<sup>6</sup>

<sup>6</sup> Étant donné que les peuplements en cohortes 0 sont presque disparus du territoire après la deuxième décennie, la distance moyenne au plus proche voisin devient très grande.

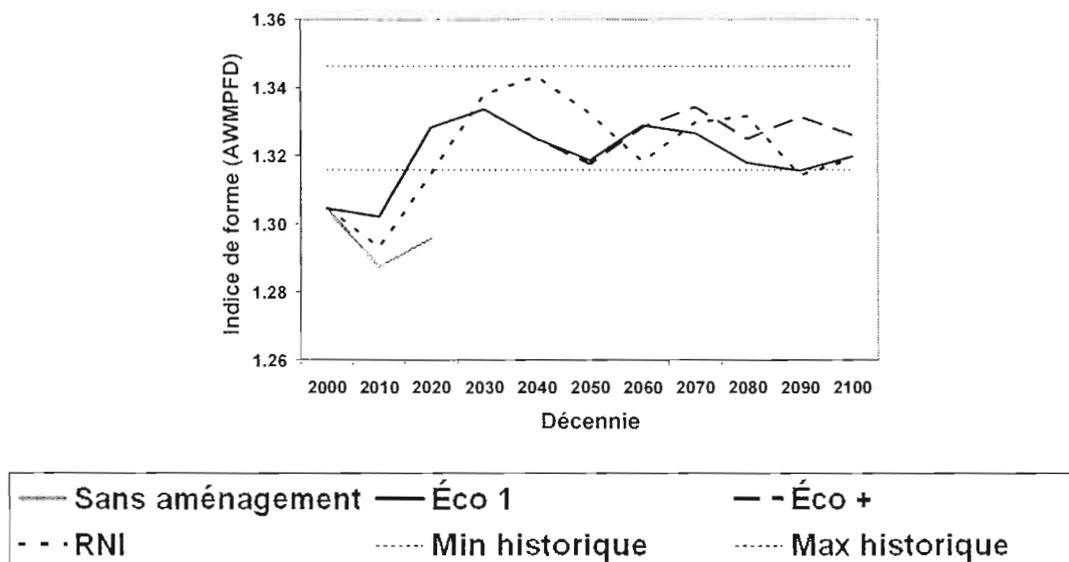


Figure 3.10 : Évolution de l'indice de forme des peuplements en cohorte 0 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

Pour les scénarios sous aménagement, les scénarios Éco1 et RNI montrent une augmentation de la portion du territoire en régénération tout au long de la période de simulation jusqu'à l'atteinte d'environ 25 % à 30 % du territoire (figure 3.7). Il n'est pas surprenant d'observer que cette augmentation amène un dépassement des limites historiques, étant donné que les perturbations anthropiques étaient relativement peu présentes sur le territoire dans le passé et qu'aucun feu majeur n'a eu lieu durant la période historique de référence. Dans le cas du scénario Éco+, la proportion diminue en fin de simulation (due à une diminution de la récolte et à une utilisation accrue des coupes partielles) pour permettre l'atteinte des objectifs historiques pour les autres cohortes. Cette diminution correspond à une diminution de la taille des peuplements en régénération et à une augmentation de la distance moyenne au plus proche voisin ainsi que de la complexité de la forme des peuplements par rapport au scénario Éco1. Tous les scénarios tendent à garder la taille moyenne et la forme des aires de régénération à l'intérieur de leurs limites historiques de variation (figures 3.8 et 3.10). Par contre, elles sont plus rapprochées les unes par rapport aux autres (figure 3.9). Comme il a déjà été mentionné, les résultats des indices de paysage pour la cohorte 0 ne sont pas sujets à l'atteinte des objectifs historiques, mais plutôt sont présentés à titre d'indicateurs

de fragmentation du paysage, étant donné que même dans la période historique de référence, cette cohorte n'était pas le résultat de perturbations naturelles, mais bien anthropiques.

On peut remarquer aux figures 3.8 et 3.11 que le scénario RNI a créé des peuplements en régénération de taille plus petite que ceux créés avec le scénario Éco1 (selon une ANOVA ( $P = 1.59E-06$ ) et un test de comparaison multiple de Tukey) (Zar, 1999), et ce, même si la proportion moyenne par décennie en cohorte 0 est sensiblement la même pour tous les scénarios ( $P = 8.50E-14$ ) (figure 3.12). La distance moyenne au plus proche voisin et la forme des aires en régénération ne montrent pas de différences significatives entre les scénarios sous aménagement.

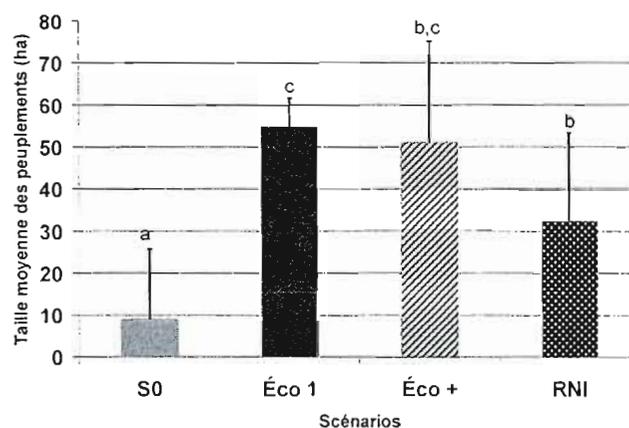


Figure 3.11 : Taille moyenne des peuplements de cohorte 0 en fonction des scénarios

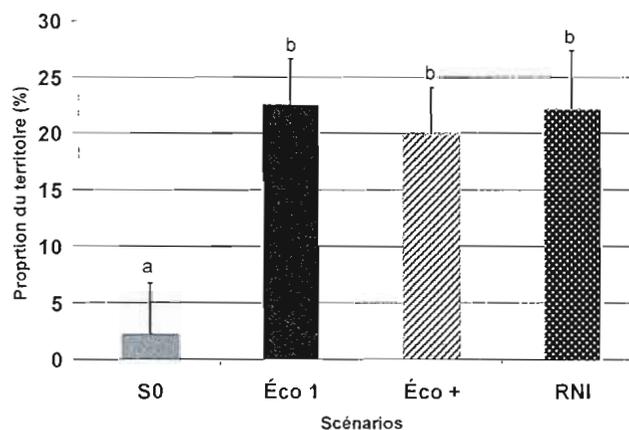


Figure 3.12 : Proportion du paysage occupée par la cohorte 0 en fonction des scénarios

### 3.3.2.2 Cohorte 1

Dans le scénario sans aménagement (S0), la proportion du paysage en cohorte 1 augmente rapidement dans les premières périodes pour se mettre à diminuer graduellement par la suite (figure 3.13) principalement dû à une transition vers les peuplements de deuxième cohorte (de 1 % à 2 % du territoire) (annexe N).

Quant aux scénarios d'aménagement, la proportion de peuplements en première cohorte montre une réduction graduelle due à leur récolte, pour atteindre des niveaux légèrement inférieurs à la limite historique. Cette diminution entraîne la formation de peuplements plus petits et de forme plus simple que ce que l'on observait historiquement (figures 3.14 et 3.16).

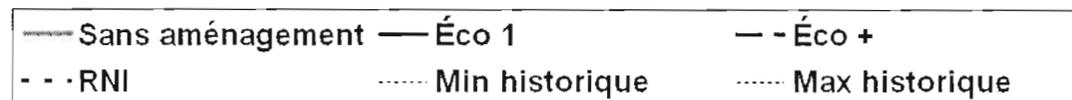
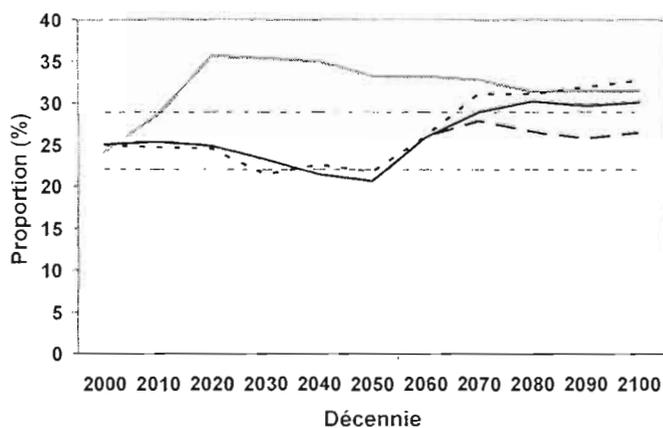


Figure 3.13 : Évolution de la proportion du territoire en cohorte 1 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

À partir de la décennie 2050, on remarque une augmentation de la proportion de peuplements de première cohorte jusqu'à atteindre une proportion autour de 30 % pour les scénarios Éco1 et RNI, quelque peu au-dessus de la limite historique supérieure (figure 3.13).

Le scénario Éco+, en abaissant la proportion du paysage occupée par la première cohorte à l'intérieur de ses limites historiques, a causé la formation de peuplements légèrement plus petits que ceux observés historiquement (figure 3.14). Quant à eux, les scénarios RNI et Éco1 ramènent la taille moyenne des peuplements de première cohorte à l'intérieur de leurs limites historiques en fin de l'horizon de simulation. La distance moyenne entre les peuplements semble être légèrement sous la limite historique (114 m) pour les trois scénarios en fin d'horizon (Éco1 : 113 m, Éco+ : 104 m et RNI : 89 m) (figure 3.15). Par contre, la complexité de la forme des peuplements est revenue à des niveaux historiques en fin d'horizon pour tous les scénarios (figure 3.16).

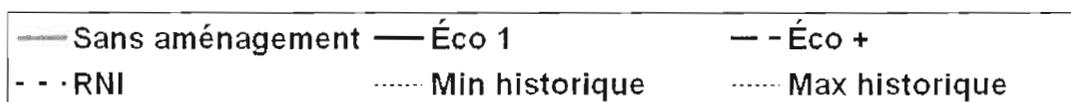
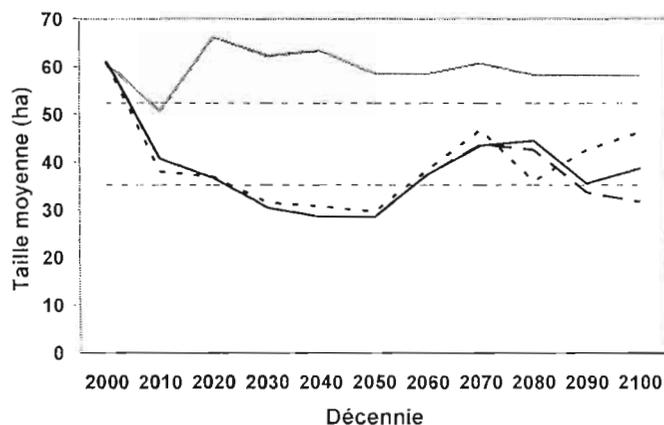


Figure 3.14 : Évolution de la taille moyenne des peuplements en cohorte 1 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

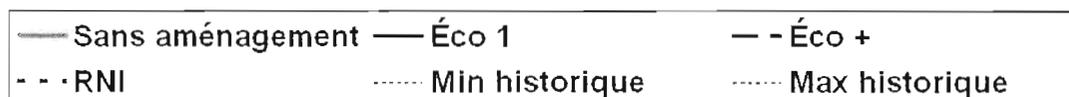
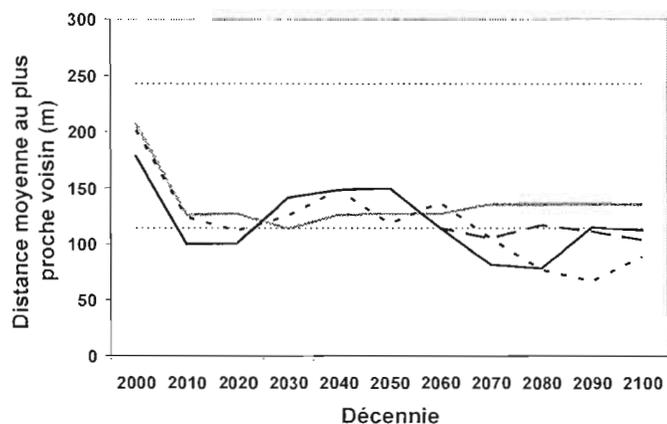


Figure 3.15: Évolution de la distance moyenne au plus proche voisin de cohorte 1 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

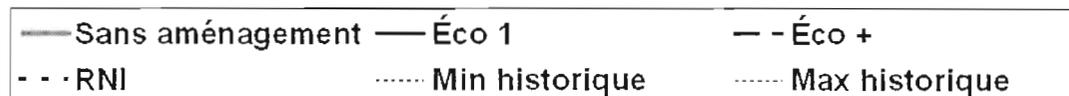
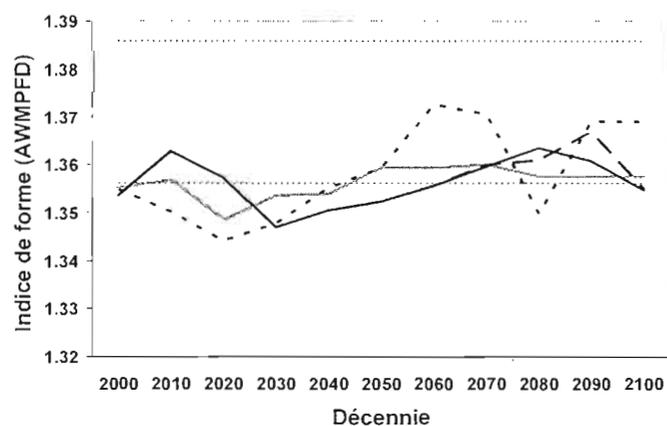


Figure 3.16 : Évolution de l'indice de forme des peuplements en cohorte 1 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

### 3.3.2.3 Cohorte 2

On observe en début d'horizon que l'occupation du territoire par les peuplements de deuxième cohorte est déjà en deçà de sa limite historique inférieure (figure 3.17). Lors du scénario sans aménagement (S0), on remarque une légère augmentation des peuplements en deuxième cohorte provenant de peuplements de troisième cohorte (entre 1 et 5% du territoire transite de la troisième vers la deuxième cohorte entre les décennies 2000 et 2020) (annexe N). Ce phénomène laisse place à une diminution soutenue causée par une transition vers des peuplements de troisième cohorte (figure 3.17) (de 1% à 4% du territoire par période) (annexe N). Cette diminution ne semble pas se répercuter sur la taille moyenne des peuplements, laquelle est relativement stable, mais va ensuite augmenter rapidement en fin d'horizon (figure 3.18).

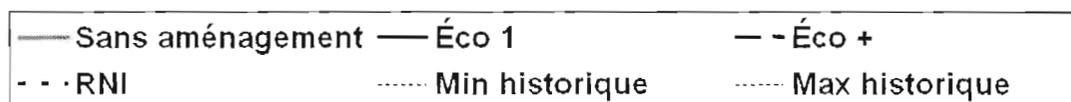
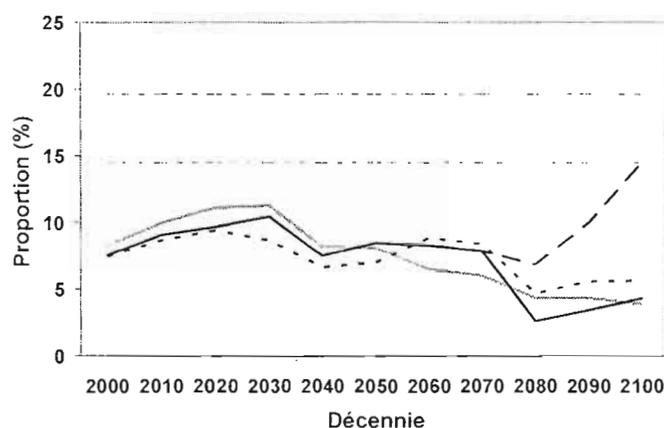


Figure 3.17 : Évolution de la proportion du territoire en cohorte 2 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

Cette augmentation est due à l'apparition de deux gros peuplements de deuxième cohorte dans la zone de conservation sur le mont Monsabrais. Par contre, la disparition graduelle des peuplements de deuxième cohorte dans le paysage se traduit par une augmentation marquée de la distance moyenne au plus proche voisin (figure 3.19). Pour l'indice de forme, on observe la simplification de la forme des peuplements au fur et à mesure où ils tendent à

disparaître dans le paysage, suivie d'une augmentation de la complexité de leur forme associée à l'apparition des gros peuplements sur le mont Monsabrais (figure 3.20).

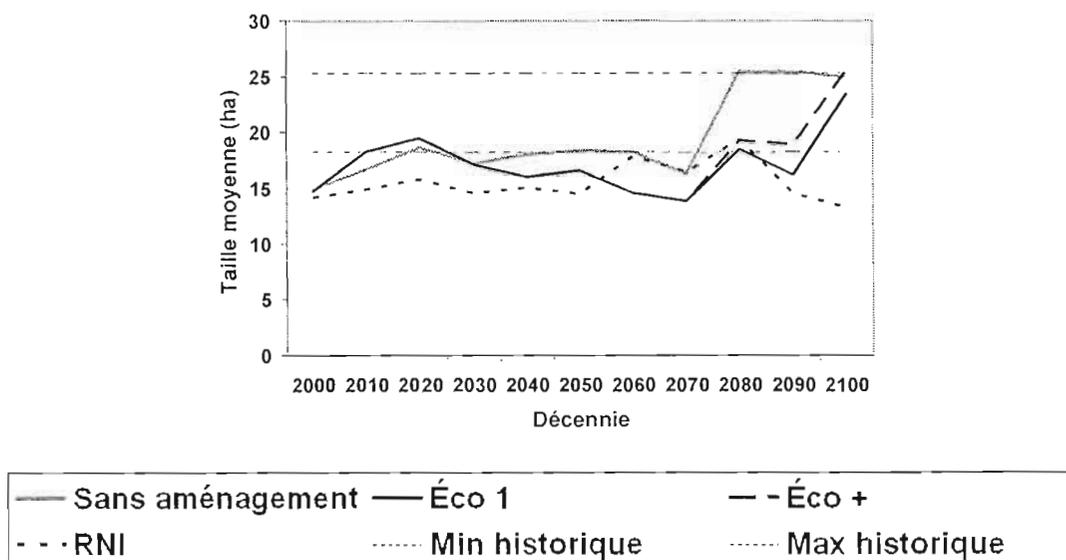


Figure 3.18 : Évolution de la taille moyenne des peuplements en cohorte 2 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

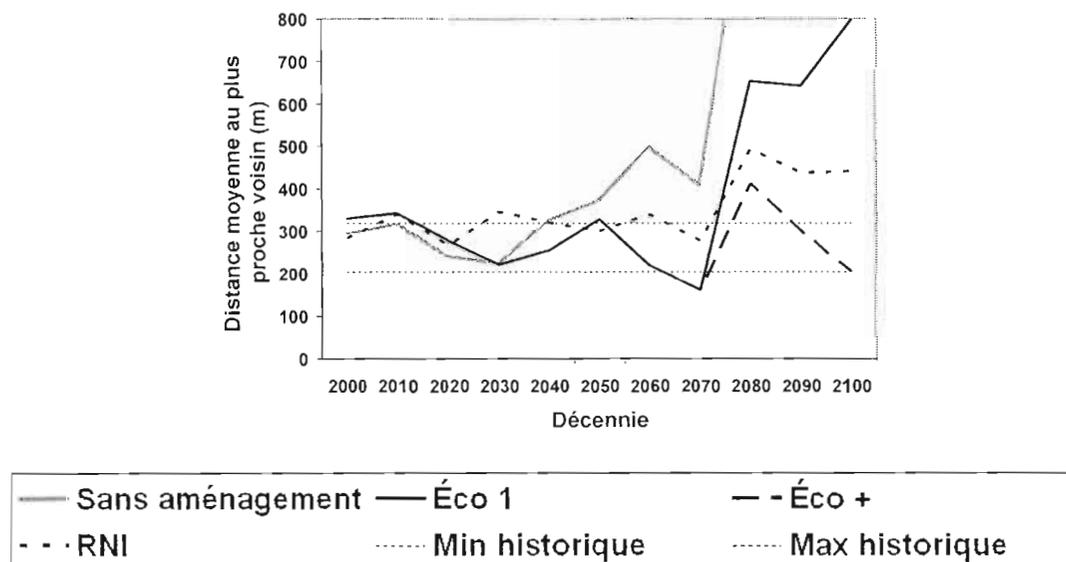


Figure 3.19 : Évolution de la distance moyenne au plus proche voisin de cohorte 2 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

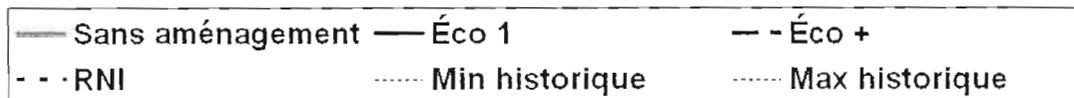
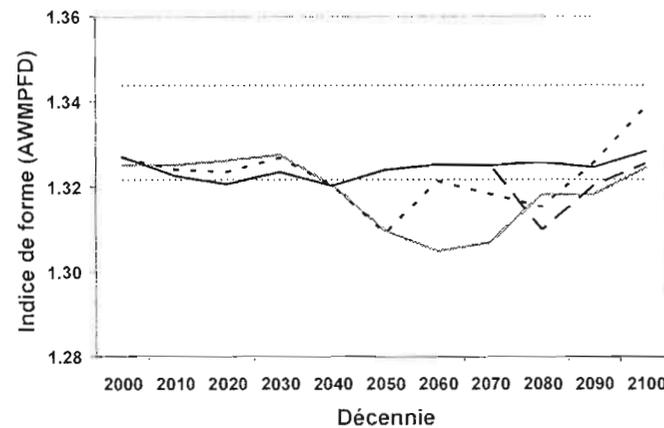


Figure 3.20 : Évolution de l'indice de forme des peuplements en cohorte 2 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

La diminution de la proportion du territoire en deuxième cohorte jusqu'en deçà de ses limites historiques est toujours observable lors de la simulation des scénarios d'aménagement. Ceci aboutit en des peuplements quelque peu plus petits que ce que l'on a observé historiquement malgré une augmentation en fin de simulation, toujours due à l'apparition des deux gros peuplements dans la zone de conservation (figure 3.18). Le scénario ÉcoI fut efficace en fin de période pour ramener la taille moyenne des peuplements de deuxième cohorte à l'intérieur de sa variation historique contrairement au scénario RNI (figure 3.18). On remarque que la raréfaction des peuplements de deuxième cohorte observable pour ces autres scénarios d'aménagement cause une augmentation de la limite au plus proche voisin bien au-dessus de son maximum historique (figure 3.19). Les mesures de corrections prises lors du scénario Éco+, eurent comme effet de créer des peuplements de taille moyenne très légèrement supérieure au maximum historique en fin d'horizon et de ramener la distance moyenne au plus proche voisin à l'intérieur de sa variation historique. Les tendances quant à la forme des peuplements par rapport aux limites historiques sont moins claires (figure 3.20). Le scénario Éco1 semble plus apte à maintenir la forme des peuplements de deuxième cohorte à l'intérieur de ses limites historiques tandis que l'on

observe une simplification de la forme de ces derniers pour le scénario RNI, avant l'apparition des deux peuplements de grande taille et de forme plus complexe sur le mont Monsabrais. Tous les scénarios d'aménagement ramenèrent l'indice de forme des peuplements à l'intérieur de ses limites historiques, en fin de simulation.

Plusieurs mesures furent nécessaires en fin de simulation (sur 30 ans) pour augmenter la proportion du territoire en peuplements en deuxième cohorte, jusqu'à son minimum historique. En effet, cet objectif a requis une combinaison de diminution des coupes (19% de moins) et d'une plus grande quantité de coupes partielles (90% de plus) (figure 3.6), visant la création de nouveaux peuplements avec une structure et une composition de deuxième cohorte. Aussi, une plus grande superficie de plantation en essences mixtes (essences tolérantes et intolérantes) a été aménagée (104% de plus) (toujours en comparaison avec le scénario Éco1).

#### 3.3.2.4 Cohorte 3

Lors du scénario sans aménagement (S0), la proportion du paysage en troisième cohorte subit une légère baisse en début de simulation (figure 3.21), malgré le fait qu'une partie de la régénération se soit faite en faveur de cette cohorte (de 1 à 2% du territoire) (annexe N). Cette baisse semble être due à une transition de certains peuplements vers la deuxième cohorte (entre 1 et 5% du territoire). On observe ensuite une augmentation constante de l'occupation du territoire par cette classe.

Pour les scénarios d'aménagement, les scénarios RNI et Éco1 causent une diminution graduelle de la proportion du paysage occupée par les peuplements de troisième cohorte en deçà de ses limites historiques tandis que le scénario Éco+ la ramène à l'intérieur de ses limites. On n'observe pas d'écarts majeurs au-delà des conditions historiques pour la taille moyenne des peuplements (figure 3.22), la distance moyenne au plus proche voisin<sup>7</sup> (figure 3.23) ou pour l'indice de forme (figure 3.24) pour tous les scénarios d'aménagement.

---

<sup>7</sup> On observe un léger dépassement du maximum historique de dispersion en toute fin d'horizon pour le scénario Éco+.

