TABLE DES MATIÈRES

Résumé ..... *xxi*

Introduction *1*

0.1 Évolution des systèmes d'aménagement forestier dans le temps **1**

0.2 L'aménagement écosystémique **2**

0.3 Dynamique forestière **4**

0.4 Configuration des paysages **5**

0.5 Approche par modélisation et simulation **7**

0.6 Objectifs de la thèse **8**

Chapitre I *11*

Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regeneration areas produced by wildfires: recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest *11*

1.1 Abstract **12**

1.2 Résumé **12**

1.3 Introduction **13**

1.4 Methods **15**

1.4.1 Fire model 15

1.4.2 Fire regime parameters 17

1.4.3 Simulations and analyses 18

1.5 Results and Discussion **21**

1.5.1 Temporal variability in the relative proportion of even-aged stands and regenerating areas 21

1.5.2 Size class distribution of regenerating areas 21

1.5.3 Spacing of the regenerating areas 25

1.5.4 Forest management implications 27
1.5.5 Rare events like those should represent a maximal dispersion, as a precautionary measure ensure that the "Any size" statistic is respected 30

1.6 Conclusion 32

1.7 Acknowledgement 33

1.8 References 33

Chapitre II 41

Forest succession rate and pathways on different surface deposit types in the boreal forest of north-western Quebec 41

2.1 Abstract 42

2.2 Résumé 42

2.3 Introduction 43

2.4 Methods 46

2.4.1 Study Area 46
2.4.2 Database and stand selection 47
2.4.3 Statistical analyses, semi-Markov chains and stand persistence 49

2.5 Results 51

2.5.1 Age and influence of surface deposits 51
2.5.2 Succession pathways 53
2.5.3 Transition Parameters 53

2.6 Discussion 58

2.6.1 Composition and structural changes 58
2.6.2 Paludification susceptibility 61
2.6.3 Forest management concerns 62

2.7 Acknowledgements 63

2.8 References 63

Chapitre III 69

Analyse de la variabilité naturelle associée à la configuration d'un paysage forestier boréal à l'aide de simulations spatialement expliciteS *69*

3.1 Résumé **70**

3.2 Introduction **70**

3.3 Méthode **73**

3.3.1 Aire d'étude et paysage simulé 73

3.3.2 Description du modèle 75

3.3.3 Paramètres de simulation et traitement des données 81

3.3.4 Scénarios et sensibilité du modèle aux hypothèses posées 82

3.4 Résultats **85**

3.4.1 Structure d'âge et composition en fonction du régime de feux 85

3.4.2 Configuration des paysages en fonction du régime de feu 89

3.4.3 Tests de sensibilité 93

3.5 Discussion **95**

3.5.1 Influence des paramètres du régime de feux sur la variabilité et la configuration 95

3.5.2 L'utilisation de modèles et de simulations : un incontournable 99

3.6 Conclusions **101**

3.7 Remerciements **102**

3.8 Références **102**

Chapitre IV *113*

Influence de différents régimes d'aménagement sur la configuration d'un paysage forestier boréal *113*

4.1 Résumé **114**

4.2 Introduction **114**

4.3 Méthode **118**

4.3.1 Aire d'étude et paysage simulé 118

4.3.2 Description du modèle et des sous-modèles 119

4.3.3 Scénarios 127

4.3.4 Paramètres de simulation et traitements des données 133
4.3.5 Sensibilité du modèle à certains paramètres 135

4.4 Résultats 135
4.4.1 Composantes du paysage : composition et configuration 136
4.4.2. Autres aspects écologiques et économiques 145

4.5 Discussion 150
4.5.1 Respect des limites de la variabilité historique 150
4.5.2 Un compromis écologique et économique 153
4.5.3 Limitations de l'approche 156

4.6 Conclusion 157

4.7 Remerciements 158

4.8 Références 159

Conclusion générale 169

Références 175

Appendice A 187

Caractéristiques des peuplements et paramètres de succession 187

Appendice B 189

Projet Tembec: « Implantation d'une stratégie d'aménagement forestier s'inspirant de la dynamique des perturbations naturelles pour la région nord de l'Abitibi » 189

Résumé 190

Introduction 190

Une approche basée sur la connaissance du territoire 193
Régime de perturbation 193
Dynamique des peuplements 194
La faune et la flore, les besoins de conservation 195

Gérer la forêt à l'aide d'objectifs clairs 199

Des essais avant le grand saut 206

Le défi de passer à une application à grande échelle considérant le paysage actuel...209

Des écarts à la réglementation et des outils d'évaluation de l'aménagement.....212

À la rencontre de nos objectifs par un système de suivi et un aménagement adaptatif 213

Conclusion 215

Remerciements 216

Références.....216

LISTE DES FIGURES

Figure 0.1. Organisation des chapitres de la thèse 10

Figure 1.1. Locations of study sites and representative boreal regions 18

Figure 1.2. Comparison of mean forest proportions (%) in even-aged (< 100 yr) and regenerating areas (<= 25 yr) expected from the null model (i.e. if burn risk is equal for all stands regardless of age) and from the spatial explicit model with different fire regimes: A) fire regimes controlled by a 3 000 ha mean fire size, B) 15 000 ha mean fire size and C) 60 000 ha mean fire size. The 10th and 90th percentile indicators of the temporal variability are illustrated by the grey zone (n = 100 for the even-aged stand and n = 180 for the regenerating areas) 22

Figure 1.3 Mean number of regenerating areas by size class (right) and mean proportion of the total area in regeneration occupied by each size class (left) for 100 and 300 fire cycle regimes (A: fire regimes controlled by a 3000-ha mean fire size, B: 15 000-ha mean fire size and C: 60 000-ha mean fire size). Regenerating areas have been compiled for a 30 000 km2 extent (n = 180). 23

Figure 1.4 Distance (km) to adjacent regenerating area (burnt areas of 25 years old or less) for different fire regimes. Mean minimum distances are illustrated by area size class combinations, small: area less than 5 000 ha in size, medium: between 5 000 ha and 20 000 ha, large: greater than 20 000 ha, any size: distance between areas no matter the areas size. Mean smaller distances are illustrated by black solid lines, standard deviation by "T" bars and the differences between 10th and 90th percentile by the grey zone (n varied from 44 to 180) 26

Figure 2.1. Succession model proposed by Lecomte, Simard and Bergeron (2006) and by Simard et al. (2008). 44

Figure 2.2. General transition pathways considering surface deposit type: a Lecomte and Bergeron (2005) and Simard et al. (2008) succession model validation. Arrow thickness is proportional to the transition rate between forest cover types. Circle size is proportional to the abundance of the forest cover type in 1965. Stand cover type abbreviations are balsam fir (BF), close productive black spruce (BS_CP), partially open black spruce (BS_PO), open unproductive black spruce (BS_OUP), jack pine (JP), mixed jack pine and conifer (JPC), mixed hardwood

Rapport-Gratuit.com

and jack pine (HJP), trembling aspen (TA), and mixed aspen and conifer (TAC). 54

Figure 2.3. Landscape scale persistence (years) of the major forest cover types by surface deposit. For each surface deposit graphs show complete succession paths from the pioneer species to the expected climax composition. Jack pine dominated stands are indicated by black triangles and jack pine/conifer mixed stands by white triangles; trembling aspen dominated stands are indicated by black circles and aspen/conifer mixed stands white circles; closed productive black spruce stands are indicated by black squares and partially open stands by white squares. Finally, the open and unproductive stands are illustrated by a continuous line without symbols. 57

Figure 3.1. Aire d'étude. 74

Figure 3.2. Relation entre le temps depuis feu et l'épaisseur de la couche organique au sol selon différents types de sol et différentes sévérités de feu (sévère (A) ou peu sévère (B)). Les losanges gris ( ) illustrent les argiles, les carrés blancs ( ) illustrent les dépôts grossiers et les triangles noirs ( ) illustrent les tills de Cochrane. 76

Figure 3.3. Schéma conceptuel du modèle de simulation. Les flèches pleines indiquent un effet direct dans le modèle et les flèches pointillées un effet indirect. ... 77

Figure 3.4. Analyse d'écart entre la distribution d'épaisseur de la couche organique au sol du paysage initial (carte forestière 1970) et la distribution d'épaisseur de différents paysages simulés représentant toute une gamme de sévérité. Le total absolu des écarts par paysage est indiqué sous forme d'étiquette en haut des colonnes en italique. La flèche noire indique le paysage qui ressemble le plus au paysage initial. n=3 80

Figure 3.5. Exemples de paysages résultant des différents scénarios correspondants à différents régimes de feux (dernière année simulée). 84

Figure 3.7. Influence de la sévérité et de la longueur du cycle de feux sur la représentativité des types structuraux au sein de chaque classe d'âge. n=60 89

Figure 3.8. Analyse en composante principale (ACP) projetant sur deux axes les paysages obtenus par simulation de différents régimes de feux. Les paysages sont mis en relation avec différentes variables décrivant la configuration des paysages. Pour fins de comparaison, l'image initiale utilisée pour les simulations, soit le paysage de 1970 et le paysage actuel (2007) exploité depuis les 30 à 40 dernières années ont été ajoutées à l'espace contrainte par les paysages issus des scénarios de feux. Les variables suivantes : la distance moyenne au plus proche

voisin de même type (DMVP), la superficie occupée par les grandes parcelles (SOGP), les moyennes parcelles (SOMP) et les petites parcelles (SOPP) par type (forêt de moins de 25 ans (J), forêt entre 25 et 100 ans (I), forêt entre 100 et 200 ans (M), forêt de plus de 200 ans (VI), forêt équienne fermée (EF), forêt équienne étagée (EE) et forêt inéquienne ouverte (IO)), ont été utilisées dans l'analyse et projetées dans le plan canonique. La variabilité expliquée et les parmaètres associée à chaque axe sont illustrés dans l'encadré en haut à droite (60 réplicats par régime de feux ont été utilisés). 92

Figure 3.9. Analyse de sensibilité du modèle à différents paramètres. Les accronymes sont décrits au tableau 3.5 pour les paramètres et au tableau 3.2 pour les types de couvert. N= 20. 94

Figure 4.1. Modèle conceptuel. 120

Figure 4.2. Paysages obtenus après 300 ans de simulation par l'application des diverses régimes de coupe et les taux de prélèvement maximaux. Un seul réplicat est ilustré. 137

Figure 4.3. Analyse en composante principale illustrant l'évolution dans le temps des abondances relatives des différentes composantes du paysage en fonction des contraintes de taille et d'adjacence imposées pour un taux standardisé d'intervention en coupes totales de 0,5 % par année. Dix réplicats par 50 ans sont illustrés. Les acronymes utilisés sont : pour les stades de développement de la forêt, moins de 25 ans (J), entre 25 et 100 ans (I), entre 100 et 200 ans (M) et 200 ans et plus (VI) et pour les types structuraux, équien fermé (EF), équien étagé (EE) et inéquin ouvert (IO). 139

Figure 4.4. Analyse en composante principale illustrant l'évolution dans le temps de la configuration des paysages en fonction des contraintes de taille et d'adjacence imposées pour un taux standardisé d'intervention en coupes totales de 0,5 % par année. Dix réplicats par 50 ans sont illustrés. Les acronymes utilisés sont : NTP : nombre total de parcelles, TMP : taille moyenne des parcelles, SOPP : superficie occupée par les parcelles de moins de 1 000 ha, SOMP : superficie occupée par les parcelles de 1 000 à 25 000 ha, SOGP : superficie occupée par les parcelles de 25 000 ha et plus, DMVP : distance moyenne au voisin de même nature le plus pour les parcelles de plus de 1 000 ha, F_INT : pourcentage du territoire occupé par de la forêt mature et vieille à plus de 50 m d'une bordure (forêt d'intérieur) et DENS_BORD : longueur moyenne (m) de bordure par hectare de forêt de plus de 25 ans (densité de bordure). Les acronymes pour les types de composantes sont décrits à la figure 4.3. 140

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Figure 4.5. Analyse en composante principale illustrant l'évolution dans le temps des abondances relatives des différentes composantes du paysage en fonction des contraintes de taille et d'adjacence imposées pour un taux maximal d'intervention en coupes totales. Dix réplicats par 50 ans sont illustrés. Voir la figure 4.3 pour les acronymes. 143

Figure 4.6. Analyse en composante principale illustrant l'évolution dans le temps de la configuration des paysages issus de différents régimes de coupe pour un taux en comparaison avec la variabilité naturelle, l'image initiale du paysage (1970) et l'image actuelle (2007). Un taux maximal d'intervention en coupe totale a été considéré. Dix réplicats par 50 ans sont illustrés. Voir la figure 4.3 et 4.4 pour les acronymes. 144

Figure 4.7. Abondance (%) de la forêt de plus de 100 ans dans le paysage. Les aires forestières protégées de la récolte sont aussi comptabilisées. La plage en grisée indique la plage de variabilité historique tel qu'évaluée au chapitre 3. 146

Figure 4.8. Influence des différentes approches d'aménagement sur A) la proportion du territoire à plus de 10 km d'un massif forestier fermé de plus de 30 km2 composé à 70 % et plus de forêt de 7 m et plus; B) le pourcentage de territoire productif; C) les volumes relatifs de bois récoltés; D) la rentabilité économique. Les barres en « T » indiquent la plage couverte par 80 % des valeurs obtenues lors des simulations (10e au 90e percentile). n= 10. 147

Figure 4.9. Influence de la sévérité des coupes sur A) la proportion du territoire à plus de 10 km d'un massif forestier fermé de plus de 30 km2 composé à 70 % et plus de forêt de 7 m et plus; B) le pourcentage de territoire productif; C) les volumes relatifs de bois récoltés; D) la rentabilité économique. Les barres en « T » indiquent la plage couverte par 80 % des valeurs obtenues lors des simulations (10e au 90e percentile). n= 10..... 149

Figure 5.1. Bilan des compromis d'aménagement (voir tableau 4.2 chap. 4 pour les acronymes)..... 172

B.1. Localisation de l'unité d'aménagement forestier 85-51. 192

B.2. Modèle de succession naturelle de la pessière noire à mousses de l'ouest proposé par Thuy Nguyen (2002) Epn = épinette noire, Pig = Pin gris, Pet = Peuplier faux tremble 196

B.5. Chantier écosystémique expérimental 2007-2008 canton Rainboth (feuillet 32E08NE du 3e inventaire décennal)..... 208

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1. Fire regime characteristics of representative regions of the Canadian boreal forest, presented in a west-to-east direction (data on fire cycles have been extracted from Bergeron et al. 2004a and Bergeron et al. 2001)..... 19

Tableau 1.2. Proportion (%) of the even-aged part of the FMU that should be harvest in different size classes..... 24

Tableau 1.3. Spacing constraints (km) of harvest agglomerations (n= maximal and minimal number of map analysed, the minimal value has been written if it was different)..... 30

Tableau 2.1. Forest cover and structural types retained1 using the SIFORT database. 48

Tableau 2.2. AIC model selection parameters. See table 2.1 for the definition of the initial forest cover type abbreviation..... 52

Tableau 2.3. Transition parameters estimated from the 1st and 3rd forest surveys for each forest cover and surface deposit type (n = 19,488; base time interval = 23 years)..... 55

Tableau 3.1. Description des scénarios. 83

Tableau 3.2. Abondance (%) des différentes composantes du paysage (limite de la variabilité exprimée par la plage de valeur située entre le 10e et le 90e percentile). n=60 88

Tableau 3.3. Nombre total de parcelles par classe d'âge et type structuraux observé sous les divers scénarios (limite de la variabilité exprimée par la plage de valeur située entre le 10e et le 90e percentile). n=60..... 90

Tableau 3.4. Taille moyenne (km2) des parcelles correspondant à différentes classes d'âge ou types structuraux observé sous les divers scénarios (limite de la variabilité exprimée par la plage de valeur située entre le 10e et le 90e percentile). n=60..... 90

Tableau 3.5. Signification des acronymes décrivant les paramètres testés. 93

Tableau 4.1. Paramètres de récolte forestière par type de couvert (voir annexe 1 pour la description des couverts). 125

Tableau 4.2. Paramètres de simulations des différents scénarios d'aménagement..... 129

A.1. Abondance (%) de chaque type de couvert forestier dans le paysage initial (1970) par type de dépôt de surface 187

A.2. Paramètres de succession..... 188

B.3. Comparaison de l'état actuel de la forêt avec le portrait préindustriel 200

B.4. Enjeux et objectifs d'aménagement..... 202

B.6. Caractéristiques souhaitées de dispersion et d'agglomération des coupes pour la forêt sous un aménagement équienne[1] 210

B.7. Caractéristiques des agglomérations perturbées déjà présentes dans l'unité d'aménagement 85-51[1] 211

RÉSUMÉ

Avec l'ère industrielle, les coupes forestières remplacent dans bien des secteurs les feux de forêts comme agent dynamisant le paysage. Comme la configuration et l'abondance de certains types d'habitats des paysages aménagés s'écartent de plus en plus des paysages non-aménagés ou pré-industriels, la communauté scientifique se questionne sur la capacité de résilience de ces paysages et sur le maintien de la biodiversité à long terme. L'aménagement écosystémique des forêts est proposé comme un outil qui permettrait de réconcilier l'aménagement forestier et la sauvegarde des processus assurant la résilience des écosystèmes. S'inspirant des régimes de perturbations naturelles et de la dynamique des peuplements, les approches proposées n'avancent pas toujours de règles claires de déploiement spatial et ne présentent pas toujours une évaluation juste de leur performance à maintenir une configuration des paysages à l'intérieur ou proche de la variabilité historique. De plus, puisque les paysages actuels ont déjà été affectés par la coupe forestière ou la colonisation, ou encore sont sujet à des variations du régime de perturbation par le feu à cause du climat, il est difficile de déterminer un paysage de référence pour mesurer l'état actuel de nos paysages. Dans ce contexte, cette thèse poursuit à l'aide de modèles spatialement explicites trois grands objectifs : 1) établir des lignes directrices quant au déploiement spatial des coupes dans un aménagement écosystémique, 2) établir une plage de variabilité historique à l'intérieur de laquelle on souhaite maintenir la configuration des paysages sur la base des régimes de perturbations passés, actuel et futurs et en tenant compte de la susceptibilité à l'entourbement des peuplements, et enfin 3) comparer le déploiement spatial de scénarios d'aménagement écosystémique à des scénarios plus conventionnels afin d'évaluer l'influence de la répartition des coupes, du niveau de récolte et du type d'invention sur la performance des scénarios à maintenir le paysage à l'intérieur ou proche de la variabilité historique. Un premier modèle neutre basé sur l'âge des peuplements et leur rajeunissement par le feu a permis pour différents régimes de feux d'établir des lignes directrices quant à la quantité de territoire qui devrait être affecté par un régime de coupe équien, une distribution de taille des aires en régénération (moins de 25 ans) et une distance minimale moyenne qu'on devrait respecter entre ces aires en régénération. Par la suite, une quantification de la dynamique forestière proposée pour la région à l'étude, a permis d'évaluer la susceptibilité des différents dépôts de surface à l'entourbement. Cette dynamique fut incluse sous forme de chaine semi-Markovienne dans un modèle spatialement explicite permettant l'évolution des couverts forestiers dans le temps et l'espace. Sur la base de ce modèle, la variabilité historique de la configuration des paysages et l'abondance des différents types de forêts rencontrés dans le paysage a été évaluée considérant les régimes de feux documentés pour la région ainsi que les prévisions de changements climatiques. Enfin, un sous-modèle de coupe a été greffé à ce modèle de feux afin d'évaluer la performance de différents régimes de coupes à maintenir le paysage à l'intérieur de la variabilité historique. Par ces études, on observe que sous les régimes de feux passés les paysages historiques n'ont vraisemblablement jamais présenté moins de 30 % de forêt de plus de 100 ans et que les coupes totales devraient majoritairement être agglomérées en grands secteurs de plus de 2 000 ha distant d'au moins 3 à 6 km. On observe aussi que les argiles remaniées du nord du

territoire à l'étude sont plus susceptibles à l'entourbement et on y observe une convergence plus rapide des peuplements vers des peuplements ouverts d'épinettes noires par rapport aux autres dépôts. On observe que l'étendue potentielle de la variabilité historique est influencée par la fréquence, la taille et la sévérité des feux. Enfin, on observe par la comparaison des différents régimes de coupes que le niveau de récolte et les contraintes de tailles et d'adjacence sont les principaux facteurs qui influencent la configuration des paysages aménagés. En conclusion, on suggère que des scénarios d'aménagement écosystémique qui présenteraient une certaine proportion d'intervention en coupe partielle et des niveaux de coupes totales près des niveaux historiques de prélèvement par le feu seraient de bons compromis d'aménagement face aux enjeux écologiques et économiques.

Mots clés : Aménagement écosystémique, Variabilité naturelle, Paysage, Configuration, Répartition spatiale, Forêt boréale.

INTRODUCTION

0.1 Évolution des systèmes d'aménagement forestier dans le temps

Avec la déglaciation et l'arrivée des premiers occupants de la forêt boréale en Amérique du nord, il y a moins de 8 000 ans (Pilou, 1991), l'utilisation de la forêt est passée de la simple survivance à une phase d'exploitation proprement dite. Cette phase s'est étendue du milieu du 18e siècle jusqu'au début du 20e siècle. À cette époque, l'exploitation des forêts servait surtout à fournir du bois d'œuvre à l'Angleterre et aux États-Unis, mais aussi à permettre un développement des terres agricoles et des périmètres urbains (Fernow, 1911). Bien qu'à la fin de cette période des réglementations et des initiatives pour favoriser le reboisement aient été mis en place, de même que des systèmes de protection des forêts contre les feux et des aires de conservation, cette période a entraîné la surexploitation de beaucoup d'espèces arborescentes, tel le pin blanc, et une déforestation au profit de terre agricole (Fernow, 1911). Au milieu du 20e siècle, le développement des sciences forestières a permis l'essor d'une foresterie plus intensive visant un rendement soutenu en fibre (Burton *et al.*, 2003; Perry, 1998). S'appuyant sur des règles visant une normalisation de la distribution des classes d'âge de la forêt et une élimination des plus vieux peuplements moins productifs, ce type d'aménagement a, en Europe, favorisé une raréfaction des forêts matures et vieilles (Östlund, Zackrisson et Axelsson, 1997) et des habitats fauniques associés (Berg *et al.*, 1994). Plus récemment, les lois ont favorisé davantage une approche multi-ressources qui visait à intégrer au rendement soutenu d'autres biens et services pouvant être produits par la forêt et la protection de l'eau et des sols (Burton *et al.*, 2003; Gauthier *et al.*, 2009; Seymour et Hunter, 1999). Finalement, l'acquisition croissante de connaissances sur les écosystèmes et la mise en lumière d'évidences démontrant une relation entre le maintien de la biodiversité, le fonctionnement des écosystèmes et sa résilience (Drever *et al.*, 2006; Elmqvist *et al.*, 2003; Folke, Gunderson, 2000; Holling et Perrings, 1996; Holling ,1973) impose, à la fin du 20e siècle, un virage vers une foresterie dite « écologique » qui vise un développement durable des forêts et de tous les biens et services qui en découlent. Le Conseil canadien des ministres des forêts souscrit à cette approche en 1995 et adopte six critères visant à assurer le maintien

de l'intégrité et de la productivité des forêts pour les générations actuelles et futures. Les critères retenus portent sur six grands thèmes :

1. la diversité biologique;
2. l'état et la productivité des écosystèmes;
3. la protection des sols et de l'eau;
4. la contribution des écosystèmes aux cycles écologiques planétaires;
5. les avantages sociaux et économiques;
6. la responsabilité sociale.

Ce virage place les écosystèmes au cœur des préoccupations forestières comme des entités pouvant fournir plusieurs biens et services en plus de la fibre de bois. Il met l'accent sur le caractère évolutif et dynamique des écosystèmes, et sur le besoin d'intégrer dans l'aménagement forestier les préoccupations des utilisateurs et du public en général. Il insiste sur le fait que l'aménagement forestier doit être adaptatif et reposer sur les connaissances les plus à jour afin d'assurer une pérennité de toutes les ressources (CCMF, 2003). Pour répondre à ce nouveau contexte, diverses approches d'aménagement écosystémique ont vu le jour. Ces approches reposent sur des connaissances de productivité forestière, mais aussi sur la dynamique des peuplements et sur les fonctions des écosystèmes à plusieurs échelles. Ces approches sont vues comme des approches souples et adaptatives qui permettraient l'aménagement durable des forêts (Christensen *et al.*, 1996; Holling, 1996).

0.2 L'aménagement écosystémique

L'aménagement écosystémique prend ses racines au début du siècle dernier. Aldo Léopold (1949), un naturaliste américain, décrivait une forme de foresterie qui considérait le territoire comme un système présentant des interdépendances entre toutes ses parties (ou produits) et pour lesquelles un soin particulier devait être pris. Le concept s'est développé au fil de l'acquisition des connaissances sur les écosystèmes et de leurs fonctions ainsi que sur la prise de conscience de divergences importantes entre les paysages non-aménagés et aménagés (Baker, 1999; Cyr *et al.*, 2009; Delong et Tanner, 1996; Franklin et Forman, 1987; Li *et al.*, 1993; Mladenoff *et al.*, 1993; Perron, Bélanger et Vaillancourt, 2009). En 2009,

Gauthier *et al.* proposent la définition suivante d'un aménagement écosystémique : une approche d'aménagement qui vise le maintien de la santé et de la résilience des écosystèmes forestiers en ciblant une diminution des écarts entre les paysages naturels et les paysages aménagés afin d'assurer à long terme le maintien des fonctions de l'écosystème et sa capacité à fournir des biens et services à la société. Ce type d'approche repose sur les connaissances acquises de la dynamique des écosystèmes et des régimes de perturbation à plusieurs échelles (Attiwill, 1994; Bergeron *et al.*, 2002; Cissel, Swanson et Weisberg, 1999; Kuuluvainen, 2002; Niemelä, 1999; Seymour et Hunter, 1999; Seymour, White et deMaynadier, 2002). Comme il est difficile d'avoir une connaissance pointue de tous les écosystèmes et de leur fonctionnement, une approche par filtre brut et filtre fin (Hunter, 1990; Hunter, Jacobson et Webb III, 1988) a été privilégiée dans le développement d'approches d'aménagement écosystémique. Cette approche repose sur l'hypothèse qu'en maintenant une diversité d'habitats proche de la diversité observée en conditions naturelles, la plupart des espèces associées devraient aussi être conservées. Dans le cas d'espèces fragiles, rares ou en danger, le filtre fin prévoit l'application de mesures spécifiques pour en assurer la sauvegarde. En Amérique, les approches les plus connues en forêt boréale ont été développées au cours des années 1990. On note que l'approche de Seymour et Hunter (1999) ainsi que celle de Burton, Kneeshaw et Coates (1999) préconise un allongement des révolutions sur une partie du territoire afin d'assurer le maintien d'une certaine quantité de vieilles forêts dans le paysage. On note aussi que l'approche de Bergeron *et al.* (1999) propose de diversifier les traitements sylvicoles et de limiter l'application d'un régime de coupe exclusivement équien. Cette approche favorise l'application de traitements qui permettent un certain niveau de prélèvement mais également, un maintien de couvert forestier et de structures associées aux vieilles forêts (e.g. chicots, gros arbres à valeur faunique). Enfin, bien que la communauté scientifique soit consciente des enjeux majeurs liés aux aspects de répartition spatiale des interventions de coupe lors du déploiement de telles approches dans le paysage, peu de lignes directrices ont été à ce jour avancées (Delong et Tanner, 1996; Franklin et Forman, 1987; Li *et al.*, 1993; Perron, Bélanger et Vaillancourt, 2009; Pickett et White, 1985; Wallin, Swanson et Marks, 1994).

Rapport-Gratuit.com

0.3 Dynamique forestière

Au Canada, en absence de perturbation anthropique majeure, la forêt boréale est reconnue pour être principalement perturbée par les feux (Payette, 1992). Influencée par le climat, la fréquence des feux n'a pas nécessairement été constante dans le temps depuis la déglaciation, mais a présenté de longues périodes de stabilité relative ayant façonné l'aspect du paysage au cours du temps (Bergeron *et al.*, 2004; Carcaillet *et al.*, 2001; Cyr *et al.*, 2009). Indépendamment du cycle de perturbations, lorsque l'intervalle entre deux évènements de feux est assez long, il peut y avoir, localement, une succession forestière et des changements de composition dans la canopée (Bergeron et Dubuc, 1989; Foster et King, 1986; Gauthier, De Grandpré et Bergeron, 2000). Lorsque les cycles de feux sont longs, on considère qu'une dynamique par trouée s'installe et assure, à long terme, un remplacement des individus dans la canopée (Kneeshaw et Bergeron, 1998; St-Denis, Kneeshaw et Bergeron, 2010). La longévité des espèces, leur tolérance à l'ombre et les conditions de sites sont les principaux facteurs expliquant la succession forestière dans la forêt boréale de l'est du Canada (Gauthier, De Grandpré et Bergeron, 2000; Harper *et al.*, 2002; Lecomte et Bergeron, 2005; Robichaud et Methven, 1993; Taylor et Chen, 2011). Typiquement, suite à un feu ayant détruit la majorité des arbres d'un peuplement forestier, on s'attend à la mise en place d'un peuplement équien composé d'espèces intolérantes à l'ombre ou d'espèces tolérantes comme l'épinette noire qui présente des adaptations particulières aux feux comme des cônes semi-sérotineux. Par la suite, on s'attend à ce que la composition et la structure du peuplement évolue vers une structure inéquienne et une composition principalement dominée par des espèces tolérantes à l'ombre et capables de s'établir en sous-couvert (Bergeron, 2000; Bergeron et Dubuc, 1989; Carleton et Maycock, 1978; Cogbill, 1985; Gauthier, De Grandpré et Bergeron, 2000; Lecomte et Bergeron, 2005). Dans le cas des peuplements équiens dominés par l'épinette noire, on ne s'attend pas à des changements majeurs de composition mais plutôt à des changements importants au niveau de la structure même du peuplement (Gauthier, De Grandpré et Bergeron, 2000; Harper *et al.*, 2002; Lecomte et Bergeron, 2005). Dans la région à l'étude, on observe qu'avec le temps et l'accumulation au sol d'une épaisse couche organique, les peuplements d'épinettes noires sont de plus en plus ouverts et moins productifs (Simard *et al.*, 2007, 2009). L'accumulation de matière organique au sol est liée à plusieurs facteurs dont le temps depuis le dernier feu, la sévérité du feu, la présence de sphaigne et le

niveau d'ouverture de la canopée (Fenton *et al.*, 2005). À partir d'un certain niveau d'accumulation, la productivité des peuplements est limitée par une montée de la nappe phréatique du sol minéral à la couche organique, une diminution de l'activité microbienne et une baisse de disponibilité des nutriments (Taylor, Carleton et Adams, 1987; Van Cleve et Viereck, 1981). Enfin, les travaux de Lecomte, Simard et Bergeron (2006) et de Lecomte *et al.* (2006) ont également montré, pour la région à l'étude, que la sévérité des perturbations sur la couche organique au sol peut avoir d'importantes conséquences pour la mise en place, après feu, de peuplements productifs et diversifiés. Johnstone et Chapin III (2006) ont également observé le même phénomène en Alaska dans une région également sensible à l'entourbement.

0.4 Configuration des paysages

Le régime de perturbation propre à chaque région (type de perturbation, taille, fréquence et sévérité) et les caractéristiques des sites affectés, en lien avec la dynamique d'évolution des peuplements, favorisent la mise en place, dans le paysage, d'une mosaïque de peuplements de compositions et de stades de développement divers (Pickett et White, 1985; Seymour et Hunter, 1999). L'hétérogénéité qu'apportent les perturbations, autant à l'échelle du paysage qu'à l'échelle même de la perturbation, assure un renouvellement des espèces, un apport en nutriment et un apport en lumière. Bien qu'à l'échelle de la perturbation, des extinctions d'espèces et un changement radical d'état sont prévisibles, à l'échelle du paysage, les changements spatio-temporels imposés par le régime de perturbation assurent une résilience à l'écosystème (Johnstone *et al.*, 2010). Cette résilience repose sur l'idée que chaque état, structure ou fonction essentiel au maintien ou au rétablissement de l'état désiré de l'écosystème seront maintenus en proportion suffisante dans l'espace et dans le temps considérant le régime de perturbation (Bengtsson *et al.*, 2003; Elmqvist *et al.*, 2003). Un changement majeur au régime de perturbation qui contraindrait certains états, structures ou fonctions de l'écosystème pourrait limiter la résilience de l'écosystème et le retour à un état désiré après perturbation. À ce titre, une normalisation des classes d'âge des peuplements forestiers par l'exploitation commerciale des bois pourrait entraîner des pertes non-négligeables d'habitats pour les espèces associées aux vieilles forêts et limiter le maintien de

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES
Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

ces espèces dans l'écosystème ainsi que des fonctions qui leurs sont liées (Berg *et al.*, 1994; Östlund, Zackrisson et Axelsson, 1997). De plus, pour un même taux de perturbation, une distribution des sites perturbés en petites aires dispersées ça et là, par rapport à la mise en place de grands secteurs perturbés, accélère la fragmentation des massifs de forêts matures et vieilles dans le paysage (Franklin et Forman, 1987). D'un point de vue faunique, il est de plus en plus courant d'utiliser des seuils critiques au-delà desquels la perte d'habitats pourrait être critique pour les espèces concernées. Betts et Forbes (2005) et Rompré *et al.* (2010) avancent qu'à moins de 40 % de forêt résiduelle par rapport à un niveau historique, la sauvegarde de la biodiversité est compromise pour les espèces associées à de la forêt mature et vieille. Drapeau, Leduc et Bergeron (2009) suggèrent que pour certaines espèces d'oiseaux associées aux forêts de plus de 100 ans, la probabilité de présence de l'espèce est affectée négativement en deçà de 24 à 40 % de ce type de forêt dans un rayon d'écoute de 1 km. Des études portant sur l'influence de la taille et de la dispersion des coupes dans le paysage indiquent qu'à partir du moment où 30 à 50 % du territoire a été rajeuni par des coupes (avec un taux de coupe annuel de 1 %), le paysage va présenter des niveaux de fragmentation importants qui pourraient limiter la dispersion et la sauvegarde de certaines espèces (Andrén, 1994; Franklin et Forman, 1987; Li *et al.*, 1993; Wallin, Swanson et Marks, 1994). Dans le cas de paysages déjà largement fragmentés ou rajeunis, il est recommandé de maintenir un réseau de massifs de forêts matures et vieilles d'au moins 10 à 30 km^2 espacés, au maximum, de 10 à 30 km pour assurer la sauvegarde d'espèces associées aux forêts matures et vieilles (Leboeuf, 2004; Kouki et Väänänen, 2000). Avec le développement d'outils d'analyse et de cartographie géoréférencée, de plus en plus d'indices de mesure spatiale sont proposés pour documenter la configuration du paysage et ses interactions avec les fonctions de l'écosystème, les espèces végétales et animales qui y vivent et son régime de perturbation (Baldwin *et al.*, 2004; Hargis, Bissonette et David, 1997). Le choix de l'indice utilisé repose, en partie, sur les types d'enjeux qui affectent le paysage, l'échelle d'analyse et le support d'analyse. Les indices couramment utilisés sont la densité et la longueur de bordure entre deux milieux contrastant (e.g. : forêt fraîchement perturbé et forêt fermé), la quantité de forêt d'intérieur (forêt qui n'est pas sous l'influence d'une bordure dont la largeur d'influence dépend de l'espèce étudiée ou de paramètres physiques), le nombre total de parcelles et le nombre par type de peuplement étudié, la taille moyenne des parcelles, la proportion du territoire occupée par les

différents types de peuplement, la distance moyenne au plus proche voisin de même type. Vraisemblablement, il n'y a pas d'indice ou d'amalgame d'indices qui permetent de caractériser toutes les subtilités du paysage à toutes les échelles. Néanmoins, ces indices permettent un certain niveau de comparaison entre différents paysages présentant des régimes de perturbations différents. Ils permettent aussi de comparer les paysages actuels par rapport à ce que les paysages étaient historiquement et de détecter des enjeux possibles face au maintien de la résilience et de l'intégrité des écosystèmes.

0.5 Approche par modélisation et simulation

Également porté par le développement informatique et le développement d'outils d'analyse et de cartographie géoréférencée, les approches de modélisation et de simulation gagnent en popularité dans l'étude des paysages et dans le domaine du développement de nouvelles approches d'aménagement forestier (Messier *et al.*, 2003). Considérant un certain niveau d'abstraction de la réalité, de telles approches permettent d'évaluer rapidement des hypothèses de travail ou de comparer des scénarios de perturbation sans attendre l'évolution dans le temps de systèmes dont les processus se produisent sur plusieurs années, voir sur des décennies (Fall et Fall, 2001; Kurz *et al.*, 2000; Mladenoff et He, 1999). La modélisation et la simulation permet, par le contrôle de certains paramètres, d'évaluer la sensibilité des écosystèmes à différentes variables propres aux régimes de perturbation, à la dynamique des peuplements ou aux changements climatiques (Baker, Egbert et Frazier, 1991; Boychuck *et al.*, 1997; Karau et Keane, 2007; Keane, Parsons et Hessburg, 2002). À grande échelle, la modélisation permet de mieux définir la dynamique du paysage, son historique de perturbation et l'influence des régimes de perturbation sur son évolution (Gustafson et Crow, 1996; Keane, Cary et Parsons, 2003; Li, 2000, 2002; Perera et Cui, 2010). Ce type d'approche peut également être utilisé pour prédire le comportement de systèmes dans le temps ou dans le passé et la probabilité que ces systèmes acquièrent ou perdent certaines composantes (Nonaka et Spies, 2005; Perera *et al.*, 2003; Wimberly *et al.*, 2000). Enfin, bien que les connaissances actuelles de l'écosystème ne nous permettent pas de créer des modèles qui reproduisent fidèlement toutes les facettes de la dynamique des écosystèmes et du paysage, l'emploi de modèles permet de synthétiser les connaissances et d'évaluer les besoins

en recherche pour permettre une meilleure compréhension des processus qui affectent l'écosystème (Baker, 1989; Korzukhin, Ter-Mikaelian et Wagner, 1996). Bien que l'approche de modélisation choisie puisse être de plusieurs natures (empirique ou axée sur les processus), un consensus semble se dessiner sur le fait qu'une approche par modélisation des processus répondrait davantage aux besoins de recherche et de synthèse de connaissances dans le cas des approches d'aménagement écosystémique (Korzukhin, Ter-Mikaelian et Wagner, 1996; Messier *et al.*, 2003). L'approche empirique qui repose davantage sur la relation statistique entre les données et très peu sur les règles d'organisation ou de comportement du système étudié, limite notre capacité à transposer les résultats d'un système à l'autre sans documenter de nouveau les relations statistiques. Les modèles axés sur les processus reposent davantage sur l'interprétation des données du système selon les mécanismes qui régissent son organisation et son comportement. De sorte que, pour des systèmes présentant des règles similaires, les conclusions ou tendances observées demeurent valables. Néanmoins, puisqu'il est difficile d'avoir une connaissance parfaite de tous les mécanismes fondamentaux qui régissent un système, dans bien des cas, les modèles axés sur les processus présentent une certaine part de relations empiriques. Ce type d'approche est difficile à valider et des efforts doivent être faits dans ce sens (Korzukhin, Ter-Mikaelian et Wagner, 1996). Pour ce qui est des modèles spatialement explicites, la rareté et l'insuffisante résolution des données de base, ainsi que la difficulté de documenter les processus à cette échelle, rendent parfois encore plus difficile le développement de modèle performant et cohérent (Messier *et al.*, 2003).

0.6 Objectifs de la thèse

À la lumière des connaissances et des approches d'aménagement présentées précédemment, l'objectif de cette thèse est d'évaluer, à l'aide d'un modèle spatialement explicite et axé sur les processus, la performance de régimes d'aménagement s'inspirant des perturbations naturelles à maintenir la configuration spatiale du paysage à l'intérieur de la variabilité historique et de présenter le meilleur compromis d'aménagement possible considérant certains aspects économiques liés à la récolte. Afin de répondre à cet objectif, certains aspects liés à la répartition spatiale des coupes selon un modèle qui s'inspire des

perturbations naturelles (Chapitre 1) et la dynamique d'évolution des peuplements dans le temps et à l'échelle du paysage (Chapitre 2) ont dû être documentés. Considérant uniquement l'influence du régime de feux sur la structure d'âge, le chapitre 1 vise à évaluer la possibilité d'établir des lignes directrices d'aménagement à partir de la variabilité naturelle. Ces directives portent sur le déploiement spatial des chantiers de coupes équiennes et sur la proportion de forêt mature et vieille à maintenir dans le paysage. Le chapitre 2 a pour objectif de quantifier l'importance de certaines voies successionnelles dans le paysage et la vitesse de changement de composition ou de structure des peuplements considérant la susceptibilité de certains sites à l'entourbement. Par cette étude, on souhaite développer un modèle plus complet de succession forestière qui permettrait la simulation à l'échelle du paysage de la dynamique des peuplements en interrelation avec la dynamique de perturbations et d'entourbement.