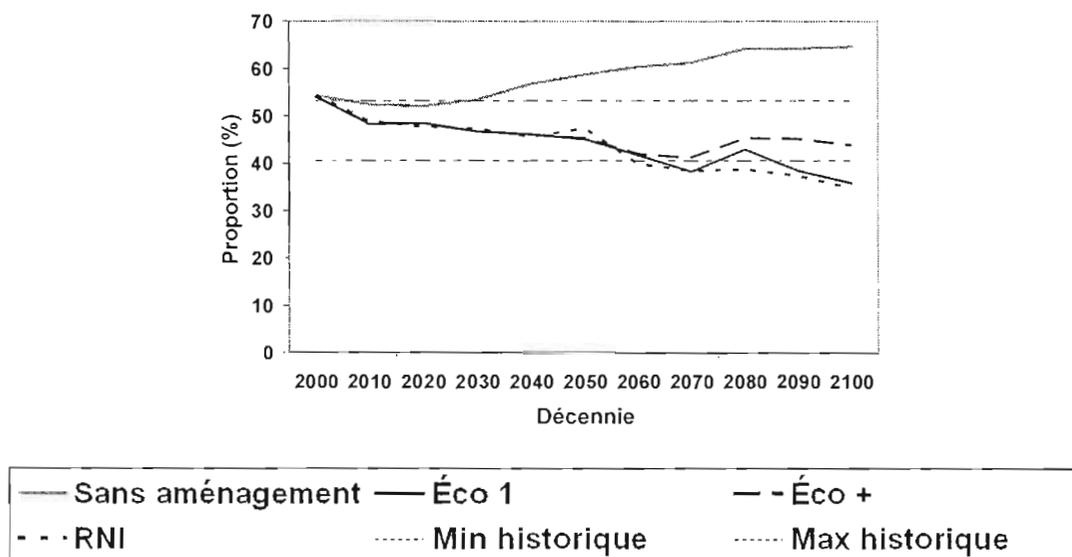


Figure 3.21 : Évolution de la proportion du territoire en cohorte 3 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

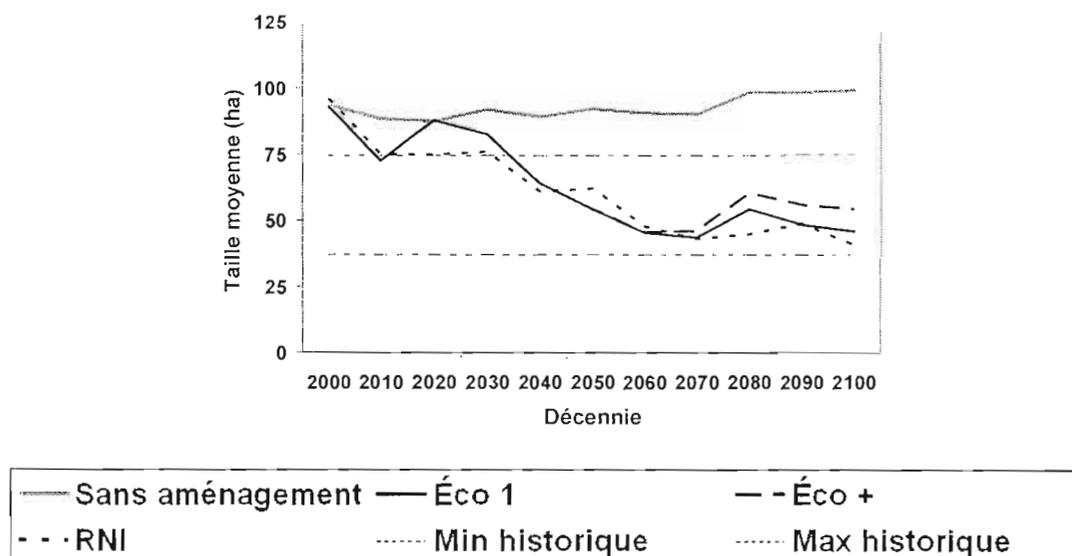


Figure 3.22 : Évolution de la taille moyenne des peuplements en cohorte 3 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

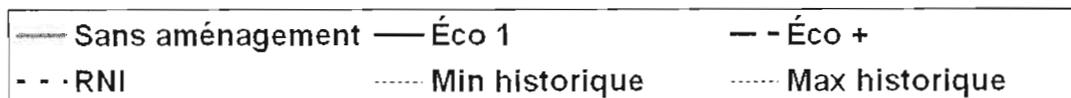
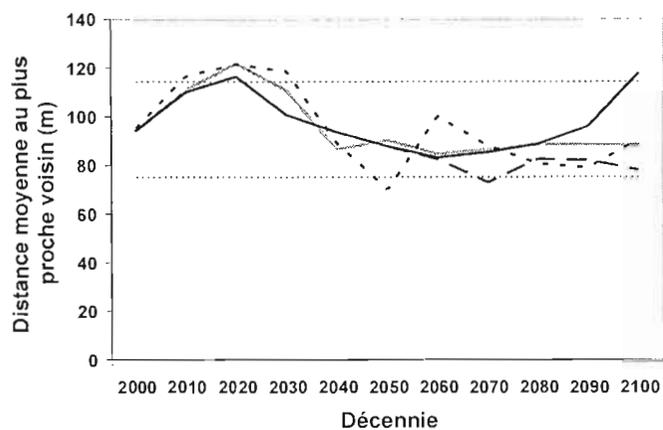


Figure 3.23 : Évolution de la distance moyenne au plus proche voisin de cohorte 3 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

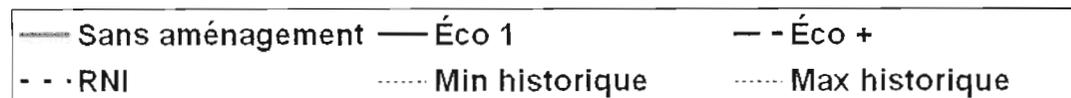
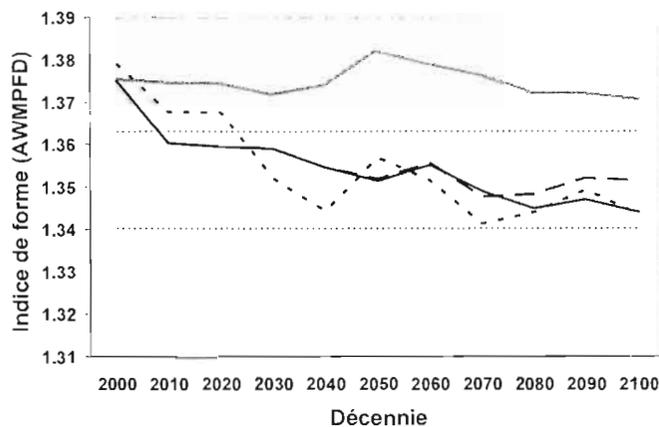


Figure 3.24 : Évolution de l'indice de forme des peuplements en cohorte 3 pour les scénarios avec aménagement (Éco1, Éco+, RNI) et sans aménagement (S0)

### 3.3.3 Impacts sur les coûts directs d'approvisionnement en bois

Les figures 3.25, 3.26 et 3.27 présentent la ventilation des coûts directs d'approvisionnement en bois au cours de la période de simulation pour les différents scénarios (coûts sans actualisation).

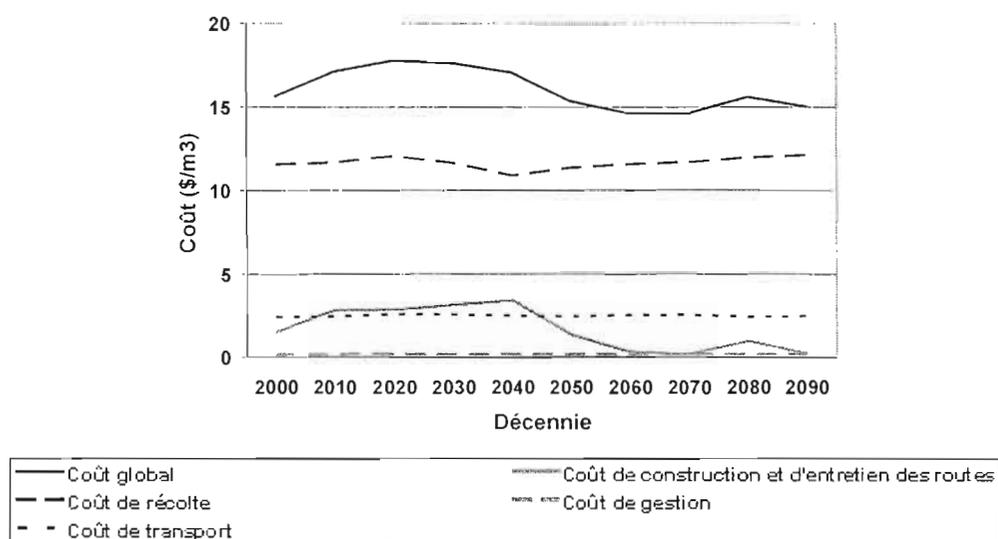


Figure 3.25 : Évolution des coûts de récolte pour le scénario RNI

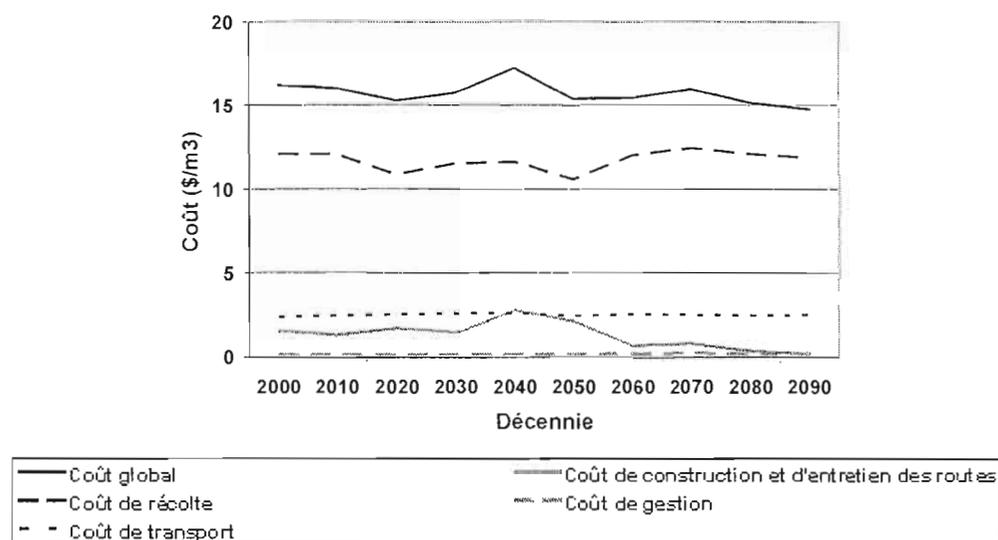


Figure 3.26 : Évolution des coûts de récolte pour le scénario Éco1

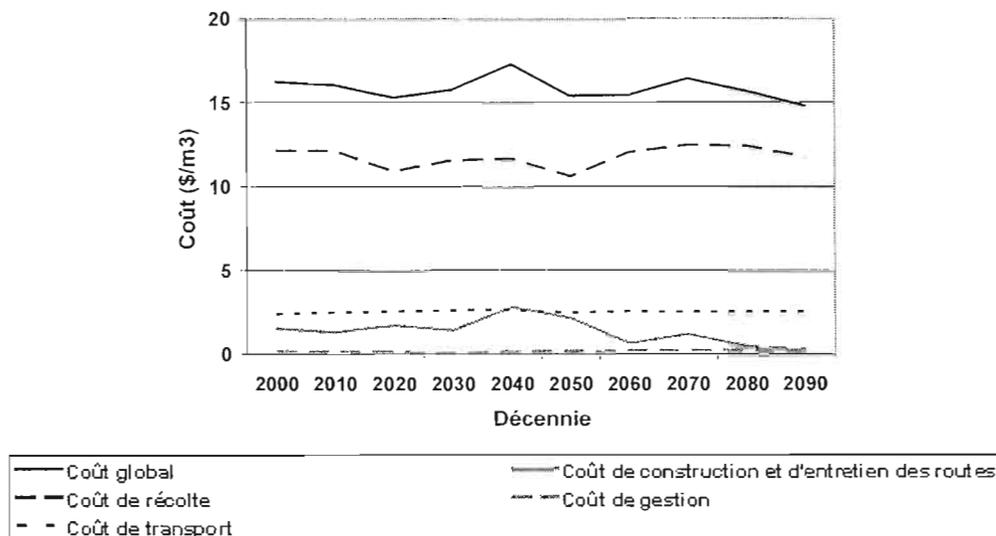


Figure 3.27 : Évolution des coûts de récolte pour le scénario Éco+

Il n'existe pas de différence significative entre la moyenne des coûts globaux pour les trois scénarios d'aménagement par période décennale. La majeure partie des coûts pour tous les scénarios est attribuable aux coûts liés à la récolte, ces derniers étant inversement proportionnels au volume par tige moyen lors de la récolte ( $r^2 = 0.74$ ) (figure 3.28). Les coûts de récolte oscillent entre 10.6 \$/m<sup>3</sup> et 12.5 \$/m<sup>3</sup> par période pour tous les scénarios.

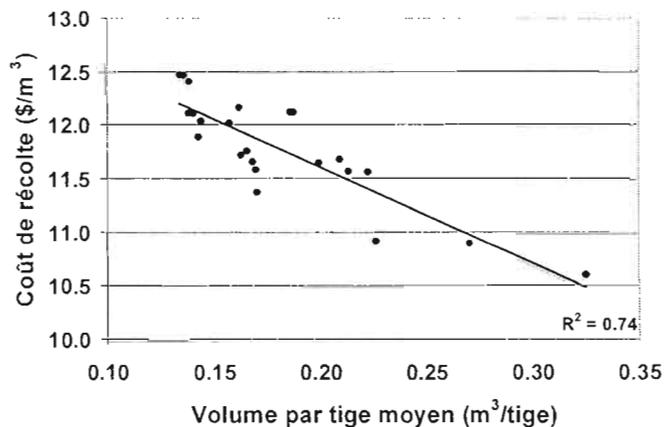


Figure 3.28 : Relation entre le volume par tige moyen et le coût de récolte (données calculées par WPPT)

Le volume moyen des tiges récoltées semble démontrer une légère tendance à la baisse malgré qu'il varie beaucoup dans le temps (figure 3.29).

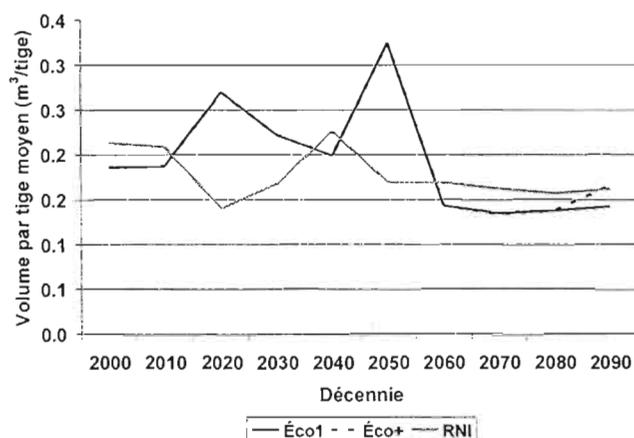


Figure 3.29 : Évolution du volume moyen par tige lors des récoltes pour les trois scénarios d'aménagement

Les coûts de transport sont très stables pour tous les scénarios avec une moyenne de 2.5 \$/m<sup>3</sup>, un minimum de 2.4 \$/m<sup>3</sup> et un maximum de 2.6 \$/m<sup>3</sup> par période. Ces coûts sont relativement faibles étant donnée la courte distance nécessaire au transport du bois jusqu'à l'extrémité de la forêt (distance maximale de transport d'environ 30 km; jusqu'à l'extérieur de la forêt et non pas jusqu'à l'usine).

Dès le début de la simulation, le réseau routier permettait l'accès à une grande partie du territoire sous aménagement. Les différences de coûts entre les scénarios pour la construction et l'entretien des routes sont donc moins importantes que ce qui aurait été attendu pour une forêt où le réseau routier est moins développé. Cependant, cette différence est en majeure partie responsable pour les différences de coûts totaux entre le scénario Éco1 et RNI (figures 3.25 et 3.26). Le scénario RNI nécessite par contre un déploiement plus rapide et plus extensif du réseau de chemins de façon à respecter les critères de dispersion des coupes et le maintien de blocs de forêt résiduelle (figure 3.25). Les coûts de construction et d'entretien des routes sont généralement plus élevés en début de simulation, dus à la nécessité d'accéder aux peuplements matures pour respecter la possibilité forestière.

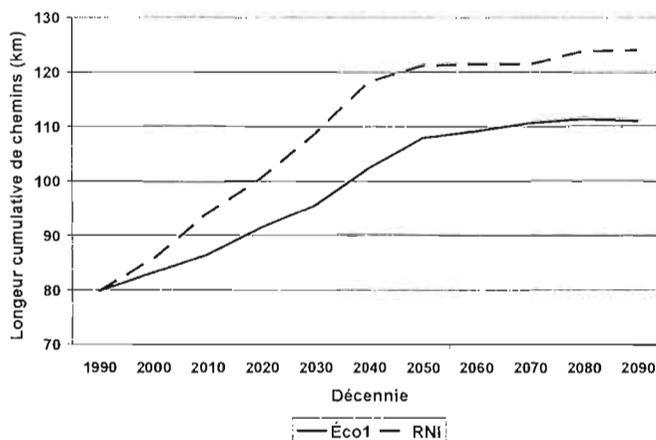


Figure 3.30 : Évolution du réseau routier pour les scénarios Éco1 et RNI

La construction des chemins est plus répartie dans le temps pour les scénarios Éco1 et Éco+. Les deux réseaux routiers semblent avoir une phase d'expansion rapide jusqu'à autour de la décennie 2050 après laquelle l'expansion se stabilise. Les coûts de gestion ne représentent qu'environ 1 % des coûts globaux pour tous les scénarios (autour de 0.2 \$/m<sup>3</sup>). Le coût global moyen est de 15.7 \$/m<sup>3</sup> par période pour le scénario Éco1, 15.8 \$/m<sup>3</sup> par période pour le scénario Éco+ et de 16.1 \$/m<sup>3</sup> par période pour le scénario RNI, rendant ce dernier 2 % plus dispendieux que le scénario Éco1. En fin de simulation, lorsque le réseau de chemin est complété, les coûts directs d'approvisionnement atteignent un minimum autour de 15 \$/m<sup>3</sup> pour tous les scénarios d'aménagement.

### 3.3.4 Évolution des volumes marchands

La figure 3.31 montre l'évolution du volume marchand sur l'horizon de planification de 100 ans pour le scénario sans aménagement et les scénarios d'aménagement.

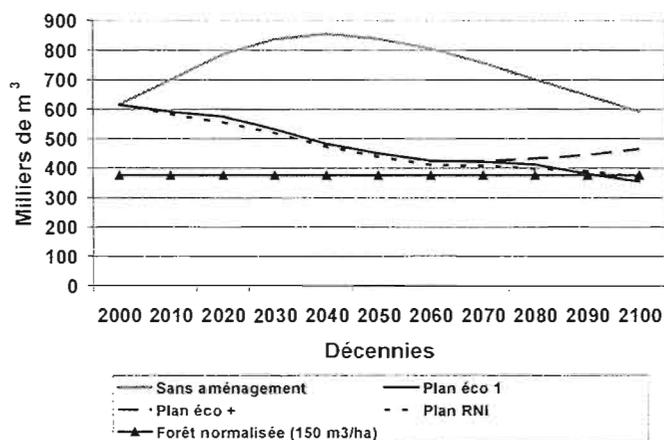


Figure 3.31 : Évolution du volume marchand pour les différents scénarios sur le territoire sous aménagement

Pour le scénario sans aménagement, on observe tout d'abord une augmentation du volume total contenu dans la forêt, associée principalement à la croissance des peuplements en régénération. Cette augmentation plafonne autour de 2040, après quoi on observe une diminution du volume total principalement due à la mortalité dans les peuplements de plus en plus matures. Pour les scénarios d'aménagement Éco1 et RNI, on observe une diminution graduelle du volume marchand tout au long de la durée des simulations de 100 ans. Le volume total descend légèrement sous la barre des 370 000 m<sup>3</sup>, laquelle correspond au volume théorique que devrait contenir la forêt si elle était normalisée avec un volume à maturité de 150 m<sup>3</sup>/ha selon l'équation suivante :

$$V_n = \frac{V_m * S_p}{2}$$

où  $V_n$  : volume attendu d'une forêt normalisée  
 $V_m$  : volume par hectare à maturité  
 $S_p$  : superficie productive de la forêt

Le volume à maturité de 150 m<sup>3</sup>/ha a été choisi puisque c'est le volume à l'hectare moyen récolté lors de la simulation de tous les scénarios d'aménagement. On observe une

augmentation du volume total de la forêt en fin de simulation dans le cas du scénario Éco+ due à la diminution de la récolte lors de cette période. Le volume récolté par superficie montre une diminution relativement claire en fonction du temps pour le scénario Éco1 (la diminution est moins marquée pour le scénario RNI) mais fait une nette remontée pour le scénario Éco+ en fin de simulation (figure 3.32).

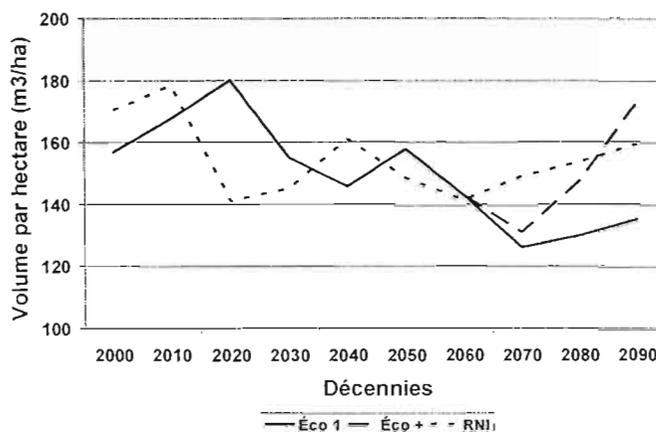


Figure 3.32 : Évolution du volume moyen récolté par superficie selon les scénarios

### 3.4 Discussion

La discussion débute par l'analyse des impacts des différents plans d'aménagement d'abord sur la structure du paysage et ensuite sur les coûts directs d'approvisionnement en bois. Une analyse de la durabilité des pratiques est ensuite présentée, basée sur l'évolution des volumes marchands lors des différents scénarios. Les limites de l'approche de simulation utilisée dans l'édification du plan général d'aménagement à la FERLD de celle utilisée dans cette étude sont finalement abordées.

#### 3.4.1 Impacts sur la structure du paysage

Cette section débute avec une discussion sur les dynamiques observées lors du scénario sans aménagement pour déterminer si elles sont explicables par des phénomènes naturels. Subséquemment, les impacts des différents scénarios d'aménagement sur le paysage

sont analysés par classes de cohortes et comparés aux limites historiques rapportées au chapitre II et aux objectifs du plan général d'aménagement.

#### 3.4.1.1 Analyse des dynamiques observées dans le scénario sans aménagement (S0)

La proportion du paysage en première cohorte augmente en début de simulation dû à la régénération des parterres de coupes effectuées dans le passé (figure 3.13). Ensuite, la proportion tend à diminuer graduellement dû à la transition de certains peuplements vers une composition et une structure de deuxième cohorte. Ces tendances sont explicables par les phénomènes de succession naturelle tels que décrits dans la section 2.1.1 soit, l'envahissement des sites après une perturbation majeure par des essences intolérantes à l'ombre et le recrutement subséquent d'essences tolérantes à l'ombre.

On observe, pour une période de trente ans en début de l'horizon de simulation (figure 3.18), une augmentation de la proportion de peuplements de deuxième cohorte. Elle semble être due en majeure partie à la transition de peuplements de la troisième vers la deuxième cohorte. Cette transition pourrait être attribuable à la fermeture de certains peuplements mixtes probablement toujours en reconstruction post-tordeuse après l'épidémie survenue entre 1970 et 1987 (Morin et al. 1993). Fait intéressant, nous observons aussi une transition des peuplements de deuxième cohorte vers la première cohorte en début de simulation (entre 4 % et 29 % par période) (annexe N). Cette transformation de peuplements mixtes à dominance résineuse (deuxième cohorte) en peuplements à dominance feuillue (première cohorte), peut être due à la croissance des feuillus de lumière dans les ouvertures créées par la même épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette. Une partie de cette transition peut aussi être expliquée par la fermeture du couvert remarquée dans certaines plantations mixtes dominées par les pins gris qui supplanteront les épinettes qui les accompagnent, transformant ainsi des peuplements mixtes de deuxième cohorte en peuplements de première cohorte dominés par une essence de lumière. Pour le reste de la période de simulation, le recrutement de peuplements en deuxième cohorte à partir des peuplements en première cohorte décrit précédemment ne semble pas suffire à compenser pour la transition naturelle relativement rapide et soutenue des peuplements de deuxième

cohorte vers la troisième cohorte (figure 3.17). Cette transition serait due à l'ouverture dans le temps des peuplements denses de deuxième cohorte et à l'augmentation de la dominance des essences tolérantes à l'ombre. L'augmentation constante de la troisième cohorte dans le paysage en fin de simulation semble exprimer un vieillissement général de la mosaïque forestière, toujours en supposant une absence de perturbations naturelles au cours de la période sans aménagement.

#### 3.4.1.2 Analyse des impacts des scénarios d'aménagement (RNI, Éco1, Éco+)

##### 3.4.1.2.1 Cohorte 0

L'augmentation de la proportion du paysage en cohorte 0 par rapport aux conditions historiques était attendue puisque cette classe est associée aux perturbations anthropiques, lesquelles étaient relativement peu présentes dans les conditions historiques. Ainsi, les variations associées à structure de la cohorte 0 dans le paysage ne sont pas sujettes à l'atteinte des objectifs quant aux limites historiques du paysage, mais peuvent tout de même être utiles en tant qu'indicateur de la fragmentation du paysage. L'addition de la classe de cohorte 0 au modèle par cohorte proposé par Bergeron et Harvey (1997) et Harvey et al. (2002) semble en effet être efficace pour retracer l'impact de l'addition de coupes dans le paysage. Elle nous a permis de détecter que le scénario RNI créait des aires en régénération de plus petite taille que pour le scénario Éco1. Ceci concorde avec les objectifs de ces scénarios d'aménagement, le premier visant à limiter la taille des coupes et le second visant à les agglomérer. Le scénario RNI amplifierait donc le phénomène de fragmentation du paysage en créant des perturbations de plus petite taille.

Les recommandations formulées par Belleau et al. (2007) à l'aide de la simulation des effets de différents régimes de perturbations naturelles permettent de déterminer la proportion, la taille et la dispersion souhaitable des zones d'aménagement équiennne et des aires en régénération sur un territoire. Ainsi, pour notre territoire ayant un cycle de feux de 111 ans et une taille moyenne des feux de 969 ha (Bergeron et al. 2001, 2004), il est suggéré de maintenir autour de 20 % du territoire en régénération. Les objectifs quant à la taille et la dispersion des aires de régénération et d'aménagement équien (taille maximum suggéré de 50

à 100 km<sup>2</sup> et distance moyenne entre les parterres de l'ordre de 2 km) sont impossibles à transposer dans le contexte de la FERLD dû à sa petite taille (80 km<sup>2</sup>) comparativement à la taille de l'aire de simulation utilisée par Belleau et al. (2007) (30 000 km<sup>2</sup>). Les travaux sylvicoles prévus par le plan général d'aménagement à la FERLD semblent causer une proportion de peuplements en régénération plutôt autour de 25-30 % du territoire, mais il est difficile de comparer ces données à cause de la différence entre les hauteurs limites où les peuplements étaient considérés en régénération (7 m dans notre étude et 4 m dans l'étude de Belleau et al. (2007)).

#### 3.4.1.2.2 Cohorte 1

En fin de période lors des scénarios Éco1 et RNI, la proportion du paysage en cohorte 1 dépasse légèrement le maximum observé pour les conditions historiques pour atteindre les alentours de 30 %. Cette hausse est conforme (sans les atteindre) aux objectifs du plan général d'aménagement qui vise à augmenter la proportion du territoire sous aménagement en première cohorte à 45-55 %. Le fait que les objectifs d'aménagement ne soient pas atteints est dû à deux choix qui ont été faits lors de la présente analyse, soit d'évaluer les indices sur l'ensemble du territoire (pour la zone d'aménagement et la zone de conservation) et d'ajouter la classe de cohorte 0. La zone de conservation est en majeure partie constituée de peuplements de troisième cohorte, faisant ainsi diminuer la proportion du territoire occupé par les autres cohortes. De plus, la cohorte 0 n'était pas prise en compte lors de l'édification du plan stratégique d'aménagement, faisant ainsi diminuer la proportion du paysage occupée par des peuplements de première cohorte. L'approche adoptée au plan général d'aménagement était de diriger le paysage vers la composition attendue pour un territoire en équilibre avec le cycle de feux caractéristique à la région (Harvey et Leduc, 1999). Selon les directives développées par Belleau et al. (2007), il est suggéré de maintenir 63 ± 6 % du territoire en peuplements de première cohorte sous aménagement équienné.

Les objectifs quant à la composition du paysage qui sont dérivés seulement à partir du territoire de la FERLD sont nécessairement différents des résultats d'études à plus grande échelle. Le scénario Éco+ a toutefois permis de ramener la proportion du paysage en

première cohorte sous sa limite historique de 29 % en fin de simulation. Une attention doit être apportée au design des coupes effectuées dans les peuplements de première cohorte étant donné que la diminution de l'importance de cette cohorte en début de l'horizon de planification semble causer la fragmentation de ces peuplements par la diminution de leur taille et la simplification de leur forme. Les peuplements de première cohorte seraient légèrement trop rapprochés les uns des autres, en fin d'horizon, probablement dû à l'augmentation de leur occupation du territoire. Aussi, le fait que le scénario Éco+ ne soit pas efficace en fin d'horizon à maintenir la taille moyenne des peuplements à l'intérieur de ses limites historiques indique qu'un aménagement qui viserait le maintien de tous les indices serait plus efficace pour maintenir tous les éléments de la structure d'un paysage.

#### 3.4.1.2.3 Cohorte 2

La deuxième cohorte est celle qui semble poser le plus de problèmes face à l'objectif de maintien du paysage à l'intérieur de ses limites historiques. Ceci découle du fait que l'abondance initiale des peuplements de deuxième cohorte est inférieure à la limite historique de la période de référence et qu'elle est toujours en déclin par la suite (figure 3.17). Il y a trois causes possibles de ce phénomène. Premièrement, étant donné que l'abondance des peuplements de deuxième cohorte est sous sa limite historique en tout début de l'horizon, il semble que le modèle sous-estime la proportion de peuplements de deuxième cohorte dans le paysage. Ceci peut être dû à la sous-estimation de la densité des peuplements par le modèle. En effet, le modèle estime la densité des peuplements à partir de leur stocking (fonction de la surface terrière) tandis que la densité des peuplements notée sur les cartes forestières historiques est estimée par les photos-interprètes à partir du pourcentage de couverture des cimes qui résulte de leur projection au sol. Ensuite, il semble que le plan général d'aménagement soit inefficace à contrer la tendance naturelle de disparition de ces peuplements dans le paysage. En effet, le plan visait le maintien de la proportion du territoire en deuxième cohorte entre 23 et 26 %. Malgré tout, la proportion de peuplements en deuxième cohorte chute entre 4 et 6 % du paysage en fin d'horizon, selon les scénarios. Une limite de l'approche qui a été adoptée pour l'édification du plan général d'aménagement actuel est de ne pas considérer l'évolution naturelle des peuplements dans le temps,

notamment, l'ouverture du peuplement et le remplacement des essences dans la canopée qui s'en suit. Ces dynamiques auront pour effet de faire transiter certains peuplements d'une cohorte à une autre. Alors que l'approche écosystémique reconnaît l'importance de la prise en compte des dynamiques forestières naturelles, l'approche actuelle, à moins d'une intervention sylvicole, traite la composition en essence des peuplements comme étant statique dans le temps. Par contre, l'approche de simulation avec FOREXPert UQAT adoptée ici reconnaît cet aspect dynamique de la composition et de la structure des peuplements. Troisièmement, le modèle pourrait aussi sous-estimer l'importance de l'évolution des peuplements de la première cohorte vers la deuxième cohorte (tel qu'expliqué plus bas), mais puisque le plan d'aménagement actuel ne prend pas du tout en compte ce phénomène, cette imperfection du modèle ne pourrait être la principale cause du manque de recrutement de la deuxième cohorte dans le paysage par rapport à ce qui est prévu au plan général d'aménagement.

Le scénario Éco+, en faisant augmenter la proportion de peuplements de deuxième cohorte, ramène du même coup les autres indices de structure du paysage à l'intérieur de leur variation historique.

#### 3.4.1.2.4 Cohorte 3

Pour tous les scénarios d'aménagement, on observe une diminution graduelle de l'abondance de la troisième cohorte (jusqu'à 35-40 %). Cette diminution est conforme (toutefois sans l'atteindre) à l'objectif du plan général d'aménagement de ramener la proportion en troisième cohorte à 20-30 % du territoire sous aménagement (figure 3.21). L'inefficacité du plan général d'aménagement à atteindre ses objectifs semble associée au phénomène plutôt important de transition des peuplements de la deuxième à la troisième cohorte et encore une fois au choix d'inclure la zone de conservation pour le calcul des indices de paysage. Puisque les objectifs du plan d'aménagement ne sont pas en accord avec les objectifs de composition obtenus à partir de l'analyse historique du paysage (suggérant le maintien de la proportion en troisième cohorte entre 40 et 55 %), il a été nécessaire d'augmenter la proportion du territoire en troisième cohorte en fin de simulation pour le scénario Éco+. Ceci a été accompli par une combinaison de diminution de la récolte,

d'utilisation de plus de coupes partielles et de plus de plantations mixtes (essences tolérantes et intolérantes). Tous les indices de description du paysage furent ramenés à l'intérieur des limites historiques pour tous les scénarios d'aménagements.

La proportion du territoire de la FERLD en conservation est de beaucoup supérieure à ce que l'on retrouve en forêt publique québécoise. Selon les simulations, la zone de conservation restera, pour tous les scénarios d'aménagement, un réservoir de très grands peuplements de troisième cohorte. La zone de conservation linéaire autour du lac Hébécourt a aussi comme effet de créer un corridor rejoignant des peuplements autrement divisés. Donc, en plus de maintenir une plus grande proportion du territoire en troisième cohorte par rapport à ce qui était prévu au plan général d'aménagement, les zones de conservation masquent le phénomène de fragmentation de la matrice du paysage. Il semble donc que le maintien des caractéristiques spatiales de la matrice de peuplements en troisième cohorte soit dû à la forte proportion du territoire en conservation.

#### 3.4.1.2.5 Sommaire par scénario

Le tableau 3.2 montre les écarts entre les valeurs des indices de paysage en fin de simulation et les données historiques par scénarios d'aménagement.

Tableau 3.2 : Sommaire des écarts entre les résultats des indices de paysage en fin de simulation et les limites identifiées lors de l'analyse historique

Cohortes	Scénarios											
	RNI*				Éco1*				Éco+*			
	0 <sup>†</sup>	1	2	3	0 <sup>†</sup>	1	2	3	0 <sup>†</sup>	1	2	3
Proportion	+	+	-	-	+	+	-	-	0	0	0	0
Taille	0	0	-	0	0	0	0	0	0	-	+	0
Dispersion	-	-	+	0	-	-	+	+	-	-	0	0
Forme	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

\* Les signes -, + et 0 indiquent si les résultats en fin de simulation sont inférieurs, supérieurs ou à l'intérieur des limites historiques, respectivement.

† Pas sujet à l'atteinte des limites historiques, seulement à titre informatif

Selon les hypothèses, nous nous attendions à observer une plus grande fragmentation du paysage par l'application des règles de dispersion des coupes appliquées lors de la simulation du scénario RNI. La fragmentation du paysage devait être remarquable par la diminution de la taille des peuplements, l'augmentation de leur dispersion et par la simplification de leur forme. Nous n'avons par contre pu observer ces phénomènes que par la diminution de la taille moyenne des peuplements en régénération. Ceci est probablement le résultat du fait que les deux scénarios (RNI et Éco1) suivent le même plan d'aménagement, lequel dicte les strates de retour des peuplements après les traitements sylvicoles. Ainsi, il semble que le système de classification adopté ne laisse pas de traces des coupes après que le peuplement ait atteint une hauteur de 7 mètres. Par exemple, un peuplement qui se régénère principalement en essences tolérantes après une CPRS transitera vers la troisième cohorte après avoir été en cohorte 0 pendant une période d'environ 20-30 ans jusqu'à ce qu'il atteigne une hauteur de 7 m. Il serait ainsi souhaitable d'établir un système de classification qui permettrait de mieux suivre l'historique de perturbation des peuplements.

Nous pouvons observer que le scénario Éco+ semble être le plus efficace à maintenir tous les indices à l'intérieur de leurs limites historiques malgré que le plan visait uniquement le maintien des proportions historiques. Par contre, nous pouvons aussi remarquer que le maintien des proportions à l'intérieur des limites historiques n'est pas un gage du maintien des autres indices de structure du paysage et ce, surtout pour la classe de la première cohorte. Ainsi, il semble que les autres indices de paysage soient porteurs d'une information unique sur la structure du paysage et qu'ils soient utiles pour guider un aménagement qui viserait à maintenir non seulement la quantité des différentes classes de couvert qui composent un paysage, mais aussi l'organisation de ces classes dans l'espace. Par contre, pour rendre possible la prise en compte d'autant de paramètres pour la réalisation d'un plan d'aménagement, l'utilisation d'un outil d'optimisation automatisé est indispensable (ex. : SELES, PATCHWORKS ; voir annexe F).

### 3.4.2 Impacts sur les coûts directs d'approvisionnement en bois

Certains auteurs prévoient que l'application d'une approche écosystémique provoquerait une diminution du volume de bois produit (Hansen et al. 1991; Herbert, 2002) et une augmentation des coûts de production (Binkley, 1997; McKenney et al. 2002). Par contre, Lessieur et al. (2002) s'attendent à ce que les pertes de revenus associées à la diminution du volume extrait (dû à l'utilisation des coupes partielles ou de jardinage par rapport aux coupes totales) pourraient être compensées par des travaux sylvicoles mieux adaptés (favorisant la régénération naturelle des sites, coupes plus fréquentes...). Ils concluent en disant qu'un aménagement forestier inspiré de la dynamique des perturbations naturelles est probablement une option rentable considérant les standards environnementaux actuels et à venir. L'effet d'une concentration spatiale des aires de coupes (basée sur les caractéristiques naturelles de la mosaïque forestière) pourrait être de diminuer les pertes dues au chablis et de diminuer les coûts d'exploitation associés à la construction et à l'entretien des routes (Franklin et Forman, 1987; DeLong, 2002; Andison, 2003) ce qui pourrait contrebalancer les coûts associés au maintien d'îlots non perturbés à l'intérieur des coupes (DeLong et Tanner, 1996).

L'hypothèse de départ était que le scénario requérant une plus grande dispersion des coupes (le scénario RNI) devait provoquer une augmentation des coûts directs d'approvisionnement en bois par rapport au scénario visant leur agglomération (le scénario Éco1). Nous n'observons par contre pas de différences significatives entre les coûts moyens pour les différents scénarios (différence entre les moyennes de seulement 0.32 \$/m<sup>3</sup> ou de 2 %). À titre comparatif, le MRN (2000) rapporte une augmentation des coûts d'approvisionnement en bois pour la coupe en mosaïque d'environ 10 % par rapport à la coupe conventionnelle avec séparateurs de coupe. Nadeau (2002) rapporte quant à lui, une augmentation du coût d'approvisionnement de 2.40 \$/m<sup>3</sup> à la suite de l'implantation d'une politique de dispersion des coupes, principalement due à la construction hâtive et au maintien du réseau routier (1.54 \$/m<sup>3</sup>), aux déplacements plus fréquents des équipements (0.14 \$/m<sup>3</sup>) et à un plus grand effort requis pour la planification de la récolte (0.72 \$/m<sup>3</sup>). Cette augmentation représentait 4 % des coûts globaux associés à l'aménagement du territoire de la Forêt Montmorency (ces derniers étant de 62 \$/m<sup>3</sup>). Il souligne par contre la difficulté de

comparer les résultats de différentes études étant donné qu'ils sont influencés par les structures physiographiques forestières, les patrons de coupes, le rythme d'implantation des routes, le volume à l'hectare récolté, le volume récolté par kilomètres de chemins, le coût unitaire de construction ou de maintien des chemins et le coût du capital.

La pratique de dispersion de petites coupes dans le territoire nécessite une accélération de la construction des chemins à court terme, différence qui s'atténuera une fois le réseau de chemin terminé, mais qui nécessitera toujours l'utilisation et l'entretien d'une plus grande proportion des chemins (Nadeau, 2002). Nous observons en effet des coûts reliés à la construction et à l'entretien des chemins plus importants en début de période pour le scénario RNI par rapport au scénario Éco1, ces différences allant en s'amointrissant après un certain temps. Le scénario avec coupe en mosaïque a nécessité la création de 11.7 % plus de route, plus tôt dans l'horizon de simulation. Les mêmes effets de la dispersion des coupes sur les coûts d'approvisionnement en bois par rapport à une agglomération des coupes basée sur l'émulation des perturbations naturelles ont été observés ailleurs. Andison (2003) rapporte que, pour une même aire récoltée, le scénario traditionnel a créé 2.5 fois plus de routes par rapport à un scénario d'agglomération des aires de coupes basé sur les caractéristiques des feux typiques à la région (Saskatchewan). DeLong et al. (2004) prévoient environ 30 % plus de routes lors de l'application d'une stratégie de dispersion des coupes de 40 ha comparativement à une stratégie de distribution des aires de coupes basée sur les caractéristiques des perturbations naturelles. Les différences seraient aussi plus importantes en début de simulation (15-20 ans). Les différences de coûts de moindre importance dans notre étude pourraient être reliées à la taille relativement petite du territoire (ce qui entraîne des coûts de transport relativement faible) et au fait que le réseau routier est relativement déjà bien développé. Les coûts reliés à la récolte (74 % des coûts globaux en moyenne), au transport (16 %) et à la gestion (1 %) ne varient pas beaucoup en fonction du scénario puisqu'ils sont dépendants du niveau de récolte et que cette dernière a été gardée relativement constante. Pour leur part, les coûts de construction et d'entretien des routes constituent 9% des coûts globaux. En comparaison, le Groupe Optivert (2004b) a estimé lors d'un exercice de simulation de la récolte que les coûts associés à la récolte représentent 60 % des coûts directs d'approvisionnement en bois, les coûts de transport 20 % et les coûts de construction

des chemins 15 %. Les coûts associés à la construction des chemins sont donc relativement peu importants dans notre cas indiquant en effet que le réseau est relativement bien développé.

Selon Andison (2003), la restriction spatiale des activités de récolte aurait comme conséquences de réduire la possibilité de coupe ainsi que de faire augmenter le coût total du bois. Nelson et Finn (1991) ont quant à eux remarqué que les délais d'exclusion de coupes, associés aux règles d'adjacence des coupes, avaient un plus grand effet sur la possibilité forestière que la taille des coupes, la réduisant de 15 et 20 % pour une période d'exclusion de 20 et 30 ans respectivement. Par contre, l'achèvement plus rapide du réseau routier requis par un aménagement plus extensif de la forêt pourrait permettre de faire augmenter la possibilité de coupe forestière en permettant une gestion plus intensive des ressources (MRN, 2000; Groupe Optivert, 2004a). Il n'a pas été possible d'étudier l'effet de la stratégie de dispersion des coupes dans le cadre de cette étude.

Comme tout outil d'estimation des coûts, WPPT possède une certaine sensibilité aux facteurs servant d'intrants au calcul. Ainsi, le modèle de calcul de coût pour les coupes partielles n'a pas encore été validé et il les sous-estime probablement. Ainsi, on peut difficilement évaluer l'hypothèse de départ voulant que les coupes partielles fassent augmenter les coûts directs d'approvisionnement en bois. La sensibilité de l'outil face aux intrants tels que la taille des tiges et les fonctions de productivité de la machinerie n'a pas non plus été évaluée. Les conditions retrouvées à la FERLD sont différentes de celles retrouvées à la Forêt modèle Cri de Waswanipi où le modèle a été validé, ceci pouvant créer des effets de sensibilité accrue.

Étant donné la petite superficie du territoire d'étude, il est pertinent de se questionner quand aux résultats qui auraient pu être obtenus à l'échelle d'une unité d'aménagement en forêt publique québécoise. À l'image de nos résultats, les tendances observées pour un scénario de dispersion des coupes seraient, à court terme, une augmentation des coûts associés à la construction des chemins et, à long terme, une augmentation des coûts associés à l'entretien des chemins et à des déplacements plus fréquents des équipements. Vue

l'importance des coûts associés à la construction du réseau routier, les différences initiales seront principalement fonction du niveau d'achèvement de ce dernier et non pas de la taille de l'unité d'aménagement. Malgré tout les coûts directs d'approvisionnement forestier seraient plus importants pour un grand territoire. En effet, il est attendu que l'augmentation des besoins en entretien des chemins et des distances parcourues par les équipements aient des effets sur les coûts qui eux soient fonction de la taille de l'unité d'aménagement. Ses effets devraient se maintenir voir augmenter avec le temps.

### 3.4.3 Analyse de la durabilité des pratiques

Vu l'objectif de normalisation de la forêt présentement en cours, la diminution du volume total contenu à la FERLD était attendue. La forêt étant présentement anormale par surabondance de forêts matures et surmatures, sa normalisation diminuera le volume total disponible en transformant graduellement de vieux peuplements avec un volume de bois élevé, mais une croissance faible, en peuplements jeunes avec un volume de bois faible, mais une croissance plus forte. Les diminutions du volume moyen par tige ainsi que du volume par hectare lors des récoltes (figures 3.29 et 3.32) pourraient être aussi dues à ce phénomène de rajeunissement de la forêt résultant de sa normalisation (moins de grosses tiges et de peuplements matures contenant un important volume de bois à l'hectare).

Un calcul de possibilité forestière sur 50 ans avec une méthode par objectif (normalisation de la forêt avec un volume à maturité de 150 m<sup>3</sup>/ha) effectué avec FOREXPRT UQAT (annexe I) suggère un niveau de récolte de 9 934 m<sup>3</sup>/année, ce qui est très semblable à celui observé lors de la simulation des différents scénarios (moyenne annuelle de 9 488 m<sup>3</sup>/année pour le scénario Éco1 et de 9718 m<sup>3</sup>/année pour le scénario RNI). Ceci suggère que le rythme de coupe actuel est probablement durable et conforme à l'objectif de normalisation de la forêt.

Par contre, étant donné que l'atteinte des objectifs de composition du paysage visée au scénario Éco+ a nécessité une diminution de la possibilité forestière, on peut émettre l'hypothèse que les objectifs de normalisation et de maintien de la structure du paysage

entrent en conflit. Fall et al. (2004) ont comparé les effets de trois types de stratégies d'aménagement, soumis à différents régimes de perturbations naturelles, sur la structure d'âge des peuplements et sur l'approvisionnement en bois. Des réductions temporaires dans l'approvisionnement en bois ont été observées pour les deux scénarios écosystémiques lorsque les critères de structure d'âges des peuplements étaient strictement appliqués. De façon à éviter les ruptures de stock dues aux perturbations naturelles, il est suggéré de réduire le taux de prélèvement de matière ligneuse à un niveau inférieur à la production maximale avec rendements soutenus, conclusion avancée par d'autres auteurs (Armstrong, 2004). Ceci permettrait du même coup une plus grande flexibilité dans la planification, facilitant l'atteinte d'objectifs de structure des classes d'âges des peuplements. Leur étude ne considérait par contre pas l'utilisation de coupes partielles comme le suggère la stratégie écosystémique proposée par Bergeron et al. (1999). Il y a donc un manque d'information quant aux conséquences d'une approche écosystémique en considérant l'utilisation des coupes partielles. Le scénario Éco+ montre qu'une diminution de la coupe et l'utilisation de coupes partielles permettraient de diminuer la pression sur le territoire et l'atteinte des objectifs de composition au niveau du paysage. Par contre, une utilisation de plus de coupes partielles tout au long de la période de simulation, au lieu de seulement à la fin de la période de simulation comme lors du scénario Éco+, aurait peut-être pu permettre de maintenir la possibilité forestière tout en atteignant les objectifs de maintien de la structure du paysage.

Selon Nadeau (2002), l'augmentation des coûts associés à une stratégie de dispersion des coupes est de loin compensée par les avantages d'un tel aménagement, soit par une augmentation du volume prélevé à l'hectare, par une plus grande flexibilité d'opération et par un meilleur potentiel faunique, récréatif et de protection de la forêt. Dans une étude du Groupe Optivert (2004a), on remarqua aussi qu'un plus grand nombre de parterres de coupes, une plus grande dispersion de ceux-ci, un plus important investissement dans la construction de chemins ainsi qu'un plus grand budget sylvicole permettaient d'augmenter la valeur actualisée brute de la forêt ainsi que les retombées économiques pour l'État et pour l'industrie. Ainsi, un plus grand déploiement du réseau routier et des parterres de coupes peuvent avoir des effets sur la possibilité forestière (MRN, 2000; Groupe Optivert, 2004a), lesquels n'ont pas été évalués dans la présente étude.

#### 3.4.4 Limites de l'approche de simulation

La méthode hiérarchique de simulation utilisée ici était très peu automatisée et la sélection dans l'espace des peuplements à être traités était quelque peu arbitraire; plusieurs peuplements restaient admissibles aux traitements après avoir appliqué les différents critères de sélection. L'utilisation de cette méthode rendait ainsi la réalisation de répliques quasi impossible. La réalisation de répliques de chacun des scénarios aurait permis une meilleure évaluation statistique des résultats. Plusieurs outils de simulation au niveau du paysage utilisant des fonctions aléatoires ou des algorithmes heuristiques sont conçus pour simuler une grande variété de scénarios avec la possibilité d'effectuer un grand nombre de répétitions pour trouver des solutions quasi optimales. Par contre, certains ont été jugés trop coûteux et nécessitant trop de paramétrisation (Patchworks) ou dépendant trop sur des suppositions quant au comportement du système au niveau du peuplement (SELES). Comme avec toute approche par simulation, les résultats générés par le modèle doivent être interprétés en considérant ses limites.

##### 3.4.4.1 Période de simulation

Tout d'abord, le concepteur de FOREXPERT UQAT suggère que les simulations soient limitées dans le temps à une période de 50 ans. Plusieurs facteurs expliquent cette limite. Premièrement, l'évaluation à long terme de la croissance des tiges non marchandes est déficiente dans la version actuelle de FOREXPERT UQAT et dans la plupart des modèles de croissances (exemple : FVS<sup>Ontario</sup>, ESSA Technologies Ltd, 2005). La croissance des tiges non marchandes est réduite à 15 % de son potentiel en absence de compétition. Cette hypothèse peut être acceptable dans le cas d'une simulation sur une période de 50 ans pendant laquelle les tiges n'auraient de toute façon pas le temps d'atteindre une taille appréciable et d'influencer la composition de la canopée ou le volume marchand du peuplement. Par contre, cette hypothèse peut limiter la validité des résultats des simulations sur une période de 100 ans. En effet, sur une telle période de temps, nous devrions observer une ouverture du peuplement et la libération des tiges dont la croissance était supprimée en sous canopée. Le

facteur de correction de l'accroissement des tiges non marchandes devrait donc être ajusté automatiquement en fonction de l'ouverture du peuplement. Un modèle de succession plus complet comme SORTIE par exemple, aurait pu s'avérer plus apte à prédire l'évolution naturelle à long terme du peuplement et particulièrement la réponse des tiges en sous canopée à un changement dans le régime de lumière causé par une éclaircie dans les tiges dominantes. Par contre, un tel modèle n'est pas conçu pour effectuer de multiples simulations sur un grand nombre de placettes pour lesquelles les données dendrométriques sont limitées (ce pour quoi FOREXPert UQAT a été conçu), mais plutôt pour explorer différentes hypothèses sur un nombre restreint de placettes pour lesquelles une grande quantité d'information est disponible.

En suite, rappelons que la croissance des tiges est calculée dans FOREXPert UQAT en fonction de l'estimation de leur âge. Celui-ci est estimé en début de simulation à partir de leur DHP et est ensuite mis à jour à chaque période de simulation en y ajoutant le nombre d'années contenues dans une période (10 années dans notre cas). Plus les tiges sont vieilles, moins leur croissance est élevée. Alors que ceci est tout à fait logique, cette méthode limite la capacité de simuler la réponse des tiges en sous canopée à une éclaircie (naturelle ou artificielle) du peuplement vers la fin de la simulation puisque de toute façon toutes les tiges sont âgées et ont donc une croissance presque nulle. Cette déficience dans le modèle se fait sentir plus clairement lors de la simulation de la réponse du peuplement à une CPRS, où l'âge des tiges n'est pas remis à zéro. Ainsi, si une CPRS est effectuée à l'année 80, les tiges résiduelles après la coupe seront trop vieilles (80 ans + leur âge en début de simulation) pour présenter une quelconque croissance. Ceci serait par contre plutôt dû à une erreur de programmation plus qu'à une erreur dans la conception du modèle. Le facteur « site » a été utilisé pour rectifier ce problème, ce qui revient à augmenter la fertilité du site après coupe de façon à ramener la croissance des tiges à un niveau plus réaliste. Par contre, la croissance du peuplement après coupe a été choisie de façon très arbitraire, ce qui limite la justesse des prévisions à long terme.