Ensuite, considérant un modèle spatialement explicite plus complet synthétisant nos connaissances de la dynamique des peuplements, du processus d'entourbement et des régimes de perturbation passé, actuel et futur, le chapitre 3 a pour objectif d'évaluer la variabilité entourant la configuration des paysages et l'influence des différents paramètres du régime de feux sur cette variabilité. Cette étude permet d'établir une base de comparaison pour évaluer l'état du paysage actuel et dans quelle mesure différentes approches d'aménagement pourraient limiter les écarts entre des paysages aménagés et non aménagés. Enfin, en maintenant un certain niveau de perturbation par le feu et en intégrant au modèle un certain nombre de scénarios d'aménagement et les lignes directrices de répartition spatiale du chapitre 1, le chapitre 4 a pour objectif d'évaluer la performance de différentes approches d'aménagement à maintenir le paysage à l'intérieur des limites de variabilité historique et à présenter un bon compromis d'aménagement. On souhaite que le compromis proposé assure un certain niveau d'activité économique et présente un impact limité sur le paysage et la capacité de résilience de l'écosystème. La figure 0.1 illustre les relations entre les différents chapitres.

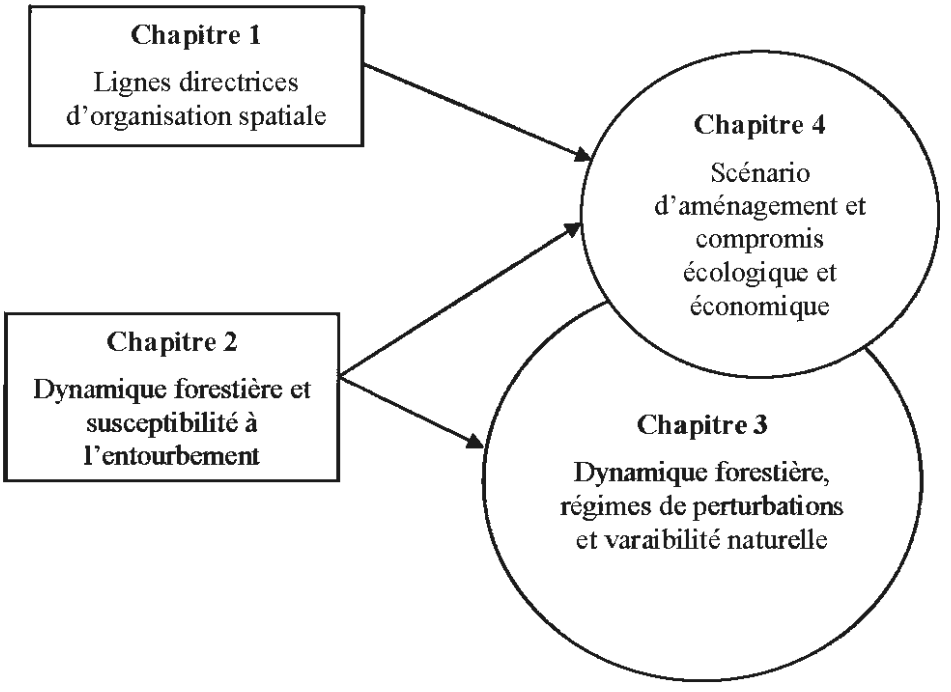


Figure 0.1. Organisation des chapitres de la thèse

CHAPITRE I

USING SPATIALLY EXPLICIT SIMULATIONS TO EXPLORE SIZE DISTRIBUTION AND SPACING OF REGENERATION AREAS PRODUCED BY WILDFIRES: RECOMMENDATIONS FOR DESIGNING HARVEST AGGLOMERATIONS FOR THE CANADIAN BOREAL FOREST

Annie Belleau[1], Bergeron Yves[1], Alain Leduc[2], Sylvie Gauthier[3] and Andrew Fall[4]

1-. Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, Canada J9X 5E4

2- 2- Centred'étude sur la forêt et Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, Québec H3C 3P8, Canada.

3- Service Canadien des Forêts, Centre de foresterie des Laurentides, 1055 rue du PEPS, C.P. 3800, Sainte-Foy, Québec, Canada G1V 4C7

4- Gowlland Technologies Ltd, 220 Old Mossy Road, Victoria, British Columbia, Canada V9E 2A3 and School of Resource and Environmental Management, Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, Canada V5A 1S6

Publié dans Forestry Chronicle en 2007

v. 83, no 1, pages 72-83.

1.1 Abstract

It is now recognized that in the Canadian boreal forest, timber harvesting activities have replaced wildfires as the main stand replacing disturbance. Differences in landscape patterns derived from these two sources of disturbance have however raised concerns that the way forest harvesting has been dispersed is potentially shifting patterns away from the natural range. In the context of natural disturbance based management, we used a spatially explicit model designed to capture general fire regimes in order to quantify temporal variability associated with regenerating areas (burnt areas of 25 years or younger), and to develop strategic objectives for harvest agglomeration sizes and dispersion. We first evaluated temporal variability in the proportion of stands younger than 100 years (assumed to be even-aged stands) for various fire regimes (seven fire cycles: 50 to 400 years, and three mean fires sizes: 3 000, 15 000 and 60 000 ha). Secondly, we quantified the size distribution and dispersion of regenerating areas for each fire regime. As expected by theoretical fire frequencies and size distributions, the importance of even-aged stands at the forest management unit level was found to decrease with longer fire cycles. However, the temporal variability associated with these proportions is shown to increase with mean fire size. It was also observed that the size distribution and dispersion of regenerating areas was primarily influenced by mean fire size. Based on these observations, natural disturbance based management objectives were formulated, providing guidelines on harvest agglomeration size and dispersion.

1.2 Résumé

Le rajeunissement de la forêt boréale canadienne est maintenant d'avantage lié aux activités forestières qu'à l'action des feux de forêt. Les différences majeures dans les patrons spatiaux créés par ces régimes de perturbations suscitent donc des inquiétudes quant aux pratiques forestières actuelles. Dans le cadre d'une approche d'aménagement écosystémique qui s'inspire des perturbations naturelles, nous proposons d'analyser la variation temporelle des patrons d'aire en régénération créés par le feu (brûlis de 25 ans ou moins) et d'élaborer des objectifs stratégiques d'espacement et de taille des chantiers de coupe. Les variations dans la proportion de forêt équienne (peuplements de moins de 100 ans) ont d'abord été évaluées et comparées à des valeurs attendues pour plusieurs régimes de feux (sept cycles de feux : 50 à 400 ans, et 3 tailles moyennes : 3 000, 15 000 et 60 000 ha). Ensuite, la variabilité temporelle liée à la distribution de taille et à la dispersion des aires en régénération a été évaluée. Telle qu'attendue la proportion de forêt de moins de 100 ans est inversement proportionnelle à la longueur du cycle de feu. Cependant, la variabilité temporelle associée à cette proportion serait davantage influencée par la taille moyenne des feux. La taille moyenne des feux serait aussi le principal agent qui influence la taille et l'espacement des aires en régénération. Suite à ces observations nous proposons des lignes directrices d'aménagement qui précisent les proportions de forêt aménagée de façon équienne, leur distribution quant à la superficie des chantiers de coupe et leur dispersion ou espacement minimal.

1.3 Introduction

Industrial forest harvesting activities are now replacing wildfires as the main stand replacing disturbance in Canadian boreal forest (Delong and Tanner, 1996; Mladenoff *et al.*, 1993; Perera and Baldwin, 2000; Perron, 2003; Schroeder and Perera, 2002). The differences in the disturbance rate of human industrial activities and wildfire, and divergences in their patterns, have raised concerns about the way we have historically managed the forest and how we should manage it to maintain natural forest processes and patterns (Franklin and Forman, 1987; Godron and Forman, 1983; Hessburg, Smith and Salter, 1999; Seymour, White and deMaynadier, 2002; Spies and Turner, 1999).

Wildfires are generally considered to be a stochastic process, mainly driven by weather condition, fuel availability, soil type, forest type and age, topography, and presence of natural fire breaks (Bergeron *et al.*, 2004a; Johnson, 1992; Johnson, Miyanishi et Weir, 1998; Kafka, Gauthier et Bergeron, 2001; Larsen, 1997; Lefort, Gauthier et Bergeron, 2003). The area affected by fire events is considered to be highly variable in time and fire histories have shown a wide range of disturbed area sizes (2 to more than 100 000 ha) (Canadian Forest Service, 2002; Bergeron *et al.*, 2004a; DeLong and Tanner, 1996; Thompson, 2000). It is also suggested that, independently of the fire cycle, fire size distribution influences landscape mosaic characteristics (Bergeron *et al.*, 2004a). In contrast, harvesting activities are the results of detailed planning processes that focus on the next 5 to 25 years. These processes tend to generally maximize the rate of sustainable timber extraction (m^3/year), while considering a limited number of other forest values (e.g., visuals, wildlife habitat). Harvest rules, usually dictated by federal, state or provincial governments, define among other things the size and dispersion constraints of cutovers as well as the amount of forest (volume or area) that can be harvested per year. Legislation that presents few constraints on cutover agglomeration has led to a cutting front that leaves behind large homogenous regenerating areas with little habitat for edge/core sensitive or mature and old forest dependant species (Drapeau *et al.*, 2003; Imbeau and Desrochers, 2002; Imbeau, Savard and Gagnon, 1999; Perron, 2003). In regions where legislation favours small cutovers and high adjacency constraints, spatial heterogeneity and landscape fragmentation have increased and forest interior integrity has decreased (Betts, Franklin and Taylor, 2003; Cissel, Swanson and

Rapport-Gratuit.com

Weisberg, 1999; DeLong and Tanner, 1996; Franklin and Forman, 1987; Gustafson and Crow, 1996; Wallin, Swanson and Marks, 1994).

One proposed avenue to limit the negative impacts of forest activities on the ecosystem is the use of natural disturbance based management as an alternative to traditional forest management (Bergeron *et al.*, 1999; Burton, Kneeshaw and Coates, 1999; Perera, Buse and Weber, 2004; Hunter, 1999). Supported by a strong knowledge of historic disturbance regimes, natural disturbance based management encourages the use of harvest treatments and/or harvest scheduling that restore or maintain aspects of historic variability at stand and landscape levels without completely excluding timber exploitation (Bergeron *et al.*, 1999, 2002; Burton, Kneeshaw and Coates, 1999; Hunter, 1999). Based on fire cycle estimates, these approaches present a general description of the natural forest dynamic; they prescribe target proportions of different forest types or age-cohort states to be maintained, and they often suggest potential treatments or rotation times that can be used to maintain these forest types or age-cohort states. These approaches, however, mostly focus on a static view of equilibrium conditions, and so do not help to establish an exhaustive range of temporal variability within which strategic decisions and social compromises can be made. In addition, due to their non-spatial character, they do not establish general guidelines concerning the pattern of even-aged regenerating areas in space and time. Within the paradigm of natural disturbance based management, guidance is needed on the level at which harvest should be aggregated in time (spatial constraint) and the agglomeration size distribution over a rotation time period.

Great importance is usually attributed to the maintenance over time of a given mean proportion of forest older than 100 years in a managed area (Bergeron *et al.*, 1999). As forest management increases the proportion of even-aged stands, we focus in this paper on what happens with its counterpart, stands younger than 100 years. Hence, we specifically wish to explore the effect of mean fire size on the temporal variability in the proportion of forest younger than 100 years. In a second step, we look at the influence of fire cycle length and mean fire size on the size distribution and the spatial dispersion of regenerating agglomerations. Finally we propose flexible harvest prescriptions on harvest agglomeration

size with associated dispersion constraints that allow enough leeway at the landscape level to satisfy some compromises between social, ecological and economic values.

1.4 Methods

1.4.1 Fire model

In order to achieve the previously stipulated goals, we needed to use a simulation model. Some studies have used complex spatially explicit simulation models to address the question of natural landscape variability (Baker, Egbert and Frazier, 1991; Keane, Parsons and Hessburg, 2002; Klenner, Kurz and Beukema, 2000; Mladenoff and He, 1999; Perera *et al.*, 2004). However, implementation of these models requires substantial effort to calibrate fire behaviour and landscape characteristic to a particular region. The conclusions or guidelines obtained from these models are therefore often limited to the studied territory and are inherent to the initial state. These models are quite powerful and allow management scenarios to be assessed dynamically at a regional scale, but they are too complex and specific to be useful for establishing general guidelines on temporal variability and spatial constraints that aim to be applied to boreal regions subject to different disturbance regimes. Several other tools are available to explore historical variability in size distribution of burned areas at a large scale, but most have limitations and are analysed over a restrained time period. For instance, fire history maps, based on the age of live trees, fire scars, soil charcoal and aerial photography interpretation, are commonly used to evaluate fire regime characteristics (Bergeron *et al.*, 2004a; Johnson, 1992; Lertzman *et al.*, 2002). This approach usually gives a good approximation of the fire cycle or forest mean age but presents limitations for evaluating fire size distribution and dispersion (i.e., landscape patterns). National and provincial records of recent fire events give us more accurate information on fire size distribution and dispersion (Alberta Forest Protection, 2004; Canadian Forest Service, 2002; Direction de la conservation des forêts, 2000). However, the short record length and the influence of humans on fire patterns limit the use of these records for a direct evaluation of natural variability. Nevertheless, fire regime indicators can be established from fire history maps and fire records with reasonable reliability, and can be used to seed simulation routines that can provide replication, unlimited recording time periods and a greater control over

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

parameters. In this context, simulation models can provide a dynamic projection of possible conditions based on fire history information, providing a method to make inference. Therefore, we chose a simulation approach based on a simple fire/growth model that allowed us to apply fire history results available across the Canadian boreal region to analyse spatiotemporal variability of size and dispersion of regenerating agglomerations. To define *agglomeration*, we retained a cutoff of 25 years, i.e., contiguous burnt areas (that can result from different fire events) younger than or equal to 25 years old were clustered before calculating size and nearest-neighbour distance on simulated maps. Twenty five years since the last stand replacing disturbance was assumed to be sufficient for boreal stands to reach more than 4 m in height, at which time there is a recovery of forest characteristics such as canopy closure and partial wildlife habitat recovery (Imbeau, Savard and Gagnon, 1999; Jacqmain, 2003).

In order to explore the variability in size, occurrence and dispersion of burned areas under different fire regimes we implemented a fire model using SELES (Spatially Explicit Landscape Event Simulator) modelling environment (Fall and Fall, 2001). SELES is a tool that provides a high-level declarative modelling language to specify key processes at the landscape scale in order to create spatially-explicit grid-based models. One advantage of using SELES to build our model instead of using an existing model, such as DISPATCH (Baker, Egbert and Frazier, 1991), LANDIS (Mladenoff and He, 1999) or TELSA (Kurz *et al.*, 2000), lies in the ability to integrate the degree of complexity that we judge appropriate to the question (i.e. we only needed to include the minimum level of detail and complexity required to address our objectives).

Since our objective is to establish management guidelines that are general enough to cover a wide range of situations with the minimum number of parameters that are available in most boreal areas, our model consists of two submodels and depends on two key fire regime parameters — length of fire cycle and mean fire size. These parameters are recognized in the literature to describe fire regimes reasonably well at the landscape scale and we assumed that they integrated the regional influences of topography, soil deposit, fuel and climate. We also assumed that climate remains stable during the simulation period (a reasonable assumption since our goal is to derive system understanding not make predictions).

The first submodel progressively ages forest stands on an annual time step until an upper limit of 350 years. The age limit was fixed to help data compilation even if forest mean age could be slightly underestimated in the case of long fire cycles (although forest inventory information is rarely accurate for stands older than 250 years). For simplicity and generality, every cell in the landscape was presumed to be forested.

The second submodel drives disturbance events, which set the stand ages back to zero) and depends on the following fire parameters. First, based on the territory size (*Extent,* see below), and on the *fire cycle* and the *mean fire size* simulated during the run, the number of fire events by year is randomly chosen from a Poisson distribution (Baker, Egbert and Frazier, 1991; Boychuk *et al.*, 1997; Wimberly *et al.*, 2000) where λ is assumed to be the annual average fire occurrence and is equal to:

$$FireOccurence = \frac{Extent(ha)}{MeanFireSize(ha) * FireCycle(yr)} \qquad \text{(eq. 1.1)}$$

Second, the size of each fire event is randomly selected from a negative exponential distribution based on the mean fire size. Although other distributions could potentially fit the empirical fire size distribution (e.g. lognormal), the negative exponential was preferred because it is largely accepted in boreal forest and has been recently used elsewhere (Baker, Egbert and Frazier, 1991; Boychuk *et al.*, 1997; Wimberly *et al.*, 2000), and it only requires a single parameter to estimate. Based on the premise of Van Wagner (1978) that stands burn independently of their age, fire start locations are randomly chosen over the entire grid (whole territory). Once initiated, a modelled fire randomly spreads to one or two of the 8 neighbouring cells, that have not burnt during the event time step. Once initiated, a fire will spread until the chosen fire event size is reached. The shape of the fire was not directly controlled, but the alternate spreading to one or two cells of the 8 neighbours avoids creation of circular shape. Compared visually with empirical data, fire shapes appear realistic.

1.4.2 Fire regime parameters

This study used fire event registers from different Canadian boreal regions from northern Alberta to south-eastern Labrador (figure 1.1). Because there is no long-term forest fire history that covers the entire area, we selected the most representative regional studies

Figure 1.1. Locations of study sites and representative boreal regions

available to fix a range of fire regime parameters that characterise the Canadian boreal forest (table 1). Based on these studies, twenty-one different fire regimes have been defined and selected for the simulation. They are composed of seven fire cycles varying from 50 to 400 years and three mean fire sizes: 60 000, 15 000 and 3 000 ha. Mean fire sizes in table 1.1 have been estimated in accordance to cumulative size distributions of the national and provincial recent fire records (Alberta Forest Protection, 2004; Canadian Forest Service, 2002; Direction de la conservation des forêts, 2000), assuming the size distributions followed a negative exponential (Boychuk *et al.*, 1997; Wimberly *et al.*, 2000).

1.4.3 Simulations and analyses

The simulations were conducted using a 10 ha cell resolution on a grid of 548 X 548 cells. This size was chosen as it was the smallest square grid which could be used to represent

Table 1.1. Fire regime characteristics of representative regions of the Canadian boreal forest, presented in a west-to-east direction (data on fire cycles have been extracted from Bergeron et al. 2004a and Bergeron et al. 2001).

Study case	Reference	Study area (km^2)	Fire mean size (ha)[1]	Fire cycle (time period)			
				Past		Current[3]	
North Alberta	Larson (1997)	44 807	61 030	71	(1860-1989)	151	(1959-1989)
Central Saskatchewan	Weir, Johnson et Miyanishi. (2000)	3 461	58 608	97	(<1890)	213	(1959-1989)
Northwestern Ontario	Suffling, Smith et Dal Molin (1982)	24 000	58 370	52	(~1870-1974)	217	(1959-1989)
Northeastern Ontario	Lefort, Gauthier et Bergeron (2003)	8 245	1 224	172	(1740-1998)	521	(1920-1999)
Northwestern Abitibi (Quebec)	Bergeron et al. (2004a, 2001)	7 500	17 657	135	(1850-1920)	398	(>1920)
Southwestern Abitibi (Quebec)		7 500	969	111	(1850-1920)	326	(>1920)
Central Quebec[2]	Lesieur, Gauthier et Bergeron (2002)	3 844	---	123	(1850-1920)	273	(1920-1999)
Southern-eastern Labrador	Foster (1983)	48 500	20 289	500	(1870-1975)	2639	(1959-1989)

1- Mean fire sizes have been estimated from the Canadian large fire database or from the provincial database when available (Northern Alberta and Abitibi). Note: fires < 200 ha are not included and mean sizes have been evaluated on the basis of the study area size and approximate location.

2- The limited number of fire events recorded in this area during the last 80 yrs makes evaluation of the mean fire size difficult.

3- Fire cycles established for the time period 1959 to1989, have been evaluated from the Canadian large fire database (LFDB) (See Bergeron *et al.*, 2004b).

a territory of at least a 30 000 km^2. This size limits scale effects by keeping a ratio greater than 50:1 between map extent and the mean fire size used in the simulation (Shugart and West, 1981). This has been found to be large enough to capture the maximum size that can be reached by a fire event, with any reasonable likelihood and to limit the influence of large fire events on overall stand age structure. Each cell represents a homogenous 10 ha area of the

landscape; stands emerge as adjacent cells with the same characteristics. One hundred replicates of each fire regime scenario were simulated for a period of 1 000 years to ensure mean stand age stabilisation (at least twice the fire cycle length; Baker, 1995). In order to avoid effects from stand age legacy, each simulation was started with a blank sheet having stand age set to zero. Since we assume no dependence between stand age and burning vulnerability, starting the landscape at age zero will not affect the effective fire size distribution, burned area dispersion, or long-term stand age structure.

In order to establish guidelines for even-aged or harvest agglomeration size distributions, maps of the cumulative areas burned over a period of 25 years were saved every 25 years. This was done during the last 200 years of the simulation for a subset of 20 runs out of the 100 (180 replicates). Finally, at the end of each run the forest age structure was recorded in 10 year classes and compared to the null model, i.e. the aspatial proportion of forest that would be expected in each age class if all stands had were equally likely to burn regardless of age (Van Wagner, 1978). This comparison allows us to evaluate the model output, i.e. to make sure that the simulation time and extent are adequate to allow equilibrium in mean age and to limit the border effect before looking at the temporal variability and dispersion.

A posteriori analysis of the extracted maps was used to evaluate the size distribution of regenerating areas. For each map, regenerating agglomerations were categorized into three size classes: small (5 000 ha or less), medium (between 5 000 and 20 000 ha) and large (greater than 20 000 ha). Mean nearest-neighbour distances between adjacent regenerating areas of same size class or without consideration of size classes were both computed for each map. For these calculations, maps that did not contain any young patches were not used. Thus, for each fire regime we calculated, by class size and overall, the mean, minimum, and 10th and 90th percentile edge-to-edge distances to adjacent areas (McGarigal and Marks, 1995). Note that for some fire cycle and mean fire size combinations, some regenerating area size classes were uncommon and replication was consequently low (see table 1.3). In these cases no guidelines have been provided as the events were considered too rare limiting our ability to evaluate their temporal variability.

1.5 Results and Discussion

1.5.1 Temporal variability in the relative proportion of even-aged stands and regenerating areas

The mean proportions of forest stands younger than 25 and 100 years obtained from our simulation and from the null model for the different combinations of fire cycle lengths and mean fire sizes are presented in Figure 1.2. Within a forest management unit (FMU) the proportion of stands regenerating (<25 years) and the proportion of stands <100 years were together considered as the allowable area to be managed with an even-aged strategy. As expected, and considering the stochastic nature of the model, the figure shows that the proportions obtained in our simulation are similar to the values predicted with the null model, i.e. if all stands are equally likely to burn, regardless of age. As predicted (Bergeron *et al.*, 1999), the proportion of even-aged post-fire (i.e. < 100 yrs) forest decreases with elongation of the fire cycle. The even-aged proportion varied from about 86 to 24 % as fire cycle lengthened from 50 to 400 years. Similarly, the proportion in regenerating areas (forest younger than 25 years old) varied from 39 to 6 % as the fire cycle lengthened. While changes in mean fire size have no influence on age class structure, it does have a large influence on temporal variability as expressed by the 10th and 90th percentile (Figure 1.2). We observe that for the same fire cycle, a fire regime characterized by a mean fire size of 60 000 ha shows a temporal fluctuation about 4 times greater than one with a 3 000 ha mean, and about 2 times greater than one with a 15 000 ha mean. Thus, forest management unit size should ideally reflect fire regime characteristics, such as mean fire size, to limit undesirable large fluctuations.

1.5.2 Size class distribution of regenerating areas

The analyses of the burned agglomerations of 25 years old and younger allowed the evaluation of the occurrence of regenerating areas by size class (Figure 1.3). To keep the figure simple and succinct only the fire cycles of 100 and 300 yr have been illustrated (results for the other fire regimes are found in Table 1.2). The results show that size class distribution of regenerating areas is primarily a function of the mean fire size with a slight influence of the fire cycle. Without consideration of the fire cycle length, the maximum sizes of

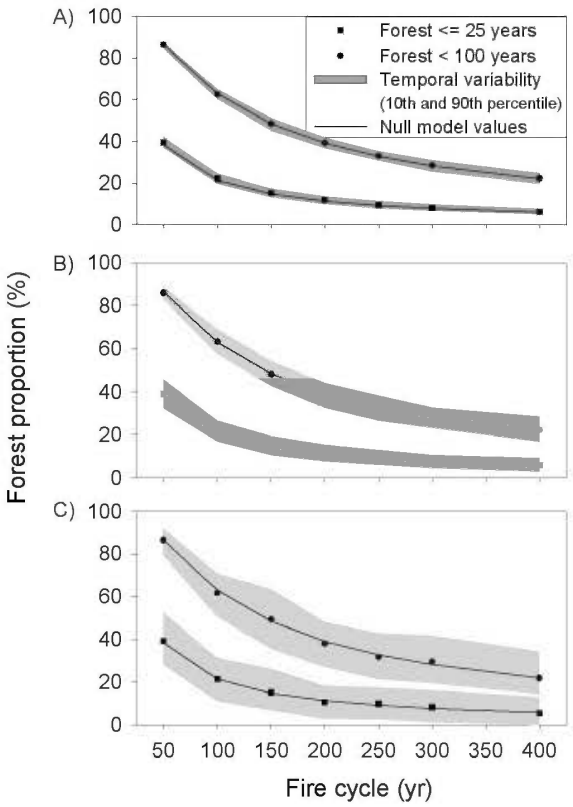


Figure 1.2. Comparison of mean forest proportions (%) in even-aged (< 100 yr) and regenerating areas (<= 25 yr) expected from the null model (i.e. if burn risk is equal for all stands regardless of age) and from the spatial explicit model with different fire regimes: A) fire regimes controlled by a 3 000 ha mean fire size, B) 15 000 ha mean fire size and C) 60 000 ha mean fire size. The 10th and 90th percentile indicators of the temporal variability are illustrated by the grey zone (n = 100 for the even-aged stand and n = 180 for the regenerating areas).

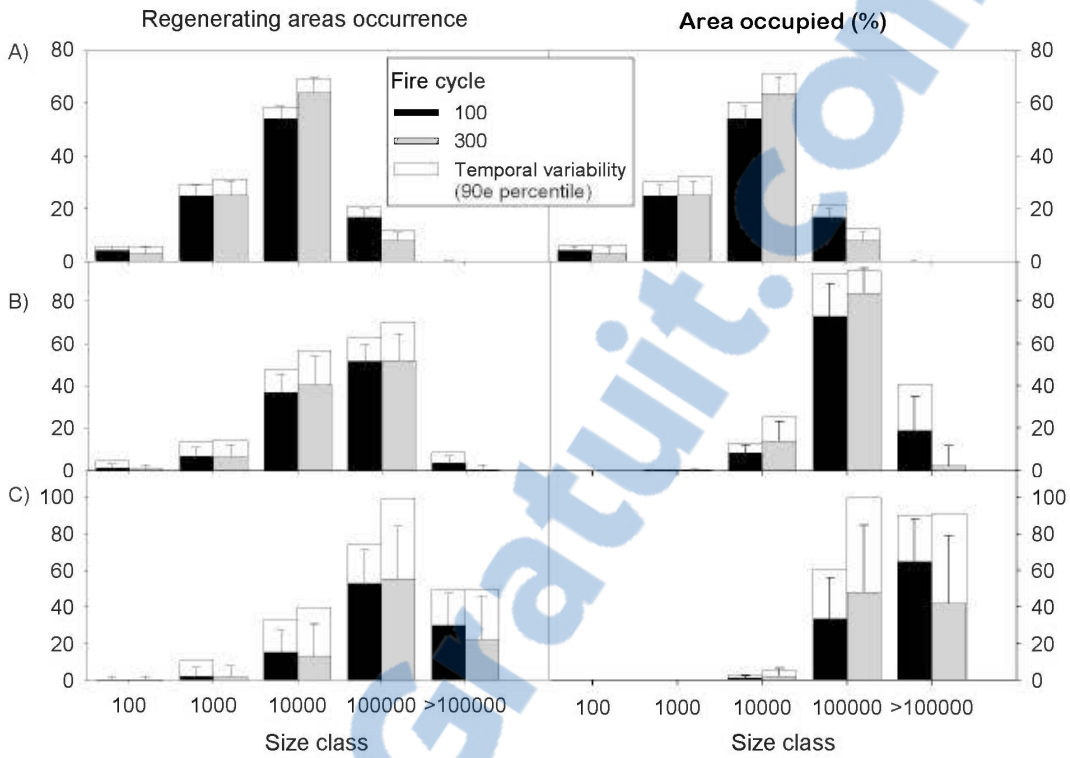


Figure 1.3 Mean number of regenerating areas by size class (right) and mean proportion of the total area in regeneration occupied by each size class (left) for 100 and 300 fire cycle regimes (A: fire regimes controlled by a 3000-ha mean fire size, B: 15 000-ha mean fire size and C: 60 000-ha mean fire size). Regenerating areas have been compiled for a 30 000 km2 extent (n = 180).

regenerating areas during the simulations were 647 696 ha, 795 523 ha and 1 394 687 ha for the 3 000, 15 000 and 60 000 ha mean fire sizes respectively (Table 1.2). The majority of the regenerating areas are observed in the size classes from 1 000 to 10 000 for the 3 000 ha mean fire size regime, in the size classes from 10 000 to 100 000 for the 15 000-ha regime, and in the 100 000 and > 100 000 size classes for the 60 000-ha regime. The lowest occurrences are almost always observed in the smallest size classes for all of the simulated regimes. Those results are unexpected and contrary to observed fire size distributions, where many small fires and a few large fires are observed (Bergeron *et al.*, 2004a; Boychuk *et al.*,

Rapport-Gratuit.com

Table 1.2. Proportion (%) of the even-aged part of the FMU that should be harvest in different size classes.

Mean fire size (ha)	Harvest agglomeration size (ha)	Fire cycle (yr)						
		50	100	150	200	250	300	400
		Mean proportion (maximum allows[1])						
3 000	0-2000	2.8 (3.6)	6.4 (8.2)	8.4 (10.7)	9.6 (13.2)	10.6 (14.9)	10.9 (15.3)	11.6 (16.1)
	2000-5000	4.6 (6.4)	13.6 (17.7)	19.3 (24.4)	21.6 (28.1)	25.1 (32.0)	25.5 (33.8)	28.8 (38.2)
	5000-10000	92.7 (94.5)	80.0 (84.6)	72.3 (78.4)	68.8 (76.1)	64.1 (72.6)	63.6 (72.4)	59.6 (70.5)
	Max size reach (ha)	647 696	139 264	84 809	72 933	54 505	47 372	39 888
15 000	0-2000	0.4 (0.7)	0.6 (1.0)	0.6 (1.3)	0.8 (1.6)	0.7 (1.4)	0.9 (2.0)	0.8 (1.8)
	2000-5000	1.2 (2.0)	2.4 (4.2)	2.7 (4.9)	3.1 (6.1)	3.4 (6.5)	3.6 (7.2)	3.7 (7.3)
	5000-10000	2.7 (4.8)	5.5 (9.3)	7.3 (12.3)	7.9 (12.9)	8.7 (15.1)	9.6 (19.8)	9.6 (18.4)
	10000-20000	5.8 (10.0)	13.2 (21.9)	16.9 (29.2)	19.2 (33.7)	19.0 (33.9)	22.3 (38.2)	22.6 (45.1)
	20000-50000	89.8 (94.8)	78.4 (87.4)	72.5 (85.8)	69.0 (84.7)	68.2 (84.6)	63.6 (84.4)	63.3 (84.8)
	Max size reach (ha)	795 523	274 7855	202 062	181 013	199 191	151 209	242 191
60 000	0-2000	0 (0.2)	0.1 (0.3)	0.1 (0.2)	0.1 (0.4)	0.1 (0.4)	0.1 (0.2)	0.1 (0)
	2000-5000	0.2 (0.5)	0.3 (0.9)	0.2 (0.7)	0.6 (1.9)	0.7 (1.6)	0.4 (1.3)	0.7 (1.4)
	5000-10000	0.5 (1.4)	0.8 (2.2)	1.0 (3.4)	1.6 (4.5)	1.7 (4.2)	1.6 (5.1)	1.8 (4.3)
	10000-20000	1.4 (3.6)	2.3 (5.9)	3.1 (8.8)	5.7 (12.9)	4.6 (9.9)	4.8 (11.7)	4.8 (13.9)
	20000-50000	6.2 (13.7)	11.5 (24.6)	14.7 (36.3)	20.1 (51.9)	19.1 (56.6)	18.6 (56.6)	14.4 (45.1)
	50000-100000	91.7 (97.9)	85.0 (97.1)	80.9 (97.8)	70.8 (96.7)	71.6 (98.7)	66.7 (98.6)	55.9 (99.7)
	Max size reach (ha)	1 394 687	1 234 914	687 824	561 216	478 759	644 694	451 886
Predicted even-aged management proportions (%) if burn risk is equal in each stand regardless of age		86.5	63.0	48.4	39.1	32.8	28.2	22.0

1- The upper limit of the distribution is based on the 90th percentile.

1997; Wimberly *et al.*, 2000). These results suggest that at the time scale of 25 yrs, most of the small fire events are eclipsed by a large fire event. Figure 1.3 also illustrates the proportion represented by each size class of the total area in regeneration. It appears that size class distribution of the regenerating areas is also a function of the mean fire size and of the fire cycle. Burned agglomerations between 1 000 and 100 000, 10 000 and 100 000, and larger than 100 000 ha were found to be responsible for more than 50% of the area regenerating under fire regime characterised by a 3 000, 15 000 and 60 000 ha mean fire size, respectively. Again based on fire landscape studies, it was expected that the greater size classes would represent the larger proportion of the area burned (Bergeron *et al.*, 2004a; Boychuk *et al.*, 1997; Wimberly *et al.*, 2000). Therefore, it seems that the size of regenerating areas created by agglomerations of fires are larger than would be expected if only individual fires are considered. The agglomeration sizes fluctuate around the mean fire size, which largely influences the size class distribution. The variability associated with the occurrence and distribution of the regenerating areas among size class is also expressed in Figure 1.3. The fluctuations observed between the fire regimes that were simulated are a function of the mean fire size.

1.5.3 Spacing of the regenerating areas

Given that mean fire size and fire cycle influence the size distribution of the regenerating areas, it becomes of interest to evaluate their influence on the nearest-neighbour distance between regenerating areas in a FMU. Figure 1.4 shows the mean nearest-neighbour distance between adjacent small (less than 5 000 ha), medium (between 5 000 and 10 000 ha), large (greater than 10 000 ha) and all regenerating area sizes combined. Figure 4 also shows the 10th and 90th percentile as a measurement of temporal variability. The 10th percentile was considered to be the ultimate minimal distance that should constrain the spatial distribution of agglomerated regenerating areas. In regards to fire regime parameters, three main trends were observed. First, mean nearest-neighbour distance between regenerating areas increased with fire cycle, and minimum distance (10th percentile) between areas was on average greater when size classes were rare in a given fire regime. For instance, in the case of a long fire cycle characterised by a small 3 000 ha mean fire size, large regenerating areas are rare and,

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

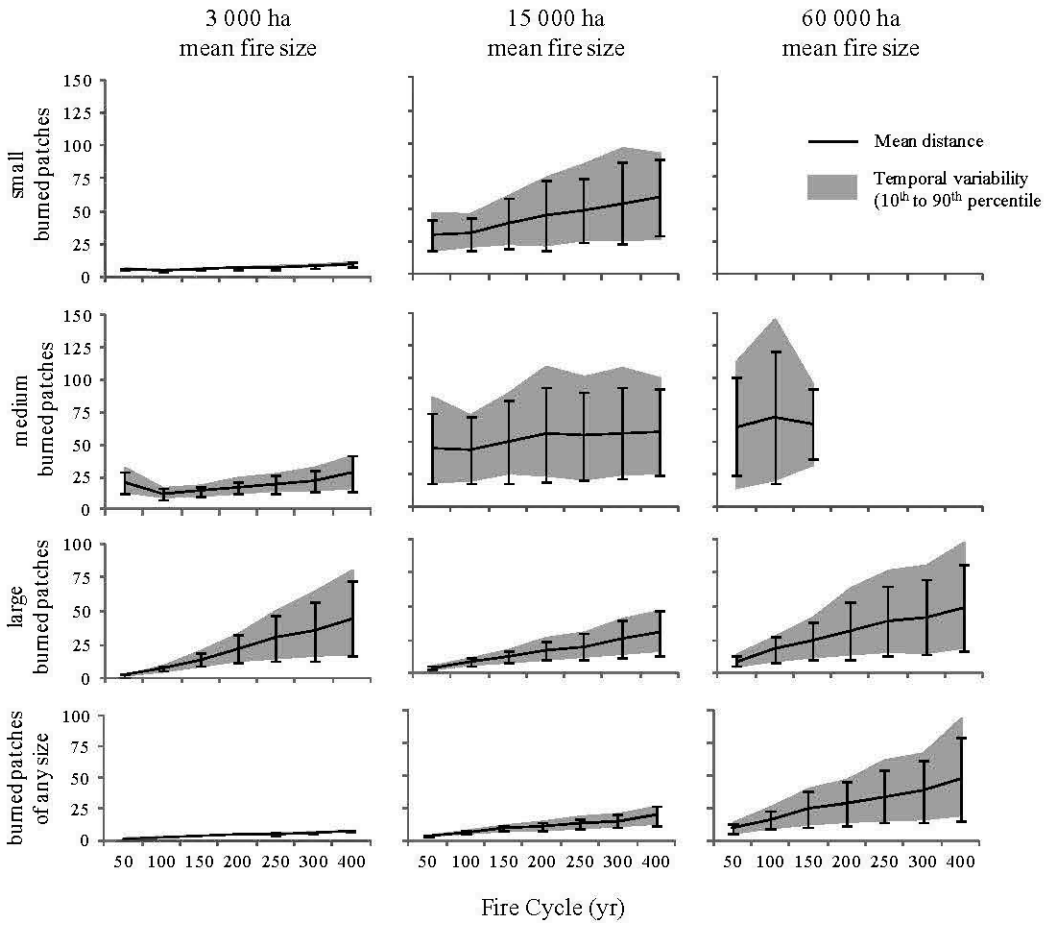


Figure 1.4 Distance (km) to adjacent regenerating area (burnt areas of 25 years old or less) for different fire regimes. Mean minimum distances are illustrated by area size class combinations, small: area less than 5 000 ha in size, medium: between 5 000 ha and 20 000 ha, large: greater than 20 000 ha, any size: distance between areas no matter the areas size. Mean smaller distances are illustrated by black solid lines, standard deviation by "T" bars and the differences between 10th and 90th percentile by the grey zone (n varied from 44 to 180).

consequently have the greatest nearest neighbour distances. In contrast, under a regime with a 60 000 ha mean fire size, small and medium regenerating areas are the rare events and they present the maximal dispersion. Under this latter regime, dispersion of small and medium regenerating areas are in some cases considered to be infinite due to rarity. This does not

imply that small individual fires are not generated during the simulation, but rather that they are rare and/or coalesce into larger patches when areas burnt are combined over 25 years as suggested by the distribution of the regenerating areas (Figure 1.3). The second trend illustrates that when considering dispersion by size class, the mean nearest-neighbour distance between small or medium areas increases more or less with mean fire size, as does the associated temporal variability. In contrast large areas showed a slight decrease of the mean nearest-neighbour distance with mean fire size increment. The mean nearest-neighbour distance and the variability seemed to be related to rarity of certain size classes under certain fire regimes (e.g. large areas under 3 000 mean fire size regimes, small and medium areas under 60 000 mean fire size regimes). The third trend illustrates that regardless of the size of the adjacent areas, distances between regenerating areas, as well as the range of variability, increases with fire cycle length and mean fire size. Trends in the minimum nearest-neighbour distances are not as clear as in the means. However, variability in those values seems to be related to rarity of certain size classes and minimal distances seem to mainly increase with mean fire size and fire cycle length. Thus constraints on minimal distances between disturbed areas are likely harder to achieve in regions where the fire regime is characterised by large fires and a long fire cycle.

1.5.4 Forest management implications

The significant influence of fire cycle length and mean fire size on landscape structural attributes has been reported elsewhere in the literature (Baker, 1995; Bergeron *et al.*, 1999, 2004a; Keane, Parsons and Hessburg, 2002; Perera *et al.*, 2004; Seymour, White and deMaynadier, 2002; Spies and Turner, 1999; Thompson, 2000). The importance of establishing management objectives in accordance with the historical disturbance regime and regional context has also been expressed (Cissel, Swanson and Weisberg, 1999; Delong and Tanner, 1996; Landres, Morgan and Swanson, 1999). A brief look across Canadian boreal regions (Table 1.1) illustrates the importance of including variability in our practices. Combining observations from Table 1.1 with the results of Figure 1.2 shows that, due to a shorter fire cycle, Western Canadian forests are expected to include a larger proportion of even-aged younger stands than eastern regions, and could more easily accommodate a system dominated by even-aged management (Figure 1.2). We also note that south-eastern Labrador

presents an extreme case (with a fire cycle estimated at 500 years) in which more than 75 percent of the stands are expected to exceed 100 years in age. In that case, a strict even-aged management approach is not likely to sustain ecological values, and alternative silvicultural treatments as well as conservation strategies should be considered to maintain old forest attributes (Kneeshaw and Gauthier, 2003).

Beyond the general influence of fire cycle on landscape patterns, it was observed by Bergeron *et al.* (2004a) that two regions showing similar fire cycles may differ in terms of mean fire size.This divergence leads to various management implications in a context of natural disturbance based management. First, as expressed in Figure 1.2, for landscapes of same size and larger enough considering the fire regime parameters (Shugart and West, 1981; Tuner *et al.*, 1993) , the variation in the proportion of forest in even-aged classes will be smaller in fire regimes characterized by small fires, and higher under fire regimes with larger fires. This dependency between spatial scale and fire disturbance regime has also been observed by Boychuk *et al.* (1997). Consequently, in the boreal forest of south-western Quebec, where fire events are usually smaller, we suspect that in a reasonably small forest management unit, a forest age structure without large fluctuations in the proportion of the forest younger than 100 year should be maintained. In contrast, in the boreal forest of north-western Quebec where larger fires occur, larger forest management units would ideally be used to maintain forest age structure. Based on our results, and as a default when better information on optimum FMU size is unavailable, a limit on fluctuations of the mean proportion of even-aged forest to ± 6 % in regions where the fire regime is driven by a mean fire size of about 3 000 ha, to ± 15 % for regions affected by a mean fire size of about 15 000 ha, and to ± 30 % for regions with a mean fire size of about 60 000 ha is proposed as a precautionary principal. Second, as suggested in Figures 1.3 and 1.4, the size distribution of the regenerating areas and their dispersion should differ between two regions that have different mean fire sizes such as southwestern and northwestern Abitibi (Table 1.1). For instance, in southwestern Abitibi we should plan the majority of the regenerating forests in areas less than 10 000 ha in size whereas in northwestern Abitibi, harvest treatment agglomerations should create regenerating areas that vary between 10 000 to 100 000 ha in size (Figure 1.3). Similarly, mean dispersion constraints between small regenerating areas

(less than 5 000 ha) should be around 5 km in the south, which is about six times closer than the distance that should be targeted in the north (an average of 31 km).

To help managers improve their even-aged management strategies and guide them through the establishment of strategic management objectives based on temporal variability, we suggest using Tables 1.2 and 1.3 as limits within which management targets should be established. These tables summarize Figures 1.2, 1.3 and 1.4, which were derived based on fire history information across boreal Canada, and have been designed to be used with relevant historical fire parameters. For areas characterized by mean fire sizes or fire cycles not represented, the nearest values could be used or interpolated from other regimes in the tables. Furthermore, to take into account catastrophic events and possible interactions between cutting activities and uncontrolled fire events (Fall *et al.*, 2004; Klenner, Kurz and Beukema, 2000), we have truncated the harvest agglomeration size distribution to 100 000 ha for the fire regime controlled by 60 000 ha mean fire size and to about the 90th percentile of the fire size distribution for regimes with 3 000 ha and 15 000 ha mean fire sizes. Resulting maximum class sizes are 5 000-10 000 ha and 20 000-50 000 ha for the 3 000 and 15 000 ha mean fire size regimes respectively (Table 2). Additionally, to facilitate the use of these guidelines for FMUs of different sizes, results in Table 1.2 are presented as a percentage of the even-aged proportion of the FMU. Thus, for a given fire regime (fire cycle and mean fire size), Table 1.2 gives (at the bottom) the FMU proportion that should be targeted for even-aged management and the mean fraction of this even-aged proportion that should be cut in each harvest agglomeration size class for a 100 year planning forecast. Given that over 25 years agglomeration of individual fires, particularly of small fires into large fires, was common as reflected by a high occurrence of large regenerating areas (Figure 1.3), agglomeration of harvest cut blocks in time should be justified and promoted as long as the proportion of even-aged forest is respected. Note that the size of regenerating areas and their spacing should fluctuate in time and space, as under a natural disturbance regime, instead of following a static guideline that would promote uniform patterns. Thus, the 10th and 90th percentiles are given as the bottom line over which no compromises in spacing and size should be granted to achieve social or economical goals.

Table 1.3. Spacing constraints (km) of harvest agglomerations (n= maximal and minimal number of map analysed, the minimal value has been written if it was different)

Mean fire size (ha)	Harvest agglomeration size (ha)	Fire cycle (yr) 50	100	150	200	250	300	400
		Mean distance (minimum allows[1])						
3 000	Small (< 5 000 ha)	6.2 (5.0)	5.3 (4.4)	5.9 (4.9)	6.7 (5.5)	7.4 (6.1)	8.4 (6.9)	9.8 (7.8)
	Medium (between 5 000 and 10 000 ha)	20.9 (11.9)	12.4 (8.4)	14..2 (9.3)	17.2 (11.2)	18.7 (12.6)	21.5 (13.1)	27.6 (15.1)
	Large (> 10 000 ha)	This agglomeration size should not be allowed (see table 2)						
	Any size	1.3 (1.2)	2.3 (2.0)	3.3 (2.8)	4.1 (3.5)	4.9 (4.1)	5.7 (4.7)	7.0 (5.7)
	n	180	180	180	180	180	180	180
15 000	Small (< 5 000 ha)	29.8 (17.1)	31.5 (19.7)	39.3 (21.8)	44.9 (20.9)	49.2 (25.0)	54.4 (25.1)	58.9 (26.1)
	Medium (between 5 000 and 10 000 ha)	45.5 (18.0)	43.6 (19.2)	50.4 (24.5)	55.5 (22.9)	55.3 (20.3)	56.8 (24.4)	58.3 (24.8)
	Large (> 10 000 ha)	4.1 (2.4)	8.6 (5.3)	12.4 (7.2)	16.9 (9.2)	20.5 (11.1)	25.5 (12.8)	29.8 (15.0)
	Any size	3.3 (2.3)	6.1 (4.4)	8.6 (6.1)	11.2 (7.4)	13.2 (8.5)	15.1 (9.7)	19.4 (11.7)
	n	180-165	180-167	180-171	180-158	180-141	180-132	180-121
60 000	Small (< 5 000 ha)	1.5.5 Rare events like those should represent a maximal dispersion, as a precautionary measure ensure						
	Medium (between 5 000 and 10 000 ha)	62.4 (13.5)	68.6 (19.2)	63.6 (30.8)	63.6 (30.8)	as above		
	Large (> 10 000 ha)	9.3 (4.3)	17.8 (7.9)	25.0 (10.9)	25.0 (10.9)	38.7 (14.8)	41.7 (13.6)	48.7 (17.7)
	Any size	8.5 (4.4)	15.6 (7.7)	23.6 (11.0)	23.6 (11.0)	34.3 (14.0)	38.1 (15.2)	46.9 (17.6)
	N	180-33	180-19	180-15	178-10	176-169	166-158	140-129

1- The lower limit is based on the 10th percentile.

To imitate large agglomerations of fire in time with limitations due to annual harvest levels and timber supply sustainability constraints, large harvest agglomerations will have to be built up over several consecutive years. We propose that the duration of harvest activities in one agglomeration should be shorter than the regeneration stage, which we consider here to be forest cover greater than 4 m tall and assumed to take around 25 years. This will ensure the creation of regenerating areas more or less contrasting with the surrounding mature forest. In addition, we consider the twenty five year spacing constraint proposed in Table 1.3 to be long enough to limit excessive proximity of harvest agglomerations. The spacing proposed in Table 1.3 includes the mean and minimum nearest-neighbour distance that should be targeted and maintained during at least 25 years between agglomerations. Although temporal variability should be large in some regions, and should accommodate other dispersion constraints such as social concerns or road construction, we suggest that over a rotation period, an attempt be made to achieve the mean values. Consequently, use of only the smallest constraint will not achieve the goal of natural disturbance based management.

Visual impacts of large harvest agglomerations are one of the most socially unacceptable effects of the suggested guidelines (Pâquet and Bélanger, 1998b). Thus mitigation measures should be applied to reduce these negative impacts. Inspired by fire events that leave unburnt or partially burnt patches behind (Bergeron *et al.*, 2002; Kafka, Gauthier and Bergeron, 2001; Perron, 2003), we encourage green retention in regenerating areas. In addition to providing a visual green screen, retention of live trees and snags should enhance stand structure diversity, provide refuge for some species, speed up snag recruitment, and increase connectivity between residual forest stands (Drapeau *et al.*, 2003; Imbeau and Desrochers, 2002; Perron, 2003; Ribe, 2005; Sougavinski and Doyon, 2002). To favour green retention, progressive harvest strategies as a chessboard could be used. This kind of strategy will divide large harvest agglomerations into sub-units and use several passes (years) to cut over the whole agglomeration. For a certain time it should leave sub-blocks uncut or partially cut that are next to the currently cut sub-blocks. Combined with use of irregular shape when building up harvest agglomerations and with a fast planting after clear-cut, retention strategies will reduce the contrast between the disturbed zone and mature forest (Pâquet and Bélanger, 1998a).

Without presuming that harvest retention or other strategies will completely make harvest agglomerations more visually acceptable over the entire landscape, negative visual impact is balanced since large areas should be left undisturbed by harvesting at any time.

No matter the means used to satisfy social concerns, it is important to remember that disturbed area sizes in a landscape vary naturally in time and space, and that both large and small patches present values that need to be preserved (Forman, 1995). Thus, choosing to only use the smallest size classes of the distribution and limiting their agglomeration in time to facilitate social compromises will not enhance the emergence of a natural pattern, but instead increase landscape fragmentation and reduce integrity of the interior forest. Similarly, favouring only the larger size classes to limit road construction or equipment moving will also not enhance natural pattern and will unnecessarily increase local pressure on the ecosystem (Delong and Tanner, 1996; Forman, 1995; Franklin and Forman, 1987).

1.6 Conclusion

Application of natural disturbance based management prescriptions to a specific region, for which one has a good idea of the historic fire cycle and mean fire size, involves a major shift from conventional even-aged management systems: it implies the maintenance of more mature and over mature stands in a forest management unit (FMU) over time. That means that a significant part of the FMU must be left unmanaged or managed in a manner to maintain attributes of mature and over mature forest stands. In this paper, we do not address problems related to maintaining all aspects of natural forest conditions in managed system, we look only for an appropriate portion of a given FMU that could be under even-aged management practices while remaining within the historical range of variation in the context of its historical fire regime and its boreal location. Even though there are no experimental guarantees of success, we are confident that a management compromise could be achieved with this kind of approach and in its capacity to meet biodiversity and ecosystem sustainability goals. Obviously, we are aware of application limitations, such as social acceptability of large areas in regeneration, economic profitability and limited size of management units, which restrain the range of harvest agglomeration sizes. Incremental dispersion of harvest agglomerations across the landscape and its impacts on road

construction and maintenance also need to be evaluated, as well as impacts of large fire events that could occur even with fire suppression.

Ideally this kind of approach should take place in an area where forest harvesting activities have not yet begun or have just recently begun. However such areas are rare and most of the commercial forest is already allocated with forest harvesting underway. Thus, to apply the recommendations presented here, active planning of the next cutting round would have to be done in a way that in the mid-term (e.g. approximately one rotation) available forest would be able to include a relatively large range of harvest agglomerations. Development of adequate spatio-temporal simulating tools will be imperative in order to evaluate the consequences of management on the desired future landscape and to help managers in their decision processes. In the long term these tools will also allow monitoring of the capacity of proposed approaches to maintain natural variability and to allow adjustments in order to reach management goals.

1.7 Acknowledgement

This work was supported by Tembec Inc. and the Quebec's funds in nature and technology research (FQRNT) by providing a PhD. student industry immersion grant, by the Sustainable Forest Management Network (SFMN) and the Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable (CAFD). We acknowledge Mike Wotton for fruitful discussion in the early phase of model development (INTELAND). We thank Nicole Fenton and Thuy Nguyen for reviewing the manuscript. Finally, we thank all colleagues and students that have worked on the fire historical reconstructions that have been used in this paper.

1.8 References

Alberta Forest Protection. 2004. Historical Wildfire Database. Government of Alberta. http://www3.gov.ab.ca/srd/wildfires/fpd/wi_hdhwd.cfm

Baker, W. L. 1995. Longterm response of disturbance landscapes to human intervention and global change. Landscape Ecology, 10 : 143-159.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Baker, W. L., S. L. Egbert and G. F. Frazier. 1991. A spatial model for studying the effects of climatic change on the structure of landscapes subject to large disturbances. Ecological Modelling, 56 : 109-125.

Bazzaz, F. A. 1983. 5.4 Characteristics of populations in relation to disturbance in natural and man-modified ecosystems. Pages 259-275 in H. A. Mooney and M. Godron (eds). Disturbance and ecosystem: components of response. Springer-Verlag, Berlin.

Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc and S. Gauthier. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considerations à l'échelle du peuplement et de la forêt. Forestry Chronicle, 75 : 55-61.

Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort and D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. Canadian Journal of Forest Research, 31 : 384-391.

Bergeron, Y., A. Leduc, B. D. Harvey and S. Gauthier. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. Silva Fennica, 36 : 81-95.

Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan and V. Kafka. 2004a. Fire regimes at the transition between mixedwoods and coniferous boreal forest in Northwestern Quebec. Ecology, 85 : 1916-1932.

Bergeron, Y., M. Flannigan, S. Gauthier, A. Leduc and P. Lefort. 2004b. Past, current and future fire frequency in the Canadian boreal forest: implications for sustainable forest management. Ambio, 33 : 356-360.

Betts, M. G., S. E. Franklin and R. G. Taylor. 2003. Interpretation of landscape pattern and habitat change for local indicator species using satellite imagery and geographic information system data in New Brunswick, Canada. Canadian Journal of Forest Research, 33 : 1821-1831.

Boychuk, D., A. H. Perera, M. T. Ter-Mikaelian, D. L. Martell and C. Li. 1997. Modelling the effect of spatial scale and correlated fire disturbances on forest age distribution. Ecological Modelling, 95 : 145-164.

Burton, P. J., D. D. Kneeshaw and K. D. Coates. 1999. Managing forest harvesting to maintain old-growth forest in the Sub-Boreal Spruce zone of Bristish Columbia. Forestry Chronicle, 75 : 623-631.

Canadian Forest Service. 2002. Canadian Large fire Database (LFDB). Natural Resources Canada. http://fire.cfs.nrcan.gc.ca/research/climate_change/lfdb/lfdb_download_e.htm

Cissel, J. H., F. J. Swanson and P. J. Weisberg. 1999. Landscape management using historical fire regimes: Blue River, Oregon. Ecological Applications, 9 : 1217-1231.

Delong, S. C., and D. Tanner. 1996. Managing the pattern of forest harvest: lessons from wildfire. Biodiversity and Conservation, 5 : 1191-1205.

Direction de la conservation des forêts. 2000. Base de données numériques des feux de forêts de 1945 à 1998. Ministère des Ressources naturelles, de la faune et des parcs, Gouvernement du Québec.

Drapeau, P., A. Leduc, Y. Bergeron, S. Gauthier and J.-P. Savard. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. Forestry Chronicle, 79 : 531-540.

Fall, A., and J. Fall. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. Ecological Modelling, 141 : 1-18.

Fall, A., M.-J. Fortin, D. Kneeshaw, S. H. Yamasaki, C. Messier, L. Bouthillier and C. Smyth. 2004. Consequences of various landscape-scale ecosystem management strategies and fire cycles on age-class structure and harvest in boreal forests. Canadian Journal of Forest Research, 34 : 310-322.

Forman, R. T. T. 1995. Land mosaics : The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge.

Foster, D. R. 1983. The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador. Canadian Journal of Botany, 61 : 2459-2471.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Franklin, J. F., and R. T. T. Forman. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting : Ecological consequences and principles. Landscape Ecology, 1 : 5-18.

Godron, M., and R. T. T. Forman. 1983. 2.1 Landscape modification and changing ecological characteristics. Pages 14-28 in H. A. Mooney and M. Godron (eds). Disturbance and ecosystem: components of response. Springer-Verlag. Berlin.

Gustafson, E. J., and T. R. Crow. 1996. Simulating the effects of alternative forest management strategies on landscape structure. Journal of Environmental Management, 46 : 77-94.

Hessburg, P. F., B. G. Smith and R. B. Salter. 1999. Detecting change in forest spatial patterns from reference conditions. Ecological Applications, 9 : 1232-1252.

Hunter, M. L. Jr. 1999. Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press. Cambridge, Uk.

Imbeau, L., J.-P. L. Savard and R. Gagnon. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. Canadian Journal of Zoology, 77 : 1850-1860.

Imbeau, L., and A. Desrochers. 2002. Area sensitivity and edge avoidance : the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. Forest Ecology and Management, 164 : 249-256.

Jacqmain, H. 2003. Rabbit Habitat Project: Analyse biologique et autochtone de la restauration de l'habitat du lièvre d'Amérique après coupe sur la terre des cris de Waswanipi. Master report. University Laval Press, Québec, Canada.

Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press. Great Britain, Cambridge.

Johnson, E. A., K. Miyanishi and J. M. H. Weir. 1998. Wildfires in the western Canadian boreal forest: Landscape patterns and ecosystem management. Journal of Vegetation Science, 9 : 603-610.

Kafka, V., S. Gauthier and Y. Bergeron. 2001. Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec. International Journal of Wildland Fire, 10 : 119-127

Keane, R. E., R. A. Parsons and P. F. Hessburg. 2002. Estimating historical range and variation of landscape patch dynamics: limitations of the simulation approach. Ecological Modelling, 151 : 29-49.

Kneeshaw, D., and S. Gauthier. 2003. Old growth in the boreal forest : A dynamic perspective at the stand and landscape level. Environmental Reviews, 11 : S99-S114.

Klenner, W., W. Kurz and S. Beukema. 2000. Habitat patterns in forested landscapes: management practices and the uncertainty associated with natural disturbances. Computers and Electronics in Agriculture, 27 : 243-262.

Kurz, W. A., S. J. Beukema, W. Klenner, J. A. Greenough, D. C. E. Robinson, A. D. Sharpe and T. M. Webb. 2000. TELSA: the tool for exploratory landscape scenario analyses. Computers and Electronics in Agriculture, 27 : 227-242.

Landres, P. B., P. Morgan and F. J. Swanson. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. Ecological Applications, 9 : 1179-1188.

Larsen, C. P. S. 1997. Spatial and temporal variations in boreal forest fire frequency in northern Alberta. Journal of Biogeography, 24 : 663-673.

Lefort, P., S. Gauthier and Y. Bergeron. 2003. The influence of fire weather and land use on the fire activity of the Lake Abitibi area, Eastern Canada. Forest Science, 49 : 509-521.

Lertzman, K., D. Gavin, D. Hallett, L. Brubaker, D. Lepofsky and R. Mathewes. 2002. Long-term fire regime estimated from soil charcoal in coastal temperate rainforests. Ecology and Society 6(2), article 5. Available online at www.ecologyandsociety.org/vol6/iss2/art5/main.html.

Lesieur, D., S. Gauthier and Y. Bergeron. 2002. Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. Canadian Journal of Forest Research, 32 : 1996-2009.

McGarigal, K., and B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.

Mladenoff, D. J., M. A. White, J. Pastor and T. R. Crow. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. Ecological Applications, 3 : 294-306.

Mladenoff, D. J., and H. S. He. 1999. Design, behaviour and application of LANDIS, an object-oriented model of forest landscape disturbance and succession. Pages 125-162 in D. J. Mladenoff and W. L. Baker (eds). Spatial modeling of forest landscape change: approaches and applications. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Pâquet, J., and L. Bélanger. 1998a. Stratégie d'aménagement pour l'intégration visuelle des coupes dans les paysages. Carry out by C. A. P. Naturels for the « Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier » of the Ministère des Ressources naturelles, Charlesbourg.

Pâquet, J., and L. Bélanger. 1998b. Évaluation de l'impact visuel des pratiques forestières dans les pourvoiries du Haut-Saint-Maurice. Carry out by C. A. P. Naturels for the « Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier » of the Ministère des Ressources naturelles, Charlesbourg.

Perera, A. H., and D. J. B. Baldwin. 2000. Spatial patterns in the managed forest landscape of Ontario. Pages 74-99 in A. H. Perera, D. L. Euler and I. D. Thompson (eds). Ecology of a managed terrestrial landscape: patterns and processes of forest landscapes in Ontario. UBC Press, University of British Columbia, Vancouver, Canada.

Perera, A. H., L. J. Buse and M. G. Weber. 2004. Emulating natural forest landscape disturbance. Concepts and applications. Columbia University Press, New York, USA.

Perera, A. H., D. Yemshanov, F. Schnekenburger, D. J. B. Baldwin, D. Boychuk and K. Weaver. 2004. Spatial simulation of broad-scale fire regimes as a tool for emulating natural forest landscape disturbance. Pages 112-122 in A. H. Perera, L. J. Buse and M. G. Weber (eds). Emulating natural forest landscape disturbance. Concepts and applications. Columbia University Press, New York, USA.

Perron, N. 2003. Peut-on et doit-on s'inspirer de la variabilité naturelle des feux pour élaborer une stratégie écosystémique de répartition des coupes à l'échelle du paysage?: le cas de la pessière noire à mousse de l'Ouest au Lac-Saint-Jean. Thesis, Laval University, Laval University Press, Québec.

Ribe, R. G. 2005. Aesthetic perceptions of green-tree retention harvests in vista views. The interaction of cut level, retention pattern and harvest shape. Landscape and Urban Planning, 73 : 277-293.

Schroeder, D., and A. H. Perera. 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.

Seymour, R. S., A. S. White and P. G. deMaynadier. 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America—evaluatiing silvicultural systems using natural scales and frequencies. Forest Ecology and Management, 155 : 357-367.

Shugart, H.H., and D.C. West. 1981. Long term dynamics of forest ecosystems. American Scientist, 69 : 647-652.

Sougavinski, S., and F. Doyon. 2002. Variable retention: research findings, trial implementation and operational issues: Final version. Synthesis Report. Sustainable Forest Management Network (SFMN), Edmonton, Alberta.

Spies, T. A., and M. G. Turner. 1999. Dynamic forest mosaics. Pages 95-160 in M. L. Jr. Hunter (ed.). Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press. Great Britain, Cambridge.

Suffling, R., B. Smith and J. Dal Molin. 1982. Estimating past forest age distributions and disturbance rates in North-western Ontario: A demographic approach. Journal of Environmental Management, 14 : 45-56.

Thompson, I. D. 2000. Forest vegetation of Ontario : Factors influencing landscape change. Pages 30-53 in A. H. Perera, D. L. Euler and I. D. Thompson (eds). Ecology of a managed terrestrial landscape: patterns and processes of forest landscapes in Ontario. UBC Press, University of British Columbia, Vancouver, Canada.

Turner, M. G., W. H. Romme, R. H., Gardner, R. V. O'Neil and T. K. Kratz. 1993. A revised concept of landscape equilibrium: Disturbance and stability on scaled landscapes. Landscape Ecology, 8 : 213-227.

Van Wagner, C. E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. Canadian Journal of Forest Research, 8 : 220-227.

Wallin, D. O., F. J. Swanson and B. Marks. 1994. Landscape pattern response to changes in pattern generation rules: land-use legacies in forestry. Ecological Applications, 4 : 569-580.

Weir, J. M. H., E. A. Johnson and K. Miyanishi. 2000. Fire frequency and the spatial age mosaic of the mixed-wood boreal forest in western Canada. Ecological Applications, 10 : 1162-1177.

Wimberly, M. C., T. A. Spies, C. J. Long and C. Whitlock. 2000. Simulating historical variability in the amount of old forest in the Oregon Coast Range. Conservation Biology 14 : 167-180.

CHAPITRE II

FOREST SUCCESSION RATE AND PATHWAYS ON DIFFERENT SURFACE DEPOSIT TYPES IN THE BOREAL FOREST OF NORTH-WESTERN QUEBEC

Annie Belleau[1], Alain Leduc[1,2], Nicolas Lecomte[3] and Yves Bergeron[1,2]

1- Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec J9X 5E4, Canada.

2- Centred'étude sur la forêt et Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, Québec H3C 3P8, Canada.

3- Valeur Nature, 26 chemin Charrette Sud, Rouyn-Noranda, Québec J9Y 1G2, Canada.

Publié dans Écoscience en 2011

v. 18, no 4, pages 329-340.

2.1 Abstract

Forest stands within the Quebec-Ontario paludification prone Clay Belt are expected to converge to open unproductive black spruce (*Picea mariana* (Mill.)) stands regardless of initial tree composition with the prolonged absence of fire. We hypothesized that different surface deposits would display different stand transition characteristics, as recent research on the deglaciation history of the regions suggests that certain site conditions could exhibit different susceptibility to paludification. We quantified the rate and age of transitions of different succession stages for various surface deposits using a large spatio-temporal forest database. Our results suggest that a complete convergence to open and less productive black spruce stands can occur, but may take a long time (i.e. more than 500 years), especially on surface deposits less prone to paludification such as coarse-textured soils. We also observed that if succession pathways start with open and less productive black spruce stands, their capacity to change to more productive stands is conditioned by the surface deposit. Consequently, based on preferential age of transition, transition rates and succession pathways, we suggest an increased susceptibility to paludification as one goes from coarse-textured deposits to fine-textured deposits and finally, to restructured clay deposits, which are regionally designated as Cochrane Till. In terms of forest management, surface deposit susceptibility to paludification should be taken into account in order to minimize soil organic accumulation and the loss of tree productivity.

2.2 Résumé

Dans la région de la Ceinture d'argile québéco-ontarienne qui est susceptible à l'entourbement, on s'attend à ce que les peuplements convergent vers des peuplements ouverts et peu productifs d'épinettes noires (*Picea mariana* (Mill.)) peu importe leur composition initiale. Cependant, des études sur l'Holocène et l'historique de déglaciation, suggèrent que la susceptibilité à l'entourbement pourrait varier d'un dépôt de surface à l'autre et qu'ainsi les peuplements pourraient présenter des caractéristiques de succession différentes selon le dépôt. À l'aide d'une base de données forestière spatio-temporelle, nous avons quantifié le taux et l'âge de transition des peuplements entre différents stades de succession pour différents dépôts de surface de la ceinture d'argile. Nos résultats suggèrent qu'une convergence totale vers les peuplements d'épinettes noires ouverts moins productifs peut se produire, mais qu'elle peut s'étendre sur une très longue période (plus de 500 ans) surtout dans le cas des dépôts peu susceptibles à l'entourbement comme les dépôts grossiers. De plus, nos résultats suggèrent que dans le cas des successions qui débutent avec des peuplements ouverts et moins productifs d'épinettes noires, leur capacité à atteindre un état plus productif est aussi liée au dépôt de surface. Sur la base des âges préférentiels de transition, des taux de transition et des types de peuplements impliqués dans la voie successionelle, nous suggérons un gradient croissant de susceptibilité à l'entourbement allant des dépôts grossiers aux dépôts fins argileux et enfin aux dépôts fins ayant subit une réavancée des glaces lors de la dernière grande déglaciation. Dans le contexte de l'aménagement forestier, une bonne gestion de la couche organique du sol en fonction de la susceptibilité du dépôt à l'entourbement pourrait assurer le retour de peuplements productifs.

2.3 Introduction

Throughout much of the North American boreal forest, crown fires have long been considered to be the primary disturbance type (Bergeron, 1991; Heinselman, 1981; Johnson, 1992; Payette, 1992). With a short fire cycle, the high recurrence of fires may preclude succession with species replacement in the canopy (Black and Bliss, 1978; Dix and Swan, 1971; Johnson, 1992). On the other hand, in regions where the fire cycle is longer, there is enough time between successive fires for the establishment of a second cohort of trees, resulting in species replacement into the canopy (Bergeron and Dubuc, 1989; Foster and King, 1986; Gauthier, De Grandpré and Bergeron, 2000). In fact where crown-fire cycles are long, patch or gap disturbances drive forest dynamics (Kneeshaw and Bergeron, 1998). Under these conditions, succession follows a pattern that begins with even-aged stands composed of intolerant species, which originated from a stand replacing disturbance, to uneven-aged stands mainly composed of shade tolerant species (Bergeron, 2000; Bergeron and Dubuc, 1989; Carleton and Maycock; 1978, Cogbill, 1985; Gauthier, De Grandpré and Bergeron, 2000; Lecomte and Bergeron, 2005). Adaptations of some species, such as serotinous cones, can allow a shade tolerant species like black spruce to regenerate after fire and form monospecific, even-aged stands that, while maintaining themselves for long periods of time after fire, undergo structural changes rather than compositional changes (Gauthier, De Grandpré and Bergeron, 2000; Harper *et al.*, 2002; Lecomte and Bergeron, 2005). In addition to time since the last stand replacing disturbance, species longevity and shade tolerance, as well as site conditions, are the main factors explaining forest succession in the Canadian eastern boreal forest (Gauthier, De Grandpré and Bergeron, 2000; Harper *et al.*, 2002; Lecomte and Bergeron, 2005; Robichaud and Methven, 1993; Taylor and Chen, 2011).

Black spruce stands within the Quebec-Ontario Clay Belt are known to be prone to paludification and hence to develop a thick forest floor organic layer in the absence of fire (Fenton et al., 2005; Taylor, Carleton and Adams, 1987). Paludification is caused by several factors and over time can lead to a decrease in stand productivity. One mechanism for this decrease is caused by the rising of the water table that makes soils become colder and more anaerobic, and consequently decreases microorganism activity and nutrient availability (Taylor, Carleton and Adams, 1987; Van Cleve and Viereck, 1981). Time since fire and fire

Rapport-Gratuit.com

severity (amount of the organic layer left unburned after fire) have been found to be the major factors determining the thickness of the organic layer in black spruce stands of the Clay Belt area (Fenton *et al.*, 2005, 2006). Chronosequence studies have shown that as stands become paludified, forest stand composition converges to black spruce and to a very open, irregular and unproductive stand structure (Fenton and Bergeron, 2006; Harper et al., 2002, 2005; Lecomte and Bergeron,2005; Lecomte *et al.*, 2005; Lecomte, Simard and Bergeron, 2006; St-Denis, Kneeshaw and Bergeron, 2010). Based on these observations, Lecomte, Simard and Bergeron (2006) and Simard *et al.* (2008) have proposed a succession model for the northern Clay Belt, with stands being dominated after fire by either jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.), trembling aspen (*Populus tremuloides* Michx), or black spruce (Figure 2.1). This model is a function of two variables: fire severity (thickness of the organic layer left unburned after fire) and time since fire. As fire severity increases, regenerated stands are less dominated by black spruce and are more productive, while the opposite trends are observed

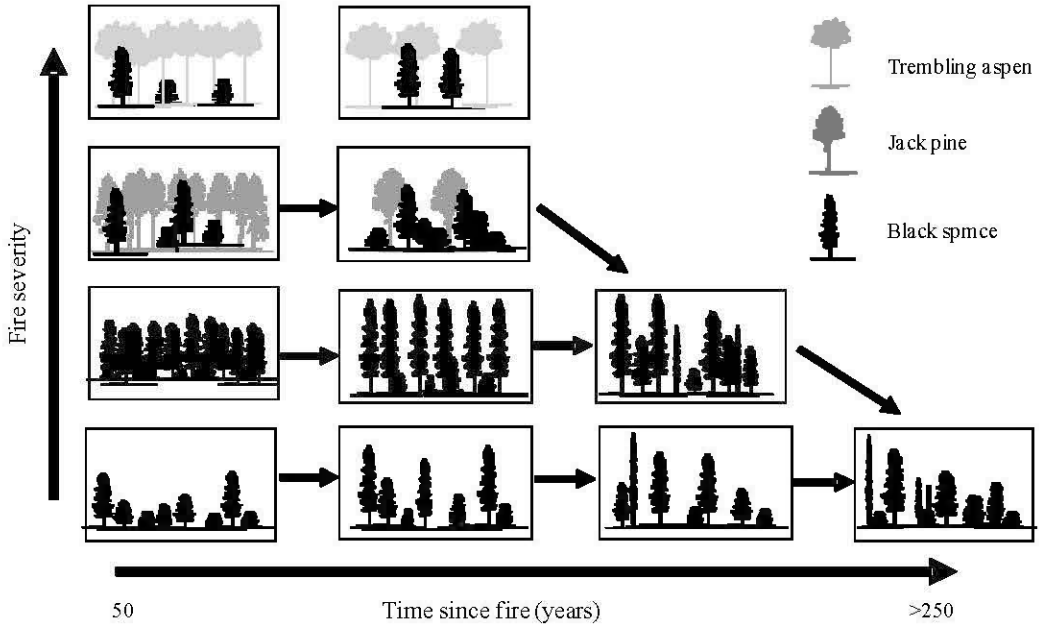


Figure 2.1. Succession model proposed by Lecomte, Simard and Bergeron (2006) and by Simard et al. (2008).

with time since fire. In the southern clay belt where broadleaf trees are more abundant, stand convergence to fir and white cedar is commonly observed (Bergeron and Dubuc, 1989; Cogbill, 1985; Gauthier, De Grandpré and Bergeron, 2000). However, Gauthier *et al.* (2000) suggest that large wildfires in the boreal forest will limit these succession pathways, as well as the accumulation of a thick layer of organic matter, because paludification favours black spruce layering instead of fir regeneration. Girardin, Tardif and Bergeron (2001), also point out the low capacity of white birch to establish itself when the forest floor organic layer is thick.

The succession model developed by Simard *et al.* (2008) was based primarily on succession in lowland sites. However, we know that succession trajectories and paludification may vary according to different surface deposits (Gauthier, De Grandpré and Bergeron, 2000; Lecomte and Bergeron, 2005). Moreover, field studies of Holocene ice-flow chronologies and their impact on surface deposits suggest that the northern part of the surface glaciolacustrine fine clay deposits in the study region have been largely restructured by a southern late glacial surge and by iceberg furrows during the last deglaciation (Boissonneau, 1966; Veillette, 2007; Veillette and Paradis, 1996; Veillette and Thibaudeau, 2007). The restructured surface deposit area is characterized by an immature drainage network, which has contributed to the development of large peatlands (Veillette, 2007; Veillette and Paradis, 1996), suggesting that it is highly susceptible to paludification.

Considering a potential paludification susceptibility gradient for the different surface deposits in our study area, we expect succession dynamics to be influenced by site conditions requiring a modification of the succession model proposed by Lecomte, Simard and Bergeron (2006) and Simard *et al.* (2008). We used SIFORT (Système d'information forestière par tesselle), a large spatio-temporal forest database, to validate the results of the above mentioned chronosequence studies and investigate how stand composition and structure changed over a 23 year period for a large number of stands (Pelletier *et al.*, 1996). Using semi-Markov chains and transition matrices, we quantified transition rates between the different successional stages proposed by Lecomte, Simard and Bergeron (2006) and Simard *et al.* (2008). Based on transition parameters and the rapidity at which forest stands

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

converged to black spruce open stands, we also estimated the paludification susceptibility for different surface deposits, as in the study area paludification is the most important process driving structural changes in black spruce stands (Lecomte, Simard and Bergeron, 2006). Based on the observations of Harper et al. (2002), Lecomte and Bergeron (2005) and Lecomte, Simard and Bergeron (2006) we hypothesized that regardless of initial stand composition and surface deposit type, all succession pathways (in the absence of fire) converge to black spruce dominated stands. Considering mineral soil texture and deglaciation history of the surface deposits (restructuring and compaction of certain deposits), we also hypothesized, as suggested by Lecomte and Bergeron (2005) as well as Taylor and Chen (2011), that convergence rates to open black spruce stands will be higher on the restructured glaciolacustrine fine clay deposits than other surface deposit types.

2.4 Methods

2.4.1 Study Area

The study area is located in the Clay Belt physiographical unit of north-western Quebec and of north-eastern Ontario. The region is mainly covered by fine textured clay deposits left by proglacial lake Ojibway (Vincent and Hardy, 1977). The area is over 10 000 km^2 and is located between 49°00' and 51°30' N latitude, and between 78°30' and 79°31' W longitude. The northern part of the study area was affected during the last glaciation by late southern glacial surges that restructured the glaciolacustrine fine clay deposits known as the Cochrane Till (Boissonneau, 1966). The topography is flat with a mean elevation of 250 m. The region has a mean annual temperature of -0.7°C and a mean annual precipitation of 905.5 mm as recorded at the nearest weather station (Matagami, 49°43'N and 77°37'W) (Environnement Canada, 2004). The forest stands are typical of the black spruce feather moss ecological region and are dominated by monospecific black spruce stands. The black spruce stands display a diversity of stand structures (Harper *et al.*, 2002). Scattered hardwood and pine stands are also present. Apart from logging, the study area is mainly disturbed by fires. The fire cycle was estimated to be 101 years before 1850, 135 years between 1850 and 1920, and around 398 years since the 1920s. The current mean stand age is estimated to be 148 years (Bergeron et al., 2004). Industrial forest activities started in the area between 1940 and 1960.

2.4.2 Database and stand selection

The SIFORT database is a grid composed of rectangular cells measuring an average of 14 hectares each (0.15'' of latitude and 0.15'' of longitude). Forest information is associated with each cell by overlying the grid onto eco-forestry maps. The stand information for the stands located at the the center of the cell is then associated with the entire cell. The eco-forestry maps are a result of 3 aerial photographic campaigns and field surveys (1965-1974, 1983-1990 and 1992-1996). While the third survey was far more detailed than the first (12 composition types as compared to 57 and 45 for the second and third surveys respectively), the stand types and species' composition of the third survey were regrouped so that it could be compared to the first survey. Similarly, we used the second and third surveys to deduce the presence of mixed black spruce and jack pine stands that were not identified in the first survey. Finally, to follow the structural changes that occur during black spruce stand development, black spruce stands were classified into three structural types based on cover density/stand height associations (Table 2.1).

The different surface deposits in the database were grouped into similar deposit types based on texture and on deglaciation history. Three surface deposit types were determined: 1) Cochrane Till, which is made up of restructured fine textured glacio-lacustrine clay deposits that contain a small proportion of coarse grains; this surface deposit covers the northern part of the study area, 2) fine textured glacio-lacustrine clay deposits that primarily cover the southern part of the study area, and finally 3) coarse textured deposits composed of sand, coarse till, rock and thin deposits. The coarse deposits are dispersed over the entire study area (Saucier *et al.* 1994). Deposits that were classified as organic in the third survey, were assigned to the clay or Cochrane Till deposit types depending on their geographical location (south or north), as forest stands observed on organic soils result of paludification and hence are not a permanent geomorphological feature. In this case, and at the scale of the photointerpretation of the stands, organic soils are less likely to develop on coarse textured deposits considering their very weak susceptibility to paludification, except in particular

Table 2.1. Forest cover and structural types retained1 using the SIFORT database.

Forest cover types	Structural stage or species composition[1]	acronym	Description	N	Relative abundance by surface deposit type(%)			Mean stand age in 1965 (year)[2]	Age interval used
					Cochrane Till	Clay	Coarse		
Hardwoods	Trembling aspen	TA	> 75 % of the forest cover is composed of aspen	260	0.2	2.6	2.7	68	72-169
Mixed Stands	Aspen/ conifer	TAC	25- 75 % of the forest cover is composed of aspen and 50-75 % of a mix of conifers or black spruce	560	1.5	3.4	8.2	92	72-286
	Hardwood/ jack pine	HJP	25-75 % of the forest cover is composed of a mix of hardwoods and 50-75 % of jack pine	690	0.5	6.2	10.0	68	72-168
	Pine/conifer	JPC	25-75 % of the forest cover is composed of jack pine and 50-75 % of a mix of conifers or black spruce	939	1.3	7.9	12.1	79	74-218
Pine/conifer	Jack pine	JP	> 75 % of the forest cover is composed of jack pine	1,935	1.6	13.1	41.1	65	72-168
	Balsam fir	BF	> 75 % of the forest cover is composed of balsam fir	263	1.3	1.4	1.4	168	92-268
	Black spruce	BS	> 75 % of the forest cover is composed of black spruce						
	close and productive	CP	The dominant trees create a cover density greater than 60 %	2,056	8.3	15.8	4.4	103	75-168
	partially open	PO	The dominant trees are ≥ 12 m and create a cover density between 25 and 60 %	8,033	54.1	30.8	10.8	159	72-283
	open and unproductive	OUP	The dominant trees are < 12 m and create a cover density less than 60 % (forested bogs are included here)	4,752	31.1	18.8	9.2	138	72-267
			Total	19,488	54.0	35.3	10.7	129	

1- Larch, white birch, or mixed white birch and conifer forest cover types were not retained as they were present on less than 5 % of the landscape.
2- Mean stand ages have been calculated using the time since fire date, which was estimated by subtracting the date of the aerial photography from the fire date recorded on the fire history maps (Bergeron *et al.*, 2004).

topographic features. Finally, to determine the time since fire (stand age) for each cell, the SIFORT database was overlaid onto the fire history map of the study area (Bergeron *et al.*, 2004). Fires having occurred prior to 1880 were dated using the age of the trees established after the last fire or by dating fire scars on surviving trees. Historical records and aerial photographs were used for fires that occurred after 1880.