Ces déficiences dans le modèle pourraient donc limiter sa capacité à prendre en compte non seulement l'évolution du volume marchand à long terme, mais aussi sa capacité à

simuler le phénomène de succession naturelle par le recrutement de tiges d'essences tolérantes à l'ombre à partir de la sous-canopée. Ainsi, l'évolution de peuplements de la première cohorte vers la deuxième cohorte a pu être sous-estimée.

#### 3.4.4.2 Calibration du modèle

Les courbes de croissances empiriques restent le meilleur outil pour la simulation de la croissance de peuplements purs et équiennes (Pothier et Savard, 1998). Par contre, FOREXPART UQAT étant un modèle fonctionnel, il permet la simulation de peuplements purs ou mélangés, de structure équiennne ou innéquiennne ainsi qu'une grande diversité de traitements sylvicoles. Il est par contre possible, et même souhaitable, de calibrer les modèles fonctionnels à l'aide des modèles empiriques (Korzukhin et al. 1996). Ceci a été fait de façon très sommaire dans le présent exercice lors du choix des indices de qualité de station (IQS). Tout d'abord, les IQS ont été choisis selon l'expérience de plusieurs intervenants travaillant dans le territoire ainsi qu'à partir de la littérature. Ensuite, les courbes de croissances générées par le modèle (annexe L) pour des peuplements purs et de structure équiennne ont été comparées avec les courbes de croissance utilisées par le MRNF (Pothier et Savard, 1998). Dans le cas d'un écart trop flagrant, les IQS étaient modifiés de façon à ce que les courbes représentent mieux la réalité, tout en tentant de maintenir les différences de croissance relative entre les essences qui ont été identifiées lors du choix initial des IQS. Par contre, une calibration plus juste du modèle serait recommandable.

Étant donné que, lors des simulations, l'évolution du volume marchand est résultat principalement de l'estimation de la croissance individuelle des tiges, l'estimation des taux de croissance aura eu un effet très important sur les résultats des simulations. Par exemple, les taux de croissance en diamètre sont relativement peu élevés pour l'épinette noire et le pin gris (1,15 mm/année et 1,24 mm/année respectivement; tableau F.1). Ceci, jumelé au fait que ces deux essences se retrouvent fréquemment sur des sols peu productifs (sur sols organiques et sur sols minces et xériques, respectivement), a pour résultat que les courbes de croissance générées pour ces strates (annexe L) sont relativement faibles par rapport aux courbes empiriques générées par le MRNF (Pothier et Savard, 1998). Ceci pourrait être dû au fait que

la densité initiale des plantations fût établie à 2000 tiges\ha alors que les peuplements naturels issus de feux de ces deux essences sont souvent beaucoup plus denses.

Le taux de mortalité choisi pour les simulations est aussi un facteur quelque peu arbitraire influençant le résultat des simulations. Un taux de mortalité de 1% par année a été appliqué à toutes les classes de diamètre. Ce taux est celui suggéré par le concepteur du modèle, mais il est modifiable par l'utilisateur. Les figures 3.33 et 3.34 présentent la sensibilité de la croissance en volume de deux essences, l'une très productive (le peuplier faux tremble) et l'autre très peu productive (l'épinette noire), à un changement dans le taux de mortalité appliqué. Selon Jackson et al. (2000), un modèle est dit sensible à un paramètre de simulation si un changement de 10 % dans la valeur de ce paramètre entraîne un changement de plus de 10 % dans le résultat des simulations. Le modèle ne serait donc pas excessivement sensible au taux de mortalité choisi puisqu'un changement de 10 % dans ce paramètre (0.9 % par rapport à 1 %) entraîne un changement de moins de 10 % dans la valeur réponse (figures 3.33 et 3.34). Les peuplements les moins productifs semblent par contre être plus sensibles face au taux de mortalité choisi.

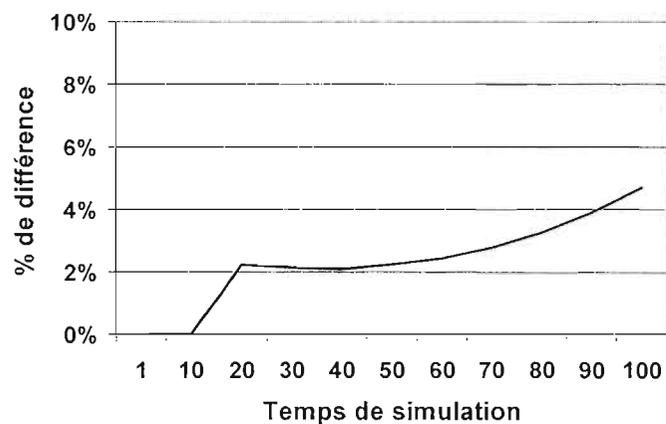


Figure 3.33. Sensibilité de l'évaluation du volume marchand dans le temps face à une diminution de 10 % du taux de mortalité appliqué à un peuplement de peuplier faux-tremble sur un sol riche débutant à 2 000 tiges/ha

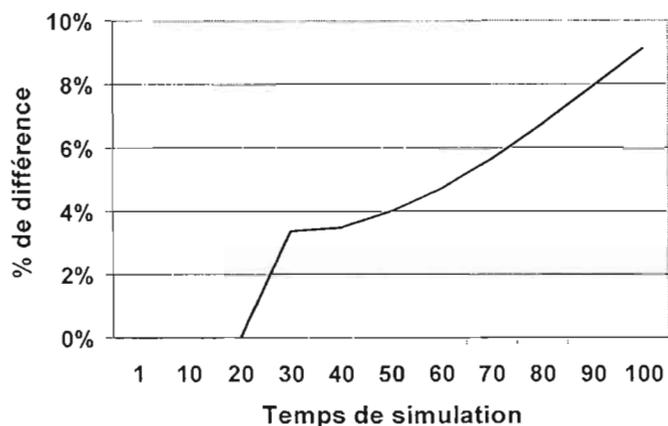


Figure 3.34. Sensibilité de l'évaluation du volume marchand dans le temps face à une diminution de 10 % du taux de mortalité appliqué à un peuplement d'épinette noire sur un sol riche débutant à 2 000 tiges/ha

#### 3.4.4.3 Manque de données

Le modèle FOREXPRT UQAT a été construit pour simuler l'évolution de peuplements pour lesquels des données de terrain existent. Comme il a été mentionné auparavant, puisque des placettes échantillons ne sont généralement pas disponibles pour toutes les appellations des polygones contenus dans un territoire, un certain regroupement des placettes et des polygones forestiers a dû être effectué. Un manque de placettes était par contre évident pour les strates en régénération. Ainsi, nous avons dû simuler l'évolution d'une grande partie des peuplements en régénération en utilisant une estimation de leur composition et de leur densité à l'aide de l'expertise du technicien de la FERLD. Ceci aura donc eu un certain effet sur notre capacité à simuler justement l'évolution des aires en régénération. Il est donc recommandé de compléter le réseau de placettes échantillons dans les peuplements en régénération.

#### 3.4.5 Limites de l'approche adoptée au plan général d'aménagement pouvant être soulevées par la présente étude

La récolte forestière prescrite selon l'actuel plan d'aménagement a été déterminée par une méthode non spatiale par surface. Alors que cette méthode présente certains avantages pour l'édification d'un plan d'aménagement écosystémique, elle présente aussi certains inconvénients. Tout d'abord, une telle méthode ne prend pas en compte spécifiquement la variation de la productivité des sites sur le territoire. En effet, un âge de récolte moyen (généralement 90 ans) a été attribué à chaque strate, peu importe la qualité de site. En réalité, l'âge de récolte et le volume récolté à maturité diffèrent pour une même strate dépendamment du site sur lequel elle évolue. Ne pas prendre en compte cette réalité provoquera une augmentation du rythme de récolte sur les sites les plus productifs pour compenser la faible productivité des sites les moins productifs. Ainsi, si un âge à maturité de 70 ans est sélectionné pour une strate, mais qu'une importante portion de cette strate est située sur des sites improductifs avec un âge à maturité de 90 ans, une part équivalente du territoire verra son âge à maturité diminuer à 50 ans de façon à respecter la possibilité forestière. Alors que cette pratique est possible lors de simulations, elle ne serait peut-être pas réalisable dans la réalité. Aussi, la méthode actuelle ne prend pas en compte le contexte spatial de la récolte. Ceci n'aurait pas d'importance dans le cas où le réseau de chemins serait complété, ce qui n'est pas le cas à la FERLD. Ainsi, la récolte prévue dans les peuplements matures, mais non accessibles devra, de façon à rencontrer la possibilité forestière, être remplacée par la récolte de peuplements non matures, mais accessibles. La combinaison de ces deux phénomènes a comme effet d'augmenter la pression pour la récolte des peuplements les plus productifs et accessibles tôt dans la période de simulation (certains peuplements ont été récoltés trois fois pendant la période de simulation de 100 ans, ce qui est beaucoup trop). Il est ainsi recommandé de prendre en considération la productivité et l'accessibilité des différents sites lors de l'édification du prochain plan général d'aménagement, pour ainsi diminuer la pression mise sur les sites accessibles les plus productifs. Étant donné que l'approche écosystémique reconnaît la dynamique naturelle des peuplements dans le temps, il est aussi recommandé de prendre en compte cet aspect (voir section : 3.4.1 Impacts sur la structure du paysage).

### 3.5 Recommandations pour l'aménagement

L'utilisation d'un outil de simulation fonctionnel est recommandable dans un contexte d'aménagement écosystémique étant donné sa reconnaissance intrinsèque des mécanismes responsable de la formation des forêts à l'échelle du peuplement et du paysage (Korzukhin et al, 1996). Les effets des perturbations naturelles (par le feu, les épidémies d'insectes, les chablis...) devraient être intégrés dans toute démarche d'établissement d'un aménagement écosystémique. Par contre, étant donné le contexte de l'étude (temps et moyens limités) et la taille relativement petite du territoire par rapport aux surfaces généralement affectées par ces perturbations, il nous était impossible de le faire. L'utilisation d'un modèle de simulation fonctionnel à l'échelle du peuplement était ainsi très appropriée dans le cadre de ce projet.

Les résultats des impacts des différents scénarios d'aménagement sont grandement influencés par le système de classification utilisé. Il est ainsi recommandé de développer une classification la plus détaillée possible qui permet de bien représenter le modèle d'évolution du couvert par cohorte et de faire le suivi des perturbations qui ont affecté les peuplements. Il semble que la classe de cohorte 0 soit utile pour faire le suivi de la fragmentation du paysage par l'agglomération des coupes totales. Pour les peuplements de première cohorte, l'emphase devrait être mise sur leur dispersion adéquate dans le paysage, puisque son maintien peut être facilement assuré par l'utilisation de coupes totales se régénérant en essences intolérantes à l'ombre. Par contre, le maintien de la deuxième cohorte dans le territoire semble nécessiter une attention particulière étant donné la complexité d'assurer sa régénération (plantations d'un mixte d'essences tolérantes et intolérantes à l'ombre, coupes partielles dans des peuplements ayant suffisamment de régénération préétablie). Selon les résultats observés pour les autres indices de paysage lors du scénario Éco+, il semble qu'une fois la proportion historiquement occupée par ce type de peuplement rétabli, leur disposition dans le paysage n'est pas particulièrement problématique. Une utilisation plus importante des coupes partielles permettrait aussi le maintien de la proportion du territoire occupé par la troisième cohorte. Les zones de conservation de la FELRD semblent être en majeure partie responsables du maintien de l'organisation spatiale de la matrice de troisième cohorte.

L'effet des coupes partielles sur les coûts directs d'approvisionnement en bois reste à être évalué. Pour ce faire, la stratégie d'utilisation des coupes partielles (critères d'admissibilité, objectifs d'aménagement...) doit être clairement établie puisqu'elle a le potentiel d'influencer grandement les coûts directs d'approvisionnement en bois. Les impacts de l'utilisation des coupes partielles dépendront notamment de son impact sur la productivité de la machinerie.

La stratégie de dispersion des coupes, principalement par son influence sur le développement du réseau routier, peut potentiellement influencer beaucoup plus que les coûts d'approvisionnement en bois. Les caractéristiques actuelles du réseau routier déterminent les investissements futurs nécessaires pour compléter le réseau routier. Une stratégie de dispersion des coupes requerra à court terme, de plus grand investissement pour accéder plus rapidement aux peuplements à récolter, et à long terme, de plus grands investissements dans l'entretien et la restauration des chemins. Par contre, une plus grande dispersion des chemins rendra possible une sylviculture plus intensive et mieux adaptée aux besoins de chaque peuplement.

### **3.6 Conclusion**

Ce troisième chapitre présentait la simulation des impacts de divers scénarios d'aménagement à la Forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet. Tout d'abord, les impacts sur la structure du paysage furent identifiés en utilisant un modèle de croissance forestière à l'échelle du peuplement. Nous désirions ainsi éviter les suppositions quant au comportement des peuplements et quant à leur réponse aux traitements sylvicoles suggérés au plan d'aménagement (notamment les coupes partielles). Le premier scénario (RNI) suivait les règles dictées par le Règlement sur les normes d'intervention dans les Forêts du domaine de l'État (RNI) (MRNFPQ, 2004). Le deuxième scénario (Éco1) tentait d'appliquer la façon de faire actuellement en cours à la FERLD où l'on tente d'agglomérer les parterres de coupes. Le troisième scénario (Éco+) était une version modifiée du précédent, où on tentait de maintenir la composition du paysage à l'intérieur des limites de variation historique identifiées au deuxième chapitre.

Le plan général d'aménagement, en accord avec ses objectifs, provoque l'augmentation de la proportion du paysage en première cohorte et la diminution de la proportion en troisième cohorte, par rapport aux conditions historiques. L'augmentation de l'abondance des peuplements de première cohorte cause une diminution de la distance moyenne aux plus proches voisins. La deuxième cohorte semble démontrer un comportement problématique alors que l'on remarque sa disparition graduelle du paysage, ainsi formant des peuplements plus petits et plus distancés les uns par rapport aux autres relativement aux conditions historiques de référence.

Le scénario RNI, conformément à ses objectifs, cause l'apparition de perturbations de taille plus petite par rapport au scénario Éco1. Le maintien des proportions du paysage qu'occupent les différentes classes de cohortes, tel que prévu au scénario Éco+, n'entraîne pas nécessairement le maintien des autres indices de structure du paysage. Ceci semble indiquer que tous les indices sont porteurs d'une information unique sur la structure du paysage et qu'ils sont donc utiles pour guider un aménagement qui viserait à maintenir non seulement la quantité des différentes classes de couvert, mais aussi leur organisation dans l'espace. Il semble par contre que cette problématique soit plutôt associée aux peuplements de première cohorte qu'aux peuplements de deuxième et troisième cohortes.

Nous proposons donc le maintien de la proportion du territoire en première cohorte à l'intérieur de ses limites historiques (au lieu de l'augmentation suggérée dans le plan général d'aménagement) et de s'assurer de la dispersion adéquate de ces peuplements. Le maintien de la proportion du territoire en peuplements de deuxième cohorte semble être un problème particulier, malgré la possibilité que le modèle utilisé sous-estime sa présence sur le territoire et son recrutement futur. Ainsi, une attention particulière devrait être portée au maintien de ce type de peuplements dans le paysage. Le maintien des caractéristiques spatiales de la matrice de peuplements en troisième cohorte ne pose pas problème pour la FERLD principalement dû à la grande proportion d'aires en conservation.

La majeure partie des coûts directs d'approvisionnement en bois sont engendrés par les coûts associés à la récolte, mais les différences entre les scénarios se font plutôt ressentir au niveau des coûts associés à la construction et à l'entretien du réseau routier. En effet, le scénario RNI engendre des coûts plus importants en début de période, lesquels sont dus à la nécessité de développer plus rapidement le réseau routier pour respecter les règles de dispersion des coupes.

La possibilité de récolte forestière calculée au plan général d'aménagement semble être en accord avec son objectif de normalisation de la structure d'âge de la forêt. Par contre, la récolte de toute la possibilité et la faible utilisation des coupes partielles semblent entrer en conflit avec l'objectif de maintien de la structure de la mosaïque forestière à l'intérieur de sa variation historique. Une étude sur les compromis qui pourraient être nécessaires pour l'atteinte de ces deux objectifs serait utile pour éclairer cette problématique.

La méthode non spatiale par surface adoptée au plan général d'aménagement, en ne tenant pas compte de l'accessibilité de certains peuplements au cours de l'horizon de planification et de la faible productivité de certains sites, cause une augmentation de la pression mise sur les sites les plus productifs qui sont accessibles tôt dans l'horizon de simulation. Lors d'un futur exercice de planification, il serait donc souhaitable d'utiliser un ou des outils permettant une simulation spatialement explicite qui prend en compte la productivité des différents sites, tout en maintenant un certain niveau de réalisme au niveau des dynamiques à l'échelle du peuplement. Aussi, il est suggéré d'utiliser un outil automatisé lors de l'édification d'un scénario d'aménagement pour prendre en compte plusieurs objectifs (ex. : tous les indices de description du paysage) et permettre la réplique d'un même scénario.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

Cette étude visait le développement d'une approche originale et concrète pour la mise en place d'un aménagement forestier écosystémique et d'en évaluer l'efficacité à rencontrer ses objectifs, c'est-à-dire, le maintien d'un paysage forestier à l'intérieur de ses limites de variation naturelle historique.

L'analyse des conditions passées de la forêt a permis d'identifier la structure historique du paysage de la Forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet (FERLD) et d'en tirer des objectifs pour un aménagement qui viserait à maintenir cette structure. Nous avons pu mettre en évidence une matrice forestière composée de peuplements de troisième cohorte, laquelle pourrait être maintenue par des traitements de coupes partielles. À l'intérieur de cette matrice seraient insérés des peuplements de première et deuxième cohortes, lesquels auraient des caractéristiques différentes étant donné les phénomènes différents causant leur apparition dans le paysage.

Nous avons ensuite identifié les impacts de l'application de divers scénarios d'aménagement à la FERLD sur la structure du paysage et sur les coûts directs d'approvisionnement en bois. Les impacts ont été simulés à l'aide d'un outil de simulation de la croissance forestière à l'échelle du peuplement (FOREXPERT UQAT) et d'un outil spatial de simulation de la récolte (WPPT). La sélection des peuplements à être traités pour les différents traitements sylvicoles prévus au plan général d'aménagement a été faite de façon manuelle à l'aide de divers critères. Le scénario suivant les règles dictées par le Règlement sur les normes d'intervention dans les Forêts du domaine de l'État (RNI) (MRNFPQ, 2004) a créé, en accord avec ses objectifs, des agglomérations de parterres en régénération de taille plus petite, indiquant une plus grande fragmentation de la forêt. Le scénario RNI exige aussi la création d'un plus grand réseau de chemins et sa construction plus tôt dans l'horizon de planification. L'objectif de maintenir la composition historique du paysage en terme de cohortes a été atteint lors de la simulation du scénario Éco+. Le maintien de la proportion du territoire en deuxième cohorte à l'intérieur de ses limites de variation historique semble poser un certain défi pour le territoire à l'étude. Les caractéristiques spatiales de la troisième cohorte

ont été maintenues, en grand partie dû à l'intégration la zone de conservation qui couvre 25 % du territoire (environ 2 000 ha).

Il semble donc possible d'atteindre les objectifs de l'approche écosystémique à la FERLD à l'aide de l'approche suggérée, malgré que certaines modifications doivent y être apportées, notamment l'utilisation d'outils mieux adaptés à la complexité et à la nature dynamique de la forêt. L'analyse à partir de cartes forestières historiques semble être bien adaptée au territoire d'étude, étant donné sa petite taille.

La méthode de simulation adoptée, à l'échelle du peuplement et basée sur des données de terrain, permet d'éviter les suppositions sur le comportement des peuplements et leur réponse aux traitements sylvicoles pour ainsi soulever des problèmes potentiels d'ordre sylvicole (ex : la raréfaction des peuplements de deuxième cohorte). Les outils de simulation de croissance forestière actuellement utilisés en Ontario et au Québec pour la planification stratégique sont basés sur l'utilisation de courbes de croissances développées pour des peuplement équiennes et monospécifiques (Pothier et Savard, 1998; Davis 1999) Le récent développement de divers modèles à l'échelle du peuplement tel que FOREXPRT (Laliberté et Lussier, 1997), SORTIE (Messier et al. 2003) et la famille de modèles dérivés de PROGNOSIS comme FVS<sup>Ontario</sup> (ESSA Technologies Ltd, 2005) témoigne d'un désir et d'un besoin de mieux prendre en compte les dynamiques associées aux peuplements mélangés et de structure variée. Cette étude confirme une lacune récurrente de ces modèles soit l'incapacité de bien prédire la croissance des petites tiges en sous-canopée. Il existe donc un besoin de recherches plus approfondies sur ce sujet.

Les résultats obtenus lors de l'évaluation des impacts sur la structure du paysage sont grandement influencés par les critères utilisés pour la classification des peuplements en fonction du modèle à trois cohortes. Le développement d'une méthodologie permettant la transition entre les appellations des peuplements sur les cartes écoforestières et la classification en terme de cohortes reste aussi à être développée.

Nous suggérons aussi l'utilisation d'un outil plus souple et plus automatisé pour la sélection des peuplements à être traités, de manière à permettre plusieurs itérations d'un même scénario (pour faciliter l'analyse statistique des résultats). Il est aussi souhaitable d'évoluer vers une analyse multi objectif lors de la réalisation de plans. Un outil d'optimisation permettrait de tenir compte de plusieurs indices de composition et de structure du paysage simultanément.

## **ANNEXE A : Mécanismes de fragmentation d'un paysage**

Le découpage du paysage par des perturbations répétitives et de petites tailles, à la suite d'une planification qui ne considère pas les interventions dans leur contexte spatial à grande échelle, cause une fragmentation du paysage (Baskent et Yolasigmaz, 1999). La fragmentation des paysages forestiers dans le temps a entre autre été observée dans les forêts de pruches du Minnesota et du Wisconsin (Pastor et Broschart, 1990; Mladenoff et al. 1993) et dans les forêts de sapins de Douglas en Oregon (Ripple et al. 1991; Spies et al. 1994). Les effets de la fragmentation du paysage sur la biodiversité dépendent du niveau de perturbation des écosystèmes de qualité pour une espèce donnée. Si l'habitat d'une espèce est limité à des fragments plus petits que son espace vital, la distribution de cette espèce risque de diminuer (Boyle, 1992). Eng (1998) reconnaît trois phases dans l'évolution de la fragmentation d'un paysage forestier. L'évolution d'une phase à l'autre est majoritairement causée par un rythme de perturbations plus élevé que le temps requis pour que les caractéristiques de la forêt, avant la coupe, reviennent (Spies et al. 1994).

1. Dans la première phase, le paysage est encore principalement intact et la perturbation de la biodiversité s'effectue principalement par la perte directe d'habitat et par l'effet indirect de l'apparition d'effets de bordure.
2. Au fur et à mesure que la perte d'habitat augmente, les aires de coupes commencent à se rejoindre et les fragments de forêts matures deviennent isolés. C'est dans cette phase et la suivante que les effets néfastes de la fragmentation du paysage se feraient le plus ressentir (Franklin et Forman, 1987).
3. Dans la troisième phase, le paysage transformé devient dominant dans le paysage et la forêt originelle ne subsiste que par de petits îlots.

Lorsque le paysage est encore dans la première et la deuxième phase (ce qui est probablement le cas pour une bonne partie des forêts publiques québécoise), un aménagement spatial consciencieux qui vise à maintenir la diversité des écosystèmes au niveau du paysage pourrait mitiger les effets de la fragmentation (Eng, 1998).

## **ANNEXE B : Dynamique de la sapinière à bouleau blanc en fonction du régime hydrique**

Les dynamiques de succession de la sapinière à bouleau blanc sont présentées plus spécifiquement pour différentes classes de régimes hydriques du sol, dû à son influence sur la présence et la croissance des différentes essences d'arbres d'un peuplement (Sims et al. 1996).

### **A.1 Sites xériques**

Les sites xériques et hydriques tendent à être dominés par des essences résineuses tout le long de la succession (Bergeron et Dansereau, 1993). Les sites xériques incluent les tills très minces (< 25 cm), les affleurements rocheux et les sables fluvio-glaciaires (classes de drainage de 0 à 2) (Ansseau et al. 1996). Sur site xérique, les peuplements de première succession de pins gris pur sont remplacés graduellement par des peuplements mixtes de pins gris et d'épinettes noires, lesquels laissent ensuite leur place à des peuplements purs d'épinettes noires. L'épinette noire sur sites xériques remplace comme espèce de fin de succession le sapin baumier sur sites mésiques dû à l'appauvrissement du sol causé par la litière acide du pin gris (Lesieur et al. 2002). La distribution des semis d'épinette noire est en majeure partie expliquée par sa restriction aux affleurements rocheux, dû à son exclusion des sites plus riches par des espèces plus compétitrices (Kneeshaw et Bergeron, 1996). Les sapinières à épinettes noires sont aussi présentes sur ces sites et constitueraient la transition entre les milieux xériques et mésiques (Ansseau et al. 1996).

### **A.2 Sites hydriques**

Les sites hydriques peuvent être sur sol organique ou sur sol minéral (tills ou argiles avec une classe de drainage de 4 ou 5) (Ansseau et al. 1996). Sur sites hydriques, les peuplements d'épinettes noires et de mélèzes constituent les peuplements de première cohorte (Harvey et Leduc, 1999). De façon générale, sur sol minéral on rapporte la présence de tremblaies (issues de feux), de frênaies noires, de sapinières, de sapinières à bouleau blanc et à frêne, de sapinières à épinettes noires, de pessières blanches, de sapinières à thuya et de cédrières. Sur sol organique, on retrouve les mélézins, les pessières noires, les sapinières à

épinettes noires et les cédrières. Sur les rives, se trouvent habituellement le peuplier baumier, les saules (*Salix* sp.) et le frêne noir (Ansseau et al. 1996).

### A.3 Sites mésiques

Les sites mésiques (classes de drainage de 2 à 3) sont principalement situés sur les tills épais (> 1m) ou d'épaisseur moyenne (50-100cm) ainsi que sur des dépôts d'argile bien à modérément bien drainés (drainage de 2 ou 3). Après feux ou coupe totale, les peupliers faux-trembles et les bouleaux blancs dominent ces sites pour une période d'environ cent ans. Les feuillus intolérants sont plus abondants que le pin gris sur les sites mésiques riches (Harvey et Leduc, 1999). Les peuplements de trembles (ainsi que les tremblaies à sapin) sont associés aux dépôts glaciolacustres. Les bétulaies, les tremblaies à bouleau blanc ainsi que les bétulaies blanches à sapin sont quant à elles davantage associées aux tills (Ansseau et al. 1996). Une seconde venue de feuillus intolérants est remarquable dans les grandes trouées causées par la mort de grands peupliers ou d'un groupe de tiges dominantes de la première cohorte (Bergeron, 2000; Park et al. 2005). Les tiges recrutées peuvent être issues des classes dominées en sous-étage (résultats de la croissance inégale des tiges suite à l'établissement du peuplement) ou de drageonnement (Park et al. 2005).

La disparition graduelle des tiges pionnières (due à la sénescence, au chablis ou à la livrée des forêts (*Malacosoma disstria* (Hübner)) fait transiter les peuplements de première cohorte vers des peuplements de deuxième cohorte. Les petites trouées ( $\leq 200\text{m}^2$ ) causées par la mort d'individus isolés favorisent la croissance d'essences plus tolérantes à l'ombre (Kneeshaw et Bergeron, 1998; Park et al, 2005). Le sapin peut s'établir rapidement après feux ou graduellement, lorsque les individus matures commencent à produire des graines (vers l'âge de 30 ans). Le recrutement de la régénération en sous-bois est maximal pour le sapin, l'épinette blanche et le bouleau blanc vers environ 145 ans après feux dans les peuplements ayant atteint une composition mixte, puis diminue jusqu'à 232 ans après feux dans les peuplements résineux (Kneeshaw et Bergeron, 1996). Ceci résultant de la balance entre l'abondance de la litière feuillue (laquelle entrave la germination des graines de sapins), la proximité des semenciers, la susceptibilité aux épidémies de la tordeuse des bourgeons de

l'épinette et la compétition avec les arbustes dans les plus grandes trouées (Ansseau et al. 1996; Kneeshaw et Bergeron, 1996).

Les peuplements de troisième cohorte sont dominés par les essences résineuses tolérantes à l'ombre avec une certaine composante de bouleaux blancs. Dans les peuplements très vieux, les peupliers (semis et individus adultes) sont généralement absents ou confinés aux grandes trouées dont ils ont besoin pour atteindre la canopée (Kneeshaw et Bergeron, 1996; Kneeshaw et Bergeron, 1998; Messier et al, 1999). Le bouleau blanc par contre peut être présent tout le long de la succession, dû à sa grande longévité et à sa capacité à s'établir et à croître dans des plus petites trouées (Kneeshaw et Bergeron, 1998; Bergeron, 2000). Plusieurs études à la FERLD rapportent que le sapin et le thuya constituent les essences de remplacement les plus probables des peupliers et des bouleaux blancs menant à une augmentation de la dominance de ces espèces après feu, jusqu'à ce qu'elles dominent le peuplement à partir d'environ 150 ans après feu (Bergeron, 2000; Lesieur et al. 2002; Park et al. 2005). Ces essences peuvent germer en grand nombre sur les substrats organiques qui se développent dans les vieux peuplements (arbres morts et mousses) (Simard et al. 1998).

Dans le cas où les peuplements purs de résineux de fin de succession (sapin baumier et épinette) sont affectés par une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette, ces peuplements peuvent retourner au stade de peuplements mixtes (Bergeron et Dansereau, 1993) de deuxième cohorte ou rester en troisième cohorte dépendamment de la sévérité de l'épidémie et des essences qui réoccuperont le site (régénération préétablie de sapin ou seconde génération de peupliers) (Ansseau et al, 1996; Bergeron, 2000; Lesieur et al. 2002). En l'absence d'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette, les peuplements de sapin entrent en période de décrépitude, où certains individus sont renversés par le vent (Ansseau et al. 1996). Ce phénomène s'accélère après 80 ans et à mesure où la densité du peuplement diminue, causant la réapparition de peuplements denses équiennes ou à structure bimodale. La sapinière à thuya pourrait être le stade de fin de succession du sous domaine de l'ouest de la sapinière à bouleau blanc (Ansseau et al. 1996). En effet, la régénération du thuya augmente linéairement avec le temps (jusqu'à 232 ans après feux) (Kneeshaw et Bergeron,

1996) ce qui lui donne le potentiel de remplacer toutes les autres essences dans les peuplements très vieux (potentiel rarement atteint) (Park et al. 2005).

**ANNEXE C : Photos aériennes de la FERLD obtenues à la photo cartothèque de l'UQAM**

Tableau C.1 : Liste des photos aériennes utilisées pour la réalisation des cartes forestières

Année : 1945		Année : 1965
Échelle : 1: 12 000	Échelle : 1: 13 000	Échelle : 1: 15 840
CPA 245 (282-286)	A9665 (54-71)	Q-65262 (205-208)
CPA 245 (202-216)	A9665 (25-42)	Q-65263 (155-163)
	A9646 (19-35)	Q-65263 (176-187)
	A9664 (57-70)	Q-65260 (143-152)
	A9646 (1-7)	Q-65218 (86-95)
	A9645 (56-64)	Q-65218 (57-65)
	A9664 (26-41)	

## ANNEXE D : Cartes historiques du territoire en terme de cohortes

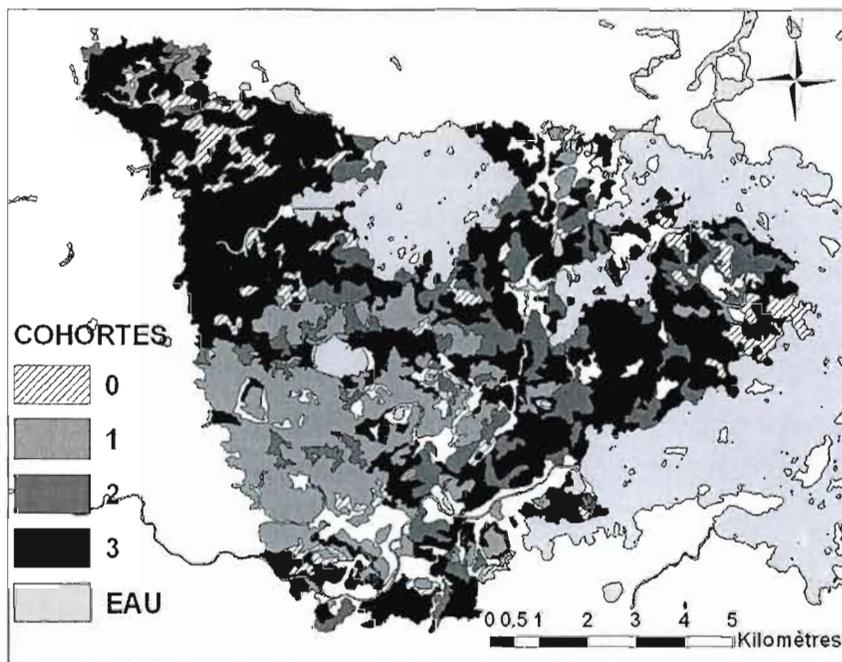


Figure D.1 : Composition de la FERLD en termes de cohortes en 1965

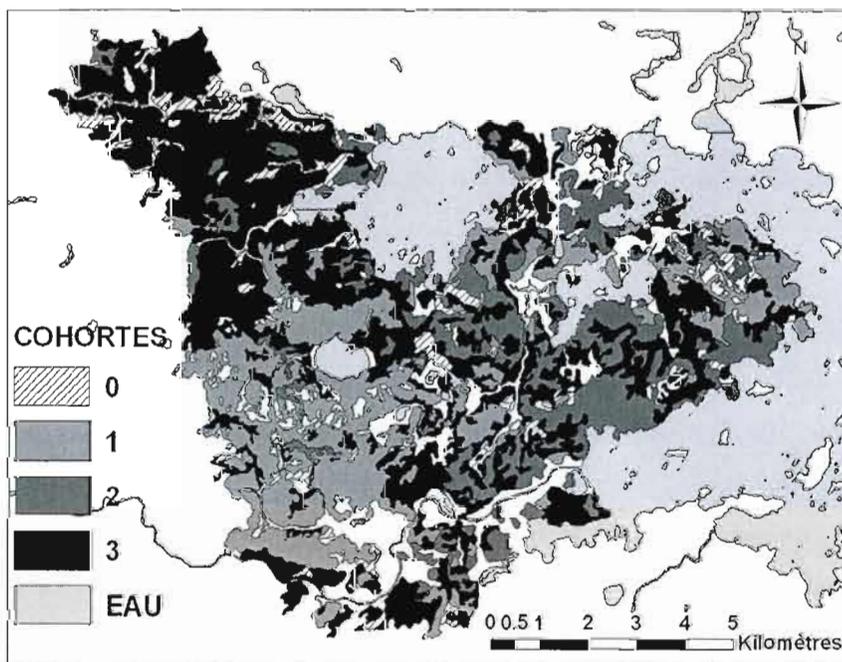


Figure D.2 : Composition de la FERLD en termes de cohortes en 1972

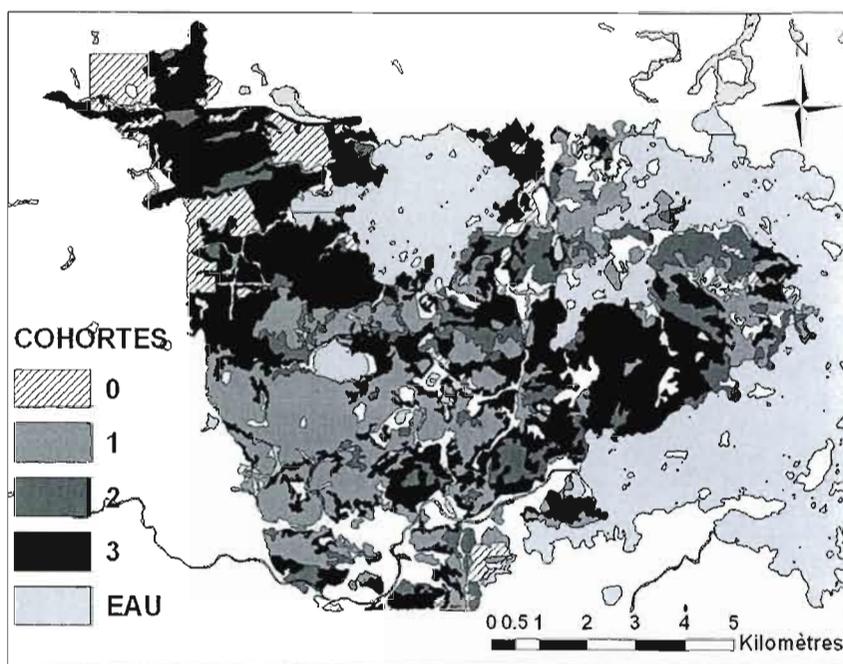


Figure D.3 : Composition de la FERLD en termes de cohortes en 1983

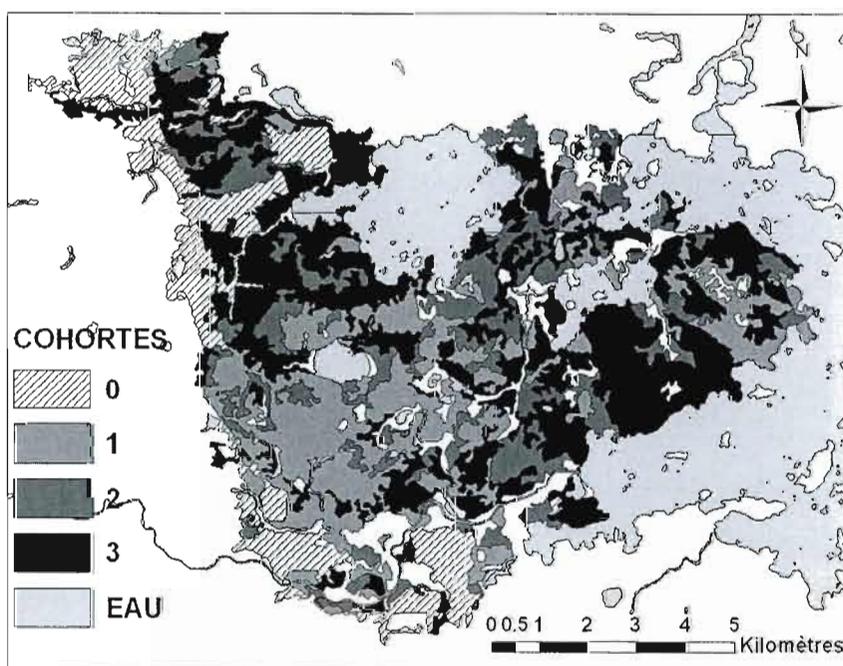


Figure D.4 : Composition de la FERLD en termes de cohortes en 1994

ANNEXE E : Table de transitions (par périodes) entre les différentes cohortes selon l'analyse des données d'inventaire

Décennie suivante

Décennie d'origine	1945	1965					
			0	1	2	3	Total
		0	4%	17%	8%	29%	58%
		1	2%	3%	3%	7%	15%
		2	0%	1%	2%	2%	5%
	3	1%	1%	4%	16%	23%	
	<b>Total</b>	8%	21%	17%	54%	100%	
	1965	1972					
			0	1	2	3	Total
		0	2%	1%	1%	4%	7%
1		0%	15%	2%	4%	21%	
2		1%	4%	6%	6%	17%	
3	3%	6%	12%	34%	54%		
<b>Total</b>	5%	27%	21%	47%	100%		
1972	1983						
		0	1	2	3	Total	
	0	2%	1%	1%	2%	5%	
	1	0%	17%	4%	5%	26%	
	2	1%	6%	4%	10%	21%	
3	5%	4%	6%	31%	47%		
<b>Total</b>	8%	28%	15%	48%	100%		
1983	1994						
		0	1	2	3	Total	
	0	6%	1%	0%	1%	8%	
	1	2%	19%	5%	3%	29%	
	2	1%	2%	5%	6%	15%	
3	4%	4%	8%	32%	48%		
<b>Total</b>	13%	26%	19%	42%	100%		

## ANNEXE F : Description des modèles de croissance forestière considérés

### Types de modèles

#### Échelle spatiale de fonctionnement

Nous pouvons distinguer les modèles selon l'échelle spatiale pour laquelle ils ont été conçus : les modèles d'arbres (qui incluent les modèles de succession), les modèles de peuplements et les modèles de paysages.

Les tables et les fonctions de productions sont les exemples les plus utilisés des *modèles de peuplements*. Ces derniers concernent l'évolution moyenne des peuplements en terme de volume marchand, de surface terrière et de nombre de tiges à l'hectare (Frédéric Raulier, communications personnelles, 2004). Les tables et fonctions de production sont construites pour évaluer l'évolution de peuplements équiennes monospécifiques soumis à une sylviculture observée dans les décennies précédant leur construction. Ainsi, elles ne permettent pas de simuler de nouvelles approches sylvicoles (Houllier et al. 1991). Par contre, certains modèles à l'échelle du peuplement ont évolué et considèrent les peuplements non plus comme une entité indivisible mais se basent sur la distribution de taille des tiges et sur des données d'accroissement. Ces modèles permettent ainsi de prendre en compte les notions de compétition entre les tiges ainsi que de la qualité des différents produits (dimension des tiges) pour des peuplements mélangés et inéquiennes suite à des pratiques sylvicoles très variées (Houllier et al. 1991).

Ces modèles ont ensuite évolué logiquement vers des *modèles d'arbres* où chaque tige est traitée individuellement, soit dépendamment ou indépendamment de la distance les séparant. Les modèles d'arbres nécessitent différentes données détaillées sur les individus décrivant la structure du peuplement (distribution des classes de DHP, hauteur, taille du houppier, positionnement des arbres,...), et génèrent des informations telles la croissance en diamètre (ou en surface terrière), celle en volume, et parfois celle en hauteur et la probabilité de survie. Ils sont plus adaptés pour prédire la croissance après éclaircie et les processus interspécifiques de succession. Les modèles de succession forestière servent à comprendre la

dynamique interne des peuplements, mais sont généralement peu adaptés pour des prédictions de croissance en volume (Frédéric Raulier, communications personnelles, 2004).

Les *modèles de paysages* ont surtout été construits pour prendre en compte les éléments qui agissent à une plus petite échelle cartographique comme les phénomènes de perturbation (feux, épidémies d'insectes, perturbations anthropiques) et évaluer leurs impacts sur la mosaïque forestière à long terme et sur de grands territoires (Messier et al. 2003).

#### Modèles fonctionnels vs empiriques

Nous pouvons aussi classer les modèles selon qu'ils soient : basés sur les processus (fonctionnels), basés sur les mesures (empiriques) ou des modèles hybrides (Landsberg, 2003). Les modèles *fonctionnels* sont composés de sous-modèles qui décrivent des procédés à un niveau de description plus fin et seraient plutôt utiles pour comprendre la structure et le fonctionnement internes des systèmes (Korzukhin et al. 1996; Baskent et Yolasigmaz, 1999) que pour faire des prédictions fiables (Messier et al. 2003). Ils présentent l'avantage d'être plus aptes à prédire la réponse d'un système à des situations complexes qu'il n'a pas connues dans le passé ou pour lesquels nous avons une pauvre compréhension (Landsberg, 2003; Messier et al. 2003). Cette catégorie peut être divisée en deux sous-catégories soit, les modèles physiologiques (très peu utilisés par les forestiers) et les modèles basés sur les dynamiques des populations d'une communauté (Messier et al. 2003). Ces derniers ont surtout été développés pour modéliser la succession forestière à l'aide de sous-modèles de croissances, de mortalité et de recrutement et en prenant en compte la compétition pour diverses ressources (notamment la lumière). Les modèles fonctionnels seraient encore trop complexes et abstraits pour être utilisés dans des cas pratiques (Baskent et Yolasigmaz, 1999).

Les modèles *empiriques* sont, quant à eux, basés sur de volumineuses bases de données extraites d'expérimentations et de données d'inventaires permanents ou temporaires (Houllier et al. 1991). Ils traitent de phénomènes tels la reproduction et la croissance des individus et des peuplements à partir desquelles sont dérivées des relations statistiques avec,

notamment, l'âge des peuplements, sans toutefois traiter des mécanismes qui causent ces phénomènes (Houllier et al. 1991). Ceci leur conférerait une capacité de description avec une grande précision statistique comparativement aux modèles fonctionnels (Landsberg, 2003). Ces modèles de croissance et de rendement sont par contre généralement bien compris et fréquemment utilisés par les forestiers (Messier et al. 2003).

#### Modèles déterministe vs stochastiques

On peut dernièrement séparer les modèles selon qu'ils soient déterministes ou stochastiques (Messier et al. 2003). Un modèle *déterministe* donne une seule réponse à des conditions données alors qu'un modèle *stochastique* en fournit plusieurs, qui ont tous la même probabilité d'exister. Les modèles stochastiques sont plus adaptés pour refléter la variabilité associée à des phénomènes incertains (ex. : perturbations par le feu) (Messier et al. 2003). Les modèles qui utilisent des fonctions aléatoires rendent par contre difficile la compréhension et la réplication des résultats (Nelson, 2003).

#### **Modèles considérés**

##### SORTIE

SORTIE est un modèle spatialement explicite des dynamiques à l'échelle des arbres (Messier et al. 2003). Ce modèle fonctionne selon un mélange de relations fonctionnelles et empiriques, ce qui en fait donc un modèle hybride. Il met une certaine emphase sur le développement de la canopée en fonction de la disponibilité de la lumière.

##### LANDIS

L'objectif de ce modèle est de permettre la simulation des changements dans la mosaïque forestière qui pourraient résulter des perturbations naturelles et humaines sur de grandes surfaces et pour une longue période d'analyse. Son objectif n'est pas de prédire la croissance de la forêt en termes de volume puisque la composition de la forêt n'est identifiée qu'en termes de présence/absence des espèces ainsi que d'âge depuis la dernière perturbation (Messier et al. 2003).

### SELES

SELES est un langage de programmation qui est spécifique au contexte de la modélisation des dynamiques de la mosaïque forestière à long terme. C'est le moteur de SELES qui convertit la programmation écrite à l'aide d'un langage plus accessible à ses utilisateurs, en une simulation des dynamiques à l'échelle du paysage (Fall et Fall, 2001). Le modèle consiste en deux composantes : soit, les variables qui définissent le paysage sous la forme de couches matricielles, ainsi qu'une composante qui caractérise les éléments de changements (succession, dispersion des graines, feux, coupes...) (Messier et al. 2003).

### Patchworks

Patchworks est un modèle de croissance forestière et un moteur d'ordonnement des activités de récoltes spatialement explicite qui permet de concilier des objectifs conflictuels à l'aide d'une programmation par objectifs multiples (« *multiple-objective goal-programming* »). La programmation linéaire est utilisée pour maximiser une fonction « objectif » tout en respectant certaines contraintes. Certains désavantages sont associés aux programmes qui utilisent des mouvements aléatoires pour générer des solutions quasi optimales (à l'aide de métaheuristiques) : ils sont complexes, ils requièrent parfois des données inaccessibles aux gestionnaires, ils requièrent un réglage extensif des paramètres utilisés pour la modélisation à l'aide d'une analyse de sensibilité (qui sont souvent ignorés), les solutions générées sont difficilement reproductibles et les temps de solution des problèmes peuvent être longs comparativement au temps de simulation (Messier et al. 2003; Nelson, 2003). Par contre, le logiciel Patchworks permet de déterminer des objectifs quant à la distribution spatiale des types de couverts forestiers.

**ANNEXE G : Exemple de fiche d'ordonnancement des travaux sylvicoles pour la première décennie**

Années 1 à 10	Traitements			
	Coupe totale	CPRS	Coupe de succession	Total coupes
	(ha)	(ha)	(ha)	(ha)
Strates				
Peupleraie (Pe, PePg)	133,1			133,1
Pin gris (PgPg, PgX, EPg)	118,5			118,5
Betulaie+Fi (Bb et Fi)	49,3			49,3
Peupleraie Mixte (PeRt)			116,4	116,4
Bétulaie Mixtes (BbRt et FiRt)		120,5		120,5
Résineux Mixte à Pe (RtPe)	41,9			41,9
Résineux Mixte à Bb (RtBb, RtFi)				0,0
Pessières équiennes (EE, ES, RE)				0,0
Pessières inéquiennes (EE, ES, RE)		94,3		94,3
Sapinières (SS, SE)		18,3		18,3
Cèdrières (CC, EC; CMe ou RC)		12,1		12,1
Mélèzins (MeMe, Eme, MeE)	14,2		8,9	23,1
<b>Total (ha)</b>	<b>356,9</b>	<b>245,3</b>	<b>125,3</b>	<b>727,5</b>

## ANNEXE H : Résultats de l'uniformisation des récoltes

L'uniformisation fût effectuée en pondérant la surface à être traitée pour chaque strate et pour chaque décennie de façon à atteindre une surface moyenne constante à être traitée par décennie (tous types de coupes confondus), soit 67.5 ha/année. Par contre, on peut voir que l'uniformisation n'a été efficace que lorsque l'on considère le total des coupes (après uniformisation — tous) sans prendre en considération le type de coupe (figure H.1). Ceci aura eu un effet sur l'uniformité du volume récolté dans le temps lors des simulations.

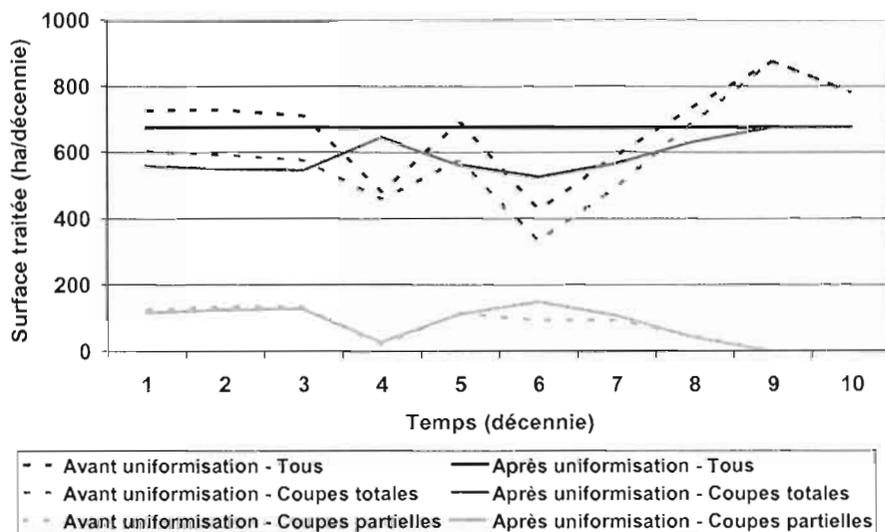


Figure H.1 : Résultat de l'uniformisation temporelle des surfaces à être traitées

## **ANNEXE I : Fonctionnement du modèle FOREXPert UQAT**

Dans le modèle FOREXPert UQAT, les simulations sont effectuées par parcelles d'aménagement, lesquelles sont décrites à partir de regroupements de données de placettes échantillons (généralement disponibles et répandues). Une parcelle d'aménagement peut être définie comme étant un regroupement de polygones forestiers ayant des appellations différentes, mais étant jugés comme assez semblables pour être traités comme une même entité (annexe J). Ces regroupements sont souvent nécessaires puisque des données de placettes d'inventaires ne sont généralement pas disponibles pour toutes les appellations possibles des polygones contenus dans un territoire. Un total de 140 parcelles d'aménagement furent créées pour représenter le plus possible la variété de peuplements présents sur le territoire tout en considérant le nombre limité de placettes pouvant raisonnablement décrire les parcelles d'aménagement (entre 0<sup>8</sup> et 11; voir annexe J). À chaque combinaison existante de groupes d'essences, de densité, de hauteur, d'âge et de type de sol, fut assignée une parcelle d'aménagement. Puisqu'une parcelle d'aménagement pouvait être représentée par plusieurs placettes échantillons, les données contenues dans ces dernières ont été regroupées et reformatées à l'aide d'un compilateur fourni par L.-J. Lussier (annexe K). Le compilateur produisait ainsi les tables de peuplement (description de la composition en essences du peuplement et de la distribution de taille des tiges en 5 classes de dimension) qui ont servi d'intrants aux simulations avec FOREXPert UQAT. La simulation à partir de données de terrain vient augmenter la précision des simulations comparativement à l'utilisation de modèles empiriques à l'échelle du peuplement (courbes de croissances) puisque la composition et la structure initiale des peuplements est prise en compte lors des simulations. Comme le souligne Lussier (1997) : « pour être valable, un plan d'aménagement doit sans cesse se reporter à une réalité terrain bien observée et bien mesurée ».