The cells that were non-forested (i.e., lake, flooded area, sand pit, urban or agricultural area, transmission lines), had been disturbed by human activity (clear or partial cut, plantation, old fields), or had been severely disturbed by fires, insect outbreaks or windthrow since 1965 according to disturbance indication of the SIFORT database, were removed. Furthermore, cells classified as peatland during the 3 surveys were considered to be permanent peatlands related to the topography of the site and were likewise removed. Overall, it was possible to determine a time since fire age, an initial forest type (type at the first survey) and a succession type (type at the third survey) for 31,103 cells. To ensure that the initial forest types retained were representative of forest stand succession at the landscape scale, we analysed only the forest types that occupied more than 5 % of the landscape. Similarly, we retained by initial forest types only the succession types that represented more than 10 % of the transitions observed. Finally, to satisfy statistical requirements of a goodness-of-fit test (Hosmer and Lemeshow, 2000), we truncated and log transformed the chronosequence. Retained stand age intervals by initial forest cover type are presented in Table I. In the end, 19,488 cells were used to establish the succession models and to estimate transition rates.

2.4.3 Statistical analyses, semi-Markov chains and stand persistence

Taking into account the uncertainty associated with the aerial photo-interpretation of forest cover types, the changes in classification attributes between the two surveys and the uncertainty associated with historical fire maps, we limited our study to semi-Markov chains built around a model proposed in the literature and the moment of observed maximum change. Markov chains are stochastic processes through which a future state is predicted from the current state while ignoring previous states (Karlin, 1968; Kemeny and Snell, 1976). They

are commonly used to model forest succession (Taylor, Chen and Vandamme, 2009; Yemshanov and Perera, 2002), as they accommodate most modelling requirements and may be built from low cost acquisition data including forest aerial surveys. The use of simple Markov chains may not reflect the reality of forest succession because tree longevity and growth favours the maintenance of forest stands in the same state for a certain amount of time. A more realistic approach is to use latent phases in succession and to consider semi-Markov chains where probability of change is in part related to the time elapsed in a state (Acevedo, Urban and Alban, 1995; Acevedo, Urban and Shugart, 1996; Howard, 1971). We tested model selection using Likelihood Ratio and change in Akaike's Information Criterion (AIC) in order to ensure that stand age and surface deposits were considered as critical variables for the establishment of the transition phase and the rate of transition (Hobbs and Hilborn, 2006). The AIC approach provides information regarding the effect of adding in or using certain independent variables or effects (simple vs. interaction or cumulative effects) in the model versus increasing its capacity to approximate the dependant variable. This is done by calculating Akaike weights ($\underline{w_r}$) amongst several models evaluated independently of their statistical level of significance. The $\underline{w_r}$ take values from 0 to 1 and order the models from the poorest to the best on their ability to approximate the dependant variable. Models with a $\underline{w_r}$ higher than 0.9 were considered to be the best. We compared models that included the individual main effects of surface deposits and stand age, as well as their interaction, for each initial forest cover type. The Likelihood Ratio and AIC were calculated by performing logistic regressions using the LOGISTIC procedure in the SAS statistical package (software 9.1.3, SAS Institute Inc. 2002-2003).

Based on the variables included in the best model selected, we determined the moment of maximum transition and the age at which the latent phase ended for each initial forest cover type that possessed a noticeable age effect using a simplification of Pearson's Chi square approach (Legendre and Legendre, 1998). We calculated a deviance between the age distribution of the overall stands observed during the first survey, for each forest type and surface deposit combination (if the surface deposits noticeably influenced the transition events), and the age distribution of the stands that experienced state changes between the 1st and the 3rd surveys. For each forest type-surface deposit combination, we searched for the age

Table 2.2. AIC model selection parameters. See table 2.1 for the definition of the initial forest cover type abbreviation.

Initial forest cover type	Models compared	Log Likelihood	Degrees of freedom (DF)	AIC	W_r
TA	Surface deposit (SurfDep)	-160.8573	3	327.7146	0.11
	Log(Stand age)	-169.0658	2	342.1316	0.00
	SurfDep*Log(Stand age)	-155.7194	6	323.4388	0.89
TAC	Surface deposit (SurfDep)	-371.2189	3	748.4378	0.88
	Log(Stand age)	-375.605	2	755.21	0.03
	SurfDep*Log(Stand age)	-370.4898	6	752.9796	0.09
HJP	Surface deposit (SurfDep)	-452.9134	3	911.8268	0.00
	Log(Stand age)	-459.2255	2	922.451	0.00
	SurfDep*Log(Stand age)	-435.3076	6	882.6152	1.00
JPC	Surface deposit (SurfDep)	-647.8922	3	1301.7844	0.74
	Log(Stand age)	-649.59	3	1305.18	0.14
	SurfDep*Log(Stand age)	-643.6803	9	1305.3606	0.12
JP	Surface deposit (SurfDep)	-1203.4981	3	2412.9962	0.00
	Log(Stand age)	-1304.8977	2	2613.7954	0.00
	SurfDep*Log(Stand age)	-1176.9629	6	2365.9258	1.00
BF	Surface deposit (SurfDep)	-107.396	3	220.792	0.04
	Log(Stand age)	-112.6626	2	229.3252	0.00
	SurfDep*Log(Stand age)	-101.2278	6	214.4556	0.96
BS_CP	Surface deposit (SurfDep)	-1199.7748	3	2405.5496	0.00
	Log(Stand age)	-1083.0197	3	2172.0394	0.03
	SurfDep*Log(Stand age)	-1073.4783	9	2164.9566	0.97
BS_PO	Surface deposit (SurfDep)	-5390.2399	3	10786.4798	0.00
	Log(Stand age)	-5461.6214	3	10929.2428	0.00
	SurfDep*Log(Stand age)	-5378.4286	9	10774.8572	1.00
BS_OUP	Surface deposit (SurfDep)	-2807.906	3	5621.812	0.00
	Log(Stand age)	-2859.6796	3	5725.3592	0.00
	SurfDep*Log(Stand age)	-2785.0838	9	5588.1676	1.00

2.5.2 Succession pathways

From the analysis of the 19,488 SIFORT cells we found that in the absence of fire, shade intolerant pioneer species (jack pine or trembling aspen) succeeded in a unidirectional fashion into a mixed state composed of more shade tolerant species (mixed conifer/jack pine or conifer/trembling aspen), with these mixed stands then succeeding into diverse (closed or partially opened) black spruce stand structures. The partially open black spruce stand structure was a key transition state that was part of most mixed stands pathways. The mixed stands either succeeded directly into partially open black spruce stands or succeeded first into closed black spruce stands and ultimately into partially open black spruce stands. Pathways starting with black spruce displayed two different trajectories: a productive one, beginning with young productive closed stands that changed to open and less productive stands, and a second less productive trajectory, which started with open young stands that in general remained structurally unchanged, or exceptionally changed to a more productive state before ultimately breaking down and returning to an open stand structure (Figure 2.2).

There was a higher abundance of pioneer species such as jack pine and trembling aspen, and conversely a decreasing abundance of open unproductive black spruce stands, along a gradient from Cochrane Till to coarse deposits (Figure 2.2). Along the same gradient, we also observed a simplification of the main successional pathways, as illustrated by the fewer transitions (arrows) that occurred at higher rates (i.e., >0.2 over 23 years). However, on clay there were many secondary succession paths characterised by a transition rate between 0.2 and 0.1. Finally, we also observed a transfer of the steady state from the very open unproductive black spruce stands to the partially open more productive black spruce stands until equilibrium between these two states occurred on the coarse deposits. Overall, succession pathways occur on all surface deposits, but with different frequencies. Generally the rate of convergence to open black spruce states was fastest on the Cochrane Till, slowest on the coarse deposits, and of intermediate speed on the fine-textured deposits.

2.5.3 Transition Parameters

Stand age at the beginning of the transition phase was highly variable (Table 2.3). The

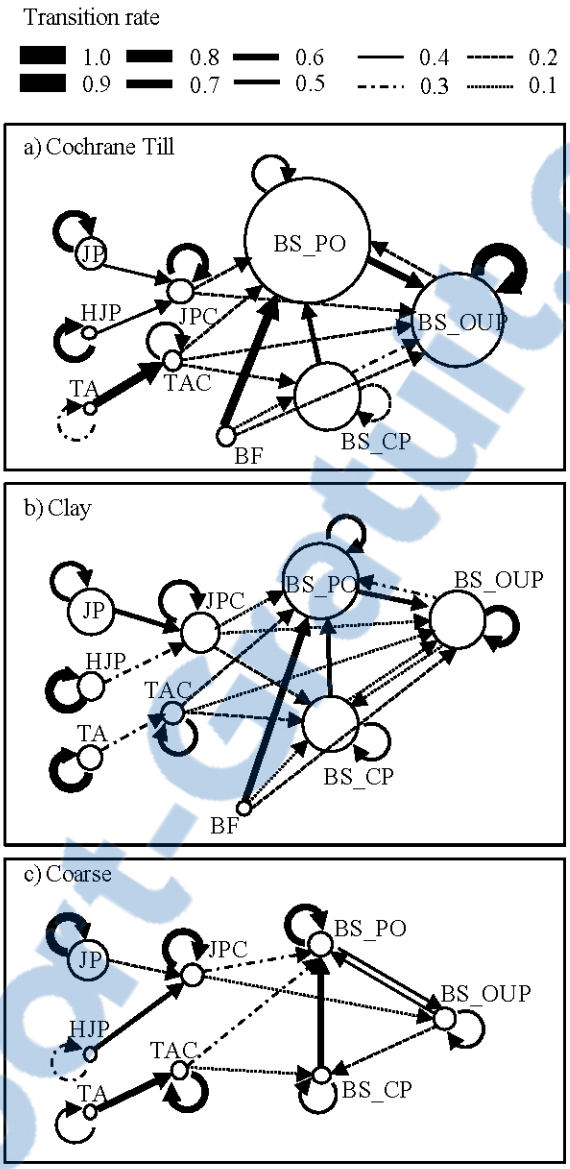


Figure 2.2. General transition pathways considering surface deposit type: a Lecomte and Bergeron (2005) and Simard et al. (2008) succession model validation. Arrow thickness is proportional to the transition rate between forest cover types. Circle size is proportional to the abundance of the forest cover type in 1965. Stand cover type abbreviations are balsam fir (BF), close productive black spruce (BS_CP), partially open black spruce (BS_PO), open unproductive black spruce (BS_OUP), jack pine (JP), mixed jack pine and conifer (JPC), mixed hardwood and jack pine (HJP), trembling aspen (TA), and mixed aspen and conifer (TAC).

Rapport-Gratuit.com

Table 2.3. Transition parameters estimated from the 1st and 3rd forest surveys for each forest cover and surface deposit type (n = 19,488; base time interval = 23 years).

Forest cover type	Surface deposit type	Transition age (year)	Transition rate	Probability of a different forest cover type when transition occurs				
				JPC	TAC	BS		
						CP	PO	OUP
TA	Cochrane Till	72	0.712	0	1	0	0	0
	Clay	74	0.371	0	1	0	0	0
	Coarse	72	0.569	0	1	0	0	0
TAC	Cochrane Till	74	0.597	0	0	0.365	0.378	0.257
	Clay	76	0.592	0	0	0.444	0.223	0.333
	Coarse	81	0.442	0	0	0.261	0.739	0
HJP	Cochrane Till	72	0.417	1	0	0	0	0
	Clay	77	0.382	1	0	0	0	0
	Coarse	72	0.676	0.812	0	0	0.188	0
JPC	Cochrane Till	122	0.529	0	0	0	0.696	0.304
	Clay	87	0.586	0	0	0.354	0.477	0.169
	Coarse	90	0.514	0	0	0	0.750	0.250
JP	Cochrane Till	90	0.606	1	0	0	0	0
	Clay	78	0.577	1	0	0	0	0
	Coarse	90	0.497	1	0	0	0	0
BF	Cochrane Till	92	1	0	0	0.144	0.698	0.158
	Clay	92	1	0	0	0.138	0.632	0.230
BS_CP	Cochrane Till	146	0.863	0	0	0	0.620	0.380
	Clay	117	0.852	0	0	0	0.870	0.130
	Coarse	92	0.791	0	0	0	1	0
BS_PO	Cochrane Till	196	0.629	0	0	0	0	1
	Clay	167	0.508	0	0	0	0	1
	Coarse	196	0.422	0	0	0	0	1
Young BS_OUP[1]	Cochrane Till	92	0.264	0	0	0	1	0
	Clay	62	0.486	0	0	0.438	0.564	0
	Coarse	78	0.750	0	0	0.619	0.381	0
Old BS_OUP	Cochrane Till	283	0	0	0	0	0	1
	Clay	118	0.352	0	0	0	1	0
	Coarse	122	0.581	0	0	0	1	0

1- These stands may have established after low severity fires; they follow succession paths similar to pioneer species and may experience canopy closure in young stages before becoming taller and open again.

stands composed of pioneer species such as jack pine and trembling aspen and their associated mixed stands (e.g. black spruce and pioneer species) generally started to change before they were 100 years old. However, mixed stands tended to change at a slightly older age than pure pioneer species stands. The closed and partially open black spruce stands that currently dominate the landscape generally changed at an age older than 100 years. Occasionally, young open unproductive black spruce stands succeeded into closed stands at ages between 60 to 200 years old. The length of this phase is strongly dependant on the type of surface deposit and on the initial openness of the stand. In the case of the clay and coarse deposits, equilibrium between the partially open and the very open black spruce stands occurred at an age of 120 years (Figure 2.3). Our chronosequence for this analysis did not allow us to determine if this equilibrium would be maintained if stands reached an age older than 290 years.

The transition rates were generally higher than 0.4, except for the unproductive black spruce convergent states that displayed rates as low as 0.264 and 0. More specifically, the majority of the stands developing on the Cochrane Till showed higher transition rates than the ones on the other surface deposit types. One exception to this is the open unproductive black spruce state that showed a higher rate of transition to a denser state on clay sites than on the Cochrane Till.

The persistence of stand states for each succession pathway and each surface deposit type are illustrated in Figure 2.3. In general, we observed that the convergence of the stands to a partially open or to an open state took less than 300 years. The rapidity with which the convergent open state was reached appeared to be related to the surface deposits, with the fastest rates on the Cochrane Till and the slowest on the coarse deposits. On coarse deposits, open unproductive stands never occupied more than 50 % of the landscape. In particular, Figure 2.3 illustrates that residence times of jack pine stands were longest on coarse deposits, intermediary on Cochrane tills, and shortest on clays. The time of residence for the trembling aspen stands was more variable between the different surface deposit types. Specifically, the

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

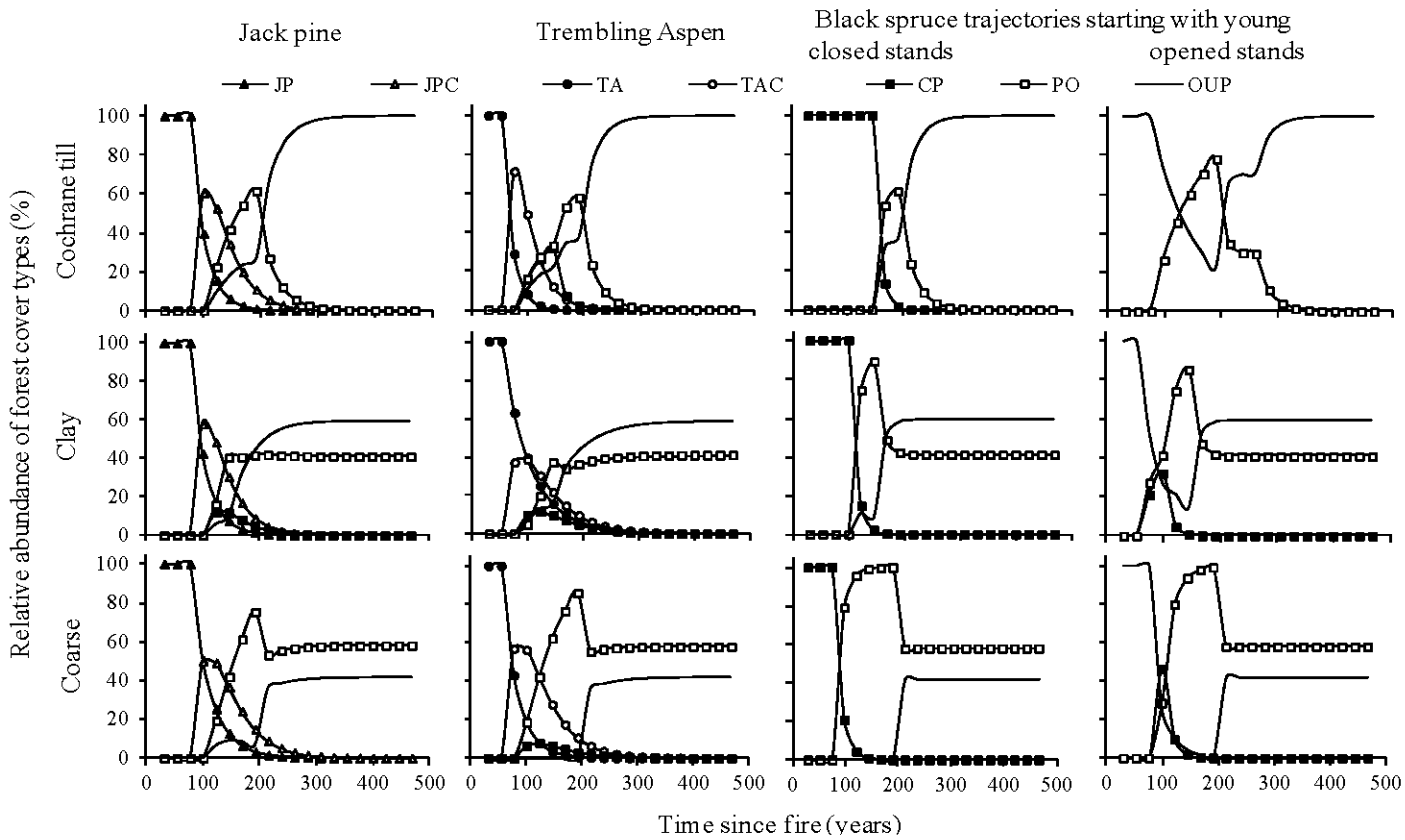


Figure 2.3. Landscape scale persistence (years) of the major forest cover types by surface deposit. For each surface deposit graphs show complete succession paths from the pioneer species to the expected climax composition. Jack pine dominated stands are indicated by black triangles and jack pine/conifer mixed stands by white triangles; trembling aspen dominated stands are indicated by black circles and aspen/conifer mixed stands white circles; closed productive black spruce stands are indicated by black squares and partially open stands by white squares. Finally, the open and unproductive stands are illustrated by a continuous line without symbols.

aspen stands was more variable between the different surface deposit types. Specifically, the trembling aspen stands and the mixed aspen stands showed longer residence times on the clay deposits than on the coarse deposits. Finally, considering that black spruce stands show two significantly different initial states in terms of canopy openness of the young stands, we estimated two possibilities of persistence. In the case of the trajectory starting with closed young black spruce stands, we observed an increasing time of residence from coarse deposits to Cochrane tills, while the opposite trend was observed for the trajectory starting with open young black spruce stands. In this last case, we observed an increasing canopy closing gradient with the possibility for complete stand closure on clay and coarse deposit sites, but not on Cochrane Till.

2.6 Discussion

2.6.1 Composition and structural changes

Similar to previous chronosequence studies (Gauthier, De Grandpré and Bergeron, 2000; Harper *et al.*, 2002, 2003, 2005; Lecomte and Bergeron, 2005; Lecomte, Simard and Bergeron, 2006; Simard *et al.*, 2008), our succession models are in accordance with a convergence of species composition to black spruce dominated stands regardless of the initial species composition (Figure 2.2). Since the rate of convergence decreased along a gradient of on the different surface deposit types showed a preference to either converge to open or closed black spruce stands, our results support the idea that paludification is the process that drives the succession pathways (Fenton *et al.*, 2005, 2006; Harper *et al.*, 2002; Lecomte and Bergeron, 2005), but that it may act differently according to different surface deposit types. For jack pine stands, as suggested by Donnegan and Rebertus (1999), the xeric nature of the deposit can explain in part the lower rate of convergence. Individual growth rates are slower on xeric surface deposits than on richer, mesic deposits, such as clays. This slower growth rate results in longer life spans for individuals on xeric than on mesic surface deposits. The different life spans for the different types of deposits explains both our findings as well as those of Cogbill (1985) and Harper *et al.* (2002), who also found a faster convergence of jack pine to black spruce on clay than on coarse deposits. In contrast to jack pine, the succession

pathways for trembling aspen indicate that some of these stands will be succeed by closed black spruce stands on the Cochrane Till (Figure 2.3). This suggests, as observed by Légaré *et al.* 2005, that the presence of aspen can counteract the process of paludification and allow aspen stands to change into productive closed black spruce stands before ultimately changing into open or partially open black spruce stands regardless of the surface deposit's susceptibility to paludification.

Depending on the stand composition type and surface deposit, the onset of the transition phase results in this study (Table 2.3) are similar to the ones proposed for the northern boreal mixedwood forest by Yemshanov and Perera (2002). Excluding fir and black spruce stands that are considered in the literature to be climax species, it appears that cover change will begin early in stand development. We note in the literature that cover changes usually begin between 50 to 150 years since the last stand replacing disturbance, and that the persistence time period of the species on the landscape will be highly variable, between 100 to 200 years, depending on the succession stage studied (Carleton and Maycock, 1978; Cogbill, 1985; Gauthier, De Grandpré and Bergeron, 2000; Harper *et al.*, 2002, 2003; Lecomte and Bergeron, 2005; Pothier, Raulier and Riopel, 2004; Yemshanov and Perera, 2002). Harper *et al.* (2002) found that trembling aspen could persist more than 200 years on coarse, thin deposits. Our results show that stands composed of pioneer species such as jack pine and trembling aspen start to change at around 70 to 120 years old. However, the time of residence we evaluated was consistently longer than the ones in the scientific literature, which are between 145 and 352 years. We recognize that the use of a constant transition rate for a given age may favour an over evaluation of the time of residence in the landscape. Our method appears to be more applicable to short-lived species with fast transition rates (higher than 0.5). These species usually rapidly disappear to the benefit of more shade-tolerant species. The narrow analysis window (23 years) provided by the SIFORT database may also have limited our capacity to detect high transition rates occurring in a narrow break age window. For certain cover types, such as trembling aspen stands, the majority of the stands in our study area established themselves after fires during the 1910s and 1920s and were consequently younger (less than 75 yrs old) than the active transition phase during the 23 years of our database (approximately 1970-1993). Furthermore, in regards to the trembling

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

aspen stands, Bergeron (2000) and a study currently in progress (S. Gautier-Éthier, personal communication) suggest a high recurrence of self-replacing forest dynamics in the Quebec boreal mixedwood forest. This could also partly explain the very long persistence observed for this type of stand (more than 200 years). Finally, considering that the mean stand age is lower on clay and coarse deposits compared to the Cochrane Till, the absence of complete landscape convergence to open black spruce stands on these surface deposit types could be attributed to a potentially shorter fire cycle (Bergeron et al., 2004). As the organic layer growth rate is low on coarse deposits, the majority of stands on this surface deposit type never reached the unproductive open stand state in the period analysed. On coarse deposits, stands mostly converged to partially open black spruce stands that could be attributed to the dryness of the site rather than to the process of paludification. In the study area, paludification on coarse deposits is rare and tends to be locally limited to particular topographic features as rock crevices or depressions on hilltops.

The succession pathways established by our study also allowed us to investigate the major structural changes that happen in black spruce stands during their development. In our study area, these changes have mainly been studied by Harper *et al.* (2002, 2003, 2005), Lecomte and Bergeron (2005), Simard *et al.* (2008) and by St-Denis, Kneeshaw and Bergeron (2010). These studies have shown that in the absence of fire, changes in stand height and total basal area of dead and live trees are more important than the changes in composition. These studies proposed a first opening phase between 75 to 175 years old that was followed by a second opening phase at 200 years old; these phases caused a decrease in tree height. There is no consensus on the different phases for stands established after low severity fires, where the organic layer is thick from the onset of succession. It appears that a certain proportion of stands may be able, when they are relatively young (i.e. less than 100 years old), to be succeed by closed stands before eventually developing into open black spruce stands. The manner in which we have grouped the different black spruce into stand structural types appears to accurately reflect these structural changes through time. We observed, as did Lecomte, Simard and Bergeron (2006) and Simard *et al.* (2008), two succession pathways with one being closed in structure and the other open. We suspect, considering the results of Lecomte, Simard and Bergeron (2006), that the closed pathway is

initiated by severe fires, where stands go from a closed stage to a partially open one until they eventually succeed to a very open and short canopy stage. The second open pathway is likely the result of low severity fires where a certain amount of the forest floor organic layer is left unburnt. Stands in the open pathway start with an open canopy stage that is maintained through time, although some of these stands may succeed briefly to a partially open stand. For this last succession pathway, our evaluation suggests that the closing phase starts between 60 and 120 years, and ends between 150 and 250 years after the last fire (Table 2.3). However, since the aerial photograph interpretation of the stand structure (tree density and height) is less accurate than direct field basal area measurements, it is hard to compare our results to the ones obtained by Harper *et al.* (2005) and Lecomte and Bergeron (2005). Another limitation is the use of fire history maps to evaluate the real age of black spruce stands that have escaped fire for a long time, which may underestimate the age at which stands start to change and their persistence time on the landscape. Cyr *et al.* (2005) used ^{14}C dates to demonstrate that some forest stands assigned to a relatively recent fire episode (between 200 and 300 years) had in reality not burned for as long as 1000 years. Nevertheless, the two succession pathways of the black spruce stands appear to be dependent of the surface deposit type, the stand age (Fenton *et al.*, 2005, 2006) and the residual thickness of the organic layer left after the passage of a fire (Lecomte, Simard and Bergeron, 2006; Simard *et al.*, 2008).

2.6.2 Paludification susceptibility

In regards to the succession patterns and the paludification mechanisms proposed by chronosequence studies undertaken in our study area (Fenton *et al.*, 2005, 2006; Gauthier, De Grandpré and Bergeron, 2000; Harper *et al.*, 2002, 2003, 2005; Lecomte and Bergeron, 2005; Lecomte, Simard and Bergeron, 2006; Simard *et al.*, 2008), the rapidity of convergence to black spruce stands and the breaking age at which the active transition phase starts in our results suggest that different surface deposits express different susceptibilities to paludification. This susceptibility gradient is also suggested by the total convergence of the stands to an open unproductive black spruce stage, with time, on the Cochrane Till, as opposed to an equilibrium between the open and partially open black spruce stands that was observed on non-reworked clays of the south and coarse textured deposits (Figure 2.3). The

abundance of the black spruce stands on the Cochrane Till and the total absence of complete closure of the young open stands also suggest that the Cochrane Till sites are more sensitive to paludification than the other surface deposits. Several factors may explain the paludification of sites on the Clay Belt. The highest paludification susceptibility observed on the Cochrane Till may be related to the region's deglaciation history that created a poor drainage network and a high occurrence of iceberg furrows that already show a high degree of paludification (Boissonneau, 1966; Veillette, 2007; Veillette and Thibaudeau, 2007).

2.6.3 Forest management concerns

Our study confirmed that productive closed stands composed of either black spruce, jack pine, or trembling aspen may succeed to more open unproductive black spruce stands with time. Considering that stands undergoing the paludification process develop a thick organic layer over time and become less productive (Simard *et al.*, 2007), forest managers should be concerned regarding the productivity of stands growing on surface deposits susceptible to paludification. Young, unproductive, open black spruce stands, associated to low severity fires by Lecomte, Simard and Bergeron (2006), also have a low capacity to succeed toward more productive stand types in the absence of severe disturbances of the soil organic layer. Quebec's current harvesting approach aims to protect soil integrity and to maintain natural regeneration in order to favour rapid canopy closure after harvesting. However, by protecting the organic layer established above the surface deposits, and hence mimicking the effects of low severity fires, this approach may in fact be inhibiting canopy closure and inducing a loss in site productivity (Lafleur *et al.*, 2010). Our results suggest that the organic layer on surface deposits that are susceptible to paludification (e.g. the Cochrane Till) should be heavily disturbed during or after harvesting in order to favour the establishment of productive stands (Lafleur *et al.*, 2010; Lecomte, Simard and Bergeron, 2006). Quebec's current approach that protects the organic layer may be appropriate on surface deposits that are not as susceptible to paludification (e.g. coarse textured deposits).

2.7 Acknowledgements

We thank Quebec's Ministry of Natural Resources for allowing us to use the SIFORT database. We would also like to thank Tembec Inc. and Quebec's Funds in nature and technology research (FQRNT) for the funds they provided. Finally, we are also grateful to the Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable (CAFD) that has provided financial and technical support.

2.8 References

Acevedo, M. F., D. L. Urban and M. Alban. 1995. Transition and gap models of forest dynamics. Ecological Applications, 5 : 1040-1055.

Acevedo, M. F., D. L. Urban and H. H. Shugart. 1996. Models of forest dynamics based on roles of tree species. Ecological Modelling, 87 : 267-284.

Bergeron, Y, and M. Dubuc. 1989. Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. Vegetatio, 79 : 51-63.

Bergeron, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. Ecology, 72 :1980–1992.

Bergeron, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. Ecology, 81 : 1500-1516.

Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan and V. Kafka. 2004. Fire regimes at the transition between mixed-wood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. Ecology, 85 : 1916-1932.

Black, R. A., and & L. C. Bliss. 1978. Recovery sequence of Picea mariana-Vacciniumu liginosum forests after burning near Inuvik, Northwest Territories, Canada. Canadian Journal of Botany, 56 : 2020-2030.

Boissonneau, A. N. 1966. Glacial history of northeasthern Ontario. I. The Cochrane-Hearst area. Canadian Journal of Earth Sciences, 3 : 559-578.

Carleton, T. J., and P.F. Maycock. 1978. Dynamics of the boreal forest south of James Bay. Canadian Journal of Botany, 56 : 1157-1173.

Cogbill, C. V. 1985. Dynamics of the boreal forests of the Laurentian Highlands, Canada. Canadian Journal of Forest Research, 15 : 252-261.

Cyr, D., Y. Bergeron, S. Gauthier and A. C. Larouche. 2005. Are the old-growth forests of the Clay Belt part of a fire-regulated mosaic? Canadian Journal of Forest Research, 35 : 65-73.

Dix, R. L., and J. M. A. Swan. 1971. The roles of disturbance and succession in upland forest of Candle Lake, Saskatchewan. Canadian Journal of Botany, 49 : 657-676.

Donnegan, J. A., and A. J. Rebertus. 1999. Rates and mechanisms of subalpine forest succession along an environmental gradient. Ecology, 80 : 1370-1384.

Environnement Canada. 2004. Canadian Climate Normals 1971-2000. [Online] URL : http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate_normals/index_f.html

Fenton, N., and Y. Bergeron. 2006. Facilitative succession in a boreal bryophyte community driven by changes in available moisture and light. Journal of Vegetation Science, 17 : 65-76.

Fenton, N., N. Lecomte, S. Légaré and Y. Bergeron. 2005. Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. Forest Ecology and Management, 213 : 151-159.

Fenton, N., S. Légaré, Y. Bergeron and D. Paré. 2006. Soil oxygen within boreal forests across an age gradient. Canadian Journal of Soil Science. 86 : 1-9.

Foster, D. R., and G. A. King. 1986. Vegetation pattern and diversity in S.E. Labrador, Canada: Betula papyrifera (birch) forest development in relation to fire history and physiography. Journal of Ecology, 74 : 465-483.

Gauthier, S., L. De Grandpré and Y. Bergeron. 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec. Journal of Vegetation Science, 11 : 781-790.

Rapport-Gratuit.com

Girardin, M.-P., J. Tardif and Y. Bergeron. 2001. Gradient analysis of *Larix laricina* dominated wetlands in Canada's southeastern boreal forest. Canadian Journal of Botany, 79 : 444-456.

Harper, K. A., Y. Bergeron, S. Gauthier and P. Drapeau. 2002. Post fire development of canopy structure and composition in black spruce forest of Abitibi, Quebec : a landscape scale study. Silva Fennica, 36 : 246-263.

Harper, K., C. Boudreault, L. De Grandpré, P. Drapeau, S. Gauthier and Y. Bergeron. 2003. Structure, composition, and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario. Environmental Reviews, 11 : S79-S98.

Harper, K. A., Y. Bergeron, P. Drapeau, S. Gauthier and L. De Grandpré. 2005. Structural development following fire in black spruce boreal forest. Forest Ecology and Management, 206 : 293-306.

Hobbs, N. T., and R. Hilborn. 2006. Alternatives to statistical hypothesis testing in ecology : a guide to self teaching. Ecological Applications, 16 : 5–19

Heinselman, M. L. 1981. Chapter 23. Fire and succession in the conifer forests of Northern North America. Pages 374-406 in D.C. West, H.H. Shugart and D.B. Botkin (eds). Forest succession: concepts and application. Springer-Verlag, New York.

Hosmer, D.W, Jr., and S. Lemeshow. 2000. Applied Logistic Regression, Second Edition, New York: John Wiley & Sons, Inc.

Howard, R. A. 1971. Dynamic probabilistic Systems. Volume II: Semi-Markov and decision processes. Wiley, New York, New York.

Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press. Great Britain, Cambridge.

Karlin, S. 1968. A first course in stochastic processes. Academic Press, New York, New York.

Kemeny, J. G., and J. L. Snell. 1976. Finite Markov chains. Springer, New York, New York.

Kneeshaw, D. D., and Y. Bergeron. 1998. Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest. Ecology, 79 : 783-794.

Lafleur, B., D. Paré, N. J. Fenton and Y. Bergeron. 2010. Do harvest methods and soil type impact the regeneration and growth of black spruce stands in northwestern Quebec? Canadian Journal of Forest Research, 40 : 1843-1851.

Lecomte, N., and Y. Bergeron. 2005. Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec Clay Belt. Canadian Journal of Forest Research, 35 : 1984-1995.

Lecomte, N., M. Simard, Y. Bergeron, A. Larouche, H. Asnong and R. J. H. Richard. 2005. Effects of fire severity and initial tree composition on understorey vegetation dynamics in a boreal landscape inferred from chronosequence and paleoecological data. Journal of Vegetation Science, 16 : 665-674.

Lecomte, N., M. Simard and Y. Bergeron. 2006. Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. Écoscience, 13 : 152-163.

Légaré, S., D. Paré and Y. Bergeron. 2005. Influence of aspen on forest floor properties in black spruce-dominated stands. Plant and Soil, 275 : 207-220.

Legendre, P., and L. Legendre. 1998. Numerical Ecology. 2nd english Edition. Elsevier, Amsterdam, New York.

Marie-Victorin, Fr., L. Brouillet and I. Goulet. 1995. Flore Laurentienne, 3th Edition. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. Pages 144–169 in H.H. Shugart, R. Leemans and G.B. Bonan (eds). A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Pelletier, G., Y. Dumont, M. Bédard and J. Bergeron. 1996. SIFORT. Arpenteur Géomètre, 23 :8-9.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Pothier, D., F. Raulier and M. Riopel. 2004. Ageing and decline of trembling aspen stands in Quebec. Canadian Journal of Forest Research, 34 : 1251-1258.

Robichaud, E., and I. R. Methven. 1993. The effect of site quality on the timing of stand breakup, tree longevity, and the maximum attainable height of black spruce. Canadian Journal of Forest Research, 23 : 1514-1519.

Saucier, J.-P., J.-P. Berger, H. D'Avignon and P. Racine. 1994. Le point d'observation écologique. Normes techniques. Ministère des Ressources Naturelles, gouvernement du Québec, Québec.

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P. Y. Bernier and D. Paré. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal forests. Ecological Applications, 17 : 1619-1637.

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P.Y. Bernier and D. Paré. 2008. Chapiter 11. Un aménagement écosystémique de la pessière du nord de la ceinture d'argile québécoise : gérer la forêt…mais surtout les sols. Pages 269-299 in S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau and Y. Bergeron (eds). Aménagment écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec.

St-Denis, A., D. Kneeshaw and Y. Bergeron. 2010. The role of gaps and tree regeneration in the transition from dense to open black spruce stands. Forest Ecology and Management, 259 : 469-476.

Taylor, S., T. Carleton and P. Adams. 1987. Understorey vegetation change in a *Picea mariana* chronosequence. Vegetatio, 73 : 63-72.

Taylor, A. R., H. Y. H. Chen and L. Vandamme. 2009. A Review of Forest Succession Models and Their Suitability for Forest Management Planning. Forest Science, 55 : 23-36.

Taylor, A. R., and H. Y. H. Chen. 2011. Multiple successional pathways of boreal forest stands in central Canada. Ecography, 34 :208-219.

Van Cleve, K., and L. A. Viereck. 1981. Forest Succession in relation to nutrient cycling in the boreal forest of Alaska. Pages 185-211 in D. C. West, H. H. Shugart and D. B. Botkin (eds). Forest Succession: Concepts and Applications. Springer-Verlag, New York.

Veillette, J. J., and S. J. Paradis. 1996. Les sillons d'icebergs du lac Ojibway, un registre des paléovents, Abitibi, Québec. Commission géologique du Canada, dossier public 3031, carte 1:500,000.

Veillette, J.J. 2007. Géologie des formations en surface et histoire glaciaire, Rivière Harricana, Québec. Carte 1993A de la Commission géologique du Canada, Ressources naturelles du Canada, Canada.

Veillette, J.J., and P. Thibaudeau. 2007. Géologie des formations en surface et histoire glaciaire, Rivière Wawagosic. Carte 1995A de la Commission géologique du Canada, Ressources naturelles du Canada, Canada.

Vincent, J. S., and L. Hardy. 1977. L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. Géographie physique et Quaternaire, 31 : 357-372.

Yemshanov, D., and A. H. Perera. 2002. A spatially explicit stochastic model to simulate boreal forest cover transitions: general structure and properties. Ecological Modelling, 150 : 189-209.

CHAPITRE III

ANALYSE DE LA VARIABILITÉ NATURELLE ASSOCIÉE À LA CONFIGURATION D'UN PAYSAGE FORESTIER BORÉAL À L'AIDE DE SIMULATIONS SPATIALEMENT EXPLICITES

Annie Belleau[1], Alain Leduc[1,2], Yves Bergeron[1,2] et Andrew Fall[3]

1- Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec J9X 5E4, Canada.

2- Centre d'étude sur la forêt et Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, Québec H3C 3P8, Canada.

3- Gowlland Technologies Ltd, 220 Old Mossy Road, Victoria, British Columbia, Canada V9E 2A3 and School of Resource and Environmental Management, Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, Canada V5A 1S6

Le manuscrit sera traduit et soumis à Ecosystems

3.1 Résumé

De plus en plus, on souhaite développer un aménagement forestier qui s'inspire des régimes de perturbations naturelles et de la variabilité engendrée dans le paysage par ceux-ci. Ce type d'aménagement vise à limiter l'impact de l'exploitation forestière sur les écosystèmes et les organismes qu'on y retrouve. On propose ici d'évaluer, pour une gamme de régimes de feux, la variabilité de la configuration d'un paysage en forêt boréale de l'ouest québécois à l'aide d'un modèle spatio-temporel. Les régimes de feux retenus proviennent d'études sur la reconstruction de régimes de feux présents et passés, ainsi que d'études portant sur les changements climatiques. L'influence de la sévérité du feu, de la taille moyenne des feux et de la longueur du cycle de feux a été évaluée. Les résultats suggèrent que la structure d'âge des forêts est surtout influencée par la fréquence des perturbations tandis que la représentativité des types forestiers et des types structuraux est influencée par la sévérité des feux. Peu importe le régime de feux simulé, le paysage forestier n'aurait, en moyenne, jamais présenté plus de 15 % d'aires en régénération (peuplements de moins de 25 ans) et cesaires sont également les plus distantes les unes des autres (5 à 13 km). L'abondance de la forêt de plus de 200 ans et le type structural inéquien ouvert est surtout influencée par la longueur du cycle de feux et la sévérité du feu sur le sol. La configuration des paysages est très influencée par le cycle des feux et, dans une moindre mesure, par la sévérité et la taille moyenne des feux. La taille moyenne des perturbations influence surtout l'ampleur de la variabilité. Comparé aux paysages simulés, l'image actuelle du paysage (2007), sous l'influence des coupes forestières depuis les 30 à 40 dernières années, s'écarte de la variabilité naturelle attendue. La discussion porte sur l'impact des régimes de feux sur la configuration des paysages forestiers boréaux ainsi que sur l'opportunité d'utiliser des systèmes de simulation et de modélisation pour établir des plages de variabilités attendues.

3.2 Introduction

En Amérique du nord on reconnait qu'en l'absence de perturbations anthropiques, la mosaïque forestière boréale est largement dynamisée par les feux (Bergeron, 1991; Heinselman, 1981; Johnson, 1992; Payette, 1992). Les variations de la fréquence des feux, de leur sévérité, de leur taille et de leur répartition dans le paysage apparaissent être des paramètres clés influençant la variabilité naturelle de la structure d'âge et de la configuration des paysages forestiers boréaux (Belleau *et al.*, 2007; Bourgeau-Chavez *et al.*, 2000; Boychuk et Perera, 1997; Boychuk *et al.*, 1997; Duffy *et al.*, 2007; Johnstone et Chapin III, 2006a, 2006b; Johnstone *et al.*, 2011; Lecomte, Simard et Bergeron 2006; Perera et Cui, 2010;Weir, Johnson et Miyanishi, 2000; Wimberly *et al.*, 2000). En influençant la fréquence, la taille et la sévérité des feux, des changements majeurs au climat pourraient aussi engendrer des variations importantes de l'âge moyen des forêts et de la configuration des paysages (Cyr *et al.*, 2009; Gauthier *et al.*, 2004; Hély *et al.*, 2010). De même, la modification du régime de

perturbation par l'anthropisation du paysage et l'exploitation commerciale des forêts engendrent des modifications à la structure d'âge et à la configuration du paysage (Bergeron *et al.*, 2006; Cyr *et al.*, 2009; Didion, Fortin et Fall, 2007; Doyon, Yamasaki et Duchesneau, 2008; Hessburg, Smith et Salter, 1999; Weir, Johnson et Miyanishi, 2000).

De plus en plus, l'aménagement de la forêt s'inspire de connaissances de la dynamique naturelle des peuplements et des régimes de perturbations actuels et passés. Cette mouvance vise à permettre un aménagement de la forêt qui minimise les écarts entre un état dit « naturel » ou de référence et un état aménagé (Gauthier *et al.*, 2009). Dans plusieurs cas et, pour plusieurs dimensions des aménagements, il est souvent difficile de dresser un portrait historique ou de définir l'étendue de la variabilité à l'intérieur de laquelle on souhaite maintenir les paysages aménagés (Andison, 1998). Le manque de données historiques, d'études rétrospectives et de longs historiques d'inventaire explique en partie ces difficultés. Puisque les perturbations naturelles, tel le feu, comportent une variabilité dans le temps lié au climat, à des phénomènes aléatoires (foudre) et à la présence humaine (Bergeron, Girardin et Carcaillet, 2010; Cyr *et al.*, 2009, Hély *et al.*, 2010), il est probable que le caractère ponctuel ou circonstanciel des paysages actuels restreigne notre capacité à évaluer leur variabilité naturelle passée (Perera et Cui, 2010). De plus, selon une autre école de pensée, afin d'assurer la résilience des écosystèmes et le maintien d'états souhaités ou désirés, il serait davantage souhaitable de bien comprendre les processus inhérents aux différents états d'un écosystème, et ce, à différentes échelles, afin d'agir davantage sur les processus que sur le maintien de l'état lui-même (Bennett, Peterson et Gordon, 2009; Drever *et al.*, 2006; Elmqvist *et al.*, 2003; Gunderson, 2000; Johnstone *et al.*, 2010; Perry, 1998). Néanmoins, tout comme le prône la plupart des aménagements qui s'inspirent des perturbations naturelles, il est aussi important d'assurer le maintien de la complexité et de la diversité des écosystèmes pour assurer le maintien des processus et de la résilience (Drever *et al.*, 2006; Elmqvist *et al.*, 2003; Gunderson, 2000).

L'utilisation de modèles spatio-temporels s'avère très utile dans ce contexte. Ils permettent de tester diverses hypothèses quant à l'influence de certains processus écosystémiques et de différents paramètres des régimes de perturbation (Perera et Cui, 2010). Enfin, les modèles stochastiques développés dans un environnement spatialement explicite

permettent, sur la base de plusieurs réplicats d'un même paysage, d'évaluer ou caractériser la variabilité potentiellement générée par un régime de perturbation. Cette approche est entre autre intéressante lors d'élaboration de lignes directrices puisqu'elle permet d'intégrer les connaissances disponibles sur un territoire et ne restreint pas l'étude à une seule image récente (Andison, 1998; Belleau *et al.*, 2007; Perera et Cui, 2010).

En forêt boréale, dans le secteur de la ceinture d'argile du nord-ouest québécois et du nord-est ontarien, un grand nombre d'études ont permis de reconstituer le régime de perturbation par le feu et la dynamique forestière (Belleau *et al.*, 2011; Bergeron *et al.*, 2004; Cyr *et al.*, 2009; Fenton et Bergeron, 2006; Gauthier, De Grandpré et Bergeron, 2000; Harper *et al.*, 2002, 2003; Lecomte et Bergeron, 2005; Simard *et al.*, 2008). Ces études illustrent que la dynamique forestière est largement influencée par la susceptibilité à l'entourbement de ce secteur, à l'allongement des cycles de perturbation et à la sévérité des perturbations (Fenton *et al.*, 2005, 2006; Lecomte, Simard et Bergeron, 2006). Selon Simard *et al.* (2007), la productivité du territoire diminue avec l'allongement des cycles de feux ainsi qu'à la suite d'une recrudescence de perturbations peu sévères affectant peu la couche organique du sol. Cette baisse de productivité se traduit par une plus grande proportion de peuplements d'épinette noire ouverts peu productifs dans le paysage.

Puisqu'on souhaite appuyer les stratégies d'aménagements forestiers et les pratiques sylvicoles sur ces connaissances, on croît qu'il est important d'évaluer la variabilité d'un paysage (ici l'unité d'aménagement forestière (UAF) 085-51, figure 3.1) soumis aux perturbations par le feu et à des processus lents comme l'entourbement et la succession des espèces arborescentes. De plus, comme peu d'études se sont attardées à modéliser l'influence de la sévérité des feux en interaction avec la dynamique d'entourbement et la dynamique forestière à l'échelle du paysage (Duffy *et al.*, 2007; Johnstone et Chapin III, 2006b; Johnstone *et al.*, 2010), on pense qu'il est important d'intégrer cette dimension aux modèles plus standards de perturbations et d'évaluer l'influence de la sévérité des feux sur la variabilité de la configuration de la mosaïque forestière.

3.3 Méthode

3.3.1 Aire d'étude et paysage simulé

L'aire d'étude est l'UAF 085-51 (Figure 3.1). Celle-ci couvre un secteur d'environ 10 000 km^2 de la ceinture d'argile du nord-ouest québécois. La région est dominée par des peuplements d'épinettes noires caractéristiques de la région écologique de la pessière noire à mousses de l'ouest (Robitaille et Saucier, 1998). Bien que les peuplements arborent plusieurs formes structurales, la région présente une forte proportion de peuplements d'épinettes noires de moins de 12 m de hauteur, de faible densité et peu productifs (Belleau *et al.*, 2011; Harper *et al.*, 2002; Lecomte et Bergeron, 2005). La composition initiale en type de couverts forestiers du paysage a été définie à partir de la cartographie forestière du premier programme décennal d'inventaire du MRNF telle que synthétisée dans la base d'informations spatialisées SIFORT (Pelletier *et al.*, 1996). Les photographies aériennes ayant servi de base à la cartographie ont été prises entre 1966 et 1971. Cet état initial a été retenu puisqu'à l'époque, les coupes forestières affectaient encore très peu le paysage et que le réseau routier secondaire était également peu développé.

Situé entre les latitudes 49°00' et le 51°30' nord et les longitudes 78°30' et le 79°31' ouest, le territoire à l'étude présente peu de topographie et a une altitude moyenne de 250 m. La station météo la plus proche (Matagami, 49°43'N et 77°37'O) indique une température moyenne annuelle de -0.7°C et des précipitations moyennes annuelles de 905,5 mm (Environnement Canada, 2004). Des argiles glaciolacustres laissées par le retrait du lac pro-glaciaire Ojibway (Vincent et Hardy, 1977) couvrent en majorité le territoire. Les argiles de la moitié nord du territoire ont cependant été remaniées lors d'une réavancée des glaciers et le déplacement d'icebergs lors de la dernière glaciation (Boissonneau, 1966;Veillette et Paradis, 1996). Les argiles remaniées du nord sont courament désignées comme les tills de Cochrane. Des dépôts grossiers se retrouvent également ça et là selon la topographie, les marges glaciaires et l'érosion post-glaciaire (Veillette et Thibaudeau, 2007). L'information sur les dépôts de surface a été extraite de la cartographie du 3e programme d'inventaire puisqu'elle n'était pas disponible au 1er. Pour ce qui est des dépôts organiques qui ne résultent pas de l'action direct des glaciers, mais d'un processus d'entourbement post-glaciaire, ils ont été associés aux dépôts argileux sous-jacents selon leur position géographique. Dans la moitié

nord du territoire, les dépôts organiques ont été associés aux tills de Cochrane alors quedans le sud, ils sont associés aux argiles. Les dépôts organiques n'ont pas été associés aux dépôts grossiers puisqu'on assume que dans le secteur à l'étude ceux-ci subissent rarement de l'entourbement sauf très localement et pour des conditions topographiques particulières comme des crevasses.

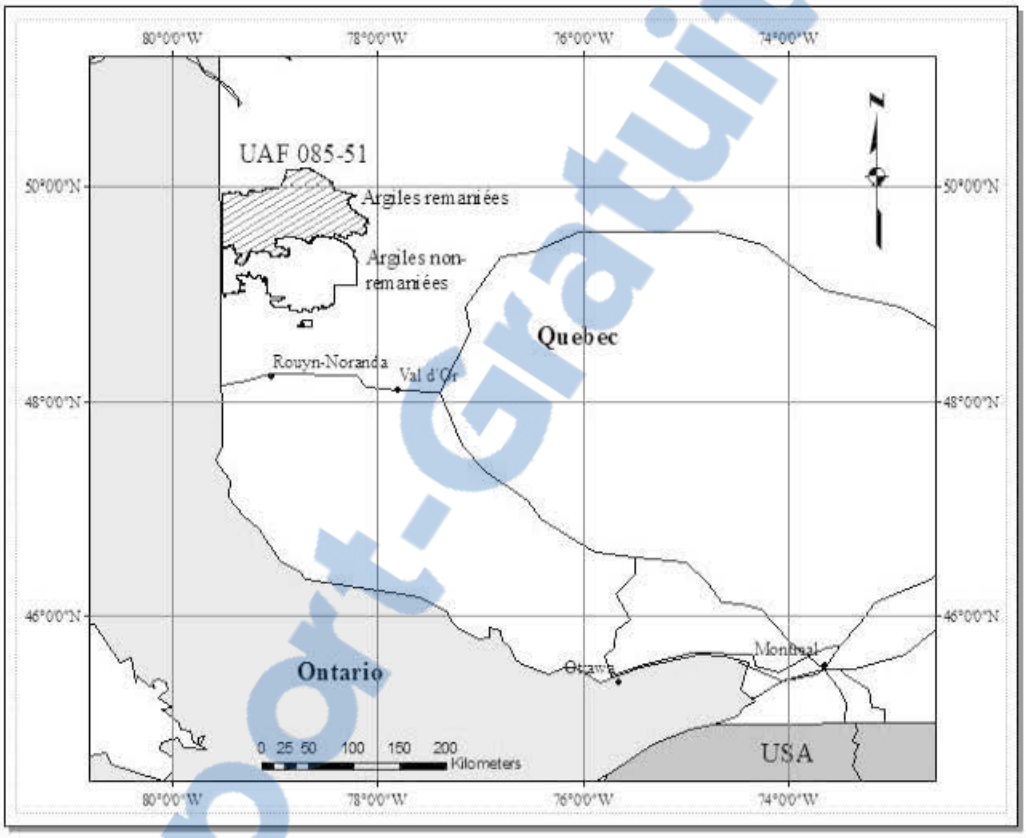


Figure 3.1. Aire d'étude.

À l'exception de la coupe forestière, le feu est le principal agent responsable de la configuration de la mosaïque forestière dans l'UAF 085-51. Le cycle de feu, défini comme le temps nécessaire pour brûler entièrement une superficie donnée, a été estimé à 101 ans avant

Rapport-Gratuit.com

1850, à 135 ans entre 1850 et 1920 et à près de 398 ans depuis les années vingt. L'âge moyen des forêts établi sur les 300 dernières années reconstituées, est estimé, lui, à 148 ans (Bergeron *et al.*, 2004). Cet âge moyen, plus stable dans le temps et moins affecté par les changements annuels de fréquence des feux (Gauthier *et al.*, 2004), servira de cycle moyen historique dans le modèle. L'âge initial des peuplements (temps écoulé depuis le dernier feu) a été fixé à l'aide de la carte des feux de la région (Bergeron *et al.*, 2004) et des placettes temporaires des 2e et 3e programmes décennaux d'inventaire du Ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec (MRNF) pour les secteurs à l'extérieur de la carte des feux.

Enfin, les travaux de Lecomte et Bergeron (2005), Lecomte, Simard et Bergeron (2006) et Simard *et al.* (2008), suggèrent que les peuplements actuels résulteraient, pour une bonne part, de feux dits peu sévères qui n'auraient pas permis de réduire suffisamment la couche organique à la surface du sol forestier et auraient par conséquent limité la reprise d'une régénération dense et/ou d'une régénération diversifiée en terme de composition. L'épaisseur initiale de la couche organique a été fixée à l'aide des relations présentées à la figure 3.2. Ces courbes ont été construites à l'aide de l'information rattachée aux placettes temporaires du 3e programme d'inventaire du MRNF. Elles illustrent la relation entre l'épaisseur de la couche organique au sol, l'âge des peuplements et la sévérité estimée de la perturbation à l'origine du peuplement. Les relations obtenues sont similaires à Lecomte, Simard et Bergeron (2006) pour les tills de Cochrane. Les peuplements de moins de 100 ans très ouverts et peu productifs dont le couvert forestier était composé à plus de 75 % d'épinettes noires ont été considérés comme étant issus de feux peu sévères.

3.3.2 Description du modèle

Le modèle dynamique à l'échelle du paysage repose sur plusieurs sous-modèles qui simulent le vieillissement des peuplements, les changements en espèce, l'accroissement de la couche organique du sol forestier, l'initiation de nouveaux peuplements par le feu et la combustion de la couche organique (Figure 3.3). Le modèle a été construit dans l'environnement de programmation et de modélisation SELES (Spatially Explicit Landscape Event Simulator, Fall et Fall, 2001). SELES a été choisi puisqu'il utilise un langage

hautement déclaratif qui facilite la modélisation des processus clés affectant le paysage. De plus, par sa souplesse, il permet d'introduire le degré de complexité qu'on juge nécessaire à l'étude.

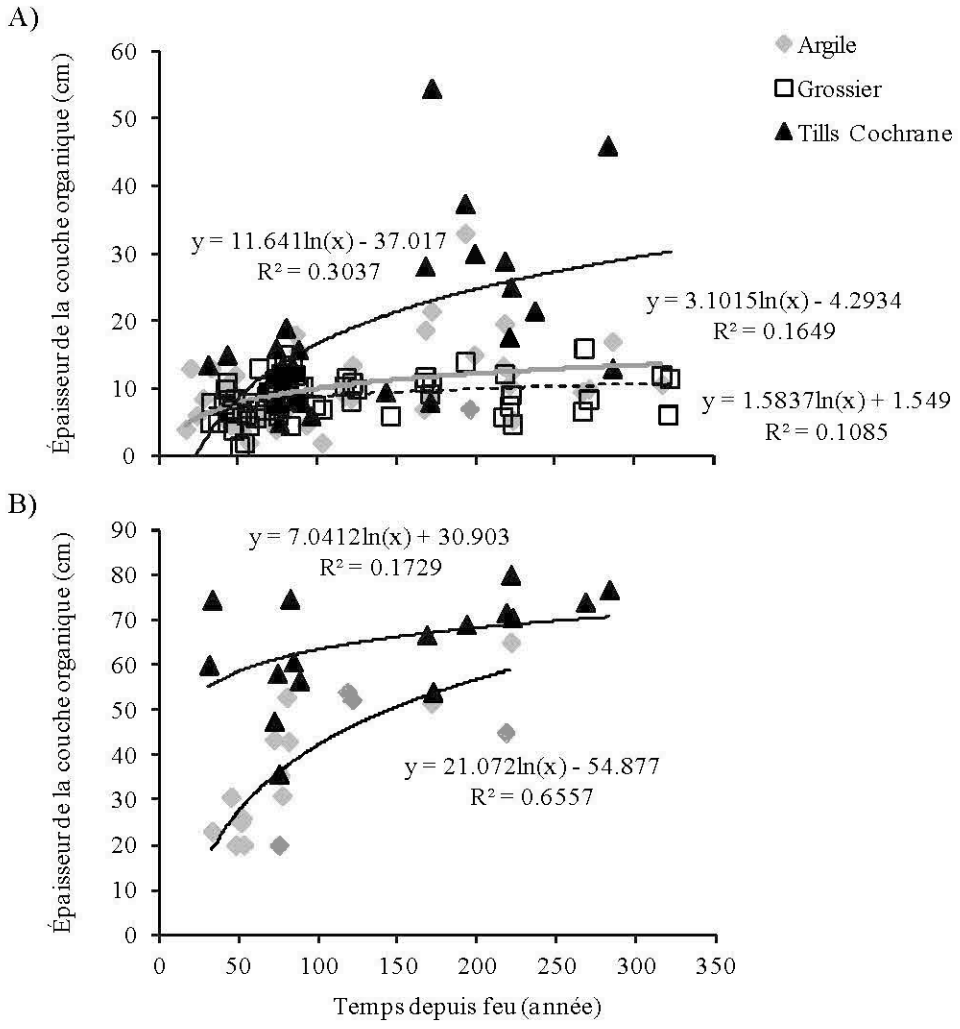


Figure 3.2. Relation entre le temps depuis feu et l'épaisseur de la couche organique au sol selon différents types de sol et différentes sévérités de feu (sévère (A) ou peu sévère (B)). Les losanges gris (◆) illustrent les argiles, les carrés blancs (□) illustrent les dépôts grossiers et les triangles noirs (▲) illustrent les tills de Cochrane.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

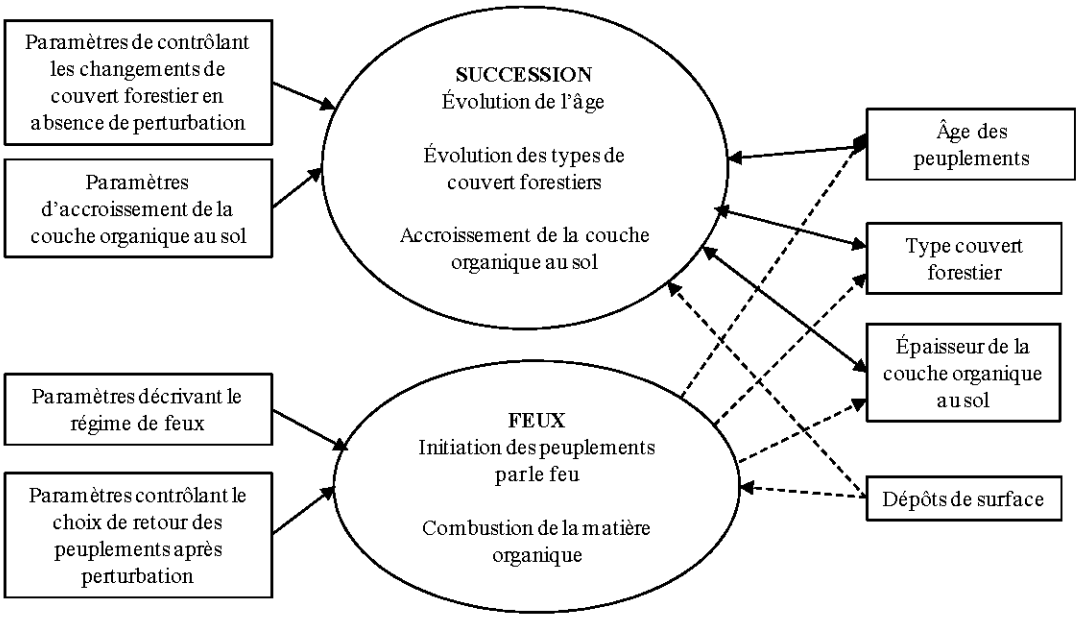


Figure 3.3. Schéma conceptuel du modèle de simulation. Les flèches pleines indiquent un effet direct dans le modèle et les flèches pointillées un effet indirect.

Le sous-modèle de succession forestière permet en absence de perturbation le vieillissement des peuplements forestiers sur la base du pas de temps de simulation (un an) et des changements de type de couverts forestiers selon une adaptation du modèle de succession documenté par Belleau *et al.* (2011; chap 2.). À chaque pas de temps de simulation et suivant un processus semi-Markovien, une probabilité de changer est attribuée à chaque peuplement, indépendamment les uns des autres, selon le type de couvert forestier et s'il a atteint l'âge minimal nécessaire pour présenter un changement de couvert. Lorsqu'un changement se produit, le nouveau type de couvert forestier est choisi parmi les types possibles selon une distribution de probabilité qui dépend du type de départ. Il est à noter que les probabilités qui ont été calculées à l'origine à l'aide d'une fenêtre de calcul de 23 ans (Belleau *et al.*, 2011)

ont été ramenées à des probabilités ajustées au pas de simulation (probabilités annuelles) selon l'équation suivante :

$$pTransite_{\text{ajustée}} = (1 - ((1 - pTransite_{(\text{Belleau } et\ al., 2011)}) \times (\frac{pas\ de\ temps}{23}))) \text{ (eq. 3.1)}$$

L'accroissement de la couche organique au sol a été simulé en utilisant les équations associées aux courbes de la figure 3.2. Ainsi, à chaque pas de temps l'épaisseur de la couche organique au sol des différents peuplements est évaluée selon leur âge, l'épaisseur de la matière organique résiduelle à l'initiation du peuplement et le type de dépôt de surface.

Les évènements de feu sont initiés aléatoirement dans le paysage selon une fréquence annuelle et une taille moyenne qui permettent de maintenir, à l'échelle du paysage, un âge moyen visé (Belleau *et al.*, 2007). La taille des feux est définie à l'aide d'une distribution négative exponentielle et une taille moyenne. La fréquence des évènements de feux est définie par une distribution de Poisson modulée en fonction du cycle de feux (âge moyen visé), la taille moyenne des évènements de feu et la taille du territoire. Bien que plusieurs auteurs s'attendent à trouver une probabilité de brûler en fonction de la disponibilité en combustible et l'âge des peuplements ou la composition (Clark, 1989; Cumming, 2001), il n'y a cependant pas de consensus à cet effet (Johnson, Miyanishi et Weir, 1998; Ratz, 1995). L'approche retenue repose davantage sur des processus stochastiques tel la foudre et fait davantage état d'une influence générale du climat. Ainsi, tel que proposé comme modèle théorique par Van Wagner (1978), la probabilité de brûler des peuplements est ici indépendante de leur âge et de leur composition.

Bien que des méthodes de mesure directes et indirectes après feu permettent d'établir la sévérité de celui-ci (Greene *et al.*, 2007; Kasischke et Johnstone, 2005; Turetsky et Wieder, 2001), il demeure difficile d'évaluer la sévérité historique des évènements de feux et d'anticiper la réduction d'épaisseur de la couche organique (Benscoter et Wieder, 2003; Bencoster *et al.*, 2011; Hogg, Lieffers et Wein, 1992). Par conséquent, il a été choisi d'utiliser un taux de réduction annuel moyen de la couche organique au sol (en pourcentage de l'épaisseur). Le taux historique a été fixé à l'aide d'un test de sensibilité illustré à la figure

3.4. Selon les paramètres d'accroissement de la couche organique au sol décrits précédemment et un cycle moyen de feux de 150 ans, on a simulé, à partir du stade zéro épaisseur de matière organique, treize scénarios différents présentant chacun un taux de réduction différent. Chaque simulation était d'une durée de 3000 ans et a été répliquée trois fois. Le paysage moyen obtenu au terme des 3000 ans (épaisseur de la couche organique au sol par classe de 10 cm) pour chaque taux a été comparé à l'épaisseur estimée de la matière organique du paysage référent soit, l'UAF 085-51 en 1970. La figure 3.3 fait état des écarts observés par classe d'épaisseur et aussi de l'écart total obtenu par paysage (l'étiquette en italique dans le graphique). Le scénario où 45 % de la couche organique du sol sont brûlés en moyenne donne le paysage le plus ressemblant au paysage de référence (UAF 085-51). Cette sévérité a donc été retenue dans le scénario S1-(150/45) (tableau 3.1). Ce taux est d'ailleurs proche du taux de 50 % évalué par Greene *et al.* (2007) à l'aide de plusieurs feux répartis dans la forêt boréale du Canada. Pour les scénarios où le régime de feux est considéré comme sévère, la sévérité a été fixée à 90 % en moyenne.

Suite au passage du feu, on a considéré, cellule par cellule, la sévérité du feu en fonction de l'épaisseur résiduelle de la couche organique au sol. L'effet du feu a été considéré peu sévère et a entrainé le choix d'un peuplement moins productif comme peuplement de retour si l'épaisseur résiduelle était supérieure à 30 cm. Ce seuil a été fixé en se basant sur les travaux de Fenton *et al.* (2006), Lecomte *et al.* (2006) et Laquerre, Leduc et Harvey (2011) et afin de traduire à l'échelle du peuplement des mesures d'établissement et de survie de semis prises à l'échelle de microsites (Greene *et al.* 2007; Johnstone et Chapin III, 2006b).

La régénération après feu est régie d'après un modèle modifié de Chen *et al.* (2009) qui suggèrent qu'après perturbation, les espèces présentes au moment de la perturbation formeront le futur peuplement avec une certaine augmentation en proportion des espèces feuillues et de pleine lumière. Ici, une variante selon la sévérité du feu a été ajoutée. Si le feu est sévère, on considère que les peuplements suivront le modèle de Chen *et al.* (2009), soit, une composante plus importante en espèces de pleine lumière et pour les peuplements moins denses, on a considéré une augmentation de leur densité. Dans le cas des feux peu sévères, les peuplements se régénèreront en peuplements d'épinettes noires ouverts peu importe leur

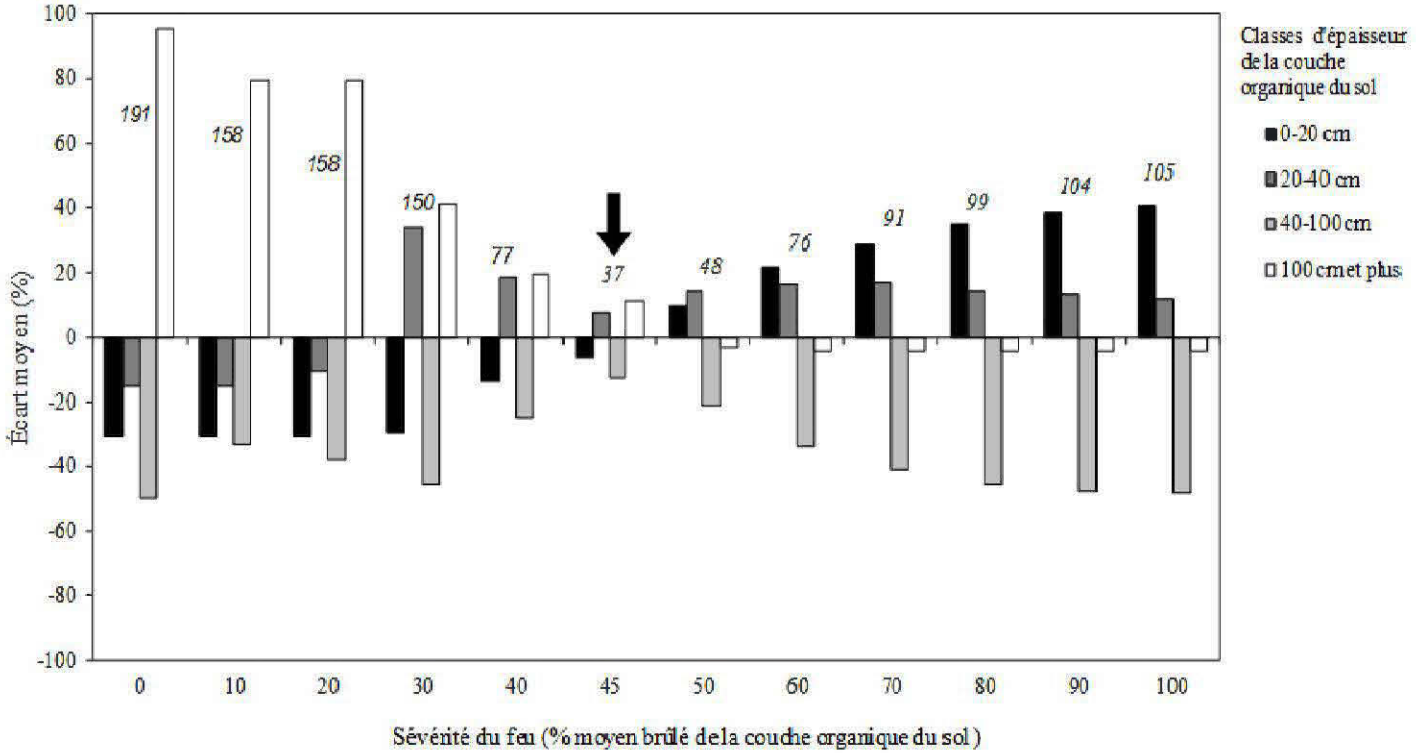


Figure 3.4. Analyse d'écart entre la distribution d'épaisseur de la couche organique au sol du paysage initial (carte forestière 1970) et la distribution d'épaisseur de différents paysages simulés représentant toute une gamme de sévérité. Le total absolu des écarts par paysage est indiqué sous forme d'étiquette en haut des colonnes en italique. La flèche noire indique le paysage qui ressemble le plus au paysage initial. n=3

composition en essences ou leur densité de départ. Les proportions de retour en peuplements feuillus ont été ajustées de façon à ce qu'un cycle de feux de 150 ans et un régime de feux sévères (réduction de 100 % de la couche organique au sol suite au feu) perpétue, dans le temps, l'image de départ du paysage (UAF 085-51 en 1970).

3.3.3 Paramètres de simulation et traitement des données

La résolution de simulation a été fixée à 14 ha puisque la base d'information SIFORT à l'origine de l'image initiale simulée est constituée d'un ensemble de cellules appelées tesselle ayant une taille de 14 ha chacune (Pelletier et al., 1996). L'horizon de simulation a été fixé à 1000 ans afin d'assurer l'atteinte d'un état stable indépendant de l'état initial peu importe le scénario simulé. Dans la littérature, il est suggéré d'utiliser une très longue période de simulation (≥ 1000 ans) ou une période d'au moins deux fois la longueur du cycle de perturbation (Baker, 1995; Keane, Parsons et Hessburg, 2002). Le pas de simulation est de 1 an. Le cycle le plus long simulé dans l'étude est de 400 ans. De même, puisque les scénarios reposent en grande partie sur des processus stochastiques (feux et succession), 20 réplicats par scénarios ont été simulés pour évaluer la variabilité. Pour chaque réplicat simulé, et à tous les 25 ans, plusieurs images du territoire ont été enregistrées afin de suivre l'évolution de la matrice forestière et des aires perturbées. Cependant, pour une question d'indépendance spatiale et temporelle, seule les images prises à 800, 900 et 1000 ans (dernière année simulée) ont été utilisées pour évaluer la variabilité et la configuration du paysage. La composition en types de couverts forestiers et en types structuraux, la configuration des parcelles forestières par type et la structure d'âge. Les types structuraux sont une manière de généraliser le territoire en groupes fonctionnels (Simard *et al.*, 2008). Ils sont basés sur la composition arborescente et/ou la structure interne des peuplements. Le type équien fermé renvoie à des peuplements à dominance d'espèces pionnières intolérantes ou à des peuplements à dominance d'épinettes noires fermés et denses. Le type équien étagé compte des peuplements mélangés et des peuplements à dominance d'épinettes noires moyennement fermés et denses. Enfin, le type inéquien ouvert se compose de peuplements à dominance d'épinettes noires très ouverts et peu productifs. Pour ce qui est de la structure d'âge, 4 classes d'âge ont été considérées : moins de 25 ans, 25 à 100 ans, 100 à 200 ans et 200 ans et plus. La classe moins

de 25 ans a été établie sur la base d'études qui laissent entendre qu'à partir du moment où la forêt a atteint cet âge (et une hauteur de 4 m), elle retrouve un couvert assez fermé pour permettre une réutilisation du milieu par la faune (Imbeau *et al.*, 1999; Imbeau et Desrochers, 2002; Jacqmain 2003). Les parcelles sont définies comme étant des pixels de même type qui se touchent et s'agglomèrent pour former un groupe continu plus grand ou égal à un pixel (14 ha et plus). Pour chaque scénario, l'abondance de chaque type de couvert forestier, de chaque type structural et de chaque classe d'âge dans le paysage ont été évalués. Chaque parcelle forestière a été classé selon son type (structural ou classe d'âge) et sa taille. Pour chaque type, par classe de taille, la fréquence et l'importance d'occupation dans le paysage ont été évaluées. Pour les parcelles forestières de plus de 1000 ha, la proximité, bordure à bordure, au voisin le plus proche de même nature a été évaluée (McGarigal et Marks, 1995). Finalement, afin de bien illustrer la relation entre les différents paramètres de configuration du paysage et les régimes de feux simulés, les résultats ont été projetés à l'aide d'une analyse en composante principale (PCA). L'analyse a été effectuée à l'aide du logiciel Canoco pour Windows version 4.5 (ter Braak et Smilauer, 2002). Pour chaque paysage retenu dans l'analyse, les variables suivantes, centrées et réduites, ont été mises en relation : l'abondance de chaque type de composantes du paysage (classes d'âge et type structuraux) par taille de parcelles (petite : moins de 1 000 ha, moyenne : 1 000 à 25 000 ha, grande : plus de 25 000 ha), le nombre total de parcelles par type, leur taille moyenne et, pour les parcelles de plus de 1 000 ha, la distance moyenne, bordure à bordure, au voisin de même type le plus proche. De plus, afin de comparer les résultats obtenus à la configuration de départ du territoire (1970) et à celle du paysage actuel, couramment soumis à l'exploitation forestière (2007), ces deux paysages ont été projetés dans l'espace contrainte par les résultats des scénarios de feux.

3.3.4 Scénarios et sensibilité du modèle aux hypothèses posées

À la lumière d'études d'historiques de feux (Bergeron *et al.*, 2004, Cyr *et al.*, 2009) et d'études portant sur les changements climatiques (Bergeron, Girardin et Carcaillet 2010; Hély *et al.*, 2010), 4 scénarios ont été élaborés. Les scénarios sont décris dans le tableau 3.1 et présentés en images à la figure 3.5. Le premier scénario (S150.45.5 représente les conditions moyennes qui auraient prévalues dans les 300 ans dernières années (Bergeron *et al.*, 2004). Le deuxième (S150.90.5) reproduit le scénario précédant mais en augmentant la

sévérité du feu sur la couche organique au sol. Il permet d'avoir une mesure directe de l'influence de la sévérité sur la configuration des paysages. Le troisième scénario (S150.90.10) simule une augmentation de la fréquence, de la taille et de la sévérité des feux liées aux changements climatiques par rapport au régime de perturbation actuel tel qu'anticipé par Bergeron, Girardin et Carcaillet (2010). Ce scénario permet d'évaluer l'influence de la taille des perturbations sur la configuration des paysages. Le quatrième (S400.45.5) scénario représente plus ou moins la dynamique des feux actuels (depuis les 80 à 100 dernières années; Bergeron et al., 2004) et permet d'évaluer l'influence de la fréquence de perturbation.

Tableau 3.1. Description des scénarios.

Scénarios	Cycle de feux (année)	Taille moyenne des feux (ha)	Sévérité des feux (% moyen de réduction de l'épaisseur de la couche organique)
S150.45.5	150	5000	45
S150.90.5	150	5000	90
S150.90.10	150	10000	90
S400.45.5	400	5000	45

En plus, des 4 scénarios de feux, d'autres tests de sensibilité ont été menés afin d'évaluer la sensibilité du modèle aux hypothèses posées lors du paramétrage. Les hypothèses liées à la régénération après feux, à la caractérisation de la sévérité des feux de même qu'aux taux d'accroissement de la couche organique ont été évaluées. L'influence des conditions initiales a aussi été considérée. Ces tests permettent dans une certaine mesure de pallier à notre incapacité à valider notre modèle dans des paysages avoisinant ou similaires. Afin d'établir un estimé non-biaisé de la variabilité entraîné par les régimes de feux il est néceeaire d'utiliser de grands territoires (Keane, Parsons et Hessburg, 2002). Comme les territoires environnants sont déjà grandement perturbés par l'exploitation forestière, ils ne permettent pas de valider les résultats obtenus. L'analyse de sensibilité a été menée sous forme d'analyse

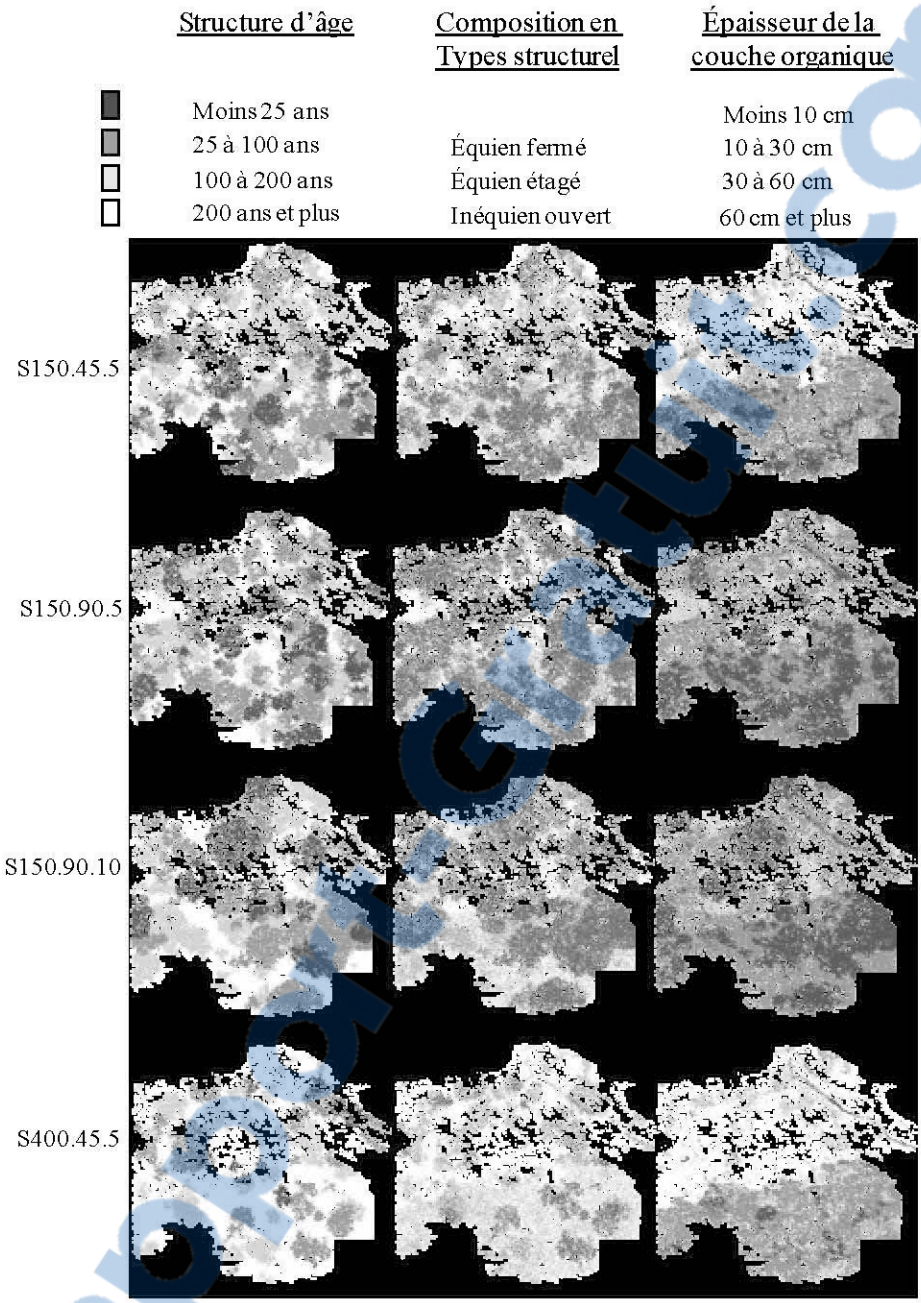


Figure 3.5. Exemples de paysages résultant des différents scénarios correspondants à différents régimes de feux (dernière année simulée).

Rapport-Gratuit.com

d'écart à la composition du paysage moyen résultant du scénario S150.45.5). Seule la dernière année simulée a été considérée et vingt réplicats ont été simulés par paramètre testé. La sensibilité du modèle aux conditions initiales, au choix de peuplements de retour après perturbation, au seuil d'épaisseur de la couche organique pour statuer sur l'effet sévère ou non du feu et au paramètrage d'accroissement de la matière organique a été évaluée.

3.4 Résultats

3.4.1 Structure d'âge et composition en fonction du régime de feux

La figure 3.6 illustre, pour chaque régime de feux simulé, l'évolution dans le temps de l'âge moyen des forêts. Cette figure montre une stabilisation autour de 145 ans pour les scénarios présentant un cycle simulé de 150 ans et de 275 ans pour le cycle simulé de 400 ans. Pour ce dernier scénario, l'âge moyen est sous-estimé puisque pour fins de compilation, l'âge des peuplements a été limité à 500 ans. Comme l'âge moyen et la variabilité entourant cette moyenne se stabilise dans le temps, on a considéré que les 200 à 300 dernières années simulées (années utilisées pour compiler les résultats) n'étaient plus sous l'influence de l'état initial du paysage.