FOREXPert UQAT estime en premier lieu l'âge moyen des tiges appartenant à chacune des classes de dimension contenues dans la table de peuplement. L'âge est obtenu en

---

<sup>8</sup> Certaines parcelles d'aménagement représentent des peuplements en régénération qui ne contiennent pas de placettes d'échantillon. La composition de ces parcelles a été estimée avec l'aide du technicien de la FERLD, et leur densité fut établie en prenant pour acquis qu'elles rencontraient les critères de stocking du MRNF (2003) (2000 tiges/ha à la plantation).

multipliant le diamètre moyen des tiges (pour chacune des classes) par un facteur X établi en fonction de son essence (tableau I.1) (ex :  $\hat{\text{Age}} \text{ SAB} = \text{diam SAB} * X \text{ SAB}$ ).

Tableau I.1 : Paramètres de simulation utilisés par FOREXPERT UQAT

Essence	Facteur X	Accroissement (mm/année)
Bouleau à papier	3.04	2.58
Épinette blanche	2.74	2.27
Épinette noire	3.83	1.15
Groupe <i>autre</i>	2.74	1.67
Peuplier faux-tremble	1.92	3.2
Pin gris	2.74	1.24
Sapin baumier	2.74	2.08
Thuya occidental	3.01	2.36

Les accroissements en hauteur et en diamètre sont ensuite déterminés pour chacune des classes de diamètre et pour chaque essence à partir de données du MRN (1999). L'accroissement en diamètre est déterminé à partir d'une étude du réseau de placettes échantillons permanentes alors que l'accroissement en hauteur est déterminé à partir des relations âge-hauteur (relations empiriques) du MRN. Les accroissements annuels moyens en diamètre par essence ont été obtenus pour la région bioclimatique 8C1 et pour les densités C et D (tableau I.1). Cette valeur a été identifiée comme étant la valeur de l'accroissement en diamètre pour une tige de 50 ans libre de croître. Le modèle ajuste l'accroissement des tiges en fonction de leur âge. Une fonction linéaire décrivant cette relation a été calculée de façon à ce que l'accroissement en diamètre moyen obtenu des données du MRN corresponde à l'accroissement pour une tige de 50 ans (figure I.1).

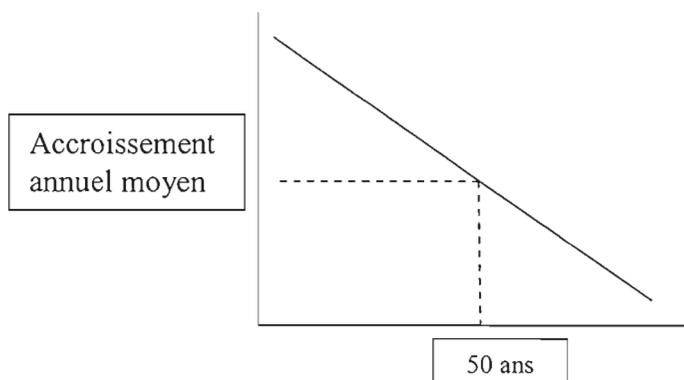


Figure I.1 : Exemple théorique d'une fonction linéaire permettant d'obtenir l'accroissement en fonction de l'âge des tiges

Ensuite, l'accroissement en hauteur est calculé, à partir des relations âge-hauteur du MRN (1999), pour un site de référence (till mésique profond) et est ensuite modifié par un facteur appelé SITE égal au ratio entre l'indice de qualité de station (IQS) de référence et l'IQS de la station observée (tableau I.2).

Ces IQS ont été choisis en fonction d'études réalisées à ce sujet ainsi qu'en fonction de l'expérience de plusieurs intervenants (Béland et Bergeron, 1996; Sims et al. 1996; Pothier et Savard, 1998; Paré et al. 2001; Hamel et al. 2004). Les accroissements en diamètre et en hauteur des tiges marchandes sont ensuite ajustés en fonction du stocking du peuplement (relation fonctionnelle). Le stocking est calculé relativement à la densité de peuplements normaux s'inspirant des tables de Plonski (ajustées aux conditions du Québec à partir de mesures terrain) (Louis-Jean Lussier, communications personnelles, 2006). Le stocking est calculé de façon cumulative pour chaque classe de diamètre en partant de la classe de diamètre la plus élevée. Ceci permet de refléter leur position dans la canopée; les tiges dominantes (ayant un stocking plus faible) auront une croissance moins réprimée que les tiges dominées (ayant un stocking plus élevé puisqu'il prend en compte les tiges qui les dominent). L'accroissement des tiges non marchandes dans un peuplement marchand est ajusté avec un facteur d'accroissement relatif à leur accroissement potentiel maximal (15%). L'accroissement des tiges non marchandes dans un peuplement non marchand est ajusté de la

même façon que pour les tiges marchandes. Un taux de mortalité de 1 % par année est assumé et appliqué à toutes les classes de diamètre.

Tableau I.2 : Indices de qualité de station en fonction des types écologiques

essences		SAB	EPB	EPN	PIG	THO	PET	BOP	AU
# SOL	IQS DE RÉFÉRENCE	17	16	15	17	13	18	16	14
1	Argile mésique (4GA, 4GAY 2-3-4)	19	18	17	20	15	19	17	15
2	Till mésique mince (1AM, 1AR 2-3)	15	15	14	16	11	17	15	12
3	Till mésique profond (1AY 3)	17	16	15	17	13	18	16	14
4	Sableux, graveleux, mésique (4GS 2-3)	15	15	14	16	11	16	15	12
5	Substrat rocheux (R1, R1A 1-2-3)	11	11	12	14	9	13	12	10
6	Argile hydrique (4GA 5)	14	13	14	14	10	15	15	11
7	Organique mince (7T 5-6)	12	11	13	12	9	12	12	12
8	Organique profond (7E 6)	9	9	9	6	8	9	9	9

Ainsi, FOREXPRT UQAT permet de simuler la croissance d'un peuplement d'une façon dynamique en faisant évoluer chaque classe de dimension des tiges par essence individuellement, mais en fonction des autres tiges présentes dans le peuplement. Ceci permet la prise en compte du phénomène de succession forestière tout en suivant plusieurs autres caractéristiques du peuplement. Par exemple, la figure I.2 nous montre l'évolution simulée d'un peuplement mature composé de pins gris et d'épinettes noires. On observe la transition de l'appellation du peuplement de PIG EPN à EPN PIG, sa croissance en hauteur et son ouverture dans le temps (classes de densité A, B, C, D utilisé dans les inventaires décennaux du Québec (MRNFPQ, 1991)). C'est l'évolution de ces caractéristiques au niveau des peuplements qui a été utilisée pour générer l'évolution du paysage, premièrement pour un

scénario sans aménagement (S0) et ensuite pour les scénarios avec aménagement (RNI, Éco1 et Éco+).

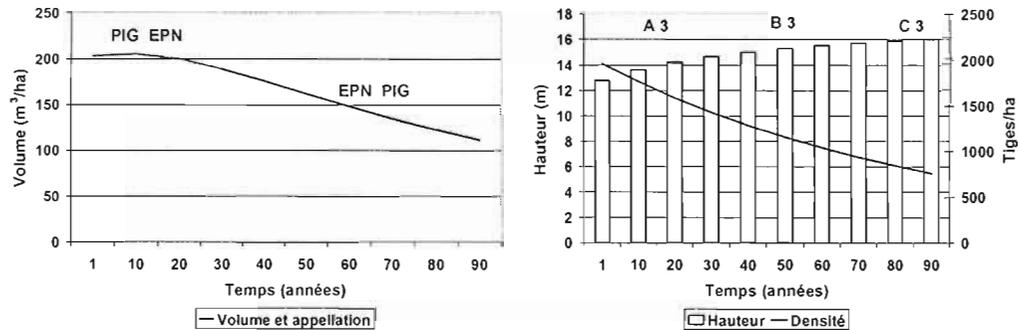


Figure I.2 : Évolution des caractéristiques d'une parcelle d'aménagement de pin gris et d'épinette noire simulée avec FOREXPRT UQAT

L'annexe L présente les courbes de croissance des différentes strates d'aménagement utilisées dans le plan stratégique d'aménagement à la FERLD qui peuvent être générées avec FOREXPRT UQAT.

L'outil FOREXPRT est programmé à l'intérieur d'Excel et se présente comme une série de feuillets avec des fonctions spécifiques qui sont décrites dans cette section. La figure I.3 illustre en résumé le fonctionnement de FOREXPRT UQAT.

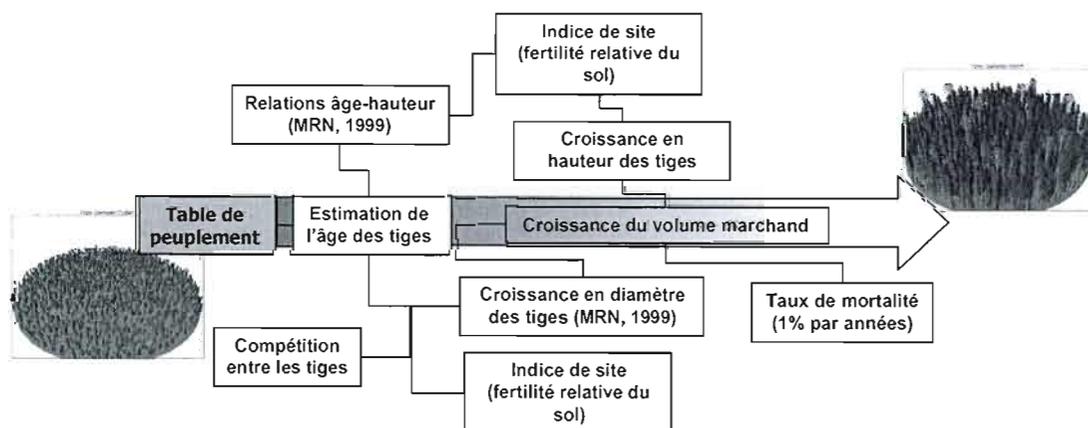


Figure I.3 : Illustration du mode de fonctionnement résumé de FOREXPRT UQAT

Feuille « accueil »

Présente le détenteur des droits d'usages et le concepteur du modèle.

Feuille « général »

Ce feuillet contient les données qui serviront d'intrants aux simulations et dont certains sont modifiables par l'utilisateur. Premièrement, on présente les groupes d'essences ainsi que les classes de vigueur qui décrivent les tiges contenues dans les placettes (figure I.4). Les groupes d'essences ont été définis par l'utilisateur avant la conception de la version UQAT. Le groupe PET comprend le peuplier faux tremble et le peuplier baumier. Le groupe AU est quant à lui un amalgame d'essences de moindre importance commerciale et moins fréquentes sur le territoire (le mélèze, l'érable rouge, le saule et le frêne noir) utilisé pour limiter les calculs requis pour les simulations et parce que les données de croissance étaient inexistantes pour certaines de ces essences. Les classes de vigueur influencent le volume de bois d'œuvre contenu dans les tiges des différentes essences tel que décrit dans le tableau à droite du feuillet. On présente ensuite les proportions du bois d'œuvre par classes de diamètre qui seront utilisables pour le sciage et le déroulage, le reste étant destiné à la pâte. Les données contenues dans le tableau des IQS en fonction des groupes d'essences et des types de sols détermineront le facteur « SITE » appliqué lors des simulations tel qu'expliqué plus haut. Finalement, les coûts des différents traitements peuvent être entrés dans le dernier tableau.

données générales de simulation																				
# groupe essences																				
nom	SAB	EPB	EPN	PIG	THO	PET	BOP	AU												
vigueur	1 arbre sain		2 arbre défectueux		3 arbre mourant															
pourcentage de solage et de déroulage, arbres sains																				
		essences								SAB	EPB	EPN	PIG	THO	PET	BOP	AU			
diamètre cm	acc diam - cm/an																			
10 à 12	SCIAGE	100	100	100	100															
13 à 20		100	100	100	100															
21 à 24		100	100	100	100															
25 à 30		100	100	100	100	50	60	88	100											
31 à 34		100	100	100	100	50	66	86	100											
35 à 90		100	100	100	100	50	80	90	100											
10 à 12																				
13 à 20	DÉROULAGE																			
21 à 24																				
25 à 30																				
31 à 34																				
35 à 90																				
IQS en fonction des groupes d'essence et des types de sol																				
sol retenu		essences		SAB	EPB	EPN	PIG	THO	PET	BOP	AU									
sol défaut		IQS DE RÉFÉRENCE		17	16	15	17	13	10	16	14									
1	argile mésique	19	18	17	20	15	19	17	15	17	15									
2	argile mésique mince	15	15	14	16	11	17	15	12	12	12									
3	argile mésique profond	17	16	15	17	13	18	16	14	14	14									
4	sableux, graveleux, mésique	15	15	14	16	11	16	15	12	12	12									
5	substrat rocheux	11	11	12	14	9	13	12	10	10	10									
6	argile hydrique	14	13	14	14	10	15	15	11	11	11									
7	organique mince	12	11	13	12	9	12	12	12	12	12									
8	organique profond	9	9	9	6	8	9	9	9	9	9									
traitements sylvoles											code		coût		traitement		code		coût	
reboisement				REB		600		jardinage				JAR		400						
drainage				DR		350		coupe progressive ensemement				CPE		200						
éclaircie pré-commerciale				EPC		100		coupe de succession				CS		450						
éclaircie commerciale				EC		400		coupe totale des bois marchands				CPRS		50						
essences et groupes											nom	vigueur	#	groupe	% bois					
											ess		gr	ess	poss	d'œuvre				
											sab	1	1	SEPM	95					
											sab	2	1	SEPM	90					
											sab	3	1	SEPM	70					
											epb	1	2	SEPM	95					
											epb	2	2	SEPM	90					
											epb	3	2	SEPM	70					
											epn	1	3	SEPM	95					
											epn	2	3	SEPM	90					
											epn	3	3	SEPM	70					
											pig	1	4	SEPM	95					
											pig	2	4	SEPM	90					
											pig	3	4	SEPM	70					
											mel	1	2	SEPM	70					
											mel	2	2	SEPM	50					
											mel	3	2	SEPM	20					
											tho	1	5	THO	95					
											tho	2	5	THO	90					
											tho	3	5	THO	70					
											pet	1	6	PET	90					
											pet	2	6	PET	80					
											pet	3	6	PET	70					
											bop	1	7	BOP	90					
											bop	2	7	BOP	80					
											bop	3	7	BOP	70					
											au	1	8	AU	15					
											au	2	8	AU	10					
											au	3	8	AU	5					

Figure I.4 : Feuillet « général »

## Feuillet « peuplements »

C'est à partir de ce feuillet que l'on copie les tables de peuplements générés par le compilateur. Il est possible de copier 20 peuplements, mais chaque peuplement doit être simulé individuellement. Il faut tout d'abord sélectionner un peuplement à l'aide de la flèche du filtre automatique, puis appuyer sur le bouton « vers simul » pour envoyer les informations sur le peuplement vers les autres feuillets où elles seront utilisées par les différentes fonctions du modèle (figure I.5).

tables de peuplement														
vers simul														
CLASSES DE DIAMÈTRES - centimètres														
			< 2		2 - 9		10 - 15		16 - 23		24 - 33		34 -	
152	hectares	22.5	semis		gaules		perches		petit bois		moyen bois		gros bois	
152	sol #	6	2		9		15		23		33		34	
152	essence	vigueur	diam	tiges/ha	diam	tiges/ha	diam	tiges/ha	diam	tiges/ha	diam	tiges/ha	diam	tiges/ha
152	sab	1			2	52								
152	sab	2												
152	sab	3												
152	epb	1												
152	epb	2												
152	epb	3												
152	epn	1		2057	5	1331								
152	epn	2					11	625	18	125	24	25		
152	epn	3					11	50	20	12				
152	pig	1												
152	pig	2							20	12				
152	pig	3												
152	mel	1												
152	mel	2												
152	mel	3												
152	tho	1												
152	tho	2												
152	tho	3												
152	pet	1												
152	pet	2												
152	pet	3												
152	bop	1												
152	bop	2					12	37	17	37	24	25		
152	bop	3												
152	au	1												
152	au	2												
152	au	3												
152														

Figure I.5 : Feuillet « peuplement »

#### Feuillet « tables for »

Ce feuillet contient divers tableaux qui renferment des informations dérivées de la table de peuplement et qui serviront lors des simulations. Premièrement, on nous présente les principales caractéristiques du peuplement d'origine, soit son numéro, l'essence principale le composant (l'appellation du peuplement), une description de sa structure verticale, le type de sol sur lequel il évolue, sa surface terrière, son stocking, sa superficie, l'année de la simulation en cours, ainsi que son volume de bois marchand. Le premier tableau présente la table de peuplement avant la simulation alors que le dernier tableau présente la table de peuplement en fin de simulation (tableau « fin simul »). Essentiellement, lors des simulations, le modèle copie successivement pour chaque période le dernier tableau dans le premier. Ainsi, la table de peuplement générée après la simulation d'une période (tableau « fin simul ») devient la table de peuplement d'avant simulation de la période suivante. La première ligne de ce tableau identifie l'âge estimé de chacune des classes de tiges. Le deuxième tableau présente la surface terrière et la hauteur par classes de tiges (la hauteur

étant calculée à partir des relations âge - hauteur du MRN (1999) modifiées en fonction du type de sol (facteur SITE)). Le troisième tableau contient le % du volume des tiges affectées par la carie et le volume brut par classes de tiges. Le quatrième tableau contient les volumes brut et net (par hectare) du peuplement par classes de tiges (le volume net étant calculé en fonction du pourcentage de bois d'œuvre entré dans le feuillet « général »). Les cinquième, sixième et septième tableaux renferment l'information quant aux différents dérivés contenus dans les tiges des différentes classes (déroulage, sciage, pâte). Les huitième, neuvième et dixième tableaux décrivent les caractéristiques du traitement sylvicole appliqué au peuplement ainsi que des informations sur les dérivés extraits par la coupe ainsi que sur les caractéristiques du peuplement après coupe. La table de peuplement « fin suml » est générée en multipliant le diamètre moyen de chaque classe de tiges par les facteurs d'accroissement en diamètre contenu dans le onzième tableau et en soustrayant la mortalité annuelle (entrée dans le « feuillet simul ») du nombre de tiges à l'hectare. Ces facteurs sont déterminés en fonction du stocking par classes de diamètre pour les tiges marchandes et en fonction du pourcentage d'accroissement relatif pour les tiges non marchandes. Les dernières informations sont celles qui sont exportées vers le feuillet « sommaire ».

#### Feuillet « simul »

La figure I.6 montre la fenêtre de simulation à partir de laquelle on simule la croissance ainsi que les traitements sylvicoles à appliquer à chacune des parcelles d'aménagement. Nous apercevons tout d'abord le numéro de la parcelle d'aménagement. Ensuite, FOREXPERT UQAT nous donne la composition en espèce de la strate (l'appellation) une estimation de son âge, une classification de la structure de la strate, le sol sur lequel elle évolue, sa surface terrière ainsi que son accroissement relatif par rapport à son maximum potentiel (en fonction du stocking et de la qualité du sol).

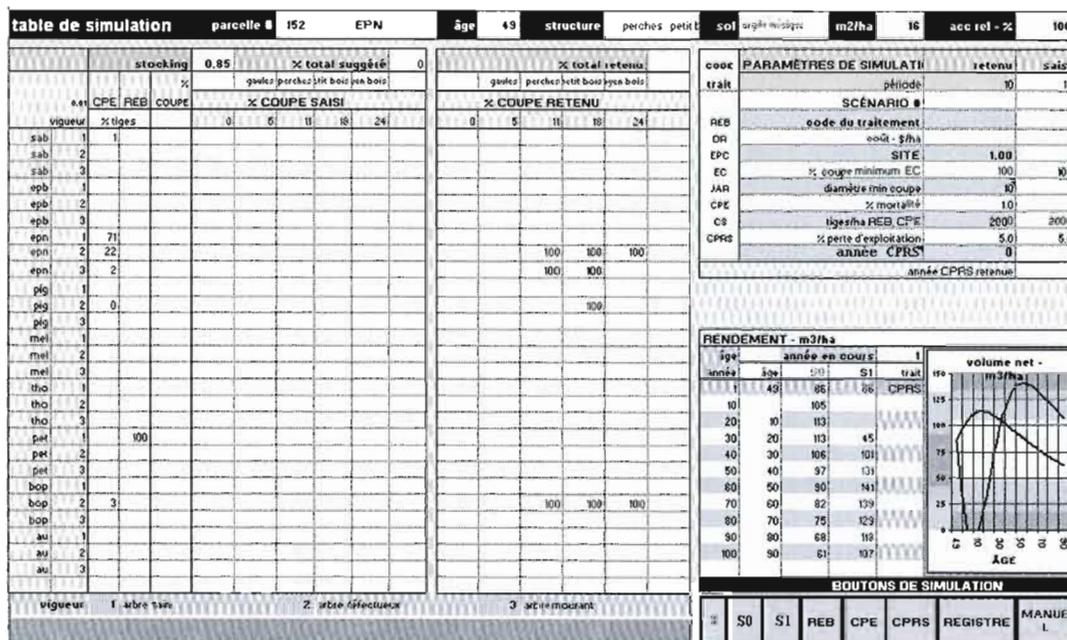


Figure I.6 : Fenêtre de simulation dans FOREXPERT UQAT

Il est important de spécifier que FOREXPERT UQAT peut fonctionner en deux modes soit en mode manuel ou en mode automatique. Dans le mode automatique, le traitement est appliqué automatiquement en appuyant sur les boutons au bas de l'écran. Le bouton « 0 » remet à jour les informations contenues dans la table de peuplement et il annule toute modification faite au feuillet « simul ». Le bouton « S0 » effectue la simulation de la croissance du peuplement sans traitement (scénario S0). Le scénario S1 représente quant à lui le scénario avec traitement. Par contre, le bouton automatique « S1 » sert plutôt à simuler la croissance du peuplement et d'y effectuer des éclaircies commerciales et précommerciales. Le bouton automatique « S1 » applique des éclaircies à chaque fois que le stocking dépasse la valeur de 1 (libre de croître) d'une valeur spécifiée dans la case « % coupe minimum EC » des paramètres de simulation. Par exemple si la valeur de 30 est appliquée, le bouton « S1 » insérera des éclaircies à chaque fois que le stocking atteint 1.30 et il y récoltera à chaque fois 30 % des tiges, également réparties dans toutes les classes. Le bouton « REB » effectuera un reboisement en utilisant le nombre de tiges spécifié dans la case « tiges/ha REB, CPE » des paramètres de simulation et ce, selon les proportions indiquées dans les cases « REB, % tiges » à gauche de l'écran. Le bouton « CPE » effectuera une coupe d'ensemencement, définie

comme étant une coupe partielle de 50 % des tiges réparties selon les proportions spécifiées dans les cases « CPE,% tiges », suivie d'une CPRS (coupe avec protection de la régénération et des sols) 15 ans plus tard. Les boutons REB et CPE sont programmés pour faire le traitement seulement à la première année de simulation. Par contre, le bouton « CPRS » en mode automatique permet de faire ce traitement à n'importe quelle période de simulation, tel que spécifié dans la case « année CPRS » dans les paramètres de simulation. Suite à une CPRS, les tiges appartenant à la classe des gaules croîtront en fonction de leur stocking tandis que les semis croîtront à 15 % de leur accroissement potentiel. Le nombre de tiges dans la classe gaules restant après un traitement en CPRS fût limité à 2 000 tiges/ha. Le bouton « REGISTRE » sert à envoyer le résultat de la simulation dans le registre, lequel contiendra éventuellement les résultats des simulations de toutes les strates et qui servira au calcul de la possibilité forestière.

Le mode manuel permet quant à lui de simuler une période à la fois et permet d'effectuer n'importe quel traitement à n'importe laquelle des périodes de simulation. Le bouton « manuel » sert à initier la simulation en mode manuel et nous envoie directement au feuillet « sommaire » pour y copier les informations relatives à la parcelle d'aménagement pour la période en cours. On doit appuyer sur la touche retour du clavier pour copier les informations dans la ligne désirée (lignes noires pour le scénario S0 et lignes rouges pour le scénario S1). Ensuite on doit appuyer sur la touche « croître » dans la fenêtre « sommaire » de manière à faire évoluer d'une période la parcelle (strate) simulée. Comme il a déjà été mentionné, cette opération consiste à copier le contenu de la dernière table du feuillet « table for » (table « fin simul ») dans la première table de ce feuillet (table début de simulation). La touche « croître » ramène automatiquement au feuillet « simul » où nous pouvons continuer la simulation de la période suivante.