Le tableau 3.2 présente l'abondance de chaque composante du paysage, la variabilité qui l'entoure et nous renseigne sur la structure d'âge des paysages obtenus. Tel qu'attendu on y observe que la sévérité des feux sur le sol (S150.45.5 vs S150.90.5) ainsi que la taille des feux (S150.90.5 vs S150.90.10) semblent avoir peu d'effet sur la structure d'âge du grand paysage, mais que le cycle de feux (S150.45.5 vs S400.45.5) l'influence davantage. Pour un cycle de feux de 150 ans, on observe, que pour plus de 90 % de nos observations le paysage présentait au maximum 20 à 23 % de forêt en régénération. À l'autre extrême, pour un cycle de plus de 400 ans (S400.45.5) on observe que pour 90 % de nos observations la forêt en régénération occupaient moins de 10 % du paysage. Les peuplements les plus abondants étaient les peuplements entre 25 et 100 ans pour un cycle de feux cycle de feux de 150 ans et de 200 ans et plus pour les régimes présentant un cycle de 400 ans. À noter qu'en combinant les deux dernières classes d'âge pour obtenir la proportion qu'occupent, dans le paysage, les

peuplements de plus de 100 ans, on observe que ceux-ci, peu importe le cycle de feux, occupaient en moyenne toujours plus de 50 % du paysage. Les forêts matures et vieilles sont donc, pour les cycles étudiés, dominantes dans le paysage. Enfin, on observe que peu importe la classe d'âge évaluée, le scénario S150.90.10 (à grands feux sévères) est le scénario qui présente le plus de variabilité autour de la moyenne.

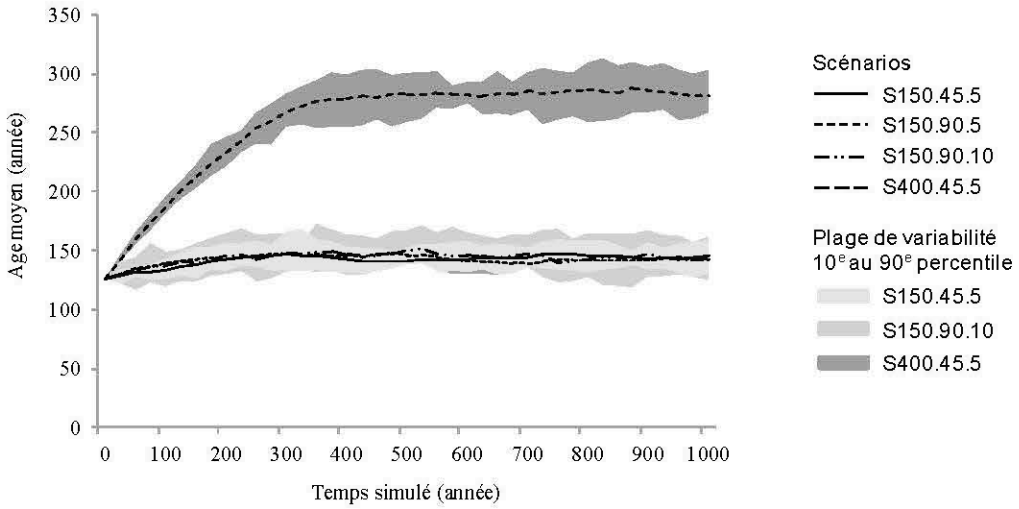


Figure 3.6. Temps nécessaire à la stabilisation de l'âge moyen pour chaque scénario et la variabilité associée. La plage de variabilité du scénario S150.90.5 étant similaire à la plage du scénario S150.45.5, elle n'a pas été illustrée. n= 20

Dans le cas de l'abondance des différents types structuraux, on remarque une influence de la sévérité (S150.45.5 vs S150.90.5) et du cycle de feux (S150.45.5 vs S400.45.5) (tableau 3.2). Le scénario S150.45.5 présente moins du type structural équien fermé que le scénario S150.90.5 et plus des types structuraux équien étagé et inéquien ouvert. On observe que le scénario S400.45.5 (cycle de 400 ans) présente moins du type structural équien fermé et plus du type structural inéquien ouvert que tous les autres scénarios. La taille moyenne des feux a

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

peu d'effet (S150.90.5 vs S150.90.10). Néanmoins, à l'instar des classes d'âge, le régime à grands feux (S150.90.10) présente une variabilité associée aux abondances moyennes plus importantes que le scénario S150.90.5.

La figure 3.7 montre la représentativité des types structuraux au sein de chacune des classes d'âge. Elle illustre l'effet de la sévérité des feux et de la longueur du cycle de feux sur la précocité des différents types structuraux dans le paysage. On remarque que le scénario S150.90.5, dont la sévérité des feux sur le sol forestier est accrue par rapport aux scénarios S150.45.5 et S400.45.5, présente dans les jeunes stades de développement de la forêt (moins de 100 ans) pratiquement zéro peuplement inéquien ouvert. Dans le cas du scénario S400.45.5 ayant un cycle de feux plus long que les scénarios S150.45.5 et S150.90.5, mais une sévérité équivalente au scénario S150.45.5, on observe une proportion accrue des types structuraux équien étagé et inéquien ouvert chez les peuplements de plus de 100 ans. On remarque aussi que plus les peuplements sont vieux, peu importe la sévérité ou la fréquence de perturbations, moins le type structurel équien fermé domine. Puisque la taille moyenne des feux n'avait pas d'effet notable sur la distribution des types structuraux par classes d'âge les données du scénario S150.90.10 n'ont pas été illustrées.

Finalement, on observe que l'abondance relative des différents types de couvert forestier dans le paysage (tableau 3.2), est influencée par la sévérité des feux (S150.45.5 vs S150.90.5) et la longueur du cycle de feux (S150.45.5 vs S400.45.5). En accord avec notre modèle de succession, plus la sévérité des feux est élevée et le cycle est court, plus les espèces de pleine lumière et de début de succession sont présentes. Inversement, plus le cycle de perturbation est long, moins on observe d'espèces de début de succession celles-ci étant remplacées par des espèces plus tolérante à l'ombre. La taille des perturbations (S150.90.10) a le même effet sur les types de couvert forestier que sur la structure d'âge et les types structuraux. Elle n'influence pas tellement l'image moyenne du paysage (assez similaire à S150.90.5 en termes d'abondances moyennes des types de couvert) mais, surtout, la variabilité entourant ces moyennes.

Tableau 3.2. Abondance (%) des différentes composantes du paysage (limite de la variabilité exprimée par la plage de valeur située entre le 10e et le 90e percentile). n=60

	Scénarios			
	S150.45.5	S150.90.5	S150.90.10	S400.45.5
Classes d'âge				
moins de 25 ans	15,5 (11,2-19,5)	16,0 (11,9-19,9)	15,0 (8,5-22,5)	6,2 (3,3-10,0)
25 à 100 ans	33,5 (29,2-39,4)	33,4 (28,7-38,0)	35 (26,5-42,5)	16,5 (11,7-21,3)
100 à 200 ans	24,9 (20,8-29,3)	25,2 (21,4-29,9)	24,1 (18,9-31,0)	17,2 (13,4-20,9)
200 ans et plus	26,1 (21,0-30,5)	25,4 (21,5-28,9)	25,8 (21,0-32,3)	60,2 (54,2-66,9)
100 ans et plus	50,9 (44,5-55,9)	50,6 (45,1-55,5)	50,0 (41,6-59,2)	77,4 (72,7-82,5)
Types structuraux				
Équien fermé	33,6 (29,8-37,5)	49,3 (45,7-53,1)	49,3 (43,0-55,1)	12,9 (9,4-15,9)
Équien étagé	41,9 (39,3-44,3)	31,0 (28,4-33,1)	30,8 (28,0-34,0)	39,0 (36,4-41,8)
Inéquien ouvert	24,5 (21,0-27,7)	19,7 (17,2-22,5)	19,8 (16,3-24,6)	48,2 (43,3-53,4)
Types forestiers				
FiPg	2,8 (2,4-3,1)	3,2 (2,9-3,6)	3,2 (2,7-3,8)	1,2 (0,9-1,5)
Pg	7,6 (6,6-8,5)	9,4 (8,3-10,7)	9,4 (7,9-11,2)	3,0 (2,1-3,9)
EPg	2,6 (2,4-2,9)	3,9 (3,6-4,2)	3,8 (3,3-4,3)	1,9 (1,6-2,3)
Pe	3,0 (2,5-3,4)	3,6 (3,1-4,0)	3,6 (2,9-4,5)	1,1 (0,7-1,4)
RPe	1,7 (1,5-1,9)	2,3 (2,1-2,5)	2,3 (2,0-2,6)	1,2 (0,9-1,5)
RBb	2,1 (1,8-2,3)	2,5 (2,2-2,8)	2,4 (2,1-2,8)	0,8 (0,6-1,0)
Sb	0,9 (0,7-1,0)	1,1 (1,0-1,2)	1,1 (0,9-1,3)	0,3 (0,2-0,4)
Me	0,1 (0,1-0,1)	0,2 (0,1-0,2)	0,2 (0,1-0,2)	0 (0-0,1)
E-FD	20,3 (18,4-22,5)	32,9 (30,3-35,5)	32,9 (29,2-36,8)	7,6 (5,5-9,7)
E-M	34,6 (31,7-36,9)	21,3 (18,6-23,8)	21,2 (17,3-24,7)	34,7 (31,3-37,4)
E-O	24,5 (21,1-27,7)	19,7 (17,3-22,4)	19,9 (16,4-24,7)	48,2 (43,3-53,1)

-FiPg: mélange de feuillus intolérants et de pins gris;

-Pg: couvert forestier composé à plus de 75% en pins gris;

-EPg: mélange d'épinettes noires et de pins gris;

-Pe: couvert forestier composé à plus de 75% en peupliers faux-tremble;

-RPe: mélange de résineux et de peupliers faux-tremble;

-RBb: mélange de résineux et de bouleaux blancs et/ou couvert forestier composé à plus de 75% en bouleaux blancs;

-Sb: couvert forestier composé à plus de 75% en sapins baumiers;

-Me: couvert forestier composé à plus de 75% en mélèzes laricins;

-E-FD: peuplement fermé et dense dont le couvert forestier est composé à plus de 75% d'épinettes noires;

-E-M: peuplement moyennement fermé et peu dense dont le couvert forestier est composé à plus de 75% d'épinettes noires;

-E-O: peuplement ouvert peu productif dont le couvert forestier est composé à plus de 75% d'épinettes noires.

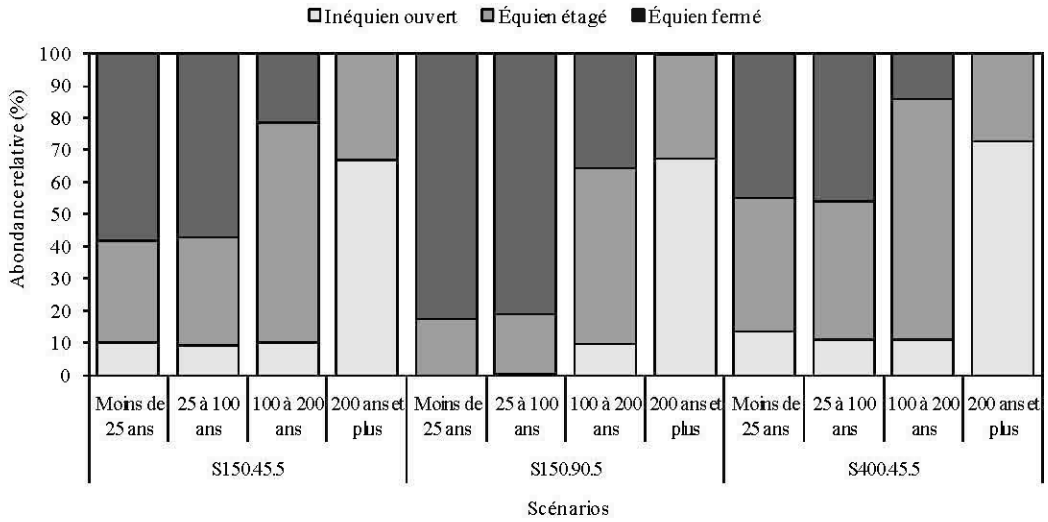


Figure 3.7. Influence de la sévérité et de la longueur du cycle de feux sur la représentativité des types structuraux au sein de chaque classe d'âge. n=60

3.4.2 Configuration des paysages en fonction du régime de feu

Parmi les variables choisies pour décrire la configuration du paysage, on observe au tableau 3.3 le nombre total de parcelles rencontrées par type et la taille moyenne de ces parcelles au tableau 3.4. On remarque que, peu importe le régime de feux simulé, lorsqu'on classifie le territoire selon les types structuraux, il semble y avoir beaucoup plus de parcelles que si on considère une classsification par classe d'âge. De même, les tailles moyennes obtenues par type structural sont, en général, plus petites que les tailles moyennes par classe d'âge. Le cycle de feux influence également le nombre de parcelles et la taille moyenne de celles-ci (tableau 3.3). Plus le cycle est long (S150.45.5 vs S400.45.5) moins il y a de parcelles tous types confondus dans le paysage (tableau 3.3) et plus les tailles moyennes associées aux stades de vieilles forêts (200 ans et plus) et aux parcelles inéquiennes ouvertes sont plus importantes (tableau 3.4). Dans le cas des jeunes parcelles de forêt (moins de 100 ans) et des parcelles équiennes fermées, les tailles moyennes sont davantage influencées par la taille moyenne des feux (S150.90.5 vs S150.90.10) et la sévérité (S150.45.5 vs S150.90.5).

Encore une fois on observe que le régime à grands feux (S150.90.10) entraîne plus de variabilité autour des valeurs moyennes estimées.

Tableau 3.3. Nombre total de parcelles par classe d'âge et type structuraux observé sous les divers scénarios (limite de la variabilité exprimée par la plage de valeur située entre le 10e et le 90e percentile). n=60

	Scénarios			
	S150.45.5	S150.90.5	S150.90.10	S400.45.5
Classes d'âge				
moins de 25 ans	120 (88-149)	119 (83-154)	82 (47-107)	55 (35-77)
25-100	337 (282-391)	339 (280-387)	251 (197-303)	148 (110-180)
100-200	590 (515-667)	608 (538-668)	443 (370-524)	250 (197-307)
200 et plus	855 (790-921)	867 (791-944)	667 (579-758)	632 (558-697)
Types structuraux				
Équien fermé	1229 (1112-1344)	977 (847-1100)	913 (776-1082)	787 (660-938)
Équien étagé	2340 (2138-2543)	3145 (2964-3331)	3063 (2816-3296)	1817 (1643-2020)
Inéquien ouvert	1993 (1856-2153)	1693 (1511-1828)	1491 (1308-1730)	1355 (1189-1504)

Tableau 3.4. Taille moyenne (km2) des parcelles correspondant à différentes classes d'âge ou types structuraux observé sous les divers scénarios (limite de la variabilité exprimée par la plage de valeur située entre le 10e et le 90e percentile). n=60

	Scénarios			
	S150.45.5	S150.90.5	S150.90.10	S400.45.5
Classes d'âge				
moins de 25 ans	11,0 (8,5-15,0)	11,5 (8,6-14,9)	16,0 (10,4-21,6)	10,4 (5,2-15,8)
25-100	8,4 (6,6-10,3)	8,3 (6,9-10,1)	11,9 (8,5-16,8)	9,5 (7,0-11,3)
100-200	3,6 (2,8-4,4)	3,5 (2,8-4,2)	4,6 (3,3-5,7)	5,8 (4,3-7,2)
200 et plus	2,6 (2,1-3,0)	2,5 (2,0-2,9)	3,3 (2,5-4,1)	8,1 (6,6-9,9)
Types structuraux				
Équien fermé	2,3 (1,9-2,8)	4,3 (3,6-5,2)	4,6 (3,3-5,6)	1,4 (1,0-1,8)
Équien étagé	1,5 (1,3-1,7)	0,8 (0,7-0,9)	0,8 (0,7-1,0)	1,8 (1,6-2,1)
Inéquien ouvert	1,0 (0,9-1,2)	1,0 (0,9-1,1)	1,1 (0,9-1,4)	3,0 (2,4-3,6)

Les autres variables mesurées pour décrire la configuration des paysages obtenus à 800, 900 et 1000 ans de simulation ont été projetées en relation avec les paysages à l'aide d'une ACP. Les variables ici projetées sont la distance moyenne au plus proche voisin de même type ainsi que la distribution de tailles des parcelles par type. Les conditions initiales du paysage ayant servi aux simulations ainsi que l'état actuel du paysage en 2007, ont aussi été projetés dans l'espace contraint par les paysages issus des régimes de feux. L'ACP montre sur l'axe des X un clivage net entre les deux cycles simulés (figure 3.8). Les paysages du scénario S400.45.5 se retrouvent complètement à droite du diagramme, tandis que tous les scénarios issus du cycle de feux 150 ans se retrouvent à gauche. Sur l'axe des Y le clivage est moins franc, mais une certaine influence de la taille moyenne des feux et de la sévérité est observée. L'axe des X explique 39 % de la variabilité tandis que l'axe des Y en explique 18 %. Les paysages du scénario S150.90.5, mais surtout du S150.90.10 présentent une plus grande dispersion de leur nuage d'états, ce qui appuie l'idée qu'un paysage soumis à un régime de grands feux présente plus de variabilité quant à sa configuration. La figure 3.8 illustre également que les paysages associés à un régime de grands feux ou à feux sévères sont plutôt caractérisés par de grandes parcelles de forêts productives (associés au type structurel équien fermé) jeunes (moins de 100 ans) ou matures (entre 100 et 200). Les paysages associés à des régimes avec de long cycle de feux sont eux davantage caractérisés par de grandes parcelles de forêts vieilles (200 ans et plus) plutôt ouvertes et peu productives (type structurel inéquien ouvert). On observe aussi dans ces paysages de plus grandes distances entre les parcelles de moins de 200 ans composées de peuplements équiens fermés. Dans le cas des régimes à feux peu sévères et taille moyenne plus faible, les paysages sont davantage associés à de petites et moyennes parcelles (moins de 25 000 ha) peu importe le type et l'âge. Enfin, si on s'attarde à l'image du territoire en 1970 et en 2007, on observe que le paysage de 1970, sous l'influence d'un cycle de feux plus long ces 80 à 100 dernières années, se positionne à l'extrême droite de la variabilité engendrée par les paysages associés au cycle de feux 150 ans. Déjà le paysage de 1970 tend à présenter plus de grandes et moyennes parcelles de forêts équiennes étagés et vieilles (plus de 200 ans) que les paysages du scénario S150.45.5 notre référent du passé. Pour ce qui est du paysage actuel (2007), on observe un très grand décalage vers le coin gauche inférieur du graphique. Le paysage de

2007 présente encore plus de petites parcelles peu importe le type que ce qu'aurait entraîné le régime de feux passé (S150.45.5).

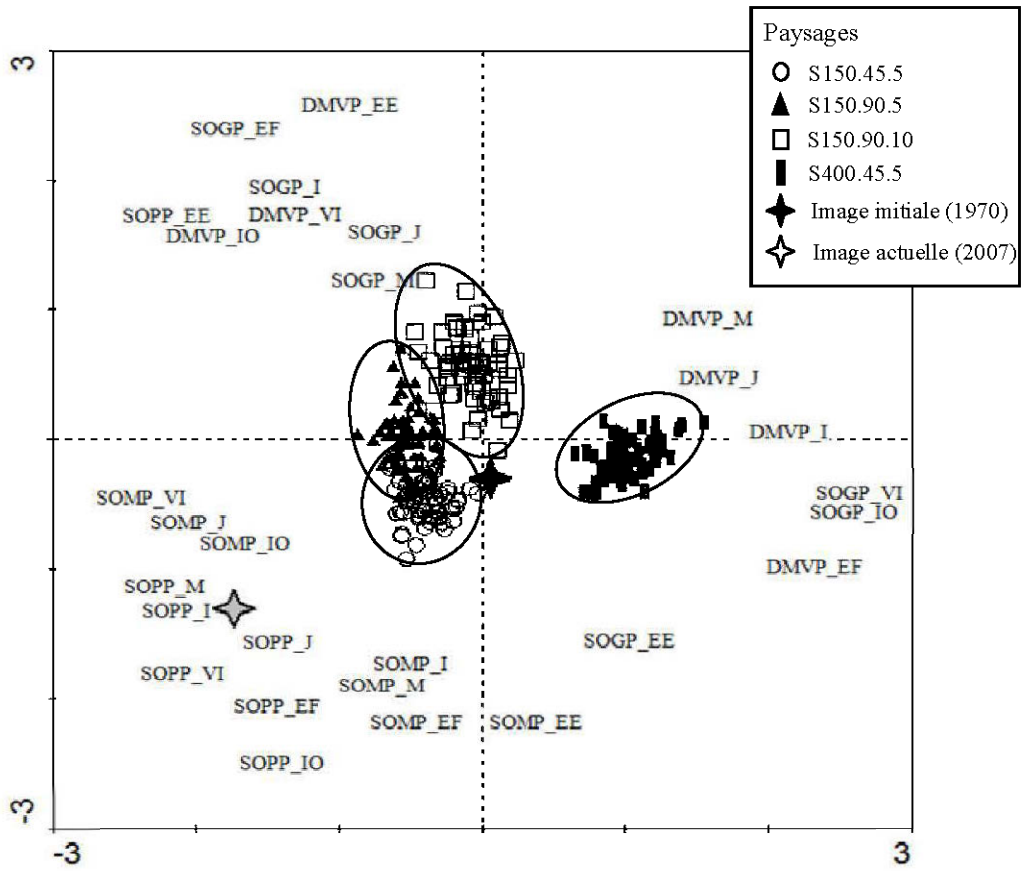


Figure 3.8. Analyse en composante principale (ACP) projetant sur deux axes les paysages obtenus par simulation de différents régimes de feux. Les paysages sont mis en relation avec différentes variables décrivant la configuration des paysages. Pour fins de comparaison, l'image initiale utilisée pour les simulations, soit le paysage de 1970 et le paysage actuel (2007) exploité depuis les 30 à 40 dernières années ont été ajoutées à l'espace contrainte par les paysages issus des scénarios de feux. Les variables suivantes : la distance moyenne au plus proche voisin de même type (DMVP), la superficie occupée par les grandes parcelles (SOGP), les moyennes parcelles (SOMP) et les petites parcelles (SOPP) par type (forêt de moins de 25 ans (J), forêt entre 25 et 100 ans (I), forêt entre 100 et 200 ans (M), forêt de plus de 200 ans (VI), forêt équienne fermée (EF), forêt équienne étagée (EE) et forêt inéquienne ouverte (IO)), ont été utilisées dans l'analyse et projetées dans le plan canonique. La variabilité expliquée et les parmaètres associée à chaque axe sont illustrés dans l'encadré en haut à droite (60 réplicats par régime de feux ont été utilisés).

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

3.4.3 Tests de sensibilité

Le modèle présente une sensibilité élevée sur trois des quatres paramètres testés. La figure 3.9 illustre par neuf scénarios cette sensibilité. Elle montre les écarts observés entre la composition moyenne des paysages issus du scénario S150.45.5 et les paysages obtenus lorsqu'un paramètre donné a été changé (voir tableau 3.5 pour les paramètres utilisés). Le choix du peuplement de retour après perturbation, le seuil d'épaisseur de la couche organique avec lequel on fixe la sévérité du feu et la façon dont on applique ou calcule les taux d'accroissement de la couche organique sont les paramètres influençant le plus les paysages obtenus après 1000 ans de simulation. Comme les peuplements d'épinettes noires sont les plus abondants dans le paysage (80 % du territoire en 1970, voir app. A), c'est ce type de peuplements qui présent les écarts les plus importants avec le paysage référent (S150.45.5). Néanmoins, l'abondance de tous les types de couvert est aussi affectée dans le cas des paramètres pour lesquels le modèle est sensible.

Tableau 3.5. Signification des acronymes décrivant les paramètres testés.

$EPCO_i0$	L'épaisseur initiale de la couche organique au sol est égale à zéro mis à jour au temps 1 selon l'âge des peuplements
$COMP_iÉ$	Distribution initiale uniforme des types de couvert, âge initial et épaisseur de la couche organique initiale égal à zéro
$COMP_iEP$	Paysage initial composé seulement d'épinettes et de pin gris en part égale, âge initial et épaisseur de la couche organique initiale égal à zéro
Ret_{av}	Composition du peuplement de retour après feu similaire à ce que c'était avant la perturbation
Ret_f	Les feuillus sont favorisés dans les peuplements de retour après feu
$SSev_{5cm}$	Un seuil de 5 cm d'épaisseur résiduelle de la couche organique a été utilisé pour caractériser la sévérité du feu
AccrEE	Seuls les peuplements composés à majorité d'épinettes noires (E-FD, E-M, E-0) présentent un accroissement de la couche organique au sol
$Accr_{NS}$	Aucune influence de la sévérité dans l'accroissement de la couche organique au sol

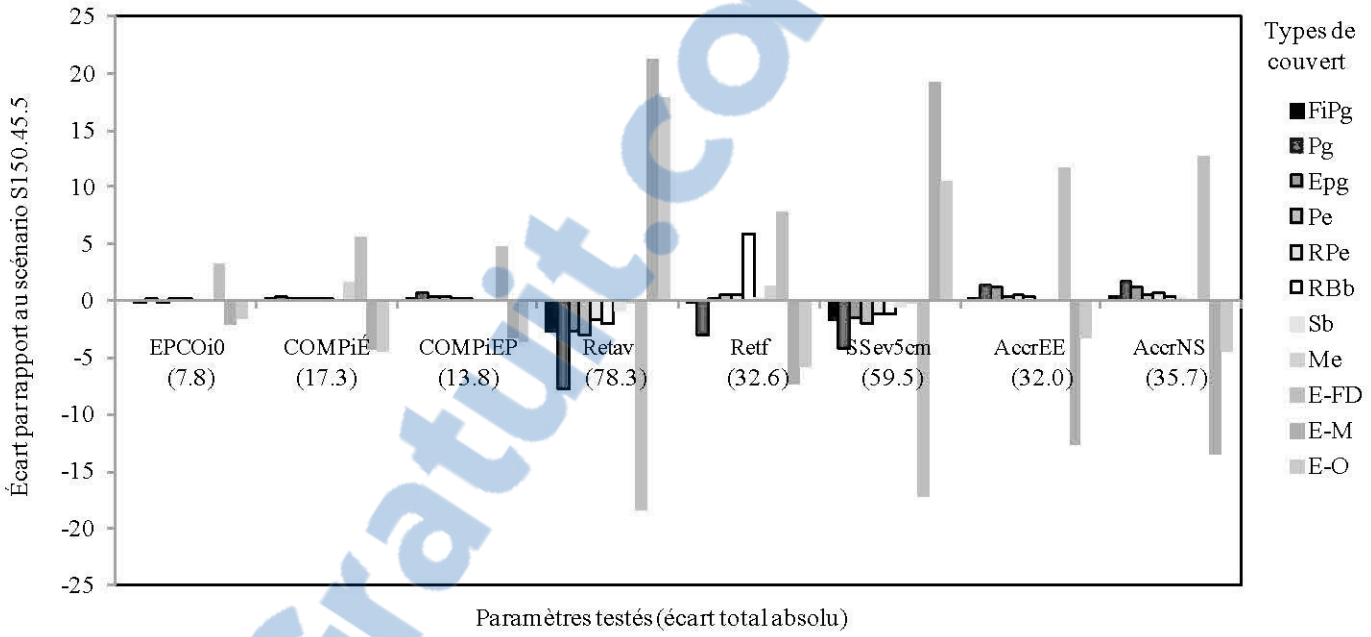


Figure 3.9. Analyse de sensibilité du modèle à différents paramètres. Les accronymes sont décrits au tableau 3.5 pour les paramètres et au tableau 3.2 pour les types de couvert. N= 20.

Rapport-Gratuit.com

3.5 Discussion

3.5.1 Influence des paramètres du régime de feux sur la variabilité et la configuration

La structure d'âge, la composition et la configuration du paysage sont, selon les paramètres de succession et d'entourbement considérés, largement influencées par la longueur du cycle de feux et de façon plus mitigée par la taille et la sévérité des perturbations. L'influence de la longueur du cycle de feux sur la structure d'âge et l'abondance des divers types de couverts forestiers a déjà été démontrée par le passé et pour d'autres aires d'études (Andison, 1998; Belleau *et al.*, 2007, 2011; Cyr *et al.*, 2009; Harper *et al.*, 2002; James *et al.*, 2007; Lecomte, Simard et Bergeron, 2006; Simard *et al.*, 2008; Weir, Johnson et Miyanishi, 2000; Wimberly *et al.*, 2000). La prédominance de forêts matures et vieilles même sous des cycles moyen-courts (ex : 150 ans), a aussi été directement ou indirectement (simulation) observée par Belleau *et al.* (2007), Cyr *et al.* (2009), Didion, Fortin et Fall (2007), Johnson, Miyanishi et Weir (1995), Nonaka et Spies (2005) et par Wimberly (2002). Toutefois, nos résultats montrent que même si les proportions de forêts matures et vieilles semblent demeurer importantes dans un paysage sous l'influence de cycle de feux moyennement court, on observe cependant que ces forêts sont plus fragmentées que celles présentes dans un paysage soumis à un cycle de feu plus long. Les parcelles de forêts matures et vieilles sont en moyenne plus petites et sont plus distantes. Ce constat va dans le sens des observations de Johnson *et al.* (1998) qui suggèrent que pour des cycles moyennement courts la matrice forestière devrait être dominée par de grandes parcelles de forêt de moins 100 ans entrecoupées par de petites parcelles de forêt plus vieilles. De plus, la figure 3.8 permet aussi de bien voir l'effet de l'allongement des cycles de feux sur la configuration. Le paysage initial de 1970 reconnu être sous l'influence de cycles de feux plus longs (400 ans) depuis les 80 à 100 dernières années (Bergeron *et al.*, 2004), présente davantage de grandes parcelles de forêts vieilles et/ou équiennes étagés et inéquiennes ouvertes que les paysages issus des régimes de feux historiques (cycle de feux 150 ans). Cette influence du cycle de feux sur la configuration semble se produire avant même une influence du cycle sur l'âge moyen des forêts (figure 3.6). La stabilité de l'âge moyen des forêts a déjà été reconnue par Gauthier *et al.*, 2004. Cependant, les changements rapides à la configuration pourraient s'expliquer par le fait que dans le cas de cycles de feux plus longs (ou pendant l'allongement du cycle) les

évènements de feux sont plus rares ou brûlent moins de forêt par année dans le paysage et donc que la probabilité qu'ils se superposent ou s'agglomèrent pour former de grandes aires en régénération sur de courte période est plus faible.

L'influence de la taille moyenne des feux sur la variabilité et la configuration des paysages a aussi été explorée par Baldwin *et al.*, 2004; Belleau *et al.*, 2007; Karau et Keane, 2007; Keane, Parsons et Hessburg, 2002; Shugart et West, 1981; Turner *et al.*, 1993. Ces derniers suggèrent que l'influence de la taille moyenne des perturbations sur la variabilité pourrait être en partie liée à la taille du paysage étudié si celle-ci s'avère trop petit pour apprécier l'influence du régime de feux. Cependant, puisque le territoire à l'étude est 100 fois plus grand que la plus grande taille moyenne des perturbations simulées et, que le temps de retour de la forêt mature est de 80-100 ans, on considère que l'influence de la taille du territoire d'analyse est ici limitée (Shugart et West, 1981; Turner *et al.*, 1993). Selon l'approche de Tuner *et al.* (1993) pour qualifier l'état d'équilibre des paysages, le paysage étudié ici, pourrait atteindre, considérant le cycle de perturbation le plus long et la taille moyenne de feu la plus grande, un état stable dynamique. C'est-à-dire que, sur un long intervalle où le climat serait stable, le paysage pourrait présenter des abondances moyennes assez stables de ces différentes composantes. Cependant, évaluées sur de courte période, les abondances et la configuration pourraient être très différentes d'une période à l'autre. Enfin, la distance entre les différents types de parcelles peut avoir été influencée par de grandes tourbières qui fragmentent de manière permanente le nord du territoire (Veillette et Paradis, 1996). Ces grandes tourbières, héritage de la période post-glaciaire, présentent peu de forêts productives et peuvent, dans certains cas, accroître les distances entre deux parcelles de même type. Cependant, pour les aires en régénération les résultats demeurent comparables à Belleau *et al.* (2007) qui ne considéraient pas de tourbière dans dans le paysage.

La sévérité du feu en termes d'épaisseur résiduelle de la couche organique au sol a rarement été étudiée à l'échelle du paysage. La sévérité a plutôt été étudiée sous l'angle de la mortalité du couvert forestier (Johnstone *et al.*, 2011; Wimberly *et al.*, 2000), à l'échelle de la perturbation en lien avec la capacité de germination et de survie de différentes espèces (Greene *et al.*, 2007; Johnstone et Chapin III, 2006b) ou encore en lien avec les processus sous-jacents à la combustion de la couche organique (Hogg, Lieffers et Wein, 1992;

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Kasischke et Johnstone, 2005; Lawson *et al.*, 1997; Miyanishi et Johnson, 2002; Van Wagner, 1972). Bien que les feux soient d'ordinaire assez sévères pour tuer la majorité des arbres (Johnson, 1992), on se rend compte que des feux entraînant une réduction peu importante de la couche organique au sol peuvent influencer la composition et la productivité des peuplements (Lecomte, Simard et Bergeron, 2006). Dans la présente étude, la sévérité des feux influence l'abondance de peuplements plus ouverts et complexes dans le paysage ainsi que leur abondance dans les stades plus jeunes de développement de la forêt (tableau 3.2 et figure 3.7). Cette observation va dans le sens de Johnstone et Chapin III (2006b), Lecomte *et al.* (2006) et Simard *et al.* (2007, 2008) qui suggèrent que les peuplements présentant une composition moins diversifiée et une productivité moindre sont davantage présents dans le paysage sous un régime de feux peu sévères. Bien que les résultats obtenus aillent dans le sens de ce qui a déjà été observé ou prédit, on est conscient que cette étude pourrait sous-estimer l'importance que peuvent prendre les peuplements improductifs dans un scénario de feux peu sévères. Selon Greene *et al.* (2007) et Johnstone et Chapin III (2006b) des épaisseurs de matière organique supérieures à 2,5 à 5 cm mesurées à l'échelle du microsite un an ou deux ans après feu seraient moins propices à la germination de la plupart des essences forestières boréales, les épinettes étant les plus tolérantes. Laquerre, Leduc et Harvey (2011) montre, eux, qu'au-delà d'une couche organique de plus de 30 cm d'épaisseur l'établissement du tremble pourrait être limité suite à la coupe forestière. Toujours selon Greene *et al.* (2007), une bonne part de la réduction moyenne de la couche organique observée à l'échelle du peuplement suite à un feu est liée à une fréquence plus élevée de sites présentant moins de 3 cm d'épaisseur. Ils observent qu'environ 40 % de la superficie brûlée serait occupée par ces sites pour une épaisseur moyenne de la couche organique de 6 cm après feu (2 à 13 cm). Néanmoins, ils ne font pas de lien entre cette proportion et le niveau de productivité des peuplements mis en place suite aux feux. À l'aide d'une étude rétrospective Lecomte et al. (2006) suggèrent, quant à eux, que les peuplements ayant subi un feu peu sévère (présence d'horizon de charbon dans la couche organique du sol autre qu'au contact du sol minéral) présenteront un taux d'accroissement plus lent et supporteront une plus faible biomasse en arbre pour les 100 premières années après la perturbation par rapport à un peuplement qui aurait été perturbé sévèrement. Comparé à Greene *et al.* (2007), Johnstone et Chapin III (2006b) et Lecomte *et al.* (2006) le critère utilisé de 30 cm d'épaisseur résiduelle en moyenne

de la couche organique au sol pour que le feu soit considéré peu sévère semble très peu contraignant. Appuyé par les résultats du test de sensibilité qui montre une sensibilité certaine du modèle face au choix d'un seuil d'épaisseur caractérisant la sévérité du feu, on pense qu'un critère plus sévère, qui aurait entraîné, à des épaisseurs plus faible, la mise en place d'une régénération moins productive, aurait favorisé une augmentation du type structural inéquien ouvert dans le paysage. Des études liant l'épaisseur moyenne de la matière organique, l'abondance des microsites et la productivité des peuplements pourraient permettre d'améliorer les prédictions du modèle face à l'influence de la sévérité. De plus, la sensibilité du modèle au choix du peuplement de retour après perturbation, confirme l'importance de prendre en compte cette variable sur l'abondance en général des peuplements. Néanmoins, comme l'application du modèle de Chen *et al.* (2009) sans égard pour la sévérité ne semble pas entraîner de différence majeure dans la composition moyenne du paysage (Ret_f vs S150.45.5), on pense que dans ce contexte la sévérité avait peu d'impact.

Enfin, on note une certaine interaction dans l'influence des différents paramètres du régime de feux. La présence de grands feux sévères a tendance à accentuer la juxtaposition ou la superposition sur 100 ans des aires en régénération (forêt de moins de 25 ans) et créer davantage de grandes parcelles (plus de 50 000 ha) de forêt de 25 à 100 ans de type structural équien fermé. Tandis qu'un cycle de feux plus long et des feux moins sévères favorisent dans un paysage susceptible à l'entourbement un recrutement en peuplements inéquiens ouverts plus important (Lafleur *et al.*, 2010; Lavoie *et al.*, 2005). Ce recrutement entraîne la formation de grands massifs de forêts peu productives tel qu'attendu par Johnstone et Chapin III (2006b), Lecomte *et al.* (2006) et Simard *et al.* (2007, 2008). Dans le paysage actuel (2007) on peut aussi observer l'interaction entre les différents paramètres du régime de perturbation et les changemetns encourrus suite à un changement de régime. À partir de la figure 3.8, on estime que les coupes forestières menées pendant les 30 à 40 dernières années semblent déjà avoir largement fragmenté les parcelles de forêts inéquiennes ouvertes de plus de 200 ans tout en écartant le paysage d'états possiblement déjà rencontrés. La fréquence de perturbation et la récolte systématique des forêts matures et vieilles semblent expliquer ce décalage. Perron, Bélanger et Vaillancourt (2009) ont d'ailleurs relevé cet effet dans la forêt boréale. Bien que les coupes puissent s'organiser en agglomérations de taille plus ou moins

similaire aux feux, la fréquence à laquelle on perturbe le paysage est beaucoup plus élevée et la configuration qui en résulte diffère des paysages passés. De plus, puisque la réglementation des 20 dernières années exigeait la mise en place de coupes avec protection de la régénération et des sols, l'effet de ces coupes s'apparent davantage à des feux peu sévères et elles ne permettent pas systématiquement la mise en place de peuplements productifs (Simard *et al.*, 2008). Un tel recrutement de peuplements inéquiens ouverts à des stades plus précoces de développement de la forêt pourrait limiter la productivité et les habitats de qualité dans le paysage. Les travaux de Drapeau *et al.* (2003) montrent que la plus grande diversité d'habitats et d'espèces aviaires se situe davantage au niveau des peuplements de 100 à 200 ans associés au type structural équien étagé que dans les vieux peuplements de plus de 200 ans associés aux peuplements inéquiens ouverts. Cette étude ne permet pas de statuer sur le niveau de résilience de l'écosystème. Cependant, si on considère l'approche de Holling (1973) reprise par Gunderson (2000) qui défini la résilience d'un écosystème comme la quantité de perturbations qu'un système peu encaisser avant de subir un changement majeur d'état, on peut se questionner quant à la capacité d'un paysage, qui s'écarte déjà de la variabilité naturelle (Cyr *et al.*, 2009, figure 3.8), à supporter des changements de régime de perturbations tout en continuant à fournir les biens et services qu'on souhaite en tirer.