La fenêtre « paramètre de simulation » permet de modifier certains paramètres de simulation et d'appliquer certains traitements en mode manuel. Toute information nouvelle doit être entrée dans la colonne « saisi » et apparaîtra dans la colonne « retenu » une fois le chiffrier mis à jour (touche F9). Nous pouvons tout d'abord sélectionner la longueur des dix périodes de simulations (en années) en la saisissant dans la case « période ». Le concepteur

suggère l'utilisation de FOREXPERT pour de courtes périodes de simulation (dix périodes de 5 années, correspondant à un horizon de simulation de 50 ans), mais il est néanmoins possible de simuler de plus longues périodes. En mode manuel, il nous est possible de choisir un traitement à appliquer lors de la période de simulation en cours. Ces traitements sont décrits dans le tableau I.3 et peuvent être saisis dans la case « code du traitement ». Le coût à l'hectare du traitement saisi, tel que spécifié dans le feuillet « général », apparaîtra dans la case « coût - \$/ha » mais peut être modifié dans la case de saisie. Pour des traitements très personnalisés où seulement certains groupes de tiges nécessitent d'être récoltés (en totalité ou en partie), les cases jaunes de la partie « % coupe saisi » indiquent les classes présentes dans le peuplement qui peuvent faire l'objet d'une coupe sélective.

Si la croissance après traitement ne convient pas à nos attentes réelles, il est possible de la modifier en saisissant un nouveau facteur « SITE » pour le scénario S1 dans la case « SITE ». La case « % coupe minimum EC » permet de modifier le stocking auquel une éclaircie commerciale sera appliquée. Le diamètre minimum des tiges devant être coupées lors des traitements en CPRS peut être modifié (par défaut il est de 10 cm) dans la case « diamètre min coupe ». La mortalité annuelle peut-être modifiée en saisissant le pourcentage de mortalité dans la case « % mortalité ». Le nombre de tiges par hectare à être plantées (REB) ou le nombre de tiges résiduelles après traitement (CPRS ou CPE) peuvent être changés dans la case « tiges/ha REB, CPE ». Le pourcentage de perte d'exploitation lors d'une coupe peut être saisi dans la case « % perte d'exploitation ». Finalement, l'année de la CPRS en mode automatique peut être saisie dans la case « année CPRS ».

Tableau I.3 : Traitements applicables en mode manuel dans FOREXPER UQAT

Code	Traitement	Description
REB	Reboisement	Reboise la parcelle selon le nombre de tiges/hectare spécifié dans la case « tiges/ha REB, CPE »
EPC	Éclaircie pré commerciale	Effectue une coupe dans les tiges de moins de 10 cm de DHP lorsque le stocking est supérieur par la valeur spécifiée dans la case « % minimum EC »
EC	Éclaircie commerciale	Effectue une coupe dans les tiges de plus de 10 cm de DHP lorsque le stocking est supérieur par la valeur spécifiée dans la case « % minimum EC »
CPE	Coupe progressive d'ensemencement	Une coupe partielle de 50 % des tiges réparties selon les proportions spécifiées dans les cases « CPE,% tiges », suivie d'une CPRS 15 ans plus tard
CS	Coupe sélective	Coupe telle que définie dans la partie «% de coupe saisi »
CPRS	Coupe avec protection de la régénération et des sols	Coupe des tiges d'un DHP supérieur à la valeur spécifiée dans la case « diamètre min coupe »

#### Feuille « sommaire »

Le feuille « sommaire » contient les informations sur l'évolution des caractéristiques des peuplements dans le temps, selon les scénarios S0 (sans aménagement) et S1 (avec aménagement). Ces informations seront éventuellement exportées dans le feuille « registre », où elles serviront au calcul de la possibilité forestière. Les informations contenues dans le sommaire incluent : le numéro de la parcelle (ou strate) de simulation, les années de simulation, la taille de la parcelle simulée, son appellation, une description de sa structure, sa densité, sa hauteur et le scénario simulé. Pour le scénario S1 on note les traitements retenus,

leur coût à l'hectare ainsi que le volume de bois récolté au cours du traitement. Le volume ainsi que le nombre de tiges à l'hectare sont aussi inscrits. Ensuite, on trouve l'information relative aux différents produits contenus par essence dans la parcelle d'aménagement.

#### Feuille « registre »

Le feuille « registre » contient la liste de toutes les fiches d'évolution des caractéristiques des peuplements produites dans le feuille « sommaire ». C'est à partir de ce feuille que l'on peut alimenter le calcul de la possibilité forestière des informations qu'il nécessite. Le calcul est fait par groupe d'essences prioritaires, soit les groupes SEPM, PET, BOP, THO et AU (pour autres). Tout d'abord, il faut effacer les données avant le début de nouvelles simulations à l'aide du bouton « EFFACER ». Une fois les simulations terminées et compilées dans le feuille « registre », on doit sélectionner à l'aide des filtres automatiques le groupe d'essence et le scénario devant faire l'objet du calcul de possibilité, ainsi que l'année 1, pour ensuite appuyer sur le bouton « DÉBUT ». Ceci remplira le tableau « M3 NET DÉBUT » dans le feuille « sélection ». Ensuite on doit sélectionner l'année de fin des simulations et appuyer sur le bouton « FIN ». Ceci remplira le tableau « M3 NET FIN » dans le feuille « sélection ». Pour terminer, on sélectionne toutes les années et on appuie sur le bouton « COUPE ». Ceci remplira le tableau « COUPE - M3 NET » dans le feuille « sélection ».

#### Feuille « sélection »

Un calcul de la possibilité forestière peut être effectué dans FOREXPRT UQAT à l'aide d'une méthode par objectif inspirée de la formule de Meyer. La possibilité forestière obtenue à l'aide de cette méthode est égale à la différence entre le volume en fin de simulation et le volume désiré. Le calcul est basé sur la formule suivante :

$$P = \frac{C / n + (V_{fs} - V_{fd}) * i}{((1 + i)^{n-1})}$$

où,

P = possibilité du groupe d'essences retenu (m3/an)

$C$  = volume total net des coupes sylvicoles au cours de l'horizon  $n$

$n$  = nombre d'années dans l'horizon de simulation

$V_{fs}$  = volume fin simulé dans FOREXPERT

$V_{fd}$  = volume fin désiré (objectif)

$i$  = taux de croissance des peuplements marchands ( $\pm 1\%$ ).

Les volumes sont calculés à partir des tarifs de cubage général utilisés au Québec (Perron, 1985). Des taux de transformation des bois en différents produits (pourcentages de bois d'œuvre, lequel contient un certain pourcentage de bois de sciage et de déroulage, le restant du volume servant à la production de pâtes) ont été déterminés en fonction des essences et des classes de vigueur (1  $\geq$  95 % de feuillage intact, 2 de 20 à 95 % de feuillage intact et 3  $<$  20 % de feuillage intact). Une fonction de carie en fonction de l'âge est aussi incorporée aux calculs de volumes.

sélection										possibilité		
GROUPE SEPM										m <sup>3</sup> /ha/an		
M3 NETS DÉBUT										1.7		
essence	SAB	EPB	EPN	EPG	THO	PET	BOP	AO		HECTARES	3804.3	
DÉROULAGE	4 569	34 723	3 572	7 008	71	38 282	48026	7 939		COUPE TOTALE - M3		
SCIAGE	41 175	87 047	34 527	67 571	666	69 342	36234	462		coupe - m3/an		
PÂTE						27 114	4946			M3 DÉBUT	516 638	
TOTAL	45 744	121 770	38 099	75 372	737	134 739	91906	8 292		M3 FIN OBSERVÉE	633 363	
COUPE - M3 NETS												
essence	SAB	EPB	EPN	EPG	THO	PET	BOP	AO		m3/ha à maturité	stock normal	
DÉROULAGE										120	M3 FIN DÉSIREE	228 258
SCIAGE											M3 DISPONIBLES	405 105
PÂTE											coupe admissible add. tonnelle	6 294
TOTAL											possibilité - m3/an	6 284
M3 NETS FIN												
essence	SAB	EPB	EPN	EPG	THO	PET	BOP	AO		essence	%	m3/an
DÉROULAGE	9 395	31 048	3 960	6 809	80	39 979	38513	7 137		SAB	9	556
SCIAGE	90 795	105 002	40 210	69 766	751	80 681	78910	430		EPB	24	1 481
PÂTE						30 984	10114			EPN	7	463
TOTAL	100 190	136 050	44 070	76 575	832	110 543	127537	7 566		PIG	15	917
										THO	0	9
										PET	28	1 639
										BOP	18	1 118
										AO	2	101

Figure I.7 : Feuillet « sélection »

Le choix du volume final désiré reste à la discrétion de l'utilisateur (d'où le nom de la méthode par objectif) et peut être par exemple égal au volume en début de période (modifiable dans la case « M<sup>3</sup> FIN DÉSIREE ») (figure I.7). Par défaut le calcul considère que l'objectif est de normaliser la forêt par groupe d'essences. Ainsi, FOREXPERT UQAT calcule le volume normal de la forêt en fonction du volume à maturité moyen (qui peut être

modifié dans la case «  $m^3/ha$  à maturité »). Les figures I.8 et I.9 présentent un exemple de structure d'une forêt normalisée avec un cycle de rotation de 100 ans et un volume à maturité de  $120m^3/ha$ . Le volume fin désiré sera ainsi de  $60m^3/ha$  multiplié par la superficie du territoire (ha). Lorsque le calcul de la possibilité forestière est effectué, on peut connaître la possibilité forestière pour l'ensemble du groupe d'essence prioritaire ou pour chacune des essences.

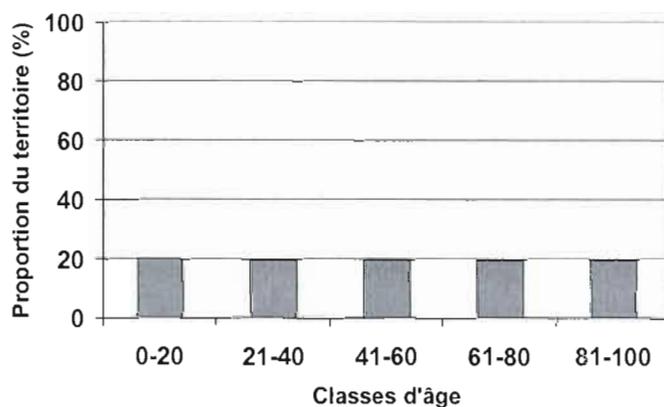


Figure I.8 : Répartition par classes d'âge d'une forêt normalisée théorique

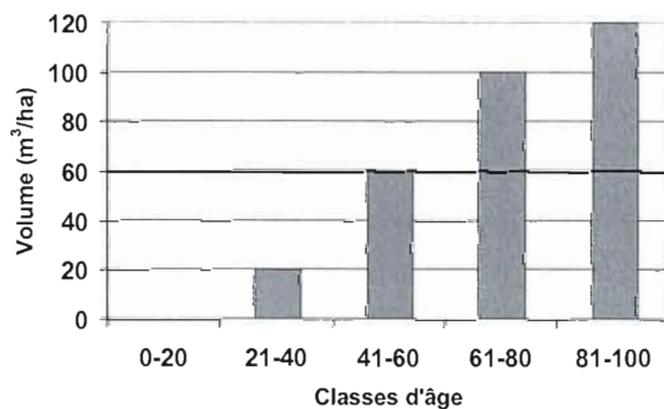


Figure I.9 : Répartition du volume dans une forêt normalisée théorique

## **ANNEXE J : Regroupement des différents types de peuplements pour former les parcelles d'aménagement utilisées dans FOREXPERT UQAT**

Les caractéristiques des peuplements qui furent prises en compte lors du regroupement étaient : la composition en essence du couvert, sa densité, sa hauteur, son âge ainsi que le type de dépôt et le drainage de la station. À l'aide de l'information contenue dans les placettes échantillons, les peuplements ne présentant pas de différences marquantes furent regroupés de façon à limiter le nombre de parcelles d'aménagement. L'objectif, étant de regrouper le moins possible les différents peuplements tout en ayant au moins une placette échantillon par groupe de simulation. Les peuplements ont été séparés selon leur type de sol en premier lieu. Si possible les regroupements ont été faits de façon à respecter ce classement. Si aucune placette (ou un nombre insuffisant de placettes) n'était présente, des peuplements évoluant sur des sols différents pouvaient être regroupés, mais leur appartenance à un type de sol était maintenue lors des simulations. Il a été jugé important de regrouper le moins possible les peuplements de densité élevée (A et B) car ce sont ces peuplements qui contiennent les volumes les plus importants; par contre, le regroupement des peuplements de densité C et D a été jugé comme étant acceptable.

Les types de peuplements surlignés en gris ont été décrits à l'aide d'une ou plusieurs placettes (# de placette). Les chiffres en gras correspondent au numéro de la parcelle d'aménagement.



Type de sol	ROCHEUX ET GRAVELEUX (R1*-4GS*)					TILL (1A*)					ARGILE MÉSIQUE (4GA* 2-3-4)					ARGILE HYDRIQUE (4GA5)					ORGANIQUE (7*)											
	Essences	Densité	Hauteur	Age	# de placettes	Essences	Densité	Hauteur	Age	# de placettes	Essences	Densité	Hauteur	Age	# de placettes	Essences	Densité	Hauteur	Age	# de placettes	Essences	Densité	Hauteur	Age	# de placettes							
											17	PEPE	A	1	70																	
												PEPE	A	2	70																	
												PEPE	B	1	70																	
												PEBB	B	1	70																	
											18	PEPE	A	2	50		20															
											19	PEPE	A	3	50	1	PEPE	A	3	50												
												PEPE	B	2	50		PEBB	A	3	50												
												BBPE	B	3	50																	
											112	PEPE	C	4	10		113	PEPE	A	4	10											
															</																	













1	hectares	80.0	semis		gaulles		perches		petit bois		moyen bois		gros bois	
1	sol #	1	<	2	2	9	10	15	16	23	24	33	34	+
1	essence	vigueur	diam	tiges/ha	diam	tiges/ha	diam	tiges/ha	diam	tiges/ha	diam	tiges/ha	diam	tiges/ha
1	sab	1			3	749								
1	sab	2												
1	sab	3												
1	epb	1												
1	epb	2												
1	epb	3												
1	epn	1		1670	4	6494	11	75						
1	epn	2					11	1000	18	25				
1	epn	3												
1	pig	1												
1	pig	2												
1	pig	3												
1	mel	1												
1	mel	2							18	25				
1	mel	3												
1	tho	1												
1	tho	2												
1	tho	3												
1	pet	1												
1	pet	2												
1	pet	3												
1	bop	1												
1	bop	2												
1	bop	3												
1	au	1												
1	au	2												
1	au	3												

Figure K.2 : Format des tables de peuplement servant d'intrant au modèle de croissance forestière FOREXPRT UQAT

Les étapes à suivre sont tout d'abord d'identifier le numéro de la parcelle d'aménagement, la superficie qu'elle occupe dans le territoire ainsi que le numéro de sol sur lequel elle évolue (lequel réfère aux types de sols décrits au tableau K.2) (figure K.3).

#	
peuplement	1
HA	12.0
SOL #	3

Figure K.3 : Cases de saisie des données générales

Ensuite le nombre de placettes représentant la parcelle d'aménagement devra être inscrit ainsi que la superficie des placettes pour les différentes classes de dimension des tiges (figure K.4).

nombre placettes par peuplement? (maximum 10 )		
	rayon m	m2
superficie des placettes (m2) pour les tiges de 10 cm et plus?	11.3	400.0
superficie des placettes (m2) pour les tiges de moins de 10 cm ?	3.6	40.0
superficie des placettes (m2) pour les tiges de moins de 2 cm ?	1.1	4.0

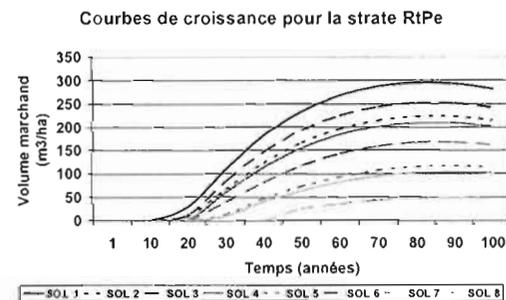
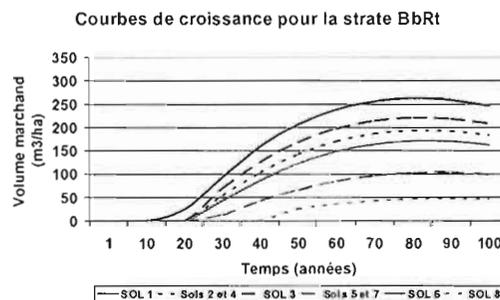
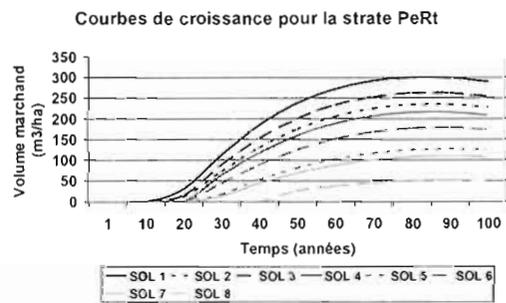
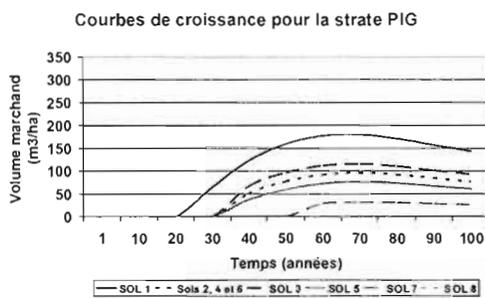
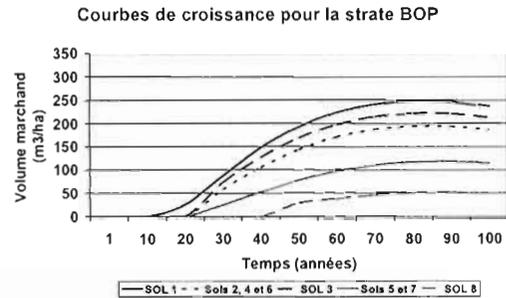
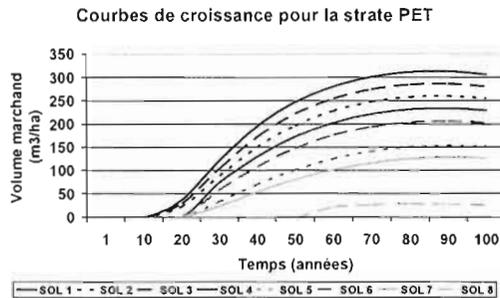
Figure K.4 : Cases de saisie des informations relatives aux placettes échantillons

Ensuite les données des placettes échantillon doivent être entrées tel que présenté à la figure K.1. Une fois cela fait, presser le bouton « Compiler » et « exporter dans peuplements » pour copier la table de peuplement dans le feuillet « peuplement » (figure K.2). L'opération de compilation peut-être recommencée en appuyant sur le bouton « nouvelle saisie » ou annulée en appuyant sur « annuler nouvelle saisie » (figure K.5).



Figure K.5 : Boutons presseur du compilateur

**ANNEXE L : Présentation des courbes de croissance générées par FOREXPRT  
UQAT pour les différentes parcelles d'aménagement du plan actuel à la FERLD**



Sol 1 : Argile mésique

Sol 2 : Till mésique mince

Sol 3 : Till mésique profond

Sol 4 : Mésique sableux ou graveleux

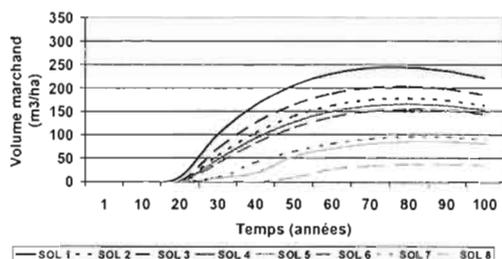
Sol 5 : Substrat rocheux

Sol 6 : Argile hydrique

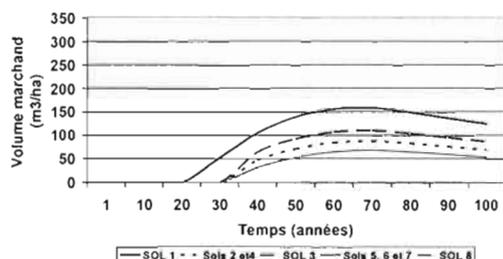
Sol 7 : Organique mince

Sol 8 : Organique profond

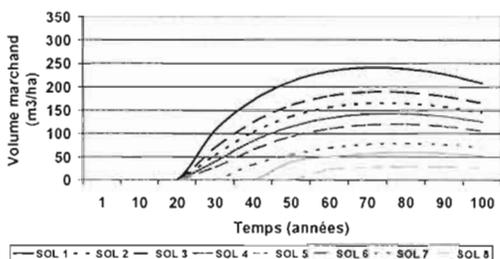
Courbes de croissance pour la strate RtBb



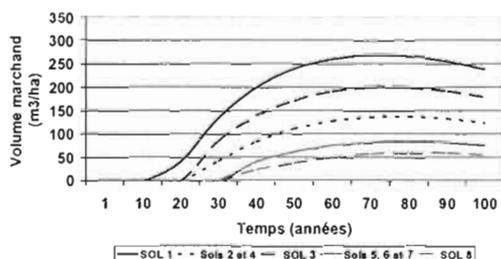
Courbes de croissance pour la strate En



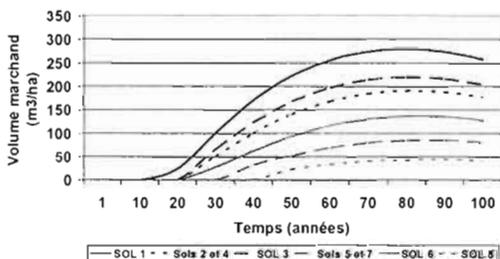
Courbes de croissance pour la strate SAB



Courbes de croissance pour la strate C



Courbes de croissance pour la strate MEL



Sol 1 : Argile mésique	Sol 2 : Till mésique mince	Sol 3 : Till mésique profond
Sol 4 : Mésique sableux ou graveleux		Sol 5 : Substrat rocheux
Sol 6 : Argile hydrique	Sol 7 : Organique mince	Sol 8 : Organique profond

**ANNEXE M : Valeur des paramètres de simulation requis pour le fonctionnement de l'outil WPPT**

Coût de construction des chemins (par km)	Classe 1	30 000\$
	Classe 2	35 000\$
	Classe 3	40 000\$
Coût d'entretien des chemins (par km)	Classe 1	100\$
	Classe 2	150\$
	Classe 3	200\$
Vitesse du fardier plein	Classe 1	30 km/h
	Classe 2	50 km/h
	Classe 3	60 km/h
Vitesse du fardier vide	Classe 1	50 km/h
	Classe 2	60 km/h
	Classe 3	70 km/h
Mode de calcul des distances		Centroid
Taille des cellules d'analyse		25 m
Distance de "snap"		10 m
Démonstration des informations géographiques matricielles de débardage		Faux

Recalcul des données dendrométriques		Vrai
Coûts de planification	Transport du bois	20 \$/ha
	Rubannage	25 000\$/semaine
	Salaires	1 000\$
Coûts de récolte	Méthode de récolte du bois	Pleine longueur
	Coûts d'abatages	124,32\$/hmp
	Coûts d'ébranchage	110,13\$/hmp
	Coûts de débardage	88,70\$/hmp
Modèle de productivité de l'abatage	Coefficient d'efficience de l'abatage	100
	Mesures pour le graphique de productivité de l'abatage (m <sup>3</sup> /tige ; m <sup>3</sup> /hmp)	0,04 ; 23 0,12 ; 27 0,20 ; 32
Modèle de productivité de l'ébranchage	Coefficient d'efficience de l'ébranchage	100
	Mesures pour le graphique de productivité de l'ébranchage (m <sup>3</sup> /tige ; m <sup>3</sup> /hmp)	0,04 ; 23 0,12 ; 27 0,20 ; 32
Modèle de productivité du débardage	Coefficient d'efficience du débardage	100

	Mesures pour le graphique de productivité du débardage (m <sup>3</sup> /tige;m <sup>3</sup> /hmp)	100 ; 24 250 ; 15 700 ; 9
Véhicules personnels	Quantité (nombre)	3
	Facteur de voyageant	4
	Vitesse moyenne	40 km/h
"Lowbed"	Vitesse vide	50 km/h
	Vitesse plein	30 km/h
	Coût	60 \$/hmp
	Temps d'attente	5 min
	Temps de chargement	1h30min
	Temps d'attente initial	0 min
Machines d'abattage 1	Coût de l'opérateur	33 \$/hmp
	Vitesse	2,5 km/h
	Coût	124 \$/hmp
Machines de débardage 1	Coût de l'opérateur	33 \$/hmp
	Vitesse	7 km/h
	Coût	89 \$/hmp
Machines de débardage 2	Coût de l'opérateur	33 \$/hmp
	Vitesse	7 km/h
	Coût	89 \$/hmp
Machines d'ébranchage 1	Coût de l'opérateur	33 \$/hmp
	Vitesse	3 km/h
	Coût	110 \$/hmp

Coûts de débardage	Vitesse de chargement	78.25 m <sup>3</sup> /h
	Vitesse du chargeur	10 km/h
	Coût du chargement	1,36 \$/m <sup>3</sup>
	Coûts du débusquage	0,1209 \$/m <sup>3</sup> /km
	Coût de l'opérateur	33 \$/hmp
	Nombre de chargeurs	1
Paramètres d'accès	Distance limite	500m