3.5.2 L'utilisation de modèles et de simulations : un incontournable

L'emploi de modèles et de simulations afin d'établir une plage de variabilité entourant la configuration, la structre d'âge et la composition des paysages passés comme référence pour comparer les paysages aménagés d'aujourd'hui ou du futur, semble être incontournable. Comme le démontre Carcaillet *et al.* (2010), la forêt boréale semble plutôt résiliente à des changements abrupts et fréquents de fréquence des feux. Cependant, les communautés végétales répondent à des changements majeurs de régime de perturbations perdurant sur de longues périodes et qui peuvent être corrélés avec des changements globaux du climat. Dans ce contexte, les modèles permettent donc d'évaluer, pour des plages plus longues et plus stables, ce vers quoi les paysages pourraient bifurquer et comparer ces états à ceux des paysages actuels (figure 3.8). De plus, il est possible d'évaluer la sensibilité des modèles à certains paramètres et d'évaluer des hypotèses alternatives lorsqu'une documentation directe est difficile. L'information tirée d'exercice de modélisation et de simulation est un

complément intéressant pour combler les lacunes de l'information disponible ou mesurable sur les territoires aménagés. L'image actuelle du territoire ou les cartes de perturbations naturelles établies sur de courtes périodes sont souvent biaisés par les activités anthropiques ou par des changements ponctuels dans la fréquence des perturbations ou leur sévérité (Cyr *et al.*, 2009). Des reconstructions historiques plus longues de la fréquence des perturbations par des méthodes paléoécologiques permettent, dans certains cas, d'allonger les périodes analysées et de mieux cerner la variabilité (Cyr *et al.*, 2009, Hély *et al.*, 2010). De plus, bien que ces approches documentent les régimes de feux pour de larges territoires (changement de fréquence et communauté végétale associée), elles présentent peu d'information sur la configuration spatiale du paysage, la taille des perturbations, sur la structure d'âge et sur la structure interne des peuplements. Pourtant, la comparaison du scénario S150.90.10 par rapport à S150.90.5 (même sévérité, même fréquence, mais taille différente) indique que la taille moyenne des perturbations peut influencer la variabilité et la configuration du paysage (figure 3.8) et que ce type de paramètre doit être également considéré. Dans le cas des feux, la taille peut aussi influencer la sévérité de ceux-ci et leur impact sur l'épaisseur de la matière organique (Duffy *et al.*, 2007). La difficulté d'établir avec certitude la taille moyenne des feux pour un territoire donné relève du fait que les chronoséquences de tailles réelles disponibles sont souvent courtes (au Canada en générale moins 100 ans), qu'il y a une probable variation temporelle de cette taille moyenne et qu'il existe aussi une auto-corrélation spatio-temporelle entre les parcelles d'une année à l'autre (Boychuk et Perera, 1997). Ce manque d'information sur la taille moyenne limite donc notre capacité à utiliser les cartes de feux actuellement disponible pour estimer la variabilité du paysage. Ainsi, une carte dressée après quelques années de grands feux dans le paysage peut laisser croire à un paysage non à l'équilibre ou la proportion de forêts matures et vieilles dans le paysage est typiquement faible et que les feux sont extraordinairement grands en moyenne (Armstrong, 1999). La simulation de plusieurs réplicats et régimes de feux différents permet aussi d'élargir la variabilité observée et d'assurer une meilleure compréhension de l'impact d'un changement de régime. La réplication permet aussi d'éviter les extrêmes comme seul estimateur de la variabilité. Enfin, l'emploi de la modélisation et de simulation permettent aussi d'évaluer certains scénarios hypothétiques liés à des changements du régime de feux ou de perturbations. Ces scénarios permettent de cerner les paramètres qui influenceront le plus la

configuration et la variabilité des paysages pour faciliter l'exportation des conclusions sans nécessité d'analyse poussée de tous les territoires.

3.6 Conclusions

Bien qu'actuellement le cycle de feux favorise, en absence de perturbation anthropique, une plus grande abondance de peuplements matures et vieux, les prévisions de changements climatiques laissent entendre que, progressivement, d'ici 2100 (Bergeron, Girardin et Carcaillet, 2010), la situation pourrait changer. Avec un retour à des cycles de feux moyens aussi courts que par le passé, et, si les feux sont tels qu'attendus (en moyenne plus grands et plus sévères), on pourrait s'attendre que les grands massifs de forêts matures et vieilles se fragmentent. Puisque les activités de coupes forestières ont déjà amorcé cette fragmentation de la matrice de vieilles forêts depuis les 30 à 40 dernières années, on risque d'assister rapidement à une concurrence entre le prélèvement par le feu et les activités de coupes. Bien que l'écosystème ait supporté, dans le passé, un cycle de feux aussi court, on peut quand même se poser la question : si on ne change pas nos façons de faire, est-ce que l'écosystème est assez résilient pour supporter une si forte pression de récolte? On sait déjà que les coupes des dernières années ont favorisé une configuration du paysage qui s'éloigne de la variabilité passée et une structure d'âge divergente par rapport à ce qui a déjà existé (Cyr *et al.*, 2009). Il apparaît que la gestion des forêts matures et vieilles ainsi que leur configuration dans le paysage est un enjeu étroitement lié à la fréquence de perturbations (Perron, Bélanger et Vaillancourt, 2009). En ajoutant la possibilité que les grands feux à venir se produisent davantage au printemps et soient peu sévères, on pourrait s'attendre à ce qu'en plus de rajeunir le paysage, les feux entraînent une baisse de la productivité et probablement de la biodiversité. Ces constats appuient l'idée que les systèmes d'aménagement qui seront mis en place dans l'avenir devront assurer le maintien d'un niveau de variabilité similaire à ce que les régimes de perturbations naturelles créent et que certains processus de l'écosystème conduisant à des états non-souhaités, comme la sévérité des perturbations et l'entourbement, doivent être mieux pris en compte (Johnstone *et al.*, 2010).

3.7 Remerciements

Merci au Ministère des Ressources naturelles et de la Faune pour nous avoir permis d'utiliser les bases de données SIFORT et les inventaires décennaux comme support aux simulations. Nous remercions aussi Tembec Inc. et le Fonds québécois de recherche pour la nature et les technologies (FQRNT) pour leur contribution financière via une bourse d'étude en milieu pratique. Merci également à la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM pour le support financier et technique. Enfin, merci à Louis Dumas (Tembec), Nicole Fenton (UQAT) et Sonia Légaré (MRNF) pour leur support technique et leurs conseils avisés et merci à Isabelle Joncas pour les révisions linguistiques.

3.8 Références

Andison, D. W. 1998. Temporal patterns of age-class distribution on foothills landscapes in Alberta. Ecography, 21 : 543-550.

Armstrong, G. W. 1999. A stochastic characterisation of the natural disturbance regime of the boreal mixedwood forest with implications for sustainable forest management. Canadian Journal of Forest Research, 29 :424-433.

Baker, W. L. 1995. Longterm response of disturbance landscapes to human intervention and global change. Landscape Ecology, 10 :143-159.

Baldwin, J. B., K. Weaver, F. Schnekenburger et A. H. Perera. 2004. Sensitivity of landscape pattern indices to input data characteristics on real landscapes: implications for their use in natural disturbance emulation. Landscape Ecology, 19 : 255-271.

Belleau, A., Y. Bergeron, A. Leduc, S. Gauthier et A. Fall. 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires: recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. Forestry Chronicle, 83 : 72-83.

Belleau, A, A. Leduc, N. Lecomte et Y. Bergeron. 2011. Forest succession rate and pathways on different surface deposit types in the boreal forest of north-western Quebec. Écoscience, 18 :.329-340.

Bennett, E. M., G. D. Peterson et L. J. Gordon. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. Ecology Letters, 12 :1394-1404.

Benscoter, B. W., et R. K. Wieder, 2003. Variability in organic matter lost by combustion in a boreal bog during the 2001 Chisholm fire. Canadian Journal of Forest Research, 33 : 2509-2513.

Benscoter, B. W., D. K. Thompson, J. M. Waddington, M. D. Flannigan, B. M. Wotton, W. J. de Groot et M. R. Turetsky. 2011. Interactive effects of vegetation, soil moisture and bulk density on depth of burning of thick organic soils. International Journal of Wildland Fire, 20 : 418-429.

Bergeron, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. Ecology, 72 :1980–1992.

Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan et V. Kafka. 2004. Fire regimes at the transition between mixed-wood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. Ecology, 85 : 1916-1932.

Bergeron, Y., D. Cyr, C. R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, E. Lauzon, A. Leduc, H. Le Goff, D. Lessieur et K. Logan. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. Canadian Journal of Forest Research, 36 : 2737-2744.

Bergeron, B., D. Cyr, M. P. Girardin et C. Carcaillet. 2010. Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: collating global climate model experiments with sedimentary charcoal data. International Journal of Wildland Fire, 19 : 1127–1139.

Boissonneau, A. N. 1966. Glacial history of northeasthern Ontario. I. The Cochrane-Hearst area. Canadian Journal of Earth Sciences, 3 : 559-578.

Bourgeau-Chavez, L. L., M. E. Alexander, B. J. Stocks et E. S. Kasischke. 2000. Chapitre 7. Distribution of forest ecosystems and the role of fire in the North American boreal region. Pages 111-131 dans E. S. Kasischke et B. J. Stocks (éds). Fire, climate change, and carbon cycling in the boreal forest. Ecological studies, v. 138. Springer-Verlag, New York, USA.

Boychuk, D., et A. H. Perera. 1997. Modeling temporal variability of boreal landscape age-classes under different fire disturbance regimes and spatial scales. Canadian Journal of Forest Research, 27 : 1083-1094.

Boychuk, D., A. H. Perera, M. T. Ter-Mikaelian, D. L. Martell et C. Li. 1997. Modelling the effect of spatial scale and correlated fire disturbances on forest age distribution. Ecological Modelling, 95 : 145-164.

Carcaillet C., P. J. H. Richard, Y. Bergeron, B. Fréchette et A. A. Ali. 2010. Resilience of the boreal forest in response to fire-frequency changes during the Holocene assessed by pollen diversity and population dynamics. International Journal of Wildland Fire, 19 : 1026–1039.

Chen, H. Y., S. Vasiliauskas, G. J. Kayahara et T. Ilisson. 2009. Wildfire promotes broadleaves and species mixture in boreal forest. Forest Ecology and Management, 257 : 343-350.

Clark, J. S. 1989. Ecological Disturbance as a Renewal Process: Theory and Application to Fire History. Oikos, 56 : 17-30.

Cumming, S. G. 2001. A parametric model of the fire-size distribution. Canadian Journal of Forest Research, 31 : 1297-1303.

Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron et C. Carcaillet. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. Front Ecol Environ, 7 : 519-524.

Rapport-Gratuit.com

Didion, M., M.-J. Fortin et A. Fall. 2007. Forest age structure as indicator of boreal forest sustainability under alternative management and fire regimes: A landscape level sensitivity analysis. Ecological Modelling, 200 : 45-58.

Doyon, F., S. Yamasaki et R. Duchesneau. 2008. The use of the natural range of variability for identifying biodiversity values at risk when implementing a forest management strategy. Forestry Chronicle, 84 : 316-329.

Drapeau, P., A. Leduc, Y. Bergeron, S. Gauthier et J.-P. Savard. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. Forestry Chronicle, 79 : 531-540.

Drever, C. R., G. Peterson, C. Messier, Y. Bergeron et M. Flannigan. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? Canadian Journal of Forest Research, 36 : 2285-2299.

Duffy, P. A., J. Epting, J. M. Graham, T. S. Rupp et A. D. McGuire. 2007. Analysis of Alaskan burn severity patterns using remotely sensed data. International Journal of Wildland Fire, 16 : 277-284.

Elmqvist, T., C. Folke, M. Nyström, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker et J. Norberg. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. Frontiers in Ecology and the Envitonment, 1 : 488-494.

Environnement Canada. 2004. Canadian Climate Normals 1971-2000. [Online] URL : http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate_normals/index_f.html

Fall, A., et J. Fall. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. Ecol. Model. 141 : 1-18.

Fenton, N., N. Lecomte, S. Légaré et Y. Bergeron. 2005. Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. Forest Ecology and Management, 213 : 151-159.

Fenton, N., et Y. Bergeron. 2006. Facilitative succession in a boreal bryophyte community driven by changes in available moisture and light. Journal of Vegetation Science, 17 : 65-76.

Fenton, N., S. Légaré, Y. Bergeron et D. Paré. 2006. Soil oxygen within boreal forests across an age gradient. Canadian Journal of Soil Science. 86 : 1-9.

Gauthier, S., L. De Grandpré et Y. Bergeron. 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec. Journal of Vegetation Science, 11 : 781-790.

Gauthier, S., T. Nguyen, Y. Bergeron, A. Leduc et P. Drapeau. 2004. Developping forest management strategies based on fire regimes in northwestern Quebec. Pages 219-229 dans A.H. Perera, L. J. Buse et M. G. Weber (éds). Emulating natural forest landscape disturbance: Concepts and Applications. Columbia University Press, New York, USA.

Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, D. Kneeshaw, P. Drapeau, L. De Grandpré, Y. Claveau et D. Paré. 2009. Chapter 1. Forest ecosystem management. Origins and Foundations. Pages 13-37 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Ecosystem management in the boreal forest. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Greene, D. F., S. E. Macdonald, S. Haeussler, S. Domenicano, J. Noël, K. Jayen, I. Charron, S. Gauthier, S. Hunt, E. T. Gielau, Y. Bergeron et L. Swift. 2007. The reduction of organic-layer depth by wildfire in the North American boreal forest and its effect on tree recruitment by seed. Canadian Journal of Forest Research, 37 : 1012-1023.

Gunderson, L. H. 2000. Ecological resilience− in theory and application. Annual Reviews in Ecology Systematics, 31 : 425-439.

Harper, K. A., Y. Bergeron, S. Gauthier et P. Drapeau. 2002. Post fire development of canopy structure and composition in black spruce forest of Abitibi, Quebec : a landscape scale study. Silva Fennica, 36 : 246-263.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Harper, K., C. Boudreault, L. De Granpré, P. Drapeau, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2003. Structure, composition, and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario. Environmental Reviews, 11 : S79-S98.

Heinselman, M. L. 1981. Chapter 23. Fire and succession in the conifer forests of Northern North America. Pages 374-406 dans D.C. West, H.H. Shugart et D.B. Botkin (éds). Forest succession: concepts and application. Springer-Verlag, New York.

Hély, C., M. P. Girardin, A. A. Ali, C. Carcaillet, S. Brewer et Y. Bergeron. 2010. Eastern boreal North American wildfire risk of the past 7000 years: A model-data comparison. Geophysical Research Letters, 37, L14709, doi:10.1029/2010GL043706.

Hessburg, R. F., B. G. Smith et R. B. Salter. 1999. Detecting change in forest spatial patterns from reference conditions. Ecological Applications, 9 : 1232-1252.

Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. Annu. Rev. Ecol. Evol., 4 : 2-23.

Hogg, E. H., V. J. Lieffers et R. W. Wein. 1992. Potential carbon losses from peat profiles: effects of temperature, drought cycles and fire. Ecological Applications, 2 : 298-306.

Imbeau, L., J.-P. L. Savard et R. Gagnon. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. Can. J. Zool. 77 :1850-1860.

Imbeau, L., et A. Desrochers. 2002. Area sensitivity and edge avoidance : the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. Forest Ecol. Manag. 164 :249-256.

Jacqmain, H. 2003. Rabbit Habitat Project: Analyse biologique et autochtone de la restauration de l'habitat du lièvre d'Amérique après coupe sur la terre des cris de Waswanipi. Master report. University Laval Press, Québec, Canada.

James, P. M. A., M.-J. Fortin, A. Fall, D. Kneeshaw et C. Messier. 2007. The effects of spatial legacies following shifting management practices and fire on boreal forest age structure. Ecosystems, 10 : 1261-1277.

Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press. Great Britain, Cambridge.

Johnson, E. A., K. Miyanishi et J. M. H. Weir. 1995. Old-growth, disturbance, and ecosystem management. Canadian Journal of Botany, 73 : 918-926.

Johnson, E. A., K. Miyanishi et J. M. H. Weir. 1998. Wildfires in the western Canadian boreal forest :Landscape patters and ecosystem management. Journal of Vegetation Science, 9 : 603-610.

Johnstone, J. F., et F. S. Chapin III. 2006a. Fire interval effects on successional trajectory in boreal forests of Northwest Canada. Ecosystems, 9 : 268-277.

Johnstone, J. F., et F. S. Chapin III. 2006b. Effects of soil burn severity on post-fire tree recruitment in boreal forest. Ecosystems, 9 : 14-31.

Johnstone, J. F., F. S. Chapin III, T. N. Hollingsworth, M. C. Mack, V. Romanovsky et M. Turetsky. 2010. Fire, climate change, and forest resilience in interior Alaska. Canadian Journal of Forest Research, 40 : 1302-1312.

Johnstone, J. F., T. S. Rupp, M. Olson et D. Verbyla. 2011. Modeling impacts of fire severity on successional trajectories and future fire behavior in Alaskan boreal forests. Landscape Ecology, 26 : 487-500.

Karau, E. C., et R. E. Keane. 2007. Determining landscape extend for succession and disturbance simulation modeling. Landscape Ecology, 22 : 993-1006.

Kasischke, E. S., et J. F. Johnstone. 2005. Variation in postfire organic layer thickness in a black spruce forest complex in interior Alaska and its effects on soil temperature and moisture. Canadian Journal of Forest Research, 35 : 2164-2177.

Keane, R.E., R. A. Parsons et P. F. Hessburg. 2002. Estimating historical range and variation of landscape patch dynamics : limitations of the simulation approach. Ecological Modelling, 151 : 29-49.

Lafleur, B., D. Paré, N. J. Fenton et Y. Bergeron. 2010. Do harvest methods and soil type impact the regeneration and growth of black spruce stands in northwestern Quebec? Canadian Journal of Forest Research, 40 : 1843-1851.

Laquerre, S., A. Leduc et B. Harvey. 2011. Spatial analysis of response of trembling aspen patches to clearcutting in black spruce-dominated stands. For. Chron. 87 : 78-85.

Lavoie, M. D., D. Paré, N. Fenton, A. Groot et K. Taylor. 2005. Paludification and management of forested peatlands in Canada: a literature review. Environmental Reviews, 13 : 21-50.

Lawson, B. D., W. H. Frandsen, B. C. Hawkes et G. N. Dalrjmple. 1997. Probability of sustained smoldering ignition for some boreal forest duff types. Natural Resource of Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta. Forest Management Note 63.

Lecomte, N., et Y. Bergeron. 2005. Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec Clay Belt. Canadian Journal of Forest Research, 35 : 1984-1995.

Lecomte, N., M. Simard et Y. Bergeron. 2006. Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. Écoscience, 13: 152-163.

Lecomte, N., M. Simard, N. Fenton et Y. Bergeron. 2006. Fire severity and long-term ecosystem biomass dynamics in coniferous boreal forests of Eastern Canada. Ecosystems, 9 :1215-1230.

McGarigal, K., et B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.

Miyanishi, K., et E. A. Johnson. 2002. Process and patterns of duff consumption in the mixedwood boreal forest. Canadian Journal of Forest Research, 32 : 1285-1295.

Nonaka, E., et T. A. Spies. 2005. Historical range of variability in landscape structure: a simulation study in Oregon, USA. Ecological Applications, 15 : 1727-1746.

Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. Pages 144–169 dans H.H. Shugart, R. Leemans et G.B. Bonan (éds). A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Pelletier, G., Y. Dumont, M. Bédard et J. Bergeron. 1996. SIFORT. Arpenteur Géomètre, 23 : 8-9.

Perera, A. H., et W. Cui. 2010. Emulating natural disturbances as a forest management goal: Lessons from fire regime simulations. Forest Ecology and Management, 259 : 1328-1337.

Perron, N., L. Bélanger et M.-A. Vaillancourt. 2009. Chapiter 6. Spatial structure of forest stands and remnants under fire and timber harvesting regimes. Pages 129-154 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Ecosystem management in the boreal forest. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Perry, D.A. 1998. The scientific basis of forestry. Annual Review of Ecology Systematics, 29 : 435-466.

Ratz, A. 1995. Long-term spatial patterns created by fire: a model oriented towards boreal forests. International Journal of Wildland Fire, 5 : 25-34.

Robitaille, A., et J.P. Saucier. 1998. Paysages régionaux duQuébec méridional. Les publications du Québec, Ste-Foy, QB, CA.

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P. Y. Bernier et D. Paré. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal forests. Ecological Applications, 17 : 1619-1637.

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P.Y. Bernier et D. Paré. 2008. Chapitre 11. Un aménagement écosystémique de la pessière du nord de la ceinture d'argile québécoise :

gérer la forêt…mais surtout les sols. Pages 269-299 in S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Aménagment écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Shugart, H. H., et D. C. West. 1981. Long-Term Dynamics of Forest Ecosystems. American Scientist, 69 : 647-652.

ter Braak, C. J. F., et P. Smilauer. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.

Turner, M. G., W. H. Romme, R. H. Gardner, R. V. O'Neill et T. K. Kratz. 1993. A revised concept of landscape equilibrium: Disturbance and stability on scaled landscapes. Landscape Ecology, 8 : 213-227.

Turetsky, M. R., et R. K. Wieder. 2001. A direct approach to quantifying organic matter lost as a result of peatland wildfire. Canadian Journal of Forest Research, 31 : 363-366.

Van Wagner, C. E. 1972. Duff Consumption by fire in Eastern pine stands. Canadian Journal of Forest Research, 2 : 34-49.

Van Wagner, C. E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. Canadian Journal of Forest Research, 8 : 220-227.

Veillette, J.J., et P. Thibaudeau. 2007. Géologie des formations en surface et histoire glaciaire, Rivière Wawagosic. Carte 1995A de la Commission géologique du Canada, Ressources naturelles du Canada, Canada.

Veillette, J. J., et S. J. Paradis. 1996. Les sillons d'icebergs du lac Ojibway, un registre des paléovents, Abitibi, Québec. Commission géologique du Canada, dossier public 3031, carte 1:500,000.

Vincent, J. S., et L. Hardy. 1977. L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. Géographie physique et Quaternaire, 31 : 357-372.

Weir, J M. H., E. A. Johnson et K. Miyanishi. 2000. Fire frequency and the spatial age mosaic the mixed-wood boreal forest in Western Canada. Ecological Applications, 10 : 1162-1177.

Wimberly, M. C., T. A. Spies, C. J. Long et C. Whitlock. 2000. Simulating historical variability in the amount of old forests in the Oregon coast range. Conservation Biology, 14 : 167-180.

Wimberly, M. C. 2002. Spatial simulation of historical landscape patterns in coastal forests of the Pacific Northwest. Canadian Journal of Forest Research, 32 : 1316-1328.

CHAPITRE IV

INFLUENCE DE DIFFÉRENTS RÉGIMES D'AMÉNAGEMENT SUR LA CONFIGURATION D'UN PAYSAGE FORESTIER BORÉAL

Annie Belleau[1], Alain Leduc[1,2], Yves Bergeron[1,2] et Andrew Fall[3]

1- Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec J9X 5E4, Canada.

2- Centred'étude sur la forêt et Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, Québec H3C 3P8, Canada.

3- Gowlland Technologies Ltd, 220 Old Mossy Road, Victoria, British Columbia, Canada V9E 2A3 and School of Resource and Environmental Management, Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, Canada V5A 1S6

Le manuscrit sera traduit et soumis à Forest Ecology and Management

4.1 Résumé

La forêt boréale fut, traditionnellement aménagée à l'aide d'approches laissant peu de place aux vieilles forêts. Des écarts importants avec les paysages préindustriels et la nécessité d'assurer une résilience des écosystèmes forcent un changement de cap. De plus en plus, on souhaite implanter des approches écosystémiques qui visent le maintien d'un certain niveau de complexité et de vieilles forêts dans le paysage. À l'aide d'une modélisation spatialement explicite, ce travail tente d'évaluer la performance de différents régimes de coupes à maintenir la configuration spatiale d'un paysage aménagé à l'intérieur de ses limites de variabilité historique à long terme. Des tests de sensibilité ont permis de vérifier l'influence spécifique de certains paramètres des régimes de coupes. Cinq scénarios ont été comparés. Des approches plus conventionnelles avec ou sans contrainte d'adjacence où les volumes prélevés sont maximisé à l'aide de révolutions courtes et l'emploi de coupes totales (CONV et CMO). Un scénario extensif prévoyant une dispersion plus aléatoire des agglomérations de coupes et le maintien de vieilles forêts par des révolutions longues (REVOL). Des scénarios intermédiaires prévoyant des coupes partielles à différents degrés, le maintien d'un certain niveau de vieilles forêts ou de forêts à structure complexe et une répartition spatiale plus ou moins aléatoire des agglomérations de coupes (DIVERS et MRNF). Nos résultats montrent que les scénarios engendrant des paysages se rapprochant le plus de la variabilité historique sont, dans l'ordre, REVOL, CONV, DIVERS et MRNF si on considère des taux annuels de coupes de 0,5 %. Les variables qui semblent le plus influencer la composition et la configuration des paysages sont, dans l'ordre, le taux annuel en coupes totales, les contraintes de tailles de coupes et d'adjacence, et finalement, la sévérité des coupes sur la couche organique au sol. À la lumière de ces résultats, on suggère qu'un scénario se rapprochant de DIVERS ou de MRNF, avec des taux annuel de coupes totales à près de 0,5 à 0,6 % du territoire aménagé par année, des tailles d'agglomération de coupe pouvant aller jusqu'à 30 000 ha et un certain nombre de massifs forestiers aménagés en coupe partielle, serait un scénario de compromis acceptable pour répondre au besoin de maintien de vieilles forêts et de complexité du paysage.

4.2 Introduction

La forêt boréale a longtemps été considérée comme une forêt uniforme et jeune, périodiquement perturbée par le feu. Des systèmes d'aménagement forestier visant à maximiser le volume de matière ligneuse récolté et à minimiser les temps de révolution entre deux récoltes y ont été traditionnellement mis en place et ont laissé peu de place aux vieilles forêts (Johnson *et al.*, 1998; Perry, 1998). Cependant, de plus en plus d'évidences montrent qu'en l'absence d'exploitation forestière à grande échelle, les vieilles forêts occuperaient une bonne proportion de la forêt boréale (Belleau *et al.*, 2007; Bergeron *et al.*, 2004; Boucher *et al.*, 2011; Cyr *et al.*, 2009; Payette, 1992; chap. 3). Cette vieille forêt présente souvent un niveau de complexité et de diversité structurale supérieur aux peuplements plus jeunes

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

(Drapeau *et al.*, 2003; Harper *et al.*, 2005). La complexité et la diversité appuyées sur des processus écosystémiques à plusieurs échelles spatiales favoriseraient la résilience des écosystèmes (Drever *et al.*, 2006; Elmqvist *et al.*, 2003; Gunderson, 2000; Johnstone *et al.*, 2010). L'acquisition de nouvelles connaissances sur les régimes de perturbations (Bergeron *et al.*, 2004; Johnson, 1992; Johnson, Miyanishi et Weir, 1998) et la dynamique des peuplements (Belleau *et al.*, 2012; Fenton *et al.*, 2005; Lecomte et Bergeron, 2005), ainsi que la prise de conscience d'écarts de plus en plus importants entre la configuration des paysages résultant de perturbations naturelles et ceux résultant de perturbations anthropiques (Cyr *et al.*, 2009; Perron, Bélanger et Vaillancourt, 2009; Schroeder et Perrera. 2002; chap. 3), ont favorisé le développement et l'application d'approches d'aménagements qui s'inspirent des régimes de perturbations naturelles et de la dynamique des peuplements en forêt boréale.

Plusieurs approches ont été proposées pour exploiter la forêt boréale de façon durable en tenant compte des limites de l'écosystème. La plupart de ces approches s'inspirent des perturbations naturelles et tentent de maintenir les paysages aménagés à l'intérieur des limites de variabilité historiquement observée. Seymour et Hunter (1999) ainsi que Burton, Kneeshaw et Coates (1999) préconisent un allongement des révolutions sur une partie du territoire afin d'assurer le maintien d'une certaine quantité de vieilles forêts dans le paysage. Bergeron *et al.* (1999) proposent de diversifier les traitements sylvicoles pour favoriser l'application de traitements qui permettent un certain niveau de prélèvement de même qu'un maintien de couvert forestier et de structures associées aux vieilles forêts (e.g. chicots, gros arbres à valeur faunique). Ce maintien de structure a pour but de favoriser une évolution plus rapide des peuplements vers une structure diversifiée et/ou de vieille forêt. Dans tous les cas, en forêt boréale, de grandes agglomérations de coupes semblent être privilégiées par rapport à une plus grande dispersion des petites coupes sur l'ensemble du paysage. Cette préférence s'appuie sur des études qui montrent un problème de fragmentation important de la matrice forestière et une configuration divergente des paysages aménagés à l'aide des systèmes intensifs de coupes réparties sur de petites surfaces (Delong et Tanner, 1996; Franklin et Formann, 1987; Li *et al.*, 1993). Néanmoins, même si la taille des coupes ressemble à celle des feux, la rapidité avec laquelle elles sont déployées sur le territoire ne permet pas toujours de maintenir une configuration similaire à un paysage soumis à des feux (Perron, Bélanger et

Vaillancourt, 2009; Wallin, Swanson et Marks, 1994). Le taux de coupe constituerait donc un levier important pour ce qui est du maintien des vieilles forêts et de la configuration des paysages.

Dans une certaine mesure, les approches écosystémiques proposées ont été partiellement appliquées et évaluées quant à leur performance à maintenir un certain niveau de récolte forestière tout en limitant les pertes de vieilles forêts et/ou de forêts à structure plus complexe (Didion, Fortin et Fall, 2007; Gauthier *et al.*, 2004, 2009; Hunter, 1999; James *et al.*, 2007). Cependant, les aspects spatiaux et leurs impacts sur le déploiement de ces approches dans un paysage sont encore peu documentés (Belleau *et al.*, 2007). Finalement, certaines particularités des territoires aménagés pourraient aussi limiter l'application de ces approches ou contraindre les niveaux de récolte et le déploiement spatial. Le processus d'entourbement qui affecte le territoire d'intérêt, fait partie du nombre. Lié à plusieurs facteurs, ce processus entraîne, avec le temps depuis la dernière perturbation sévère, une accumulation au sol d'une épaisse couche de matière organique (Fenton *et al.*, 2005). À partir d'un certain niveau d'accumulation, la couche de tourbe au sol limite la productivité des peuplements en favorisant une montée de la nappe phréatique du sol minéral à la couche organique, une diminution de l'activité microbienne et une baisse de disponibilité des nutriments (Taylor, Carleton et Adams, 1987; Van Cleve et Viereck, 1981). Avec le temps ou en l'absence de perturbations sévères qui réduisent significativement la couche organique au sol, les peuplements s'ouvrent et convergent vers une composition dominée par l'épinette noire (Belleau *et al.*, 2012; Harper *et al.*, 2002, 2005; Lecomte *et al.*, 2006). Soumis à un régime de coupes qui protège ou affecte peu le sol forestier, on assiste à une baisse généralisée de la productivité des peuplements, à une uniformisation du paysage vers des peuplements davantage composés de peuplements peu denses d'épinettes noires et finalement à une perte de territoire productif (Johnstone et Chapin III, 2006; Simard *et al.*, 2007). Déjà, au nord du territoire à l'étude, on observe de grandes tourbières qui se sont développées suite à la dernière glaciation (Boissonneau, 1966; Veillette et Paradis, 1996) et, vraisemblablement, en raison de feux peu sévères qui auraient peu affecté la couche organique au sol (Simard *et al.*, 2009).

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Le Québec est actuellement à la marge d'un changement de régime forestier (Grenon, Jetté et Leblanc, 2010) qui implique un virage vers l'aménagement écosystémique et un aménagement qui intègre davantage les préoccupations de tous les utilisateurs de la forêt. Dans la portion boréale du territoire forestier québécois, ce nouveau régime propose un déploiement spatial d'agglomérations de coupe selon un système de compartiments dont la taille varie de 3 000 à 25 000 ha. Ce régime prévoit aussi un certain niveau de rétention de forêt de plus de 7 m de hauteur dans chaque compartiment, le maintien de massif forestier à l'échelle du paysage et la mise en place de compartiment davantage soumis à un régime de coupes partielles. Dans ce contexte, considérant la susceptibilité du territoire à l'entourbement, il est intéressant d'évaluer dans quelle mesure l'approche proposée influencera le paysage par rapport aux approches traditionnelles et aux différentes approches qui s'inspire des perturbations naturelles. Enfin, il est aussi intéressant d'évaluer en quoi cette approche pourrait répondre davantage aux enjeux écologiques comme le maintien de vieilles forêts.

À l'aide de modélisation spatialement explicite, on souhaite, par cette étude, comparer entre elles les principales approches d'aménagement proposées en forêt boréale. La modélisation a été préconisée puisqu'elle permet, sur un large territoire, pour un paysage de départ unique et des conditions environnementales similaires et constantes, une comparaison rapide, à moindre frais, de l'évolution du paysage dans le temps et l'espace pour plusieurs scénarios d'aménagement. Par cette étude, on désire évaluer la capacité de différents scénarios à maintenir, dans le temps, la configuration du paysage à l'intérieur de sa variabilité historique. On souhaite également évaluer en quoi le niveau de récolte, la diversification des pratiques sylvicoles, l'impact des coupes sur le sol et les contraintes d'adjacence sont susceptibles d'influencer la configuration du paysage, la quantité de vieilles forêts ou la diversité structurale des peuplements. Enfin, les différents scénarios seront comparés sur une échelle relative quant aux niveaux et coûts de récolte. Sur la base de ces évaluations on déterminera le compromis d'aménagement le plus acceptable pour la région à l'étude.

4.3 Méthode

4.3.1 Aire d'étude et paysage simulé

Le paysage considéré ici est l'unité d'aménagement forestier 085-51 (UAF). Ce secteur occupe environ 10 000 km^2 de forêt boréale dans l'ouest québécois. La composition initiale en type de couverts forestiers du paysage a été définie à partir de la base de données SIFORT (Pelletier *et al.*, 1996). Celle-ci synthétise la cartographie forestière du premier programme décennal d'inventaire du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF; 1966-1971). Cet état initial a été retenu puisqu'à l'époque, les coupes forestières affectaient encore très peu le paysage et que le réseau routier secondaire était également peu développé. La région est dominée par des peuplements d'épinettes noires caractéristiques de la région écologique de la pessière noire à mousses de l'ouest. Bien que les peuplements se présentent sous plusieurs formes structurales, on retrouve une grande abondance de peuplements d'épinettes noires de moins de 12 m de hauteur, de faible densité et peu productifs dans la région (Belleau *et al.*, 2012; Harper *et al.*, 2002; Lecomte et Bergeron, 2005). Des peuplements purs ou mixtes de pins gris, des peupliers faux-trembles, des bouleaux blancs, des sapins baumiers et des mélèzes laricins sont également présents. Les peuplements dominés par l'épinette noire occupaient en 1970 80 % de l'UAF 085-51, le pin gris 14 % et le peuplier faux-tremble 4 %.

Situé entre le 49°00' et le 51°30' de latitude nord et entre le 78°30' et le 79°31' de longitude ouest, au cœur de la ceinture d'argile qui chevauche le Québec et l'Ontario, l'aire d'étude présente peu de topographie et a une altitude moyenne de 250 m. L'aire d'étude est principalement recouverte, au sud, par des argiles glaciolacustres laissées par le retrait du lac proglaciaire Objibway (Vincent et Hardy, 1977). Les argiles de la moitié nord du territoire ont été cependant remaniées et compactées par le réavancement des glaciers et le déplacement d'icebergs lors de la dernière glaciation (Boissonneau, 1966; Veillette et Paradis, 1996) et sont courrament désignées comme les tills de Cochrane. Des dépôts grossiers se retrouvent également ça et là selon la topographie, les marges glaciaires et l'érosion postglaciaire (Veillette et Thibaudeau, 2007). Puisque non inventorié au premier décennal d'inventaire forestier, les dépôts de surface ont été assignés selon l'information disponible au troisième programme d'inventaire (pour plus de détails voir chap. 3). Selon la

station météo la plus proche (Matagami, 49°43'N et 77°37'O), on y observe une température moyenne annuelle de -0.7°C et des précipitations moyennes annuelles de 905,5 mm (Environnement Canada, 2004). L'âge initial des peuplements (temps écoulé depuis le dernier feu) a été fixé à l'aide de la carte des feux de la région (Bergeron *et al.*, 2004) et des placettes d'inventaire temporaire des 2e et 3e programmes décennaux d'inventaire du MRNF pour les secteurs à l'extérieur de la carte des feux.

À l'exception de la coupe forestière, le feu est le principal agent de perturbation de la mosaïque forestière dans le territoire. Le cycle de feux a été estimé à 101 ans avant 1850, à 135 ans entre 1850 et 1920, et à près de 398 ans depuis les années vingt. L'âge moyen des forêts, établi sur les 300 dernières années, est estimé à 148 ans (Bergeron *et al.*, 2004). Enfin, les travaux de Lecomte et Bergeron (2005), Lecomte *et al.* (2006) et Simard *et al.* (2009), suggèrent que les peuplements actuels résulteraient, pour une bonne part, de feux dits « peu sévères » qui n'auraient pas permis de réduire suffisamment la couche organique à la surface du sol forestier et auraient, par conséquent, limité la mise en place, après perturbation, d'une régénération dense et/ou d'une régénération diversifiée en terme de composition. L'épaisseur initiale de la couche organique a été fixée à l'aide de relations présentées à la figure 3.3 du chapitre 3 de ce document. Ces relations reposent sur le type de peuplement, son âge, le type de dépôt ainsi que la sévérité présumée du feu qui l'a initié. Sur la base des connaissances que nous avons sur la succession forestière et la dynamique de paludification de la région (Belleau *et al.*, 2012; Fenton *et al.*, 2006; Harper *et al.*, 2002; Lecomte *et al.*, 2006), il a été considéré que les peuplements de moins de 100 ans très ouverts, peu productifs et dont le couvert forestier est composé à plus de 75 % d'épinettes noires, sont issus de feux peu sévères.

4.3.2 Description du modèle et des sous-modèles

Le modèle a été construit dans l'environnement de programmation et de modélisation SELES (Spatially Explicit Landscape Event Simulator; Fall et Fall, 2001). SELES a été choisi puisqu'il utilise un langage hautement déclaratif qui facilite la modélisation des processus clés affectant le paysage. De plus, par sa souplesse, il permet d'introduire le degré de complexité que l'on juge nécessaire à l'étude. Le modèle comprend plusieurs sous-

modèles regroupés en trois grands thèmes : la succession en âge et en type de couvert des peuplements, la perturbation par le feu (selon la dynamique actuelle) et la coupe forestière ou de récupération après perturbation (figure 4.1).

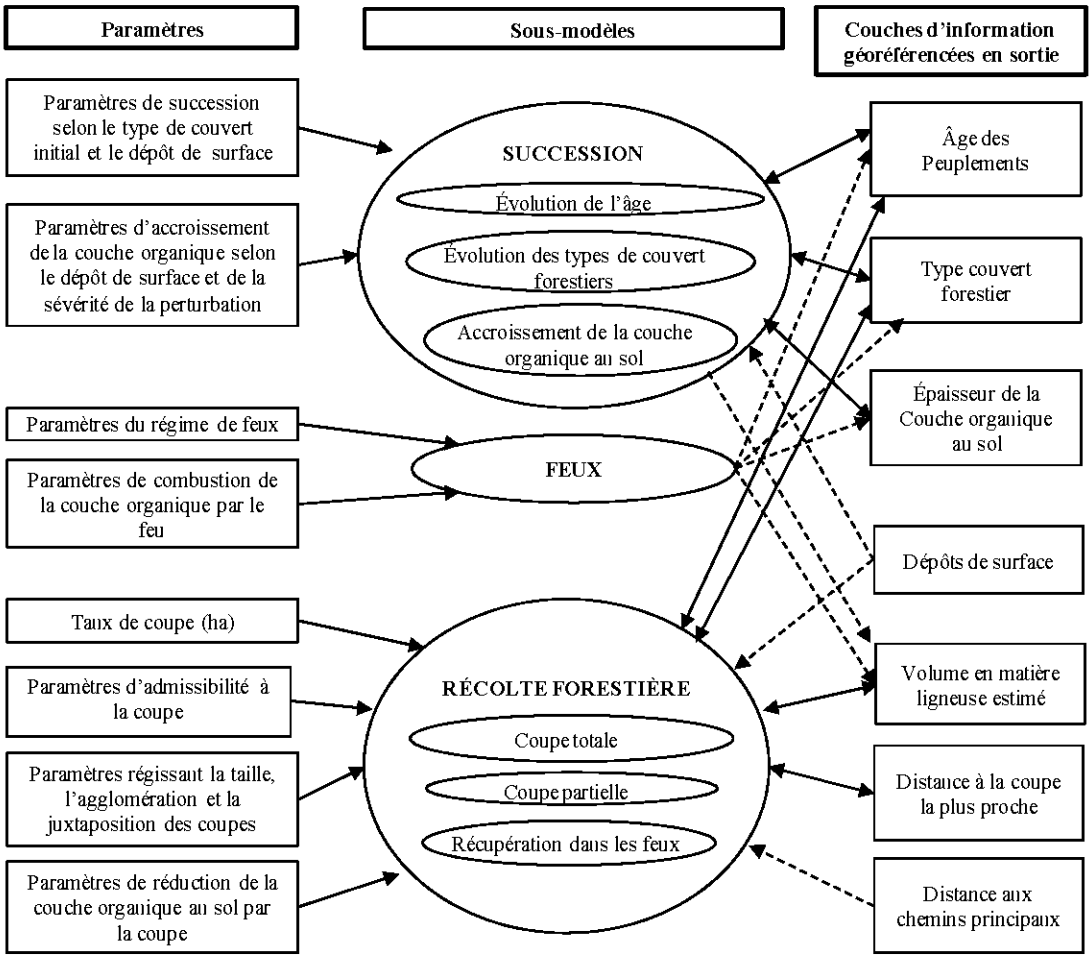


Figure 4.1. Modèle conceptuel.