ANNEXE N : Tables de transitions des cohortes pour le scénario sans aménagement

		Décennie suivante												
Décennie d'origine	1	10					10	20						
			0	1	2	3		Total		0	1	2	3	Total
		0	9%	2%	0%	2%		13%	0	1%	7%	1%	0%	9%
		1	0%	24%	0%	0%		24%	1	0%	29%	0%	0%	29%
		2	0%	2%	5%	1%		8%	2	0%	0%	10%	0%	10%
	3	0%	0%	5%	49%	54%	3	0%	0%	1%	52%	52%		
	Total	9%	29%	10%	52%	100%	Total	1%	36%	11%	52%	100%		
	20	30					30	40						
			0	1	2	3		Total		0	1	2	3	Total
		0	-	1%	0%	1%		1%	0	-	-	-	-	0%
1		-	34%	1%	0%	36%		1	-	35%	0%	0%	35%	
2		-	0%	10%	1%	11%		2	-	0%	7%	4%	11%	
3	-	0%	0%	52%	52%	3	-	0%	1%	53%	53%			
Total	0%	35%	11%	53%	100%	Total	0%	35%	8%	57%	100%			
40	50					50	60							
		0	1	2	3		Total		0	1	2	3	Total	
	0	-	-	-	-		0%	0	-	-	-	-	0%	
	1	-	33%	2%	0%		35%	1	-	33%	0%	0%	33%	
	2	-	0%	6%	2%		8%	2	-	0%	6%	2%	8%	
3	-	0%	0%	57%	57%	3	-	0%	0%	59%	59%			
Total	0%	33%	8%	59%	100%	Total	0%	33%	6%	60%	100%			
60	70					70	80							
		0	1	2	3		Total		0	1	2	3	Total	
	0	-	-	-	-		0%	0	-	-	-	-	0%	
	1	-	33%	0%	0%		33%	1	-	31%	1%	0%	33%	
	2	-	0%	6%	1%		6%	2	-	0%	3%	3%	6%	
3	-	0%	0%	60%	60%	3	-	0%	0%	61%	61%			
Total	0%	33%	6%	61%	100%	Total	0%	31%	4%	64%	100%			
80	90					90	100							
		0	1	2	3		Total		0	1	2	3	Total	
	0	-	-	-	-		0%	0	-	-	-	-	0%	
	1	-	31%	0%	0%		31%	1	-	31%	0%	0%	31%	
	2	-	0%	4%	0%		4%	2	-	0%	4%	0%	4%	
3	-	0%	0%	64%	64%	3	-	0%	0%	64%	64%			
Total	0%	31%	4%	64%	100%	Total	0%	31%	4%	65%	100%			

## RÉFÉRENCES

- Andison, D. W. 2003. Tactical Forest Planning and landscape design. Chapitre 12. *Dans* Towards Sustainable Management of the Boreal Forest. Édité par P.J. Burton, C. Messier, D. W. Smith, et W.L. Adamowicz. NRC Research Press, Ottawa, Ontario, Canada. P. 433-480.
- Ansseau, C., Bélanger, L., Bergeron, J.-F., Bergeron, Y., Bouchard, A., Brisson, J., De Grandpré, L., Gagnon, G., Grondin, P., Lavoie, C., Lessard, G., Payette, S., Richard, P. J. H., Saucier, J.-P., Sirois, L. et Levasseur, L. 1996. « Écologie forestière ». *Dans* Le Manuel de foresterie, sous la dir. De J. A. Bérard et M. Côté, p. 135-279. Québec: Les Presses de l'Université Laval.
- Apsey, M., Laishley, D., Nordin V. et Paillé, G. 2000. La forêt perpétuelle : les leçons du passé, un guide vers la durabilité des forêts canadiennes dans l'avenir. *For. Chron.* 76 : 55-83.
- Armstrong, G. W., Adamowicz, W. L., Beck, J. A. Jr., Cumming, S. G. et Schmieglow, F. K. A. 2003. Coarse filter ecosystem management in a nonequilibrating forest. *Forest Science.* 49 (2): 209-223.
- Armstrong, G. W. 2004. Sustainability of timber supply considering the risk of wildfire. *Forest Science.* 50(5): 626-639.
- Attwill, P. M. 1994. The disturbance of forest ecosystems : the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management*, 63 : 247-300.
- Baskent, E. Z. et Yolacmaz, H. A. 1999. Forest landscape management revisited. *Environmental Management.* 24 (4): 437-448.
- Béland, M. et Bergeron, Y. 1996. Height growth of jack pine (*Pinus banksiana*) in relation to site types in boreal forests of Abitibi, Québec. *Can. J. For. Res.* 26: 2170-2179.
- Belleau, A., Bergeron, Y., Leduc, A., Gauthier, S. et Fall, A. 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. *For. Chron.* 83 (1): 72-83.
- Bergeron, Y., Bouchard, A., Gangloff, F. et Camiré, C. 1983. La classification écologique des milieux forestiers d'une partie des cantons d'Hébécourt et de Roquemaure. *Études écologiques* no. 9, Université Laval, Québec. 169 p.
- Bergeron, Y. et Dansereau, P.-R. 1993. Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles. *Journal of Vegetation Science.* 4 : 827-832.

- Bergeron, Y., Leduc, A., Morin, H. et Joyal, C. 1995. Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.* 25 (8): 1375-1384.
- Bergeron, Y. et Harvey, B. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixewood forest of Quebec. *For. Ecol. Manage.* 92 : 235-242.
- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. et Gauthier, S. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *For. Chron.* 75 : 55-61.
- Bergeron, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology.* 81 (6) : 1500-1516.
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P. et Lessieur, D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest : consequences for sustainable forestry. *Can. J. For. Res.* 31 : 384-391.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B. D. et Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica.* 36 (i) : 81-95.
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M. et Kafka, V. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwoods and coniferous boreal forest in Northwest Quebec. *Ecology.* 85 : 1916-1932
- Bescond, H. 2002. Reconstitution de l'historique de l'exploitation forestière sur le territoire de la forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet au cours du 20<sup>e</sup> siècle et influence sur l'évolution des peuplements forestiers. Mémoire M.Sc. en biologie. Université du Québec à Montréal, Montréal.
- Binkley, C. S. 1997. Preserving nature through intensive plantation forestry: The case for forestland allocation with illustrations from British Columbia. *For. Chron.* 73 (5) : 553-559
- Boyle, T. J. B. 1992. Biodiversity of Canadian forests: Current status and future challenges. *For. Chron.* 68 (4): 444-453.
- British Columbia Ministry of Forests. 1995. Forest practices code of British Columbia: Biodiversity Guidebook. Queens Printer. Victoria, B.C.
- Burton, P. J., Balisky, A. C., Coward, L. P., Cumming, S. G. et Kneeshaw, D. D. 1992. The value of managing for biodiversity. *For. Chron.* 68 (2): 225-237.
- Burton, P. J., Kneeshaw, D. D. et Coates, K. D. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests. *For. Chron.* 75 (4): 623-631.

- Cappuccino, N., Lavertu, D., Bergeron, Y. et Régnière, J. 1998. Spruce budworm impact, abundance and parasitism rate in a patchy landscape. *Oecologia*. 114: 236-242.
- Christensen, N. L., Bartuska, A. M., Brown, J. H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Franklin, J. F., MacMahon, J. A., Noss, R. F., Parsons, D. J., Peterson, C. H., Turner, M. G. et Woodmansee R. G. 1996. The Report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological applications*. 6 (3): 665-691.
- Cissel, J. H., Swanson, F. J., McKee, W. A. et Burditt, A. L. 1994. Using the past to plan the future in the Pacific Northwest. *Journal of Forestry*. 92 (8) : 30-31,46.
- Clark, J. S. 1991. Disturbance and population structure on the shifting mosaic landscape. *Ecology*. 72 (3): 1119-1137.
- Coates, K. D., Messier, C., Beaudet, M., Sachs, D. L. et Canham, C. D. 2001. SORTIE: a resource mediated, spatially-explicit and individual-tree model that simulates stand dynamics in both natural and managed forest ecosystems. Sustainable forest management network. A network of centres for excellence.
- Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 2004. Rapport de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Gouvernement du Québec. 307 p.
- Conseil canadien des ministres des forêts. 2003. Définir l'aménagement forestier durable au Canada. Critères et indicateurs 2003.
- Courtois, R., Ouellet, J.-P., Dussault, C. et Gingras, A. 2004. Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec. *For. Chron.* 80 (5): 598-607.
- Cumming, S. et Vernier, P. 2002. Statistical models of landscape pattern metrics, with applications to regional scale dynamic forest simulations. *Landscape Ecology*. 17: 433-444.
- Dansereau, P.-R. et Bergeron, Y. 1993. Fire history in the southern boreal forest of northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.* 23: 25-32.
- D'Aoust, V., Kneeshaw D. et Bergeron, Y. 2004. Characterization of canopy openness before and after a spruce budworm outbreak in the southern boreal forest. *Can. J. For. Res.* 34: 339-352.
- Davis, R. 1999. Strategic forest management model. Version 1.6, user guide (draft). Ont. Min. Nat. Resour., Land Use Planning Branch. Toronto, ON. 224 p.

- DeLong, S. C. et Tanner, D. 1996. Managing the pattern of forest harvest: lessons from wildfires. *Biodiversity and Conservation*. 5: 1191-1205.
- DeLong, S. C. 1998. Natural disturbance rate and patch size distribution of forests in northern British Columbia : Implication for forest management. *Northwest Science*. 72: 35-48
- DeLong, S. C. 2002. Using nature's template to best advantage in the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36 (1). 401-408.
- DeLong, S. C., Fall, S. A. et Sutherland, G. D. 2004. Estimating the impacts of harvest distribution on road-building and snag abundance. *Can. J. For. Res.* 34: 323-331.
- Drapeau, P., Leduc, A., Giroux, J.-F., Savard, J-P. L., Bergeron, Y. et Vicckery, W. L. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs*. 70 (3) : 423-444.
- Eng, M. 1998. Spatial Patterns in Forested Landscapes: Implications for Biology and Forestry. *Dans* Voller, J. et Harrison, S. (eds.). 1998. *Conservation Biology Principles for Forested Landscapes*. University of British Columbia Press. Vancouver, British Columbia.
- ESSA Technologies Ltd, 2005. FVS<sup>Ontario</sup> User Guide. Forest Stand Growth Projection Modelling System. Version 3.0. Vancouver, B.C.
- Fall, A. et Fail, J. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecological Modelling*. 141: 1-18.
- Fall, A., Fortin, M.-J., Kneeshaw, D. D., Yamasaki, S. H., Messier, C., Bouthillier, L. et Smyth, C. 2004. Consequences of various landscape-scale ecosystem management strategies and fire cycles on age-class structure and harvest in boreal forests. *Can. J. For. Res.* 34 : 310-322.
- Favreau, J. et D. Cormier, 2000. Interface récolte/harvesting 2000. Institut Canadien de Recherches en Génie forestier (FERIC).
- Franklin, J. F. et Forman, T. T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*. 1 (1): 5-18.
- Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity : species, ecosystems, or landscapes? *Ecological applications*. 3 (2) : 202-205.
- Galindo-Leal, C. et Bunnell, F. L. 1995. Ecosystem management: Implications and opportunities of a new paradigm. *For. Chron.* 71 (5): 601-606.
- Gauthier, S., De Grandpré, L. et Bergeron, Y. 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Québec. *J. Veg. Sci.* 11: 781-790.

- Gouvernement du Québec. Loi sur les forêts. L.R.Q., c. F-4.1. Québec: Éditeur officiel du Québec.
- Groupe OptiVert inc. 2004a. Études sur la sensibilité des calculs de la possibilité forestière à rendement soutenu en relation avec certains intrants et hypothèses forestières. Volet III. Analyse de sensibilité du calcul de la possibilité forestière à rendement soutenu en rapport avec la dimension spatiale pour le territoire de l'unité d'aménagement forestier 027-51 (Saguenay-Lac-Saint-Jean). Réalisé pour la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 40p.
- Groupe Optivert inc. 2004b. Études sur la sensibilité des calculs de la possibilité forestière à rendement soutenu en relation avec certains intrants et hypothèses forestière. Volet IV. Analyse de la dimension économique en rapport avec le calcul de possibilité forestière à rendement soutenu. Présenté à la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 37p.
- Gustafson, E. J. et Parker, G. R. 1992. Relationship between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology*. 7 (2) : 101-110.
- Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*. 1: 143-156.
- Hamel, B., Bélanger, N. et Paré, D. 2004. Productivity of black spruce and Jack pine stands in Quebec as related to climate, site biological features and soil properties. *Forest Ecology and Management*. 191: 239-251.
- Hansen, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J. et Ohmann, J. L. 1991. Conserving biodiversity in managed forests: Lessons from natural forests. *BioScience*. 41 (6): 382-392.
- Harvey, B. et Bergeron, Y. 1989. Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Québec. *Can. J. For. Res.* 19 : 1458-1469.
- Harvey, B et Leduc, A. 1999. Plan général d'aménagement. Forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet (1998-20023). Présenté au ministère des Ressources naturelles du Québec par le GREFi et l'URDFAT. 153 p.
- Harvey, B. D., Leduc, A., Gauthier, S. et Bergeron, Y. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management in the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management*. 155 :369-385.
- He, S. H., DeZonia, B. E. et Mladenoff, D. J. 2000. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*. 15: 591-601.

- Herbert, D. 2002. Expectations and Consequences of Emulating Natural Forest Disturbances: A Forest Utilisation Perspective. *Dans*, Buse, L.J. and A.H. Perera (comp). Emulating natural forest landscape disturbance: concepts and applications. Popular summaries. Ont. Min. Nat. Resour. Ont. For. Res. Inst. For. Res. Info. Pap. No 149. 100p.
- Hessburg, P. F., Smith, B. G. et Salter, R. B. 1999. Detecting change in forest spatial patterns from reference conditions. *Ecological Applications*. 9 (4): 1232-1252.
- Houllier, F., Bouchon, J. et Birot, Y. 1991. Modélisation de la dynamique des peuplements forestiers : état et perspectives. *Revue forestière française*. XLIN-2.
- Hunter, M. L. Jr. 1993. Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests. *Biological Conservation*. 65 : 115-120.
- Jackson, L. J., Trebitz, A. S. et Cottingham, K. L. 2000. An introduction to the practice of ecological modeling. *Bioscience*. 50 (8) : 694-706.
- Jentsch, A., Beierkuhnlein, C. et White, P.S. 2002. Scale, the dynamic stability of forest ecosystems, and persistence of biodiversity. *Silva Fennica*. 36 (1): 393-400.
- Keane, R. E., Parsons, R. A. et Hessburg, P. F. 2002. Estimating historical range and variation of landscape patch dynamics : limitations of the simulation approach. *Ecological Modelling*. 151: 29-49.
- Keenan, R. J. et Kimmins, J. P. H. 1993. The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*. 1 : 121-144
- Kimmins, J. P. H. 1991. *Balancing Act*. UBC Press. 244 p.
- Kneeshaw, D. et Bergeron, Y. 1996. Ecological factors affecting the abundance of advance regeneration in Quebec's southwestern boreal forest. *Can. J. For. Res.* 26: 888-898.
- Kneeshaw, D. et Bergeron, Y. 1998. Canopy gap dynamics and tree replacement in the southeastern boreal forest. *Ecology* 79 (3), 783-794.
- Kneeshaw, D., Leduc, A., Drapeau, P., Gauthier, S., Paré, D., Carignan, R., Doucet, R., Bouthillier, L. et Messier, C. 2000. Development of integrated ecological standards of sustainable forest management at an operational scale. *For. Chron.* 76 (3). 481-493
- Korzukhin, M. D., Ter-Mikaelian, M. T. et Wagner, R. G. 1996. Process versus empirical models: which approach for forest ecosystem management? *Can. J. For. Res.* 26: 879-887.

- Laliberté, F. et Lussier, L.-J. 1997. FOREXPERT logiciel d'aménagement intégré au service de la forêt privée. L'Aubelle. 19-21
- Laliberté, F. 2002. Impact économique d'un aménagement visant la production de bois de qualité. Territoire de l'Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de Lanaudière. 32 p.
- Landres, P. B., Morgan, P. et Swanson, F. J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications*. 9 (4): 1179-1188.
- Landsberg, J. 2003. Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions. *Can. J. For. Res.* 33 : 385-397.
- Leduc, A., Prairie, Y. T. et Bergeron, Y. 1994. Fractal dimension estimates of a fragmented landscape: sources of variability. *Landscape Ecology*. 9 (4) : 279-286.
- Lee, P., Smyth, C. et Boutin, S. 2002. Natural Disturbance Patterns and Forest Harvesting in the Western Boreal : From Concept to Practice. *Dans*, Buse, L.J. and A.H. Perera (comp). Emulating natural forest landscape disturbance: concepts and applications. Popular summaries. Ont. Min. Nat. Resour. Ont. For. Res. Inst. For. Res. Info. Pap. No 149. 100p.
- Lessieur, D., Gauthier, S. et Bergeron, Y. 2002. Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. *Can. J. For. Res.* 32: 1996-2009.
- Li, H. et Reynolds, J. F. 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*. 73 (2) : 280-284.
- Lieffers, V. J., Macmillan, R. B., MacPherson, D., Branter, K. et Stewart, J. D. 1996. Semi-natural and intensive silvicultural systems for the boreal mixewood forest. *For. Chron.* 72 (3) : 286-292.
- Lussier, L.-J. 1997. Plan optimal d'aménagement en forêt privée. Pour le Service canadien des forêts. Centre de foresterie des Laurentides. 33p.
- McGarigal, K. et Marks, B. J. 1994. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Version 2.0. Forest Science Department. Oregon State University. Corvallis, Oregon. 60p. + annexes.
- McKenney, D., Mussell, A. et Fox, G. 2002. What are the Economics of Emulation Forestry? *Dans*, Buse, L.J. and A.H. Perera (comp). Emulating natural forest landscape disturbance: concepts and applications. Popular summaries. Ont. Min. Nat. Resour. Ont. For. Res. Inst. For. Res. Info. Pap. No 149. 100p.

- Messier, C., Doucet, R., Ruel, J.-C., Claveau, Y., Kelly, C. et Lechowicz, M.J. 1999. Functional ecology of advance regeneration in relation to light in boreal forests. *Can. J. For. Res.* 29: 812-823.
- Messier, C., Fortin, M.-J., Schmiegelow, F., Doyon, F., Cumming, S. G., Kimmins, J. P., Seely, B., Welham, C. et Nelson, J. 2003. Modelling tools to assess the sustainability of forest management scenarios. Chapter 14. *Dans Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*. Édité par P.J. Burton, C. Messier, D. W. Smith, et W.L. Adamowicz. NRC Research Press, Ottawa, Ontario, Canada. P. 531-580.
- Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Direction générale des publications gouvernementales. 1984. Normes d'inventaires forestiers. Gouvernement du Québec. 177 p.
- Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. 1991-2003. Normes de cartographie écoforestière : Troisième inventaire écoforestier. Gouvernement du Québec. 95 p.
- Ministère des Ressources naturelles. Direction des communications. 1999. Manuel de mise en valeur des forêts privées du Québec. Document d'annexes. Gouvernement du Québec
- Ministère des Ressources naturelles. 2000. Cinq années de coupe en mosaïque. Ministère des Ressources naturelles. Gouvernement du Québec. Info Forêt, février 2000. No. 63. p : 4-5.
- Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec. 2003a. Édition 2003. Ressources et industries forestières. Portrait statistique. Gouvernement du Québec. 90 p.
- Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec. 2003b. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Plans généraux d'aménagement forestier de 2007-2012. Document de mise en œuvre. Québec. 46 p.
- Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec. 2003c. Manuel d'aménagement forestier. 4<sup>e</sup> édition. Gouvernement du Québec. 245p.
- Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec. 2004. Loi sur les forêts, Règlement sur les normes d'intervention dans les Forêts du domaine de l'État. Gouvernement du Québec.
- Ministère des terres et forêts, Direction générale des bois et forêts, Service de l'inventaire forestier. 1970-1983. Normes d'inventaire forestier. Gouvernement du Québec. 172 p.

- Mladenoff, D. J., White, M. A., Pastor, J. et Crow, T. R. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. *Ecological Applications*. 3 : 294-306.
- Morin, H., Laprise, D. et Bergeron, Y. 1993. Chronology of spruce budworm outbreaks near Lake Duparquet, Abitibi region, Québec. *Can. J. For. Res.* 23: 1497-1506.
- Nadeau, F.-R. 2002. Analyse de l'impact de la dispersion des aires de coupe sur les coûts d'approvisionnement en matière ligneuse à la Forêt Montmorency. Mémoire de maîtrise. Université Laval. 133 p.
- Nelson, J. D. et Finn, S. T. 1991. The influence of cut-block size and adjacency rules on harvest levels and road networks. *Can. J. For. Res.* 21 : 595-600.
- Nelson, J. 2003. Forest-level models and challenges for their successful application. *Can. J. For. Res.* 33: 422-429.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*. 4 (4): 355-364.
- Oliver, C. D. et Larson, B. C. 1990. *Forest Stand Dynamics*. McGraw-Hill Inc. New York, New York. 467p.
- OMNR. 2001. Forest management guide for natural disturbance pattern emulation, Version 3.1. Ont. Min. Nat. Res., Queen's Printer for Ontario, Toronto. 40 p.
- Paré, D., Bergeron, Y. et Longpré, M.-H. 2001. Potential productivity of aspen cohorts originating from fire, harvesting, and tree-fall gaps on two deposit types in northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.* 31: 1067-1073
- Park, A., Kneeshaw, D., Bergeron, Y. et Leduc, A. 2005. Spatial relationship and tree species associations across a 236-year boreal mixedwood chronosequence. *Can. J. For. Res.* 35: 750-761.
- Parminter, J. 1998. Natural Disturbance Ecology. *Dans*, Voller, J. et Harrison, S. (eds.). 1998. *Conservation biology principles for forested landscapes*. University of British Columbia Press. Vancouver, British Columbia.
- Parson, D. J., Swetnam, T. W. et Christensen, N. L. 1999. Uses and limitations of historical variability concepts in managing ecosystems. *Ecological Applications*. 9 (4): 1177-1178
- Pastor, J. et Broschart, M. 1990. The spatial pattern of a northern conifer-hardwood landscape. *Landscape Ecology*. 4 (1): 55-68

- Périé, C., Lesvesque, F., D'Avignon, H., Ouimet, R. et Gerardin, V. 2000. Utilisation d'indicateurs cartographiques dans la caractérisation de la mosaïque forestière à l'échelle d'une aire commune. Forêt Québec, Direction de la recherche forestière.
- Perron, J.-Y. 1985. Tarif de cubage général : volume marchand brut. Service de l'inventaire forestier. Ministère de l'Énergie et des Ressources. Québec. 55 p.
- Pickett, S. T. A., Parker, V. T. et Fiedler, P. L. 1992 The new paradigm in ecology: implication for conservation biology above the species level. Pages 65-88 *Dans* Fiedler, P.L. et Jain, S.K. éditeurs. Conservation biology : the theory and practice of nature conservation, preservation, and management. Chapman and Hall, New York, USA.
- Platt, W. J. et J. H. Connell. 2003. Natural disturbances and directional replacement of species. *Ecological Monographs*. 73 (4). 507-522.
- Pothier, D. et Savard, F. 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Ministère des ressources naturelles, Forêt Québec, Que.
- Potvin, F., Bélanger, L. et Lowell, K. 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conservation Biology*. 14 (3): 844-857.
- Radeloff, V. C., Mladenoff, D. J., Gustafson, E. J., Scheller, R. M., Zollner, P. A., He, H. S. et Akçakaya, H. R. 2006. Modeling forest harvesting effects on landscape pattern in the Northwest Wisconsin Pine Barrens. *Forest Ecology and Management*. 236: 113-126.
- Ripple, W. J., Bradshaw, G. A. et Spies, T. A. 1991. Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA. *Biological Conservation*. 57: 73-88.
- Saucier, J.-P., Bergeron, J. F., Grondin, P., et Robitaille, A. 1998. Les zones de végétation et les domaines bioclimatiques du Québec (document cartographique). Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêts Québec, Sainte-Foy, Qc.
- Schroeder, D. et Perera, A. H. 2002. A comparison of large-scale spatial vegetation patterns following clearcuts and fires in Ontario's boreal forests. *Forest Ecology and Management*. 159: 217-230.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique. 2004. Approche par Écosystème (Programmes de Travail de la CDB) Montréal : Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique. 51p.
- Seymour, R. S., White, A. S. et deMaynadier, P. G. 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America - evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management*. 155: 357-367.

- Shugart, H. H. Jr. et West, D. C. 1981. Long-term dynamics of forest ecosystems. *Am. Sci.* 69: 647-652.
- Simard, M. J., Bergeron, Y. et Sirois, L. 1998. Conifer recruitment in the southeastern Canadian boreal forest: the importance of substrate. *J. Veg. Sci.* 9(4):575-582.
- Sims, R. A., Baldwin, K. A., Kershaw, H. M. et Wang, Y. 1996. Tree species in relation to soil moisture regime in northwestern Ontario, Canada. *Environmental Monitoring and Management.* 39: 471-484.
- Spatial Planning Systems. 2002. Patchworks User Guide. 387p.
- Spies, T. A., Ripple, W. J. et Bradshaw, G. A. 1994. Dynamics and pattern of a managed coniferous forest landscape in Oregon. *Ecological Applications.* 4 (3): 555-568.
- Suffling, R. et Perera, A. H. 2002. Concepts and Approaches in Predicting Natural Forest Landscape Disturbances. *Dans* Buse, L.J. and A.H. Perera (comp). *Emulating natural forest landscape disturbance: concepts and applications. Popular summaries.* Ont. Min. Nat. Resour. Ont. For. Res. Inst. For. Res. Info. Pap. No 149. 100p.
- Swetnam, T. W., Allen, C. D. et Betancourt, J. L. 1999. Applied historical ecology: Using the past to manage for the future. *Ecological Applications.* 9 (4): 1189-1206.
- Thompson, I. D. et Welsh, D. A. 1993. Integrated resource management in boreal forest ecosystems - impediments and solutions. *For. Chron.* 69 (1) : 32-39.
- Turner, M. G. et Gardner, R. H. (Éditeurs). 1991. *Quantitative Methods in Landscape Ecology.* Springer, New York. 536p.
- Turner, M. G., Pearson, S. M., Blostad, P. et Wear, D. N. 2003. Effects of land-cover change on spatial pattern of forest communities in the Southern Appalachian Mountains (USA). *Landscape Ecology.* 18: 449-464.
- Urban, D. L., O'Neill, R. V. et Shugart Jr. H. H. 1987. Landscape ecology. *Bioscience.* 37 : 119-121.
- Valeria, O. 2003 Outil spatial d'aide à la planification forestière basé sur la comparaison d'indicateurs financiers, fauniques et sociaux pour diverses stratégies de dispersion de coupes. Thèse de doctorat, Faculté des études supérieures. Faculté de foresterie et Géomatique, Université Laval. 251 p.
- Vincent, J. S. et Hardy, L. 1977. L'évolution et l'extinction des grands lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire Québécois. *Géogr. Phys. Quat.* 31 : 357-372.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis.* 4th ed. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey. 663 p. + annexes.