Les sous-modèles de succession, de feu et d'accroissement de la couche organique au sol ont déjà été décrits au chapitre 3 de ce document. Une description sommaire en sera faite ici. Le sous-modèle de succession permet le vieillissement et l'accroissement de la couche

organique au sol des peuplements forestiers sur la base du pas de temps de simulation (un an) ainsi que des changements de type de couverts forestiers selon une adaptation du modèle de succession documenté par Belleau *et al.* (2011). L'accroissement de la couche organique au sol est fonction du type de sol, de l'âge du peuplement et de la sévérité de la perturbation qui a initié le peuplement. Les changements de couvert s'appuient sur un processus semi-Markovien. Une probabilité de changer et d'acquérir un autre type de couvert est attribuée à chaque peuplement indépendamment les uns des autres. Une probabilité a été définie par type de couvert forestier et s'applique seulement si le peuplement a atteint l'âge minimal nécessaire pour être susceptible de présenter un changement de couvert forestier.

Bien qu'ils se produisent à des fréquences assez faibles, les feux affectent encore de grands secteusr dans l'aire d'étude (Bergeron *et al.*, 2004). Afin de traduire cette perturbation non planifiée, un sous-modèle de feux a été maintenu dans le modèle de base. Les évènements de feu sont initiés aléatoirement dans le paysage. La fréquence des évènements est définie par une distribution de Poisson modulée en fonction d'un cycle de feux de 400 ans et d'une taille moyenne des évènements de feu estimé à 5 000 ha. Pour chaque évènement de feu, la taille est définie à l'aide d'une distribution négative exponentielle. De plus, bien que plusieurs auteurs aient tenté d'illustrer la relation entre la probabilité de brûler et la disponibilité en combustible, l'âge des peuplements ou leur composition (Clark, 1989; Cumming, 2001), il n'y a pas de consensus à cet effet (Johnson, Miyanishi et Weir, 1998; Ratz, 1995). L'approche retenue ici repose davantage sur des processus stochastiques tel la foudre et fait davantage état d'une influence générale du climat. Ainsi, tel que proposé comme modèle théorique par Van Wagner (1978), la probabilité de brûler des peuplements est indépendante de leur âge et de leur composition. Puisqu'il est difficile d'évaluer la sévérité historique des évènements de feux et l'impact de chaque évènement sur la réduction d'épaisseur de la couche organique au sol (Benscoter et Wieder, 2003; Bencoster *et al.*, 2011; Hogg, Lieffers et Wein, 1992; Kasischke et Johnstone, 2005), l'approche qui consistait à appliquer un taux de réduction moyen fixé par scénario simulé utilisé au chapitre 3 de ce document a été maintenu, de même que le taux de réduction moyen de 45 %. Ce taux étant similaire au taux de 50 % avancé par Greene *et al.* (2007). Lorsque la couche organique résiduelle après feu est supérieure à 30 cm, l'évènement de feu est considéré localement

(cellule brûlée) peu sévère. Ce choix de seuil repose sur les travaux de Fenton *et al.* (2006), Lecomte *et al.* (2006), Gewehr (2011) et Laquerre, Leduc et Harvey (2011) et vise à transposer, à l'échelle du peuplement, des mesures d'établissement et de survie de semis prise à l'échelle de microsites (Greene *et al.*, 2007; Johnstone et Chapin III, 2006; voir chap. 3).

La régénération après feu est, tout comme dans le chapitre 3, régie par un modèle modifié de Chen *et al.* (2009). Le modèle prévoit qu'après un feu sévère, les espèces présentes au moment de la perturbation formeront le futur peuplement avec une certaine augmentation en proportion des espèces feuillues et de pleines lumières ainsi que de la densité des peuplements, si ceux-ci était plutôt ouvert. Sinon, dans le cas de feu peu sévère, les peuplements se régénèreront en peuplements d'épinettes noires plus ouverts peu importe leur composition en essences ou leur densité de départ.

Afin de contrôler les coupes dans le paysage, plusieurs sous-modèles ont été développés et ajouté au modèle de base présenté dans le chapitre 3 de ce document. Un premier sous-modèle permet la récupération des bois brûlés lorsqu'un feu se produit dans le paysage. Ce sous-modèle cible les peuplements brûlés qui avaient atteint l'âge d'exploitation ou qui étaient à moins de 10 ans de l'atteindre lors de l'évènement de feu. Les âges d'exploitabilité ont été établis en s'inspirant de l'âge évalué par le bureau du forestier en chef dans l'exercice de planification forestière de 2008-2013. Concrètement, le sous-modèle récupère autant de bois brûlés par année que ce que le taux annuel de coupe (en hectare) ou la disponibilité des bois lui permet. Une efficacité de récupération d'environ 75 % du volume de bois mature a été considérée ainsi qu'un certain niveau de legs biologiques. Le niveau de legs dépend du scénario simulé et de la présence ou non de bandes riveraines (20 mètres non-récoltés ou partiellement récoltés). Le volume de bois, à maturité, a été estimé à l'aide des placettes d'inventaire temporaire des 3 décennaux (1969, 1984, 1996) du MRNF. Pour chaque type de couvert et par type de dépôt de surface, le volume marchand moyen a été évalué avec les placettes d'inventaire correspondantes qui présentaient au moins l'âge d'exploitabilité et qui étaient dans les 50e plus productives. Les volumes marchands moyens obtenus, ainsi que les âges d'exploitabilité, sont présentés au tableau 4.1. Ces volumes et ces âges pourraient être sur et sous-estimés respectivement. Cependant, puisque l'erreur d'estimation demeure la même pour tous les scénarios comparés, on estime que les divergences relatives observées

entre les scénarios restent réalistes. La récupération du bois a été permise jusqu'à 3 ans après l'évènement de feux, et cela, bien qu'on considère souvent qu'après 2 ans les bois sont non-récupérables à cause des insectes et de la perte de qualité. L'année supplémentaire permise remédie au fait que lors de grands feux, il est généralement permis, si un équilibre sur 5 ans est maintenu, de temporairement surexploiter la forêt pour limiter les pertes.

Le deuxième sous-modèle de coupe permet le déploiement des agglomérations de coupes totales dans le paysage. Le terme « coupe totale » est utilisé comme expression générique qui implique que la majorité du couvert forestier mature est retirée suite à une intervention de coupe. Une agglomération de coupe sera initiée si la coupe de récupération n'a pas utilisé toute la possibilité annuelle de coupe et si un peuplement exploitable (couche organique de moins de 60 cm au sol), ayant atteint l'âge d'exploitabilité, est disponible. De plus, pour être le peuplement (cellule de 14 ha) où l'agglomération de coupe sera initiée, le peuplement doit présenter, dans son environnement immédiat, au moins 4 peuplements (cellules) admissibles à la coupe soit parce que l'âge d'exploitabilité est atteinte, soit parce qu'ils sont à moins de 10 ans de l'atteindre. D'autres paramètres peuvent aussi influencer l'initiation d'une agglomération de coupe, dont l'âge des peuplements, le volume à maturité, l'épaisseur de la couche organique au sol, la distance à une autre agglomération ou aux chemins principaux, les contraintes de maintien de forêts de plus de 7 mètres ou de maintien de forêts matures. Suite à son initiation, l'agglomération atteindra la taille visée selon le scénario en permettant la coupe de tous les voisins ou de quelques voisins, selon le cas, et l'admissibilité à la coupe des voisins. Les voisins sont admissibles à la coupe s'ils ont atteint l'âge d'exploitabilité ou s'ils sont à moins de 10 ans de l'avoir atteint et s'ils ne sont pas sous une contrainte d'adjacence. La taille des agglomérations et les contraintes d'adjacence varient d'un scénario à l'autre et sont résumé au tableau 2. Lorsque la taille maximale de l'agglomération est atteinte et que la possibilité annuelle de coupe (en hectare) n'est toutefois pas encore atteinte, le modèle met en place une deuxième agglomération de coupe et ainsi de suite jusqu'à ce que la possibilité annuelle de coupe soit atteinte ou que la proportion en coupe agglomérée soit atteinte. Dans le cas des scénarios présentant de très grandes agglomérations de coupes, celles-ci pourraient être mises en place sur plusieurs années. De plus, selon le scénario, une partie des agglomérations pourraient être mises en place selon un

mode en mosaïque à deux passages. Ce mode prévoit qu'une partie de la forêt mature est prélevée dans un premier passage en bloc de 100 ha ou moins et la deuxième partie est prise, 15 ans plus tard minimum, lors d'un deuxième passage, toujours en bloc équivalent de 100 ha ou moins. Enfin, peu importe le scénario, et tout comme la coupe de récupération, un certain niveau de legs biologiques est prévu. Le niveau de rétention dépend du scénario ainsi que de la présence ou non de bandes riveraines. Ces legs se traduisent concrètement par des ajustements en volume de bois mature récolté. Le peuplement de retour après coupe est, à l'instar du sous-modèle de feu, fonction d'une adaptation de Chen *et al.* (2009) (voir la section portant sur le sous-modèle de feu pour plus de détails).

Le troisième sous-modèle de coupe permet la mise en place de chantiers de coupes partielles dans le paysage. Selon le scénario, ces chantiers sont placés aléatoirement dans l'ensemble du territoire admissible à la coupe partielle ou dans des secteurs ciblés. Les chantiers de coupes partielles sont jumelés à de petites coupes totales afin de permettre une récolte des peuplements non-admissibles à la coupe partielle dans le chantier et la mise en place de coupe finale après traitement. La coupe partielle est un terme générique qui fait référence à un mode de prélèvement qui permet, suite à un premier prélèvement, de maintenir un certain niveau de couvert forestier et les caractéristiques structurales du peuplement initial. Lors de la coupe finale (2e prélèvement), on s'attend à ce que le peuplement soit rajeuni substantiellement et que, dans une large part, la composition ou la structure soient modifiées (tableau 4.1). Pour être initiée, un chantier de coupes partielles doit contenir au moins une cellule admissible à la coupe partielle parce que l'âge d'admissibilité à la coupe partielle est atteint et que le dépôt et le type de couvert forestier le permet. De plus, la cellule doit présenter, dans son voisinage immédiat, au moins 4 cellules admissibles à la coupe partielle. Le chantier s'agrandit, de cellule en cellule admissible à la coupe partielle ou totale, selon le scénario jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de cellules admissibles ou jusqu'à ce que la superficie maximale à couper en coupe partielle par année soit atteinte. Si la superficie maximale à couper n'est pas atteinte, un deuxième chantier pourrait être initié dans une même année.

Rapport-Gratuit.com

Tableau 4.1. Paramètres de récolte forestière par type de couvert (voir annexe 1 pour la description des couverts).

Type de couvert	Type de dépôt de surface	Âge (année) d'admissibilité à une coupe totale	Volume moyen (m^3/ha) à maturité utilisé	Âge (année) d'admis. à la coupe partielle	Nombre de passage avant une coupe finale	Composition après le 1er ou le 2e passage	Taux de prélèvement au 1er et au 2e passage	Délai (année) d'admis. au 2e passage (ou à la coupe finale)	Âge (année) du peuplement après le 1er ou le 2e passage
FiPg	Argile	45	250						
	Till de Cochrane	69	250						
	Grossiers	58	197						
Pg	Argile	49	218	39	1	Pg	35%	15	39
	Till de Cochrane	64	147	54	1	Pg	35%	15	54
	Grossiers	69	148						
EPg	Argile	66	202	56	2	E-FD	45%	25	25
	Till de Cochrane	68	119						
	Grossiers	73	160	73	2	E-M	45%	33	33
Pe	Argile	57	252	47	1	Pe	35%	15	39
	Till de Cochrane	67	102	57	1	Pe	35%	15	54
	Grossiers	64	318						
RPe	Argile	69	269	59	2	E-FD	45%	27	27
	Till de Cochrane	67	308	57	2	E-M	45%	26	26
	Grossiers	69	204	59	2	E-M	45%	27	27
RBb	Argile	84	142	84	2	Sb	45%	38	38
	Till de Cochrane	79	170	79	2	E-M	45%	36	36
	Grossiers	79	110						
Sb	Argile	83	148	83	2	Sb	45%	37	37
	Till de Cochrane	81	111						
	Grossiers	79	96						

Tableau 4.1 (Suite). Paramètres de récolte forestière par type de couvert (voir annexe 1 pour la description des couverts).

Type de couvert	Type de dépôt de surface	Âge (année) d'admissibilité à une coupe totale	Volume moyen (m^3/ha) à maturité utilisé	Âge (année) d'admis. à la coupe partielle	Nombre de passage avant une coupe finale	Composition après le 1er ou le 2e passage	Taux de prélèvement au 1er et au 2e passage	Délai (année) d'admis. au 2e passage (ou à la coupe finale)	Âge (année) du peuplement après le 1er ou le 2e passage
Me	Argile	76	50						
	Till de Cochrane	77	50						
	Grossiers								
E-FD	Argile	72	172	72	2	E-FD	45%	32	32
	Till de Cochrane	87	181	87	2	E-M	45%	39	39
	Grossiers	78	194	78	2	E-M	45%	35	35
E-M	Argile	81	161	81	2	E-M	45%	36	36
	Till de Cochrane	95	125	95	2	E-O	45%	43	43
	Grossiers	85	155	85	2	E-O	45%	38	38
E-O	Argile	82	62						
	Till de Cochrane	112	73						
	Grossiers	88	58						

Excluant les peuplements à dominance de pin gris, lors d'une coupe partielle, le niveau de prélèvement est fixé à 45 % du volume moyen estimé à maturité du peuplement initial. Le délai entre le premier et le deuxième prélèvement varie entre 25 et 43 ans et dépend du type de couvert initial et du dépôt de surface. L'âge du peuplement après le deuxième passage et sa composition finale varient aussi selon le peuplement initial et le dépôt de surface (tableau 4.1).

4.3.3 Scénarios

Chaque scénario simulé présente un certain niveau de perturbation par le feu et des coupes de récupération tel que décrit dans la section précédante. De plus, pour chaque scénario simulé, la séquence d'aménagement (préparation de terrain, plantation, éducation des plantations et des peuplements) nécessaire pour rencontrer les volumes et la sévérité prévus est implicite. Un suivi de la forêt de plus de 7 m (considéré comme la forêt de plus de 40 ans) est aussi fait pour chaque scénario. Lorsque ce type de forêt se raréfie à l'échelle d'une unité territoriale de référence (UTR; moins de 30% pour des entités d'environ 150 km^2) la coupe devient interdite dans ces secteurs. Cette mesure, actuellement en vigueur par réglementation, garanti, pour chaque scénario, un minimum de couvert forestier mature dans le paysage. Enfin, les aires protégées présentes dans le paysage sont interdites à toute forme de prélèvement de la ressource ligneuse dans tous les scénarios. Cependant, ces territoires protégés sont comptabilisés lors des bilans de structure d'âge et d'abondance des types structuraux dans le paysage.

Cinq scénarios ont été retenus afin de comparer diverses approches d'aménagement dans le territoire à l'étude et leurs contraintes d'organisation spatiale. Pour tous les scénarios, les contraintes d'adjacence et les taux maximaux de récoltes (% du territoire productif/an) qui ont été utilisés dans cette étude sont présentés au tableau 4.2. Les deux premiers scénarios s'inspirent des systèmes d'aménagement qui ont eu court durant les 30 à 40 dernières années. Le premier scénario représente un aménagement plus conventionnel (CONV) où peu de contraintes d'adjacence sont présentes et où la récolte est principalement commandée par la distance à l'usine, l'âge et la productivité des peuplements ainsi que la traficabilité des

dépôts. Le deuxième scénario, est un scénario où 60 % du niveau de récolte annuel doit faire partie d'agglomérations de coupes mises en place selon un mode en mosaïque (CMO). Ce mode prévoit que 50 % des peuplements matures d'une agglomération ne seront pas coupés avant 15 ans après le premier passage. Pour ces deux premiers scénarios, la sévérité de la coupe sur l'épaisseur de la couche organique au sol a été fixée à 25 %, en moyenne. En effet, selon la réglementation en vigueur depuis 1986, les sentiers d'abattage et de débardage ne doivent pas occuper plus de 25 % de l'aire de coupe.

Les trois autres scénarios font davantage état de systèmes d'aménagement qui s'inspirent des perturbations naturelles. Le troisième scénario reflète, grossièrement, l'approche proposée par Burton, Kneeshaw et Coates (1999) ainsi que Seymour et Hunter (1999). Ce scénario, REVOL, prévoit qu'une portion du paysage soit exploitée à l'aide de révolutions allongées afin de maintenir une certaine proportion de vieux peuplements dans le paysage. La coupe totale y est prévue selon un mode aggloméré où la superficie coupée pourrait atteindre jusqu'à 30 000 ha. Cette limite de taille s'inspire de Belleau *et al.* (2007) qui par l'étude d'aires en régénérations générées par différents scénarios de régime de feux, proposent des lignes directrices pour l'organistaion spatiale des chantiers de coupes totales dans un aménagement qui s'inspire des perturbations naturelles en forêt boréale. Le quatrième scénario reflète l'approche proposée par Bergeron *et al.* (1999) qui, tout comme Burton, Kneeshaw et Coates (1999), souhaitent maintenir, à l'échelle du paysage, davantage de vieux peuplements ou de peuplements qui présentent des caractéristiques de vieilles forêts. Ce scénario, DIVERS, diminue le recours à des coupes totales et compense les pertes ligneuses par un usage plus soutenu de la coupe partielle. Cette approche pose deux exigences : la première est que, l'application de coupes partielles permettra de maintenir les attributs de vieilles forêts ou d'améliorer la structure des peuplements pour qu'ils acquièrent plus rapidement un statut de vieilles forêts; la deuxième est que, lorsque les peuplements sont affectés par une coupe finale la régénération déjà bien établie permet de raccourcir la révolution des peuplements. L'organisation spatiale des coupes totales et des coupes partielles a été faite selon un mode aggloméré avec tantôt prédominance de coupes totales et

Tableau 4.2. Paramètres de simulations des différents scénarios d'aménagement

Scénarios	Taux annuel de coupe totale (% du territoire productif)	Taux annuel de coupe partielle (% du territoire productif)	Sévérité des coupes totales (% moyen de réduction de la couche organique au sol	Contraintes d'adjacence (distance (km) à l'agglomération de même type la plus proche)	Délai (année) d'application des contraintes d'adjacence	Taille des agglomérations de coupe (ha)	Autres contraintes ou objectifs
CONV	1,15	0	25 (CONVsev : 75)	0	0	La taille maximale des coupes annuellement est égale au taux annuel de coupe (les séparateurs de coupes sont implicites).	Minimiser la distance à l'usine et au chemin principal, maximiser le volume récolté et la récolte de vieux peuplements.
CMO	0,8	0	25	Agglomération conventionnelle : 4 Blocs de coupe en mosaïque et parterres de coupes : 1	Coupes agglomérées : 25 Coupes dispersées : 15	Lorsqu'agglomérées, les coupes totales s'organisent en chantiers de 500 à 2000 ha. La partie en coupes dispersées en mosaïque présente des coupes d'un maximum de 100 ha.	Mêmes contraintes que CONV, mais 40 % est sous forme de coupes agglomérées et 60% selon une disposition en mosaïque.
BURT	0,5	0	75	4	25	Les coupes totales s'organisent en chantier de coupes agglomérées de 1 500 à 30 000 ha selon une distribution exponentielle négative dont la moyenne est 5 000 ha.	Normaliser 50% du territoire à l'âge moyen d'exploitation et maintenir sur l'autre 50 % une structure d'âge en J inversé.

Tableau 4.2 (Suite). Paramètres de simulations des différents scénarios d'aménagement

Scénarios	Taux annuel de coupe totale (% du territoire productif)	Taux annuel de coupe partielle (% du territoire productif)	Sévérité des coupes totales (% moyen de réduction de la couche organique au sol	Contraintes d'adjacence (distance (km) à l'agglomération de même type la plus proche)	Délai (année) d'application des contraintes d'adjacence	Taille des agglomérations de coupe (ha)	Autres contraintes ou objectifs
BERG	0,5	0,45	75	4	25	Idem que BURT pour le choix de la tailles des chantiers de coupes totales ou partielles. Dans les chantiers de coupes partielles, moins du tiers de la superficie est occupée par de petites coupes totales dispersées (< 50 ha).	Vise à maintenir l'abondance des divers types structuraux à l'intérieur des variations historiques à l'aide de coupes partielles.
MRNF	0,85	0,15	75 (MRNFns : 25)	0 (organisation contrainte par les compartiments d'organisation spatiale des coupes)	Chaque compartiment doit présenter plus de 30 % de forêt en 7 m et plus.	La taille des chantiers de coupes est relative à la taille des compartiments. Elle va de 3 000 à 25 000 ha. Les compartiments peuvent se juxtaposer mais doivent présenter en tout temps au moins 30 % de forêt de 7 m est plus. Quelques compartiments sont dédiés à la coupe partielle, moins du tiers de leur superficie peut être réalisé en petites coupes totales dispersées.	Vise à maintenir 12 à 15 % de forêt de plus de 100 ans dans le territoire et une bonne distribution de celle-ci à l'aide de massifs non-aménagés et les massifs dédiés à la coupe partielle.

tantôt prédominance de coupes partielles. Ici aussi la taille des agglomérations peut atteindre jusqu'à 30 000 ha. Enfin, le cinquième scénario, MRNF, s'inspire de l'approche proposée en pessière noire à mousses par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec pour son virage forestier en 2013 (Grenon, Jetté et Leblanc, 2010). Cette approche force la mise en place d'agglomérations de coupe et leur répartition dans le paysage selon un système de compartimentation du territoire pré-établi. Pour chaque compartiment, une contrainte de maintien de forêts de plus 7 m est appliquée (30 % de ce qui est récoltable) en plus de la contrainte par UTR. Les superficies totales (forestières ou non) des compartiments vont de 3 000 à 25 000 ha. Cette distribution de taille est inspirée d'une distribution de feux pour laquelle les grands feux ont été tronqués afin de satisfaire des contraintes d'acceptabilité sociale et parce qu'il est considéré que des évènements de grand feu peuvent toujours survenir. À l'échelle du paysage, il y a aussi une préoccupation à maintenir une certaine quantité de massifs à dominance de forêt de 7 m et plus et/ou d'agglomérations de coupes à dominance de coupes partielles. Ces concentrations de forêt de plus de 7 m doivent être bien réparties afin d'assurer que l'ensemble du territoire profite du rayonnement de ces massifs. Globalement, l'approche vise à maintenir au moins 12 à 15 % de vieux peuplements (forêt de plus de 100 ans) dans le paysage. La vieille forêt peut être maintenue dans des aires protégées ou encore dans la forêt contenue dans les massifs de 7 m et plus ou dans la rétention de forêt de 7 m et plus à l'échelle des compartiments de coupes. Pour les trois derniers scénarios, la sévérité de la coupe totale sur l'épaisseur de la couche organique a été fixée à 75 %, en moyenne. On a considéré que ces scénarios, qui s'inspirent davantage d'une approche par objectif, tiennent compte de la problématique d'entourbement et, afin de maintenir la productivité des sites, favorisent des interventions plus sévères. Pour les coupes partielles, la sévérité a été fixée à 25 % en moyenne puisque les sentiers d'abattage et de débardage n'occupent jamais toute l'aire de coupe.

Afin de documenter l'influence des contraintes de taille et d'adjacence sur la configuration du paysage sans influence de la pression de récolte, une première série de simulations a été effectuée en utilisant un taux unique d'intervention en coupe totale peu importe le scénario simulé. Ce taux a été fixé à 0,5% de la superficie forestière productive par

année. Ce taux s'inspire de la quantité moyenne de forêt brûlée par année pour un cycle de feux de 150 ans (cycle des paysages de référence historique pour la variabilité), mais a été ajusté à la baisse pour remédier au fait que le feu, dans notre modèle, peut brûler la forêt peu importe son âge mais que la coupe, elle, affecte seulement les peuplements matures et vieux. De plus, c'était le taux le plus élevé qu'il été possible d'appliquer pour statisfaire les exigences de structure d'âge, de taille et d'adjacence des coupes totales parmi tous les scénarios. Les contraintes d'adjacence, s'il y en a, sont décritent au tableau 4.2. Enfin pour les scénarios MRNF et DIVERS les taux d'intervention en coupe partielle ont été fixés en fonction de la capacité des compartiments sélectionnés à présenter des coupes partielles ou selon la disponibilité moyenne des peuplements à être traités en coupe partielle dans le paysage. Pour MRNF le taux d'intervention en coupe partielle est de 0,15 % du territoire productif par année et est de 0,45 %/an pour DIVERS. De plus, dans le cas des agglomérations de coupes partielles ou des compartiments de récolte à prédominance de coupes partielles, un tiers des agglomérations peut être traitées en petite coupes totales de moins de 50 ha pour permettre les coupes finales ou la récolte des peuplements qui ne se prêtent pas à la coupe partielle.

Suite à cette première série de simulation, une deuxième série de simulations a permis d'évaluer l'influence du taux de récolte si on considère les mêmes contraintes d'adjacence et d'agglomération des coupes. Dans cette série de simulations, les taux de coupes totales ont été fixés par scénario en fonction de la capacité du territoire à soutenir un taux de récolte constant selon les contraintes de récolte imposées et l'âge de maturité des couverts forestiers. Les taux de récoltes ainsi déterminés et utilisés sont indiqués dans le tableau 4.2. À noter que dans le cas des coupes partielles les mêmes taux ont été conservés et que les taux maximaux de coupes totales pour REVOL et DIVERS demeurent 0,5 % du territoire productif par année.

Parallèlement, une dernère série de simulations a permis d'évaluer l'influence de la sévérité des coupes sur les coûts de récolte et les volumes de bois prélevés. Dans cette série, les scénarios CONV et MRNF, qui présentent les taux d'intervention les plus importants, ont été comparés à des équivalents sévère ou non-sévère (CONVsev et MRNFns; tableau 4.2).

4.3.4 Paramètres de simulation et traitements des données

Le pas de simulation a été fixé à un an et l'horizon de simulation à 300 ans. Cet horizon a été choisi pour laisser le temps à la configuration du paysage de se stabiliser sans pour autant prévoir sur une trop longue période l'évolution des stocks de bois. Baker (1995), suggère qu'une période d'au moins deux fois la longueur du cycle de perturbation est nécessaire afin qu'un nouveau patron se stabilise et soit affranchi de l'image initiale. Puisque plusieurs sous-modèles reposent sur des processus stochastiques qui pourraient engendrer une certaine variabilité, chaque scénario a été simulé 10 fois. À chaque réplicat, plusieurs scènes du territoire (une à toutes les 50 années de simulation) ont été enregistrées afin de suivre l'évolution de la matrice forestière et des aires perturbées. Afin de décrire le paysage forestier, trois types de composantes du paysage ont été suivi : la proportion des types de couverts forestiers, la proportion des types structuraux et la proportion des stades de développement (structure d'âge). Les types de couverts forestiers sont ceux utilisés dans le sous-modèle de succession décrit en détail dans Belleau et al. 2011 et le chapitre 3 de ce document. Les types structuraux sont une manière de généraliser le territoire en groupes fonctionnels (Simard *et al.*, 2009) basé sur la composition arborescente et/ou la structure interne des peuplements. Le type équien fermé renvoie à des peuplements à dominance d'espèces pionnières intolérantes et à des peuplements à dominance d'épinettes noires fermés et denses. Le type équien étagé compte des peuplements mélangés et des peuplements à dominance d'épinettes noires moyennement fermés et denses. Enfin, le type inéquien ouvert se compose de peuplements à dominance d'épinettes noires très ouverts et peu productifs. Pour ce qui est des stades de développement, 4 classes d'âge ont été considérées : moins de 25 ans, 25 à 100 ans, 100 à 200 ans et 200 ans et plus. La classe « moins de 25 ans » a été établie sur la base d'études démontrant qu'à partir du moment où la forêt a atteint une hauteur de 4 m, elle retrouve un couvert assez fermé pour permettre une réutilisation du milieu par la faune (Imbeau et Desrochers 2002, Imbeau, Savard et Gagnon, 1999, Jacqmain, 2003). Chaque parcelle forestière rencontrée dans le paysage a été classé selon son type (structural et classe d'âge) et sa taille. Pour chaque type, l'abondance dans le paysage et le nombre total de parcelles rencontrées dans le paysage ont été évalués. Par la suite, pour chaque type, par classe de taille, la fréquence et la superficie occupée dans le paysage ont été évaluées. Basée sur les résultats de Belleau *et al.* (2007; chap. 3), les classes de taille utilisées sont : moins de

1 000 ha, de 1 000 à 25 000 ha et plus de 25 000 ha. Pour les parcelles forestières de plus de 1000 ha, la proximité, bordure à bordure, au voisin de même nature a été évaluée (McGarigal et Marks, 1995). En utilisant les compartiments de récolte du scénario MRNF comme base de calcul, on a aussi évalué, pour chaque scénario, la proportion du territoire localisée à plus de 10 km d'un compartiment d'au moins 30 km^2 composé d'au moins 70 % de forêt de plus de 7 m. Cet indice permet d'évaluer le degré d'isolement de certaines portions du territoire quant à la capacité de dispersion d'espèces liées aux forêts fermées (Andrén, 1994; Kouki et Väänänen, 2000; Leboeuf, 2004; Radfort, Bennett et Cheers, 2005).

D'un point de vue forestier, nous avons enregistré, par année, les volumes de bois récoltés ainsi que les superficies récoltées en coupe totale ou affectées par de la coupe partielle. Nous avons aussi élaboré et calculé un indice de coût ou d'effort pour réaliser la récolte afin de comparer les scénarios entre eux sur une base économique. Cet indice prend en compte la distance de transport des bois à l'usine en droite ligne, la quantité de chemin à construire depuis la coupe récente la plus proche, la distance des bancs de gravier (pour la construction de chemin), le nombre de déplacement entre chantiers par année, la localisation nord-sud (sur argile ou argile remaniée moins bien drainée et moins accessible), le type de coupe exécuté (coupe totale ou coupe partielle, on a considéré que la coupe de récupération des bois brûlés se comportait comme la coupe totale), la sévérité des interventions sur la couche organique (coût de travaux supplémentaires dans le cas des interventions sévères), les superficies récoltées et les volumes récoltés. Les coûts ont été fixés arbitrairement donc peu comparables avec les coûts réels, mais sont valables sur une base de comparaison relative entre les scénarios simulés.

Les résultats concernant la configuration du paysage et l'abondance de ces diverses composantes ont été soumis à une analyse en composante principale (ACP). Cette analyse permet d'ordonner, sur deux plans, des données complexes (plusieurs scénarios et plusieurs variables mesurées dans le temps) et d'en faciliter la lecture et la comparaison (Pielou, 1984). Elle permet d'illustrer les écarts, la variabilité et l'émergence de tendance engendrés par différents scénarios. Elle permet également, dans un espace déjà contraint par des scénarios ou des états, de comparer la position d'autres états sans que ceux-ci n'interviennent dans la disposition des premiers dans le plan. On peut également y visualiser l'évolution d'états selon

Rapport-Gratuit.com

une chronoséquence. Plusieurs études du même genre ont aussi utilisé une approche similaire (James *et al.*, 2007; Nonaka et Spies, 2005). L'analyse a été effectuée avec le logiciel Canoco 4.5 (ter Braak et Smilauer, 2002). La variabilité historique évaluée dans le chapitre 3 de ce document a servi à contraindre l'ACP, tandis que l'image initiale ainsi que l'état du paysage dans le temps selon les différents scénarios d'aménagement, ont été superposés au plan ainsi défini afin d'évaluer s'il y avait divergence ou non avec la variabilité naturelle ou les paysages historiquement rencontrés. L'état actuel du paysage, soumis depuis 30 à 40 ans à l'exploitation forestière commerciale, a aussi été ajouté à l'espace contraint par la variabilité naturelle. La variabilité historique considère les 3 scénarios suivants du chapitre 3 : les scénarios S150.45.5 et S150.90.5 qui présentent un cycle de feux de 150 ans avec une taille moyenne des feux de 5 000 ha et la présence (S150.90.5) ou non (S150.45.5) de feux sévères, et le scénario S150.90.10 qui présente un cycle de feux de 150 ans avec une taille moyenne des feux de 10 000 ha et la présence de feux sévères. Pour ce qui est de la configuration du paysage, les variables suivantes ont été prises en comptes par type : la distance moyenne au voisin de même type le plus proche (DMVP) pour les parcelles de plus de 1 000 ha, le nombre total de parcelles (NTP), la taille moyenne des parcelles (TMP) ainsi que la superficie occupée par les grandes parcelles de 25 000 et plus (SOGP), les moyennes parcelles (1 000 à 25 000 ha, SOMP) et les petites parcelles (moins de 1 000 ha, SOPP).

4.3.5 Sensibilité du modèle à certains paramètres.

Grâce à des tests de sensibilité menés au chapitre 3 de ce document, certains paramètres, pour lesquels des hypothèses ont été posées lors de la paramétrisation, ont été évalués et identifés comme ayant une influence notable sur les résultats obtenus. Ces paramètres sont liés au choix du peuplement de retour après perturbation, au seuil à partir du quel l'épaisseur de la couche organique laissée au sol après perturbation peut influencer l'évolution subséquente du peuplement et à l'application des taux d'accroissement de la couche organique au sol. Puisque la plupart des sous-modèles utilisés au chapitre 3 sont utilisés dans cet exercice de simulation, on s'attend à trouver la même sensibilité du modèle à ces paramètres. *Résultats*

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

4.4.1 Composantes du paysage : composition et configuration

Plusieurs composantes du paysage ont été évaluées afin de suivre l'influence des différents scénarios d'aménagement et d'évaluer leur capacité à maintenir le paysage proche ou à l'intérieur de la variabilité naturelle historique. La figure 4.2 illustre, selon trois variables (les classes d'âge, les types structuraux et l'épaisseur moyenne de la couche organique au sol) les paysages obtenus après 300 ans de simulation pour les différents régimes de coupes. Les paysages illustrés correspondent aux paysages résultant de l'application des plus hauts taux de récolte en coupes totales. On y observe que plus le taux annuel de coupes totales est faible (REVOL et DIVERS), plus il y a présence de peuplements de plus de 100 et 200 ans et de peuplements équiens étagés et inéquiens ouverts. Pour ce qui est de l'épaisseur de la couche organique au sol, on observe que les scénarios CONV et CMO (fort taux annuel d'intervention en coupes totales, faible impact sur les sols) présentent une fréquence de peuplements entourbés (couche organique au sol de plus de 20 cm) plus élevée que dans les autres scénarios. On observe aussi que ces peuplements sont surtout situés dans la portion nord du territoire, portion la plus susceptible à l'entourbement.

Afin de statuer sur l'influence des contraintes de taille et d'adjacence sur la composition et la configuration du paysage sans influence du taux de prélèvement en coupes totales, les scénarios ont été comparés à la variabilité historique en considérant un taux unique d'intervention en coupes totales de 0,5% du territoire productif par année. Les paysages obtenus à tous les 50 ans simulés par scénario ont été projetés dans un plan contraint par la variabilité historique à l'aide d'un l'ACP (Figure 4.3). Cette analyse permet de voir l'évolution des paysages par rapport à la variabilité historique associée à l'abondance des types structuraux et des stades de développement (classes d'âge). On remarque que peu importe les contraintes de tailles et d'adjacence imposés, à des taux d'intervention de 0,5 %/an en coupe totale, la plupart des scénarios génèrent des paysages dont la composition est similaire au paysage naturel. Toutefois, on constate que les scénarios DIVERS et MRNF qui présentent un certain niveau d'intervention en coupe partielle et une sévérité plus importante sur la réduction de la couche organique au sol tendent à s'écarter légèrement de la

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

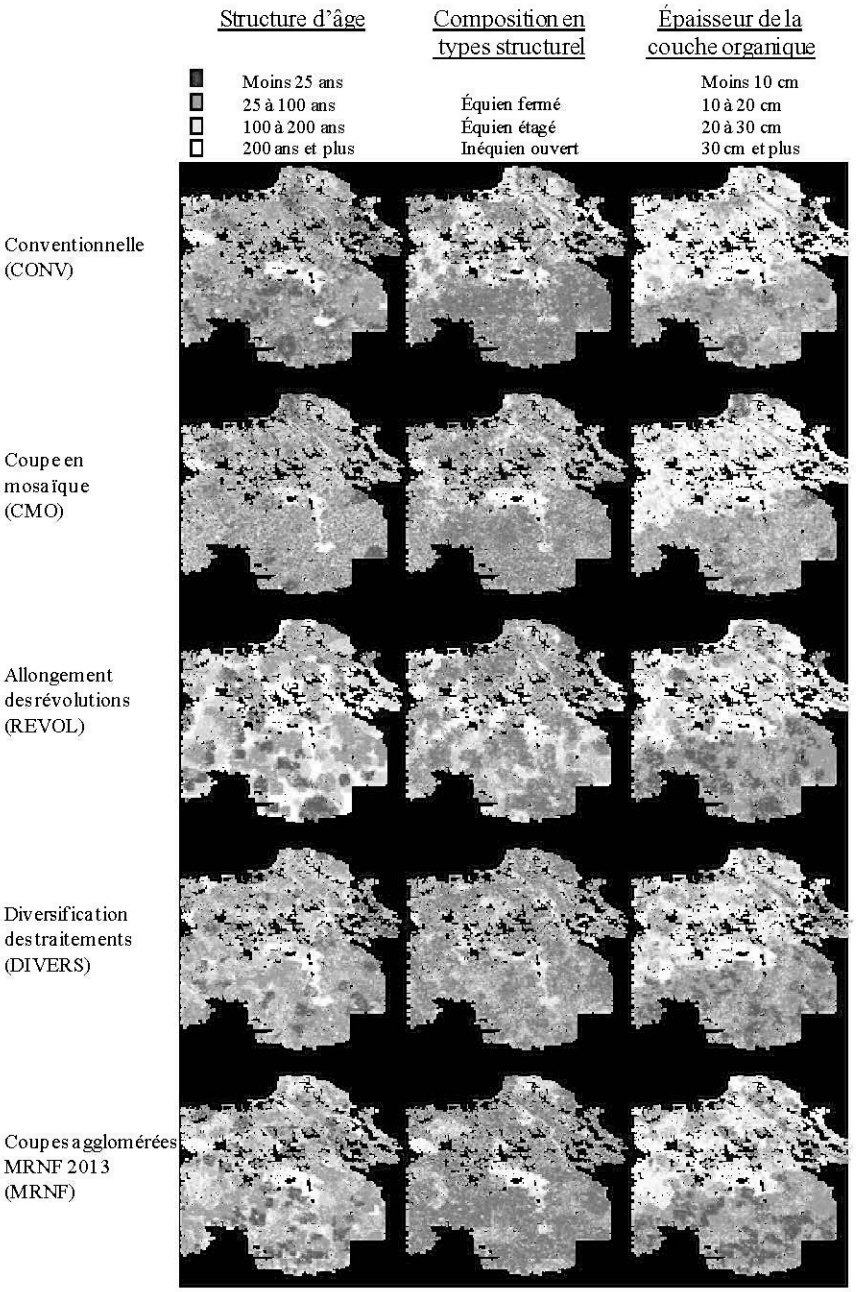


Figure 4.2. Paysages obtenus après 300 ans de simulation par l'application des diverses régimes de coupe et les taux de prélèvement maximaux. Un seul réplicat est ilustré.

variabilité historique. Les paysages issus de ces scénarios présentent une abondance plus importante en peuplements équiens fermés.

Lorsqu'on s'attarde à l'évolution de la configuration des paysages dans le temps (figure 4.4), on observe cette fois que des contraintes liées à la taille des agglomérations entraînent des divergences dans la configuration des paysages aménagés par rapport au paysage naturel. Les paysages issus des scénarios considérant une agglomération des coupes totales tendant à se superposer ou s'accoller aux paysages illustrant la variabilité historique (CONV, RECOL, DIVERS, MRNF). Tandis que les paysages issus du scénario CMO qui présentent une forte proportion (60%) de petites coupes totales (100 ha) dispersées s'en éloignent. Ces paysages présentent, tous types de parcelles confondus, une proportion de petites parcelles de moins de 1000 ha plus importante que ce qui a été estimée dans les paysages naturels passés. On observe aussi que les paysages issus de MRNF s'éloignent avec le temps du nuage de paysages illustrant la variabilité historique. Ce scénario présente une distribution de taille de coupes totales fixes dans l'espace (compartiments définis à l'avance) et des tailles d'agglomérations limitées à 25 000 ha incluant le non forestier. Il présente aussi une certaine quantité de compartiments coupés majoritairement en coupe partielle, mais pour lesquels un certain niveau de coupe totale est permis. Le scénario DIVERS qui présente aussi des agglomérations à dominance de coupes partielles avec de petites coupes totales, tend aussi à s'éloigner avec le temps du nuage de paysages illustrant la variabilité historique. Seul CONV et REVOL, aucune coupe partielle et la possibilité d'agglomérer des coupes jusqu'à 30 000 ha ou plus dans le cas CONV, se situent à l'intérieur des limites de la variabilité historique. Ces résultats suggèrent que la présence de très grandes perturbations ou de très grandes aires en régénération (forêt de moins de 25 ans) ainsi que l'emploi de taux de perturbations assez bas sont nécessaires au maintien des paysages aménagés proches des paysages naturels.

Lorsqu'on applique des taux de prélèvement plus élevés pour les scénarios qui présentent un potentiel de coupe totale plus important, on remarque à l'aide de l'ACP, qu'en ce qui a trait à l'abondance des différents types structuraux et des classes d'âge (figure 4.5), la plupart des scénarios s'éloigne de la variabilité historique au cours du temps. En effet, seuls les paysages issus des scénarios REVOL et DIVERS dont le taux de coupe totale est

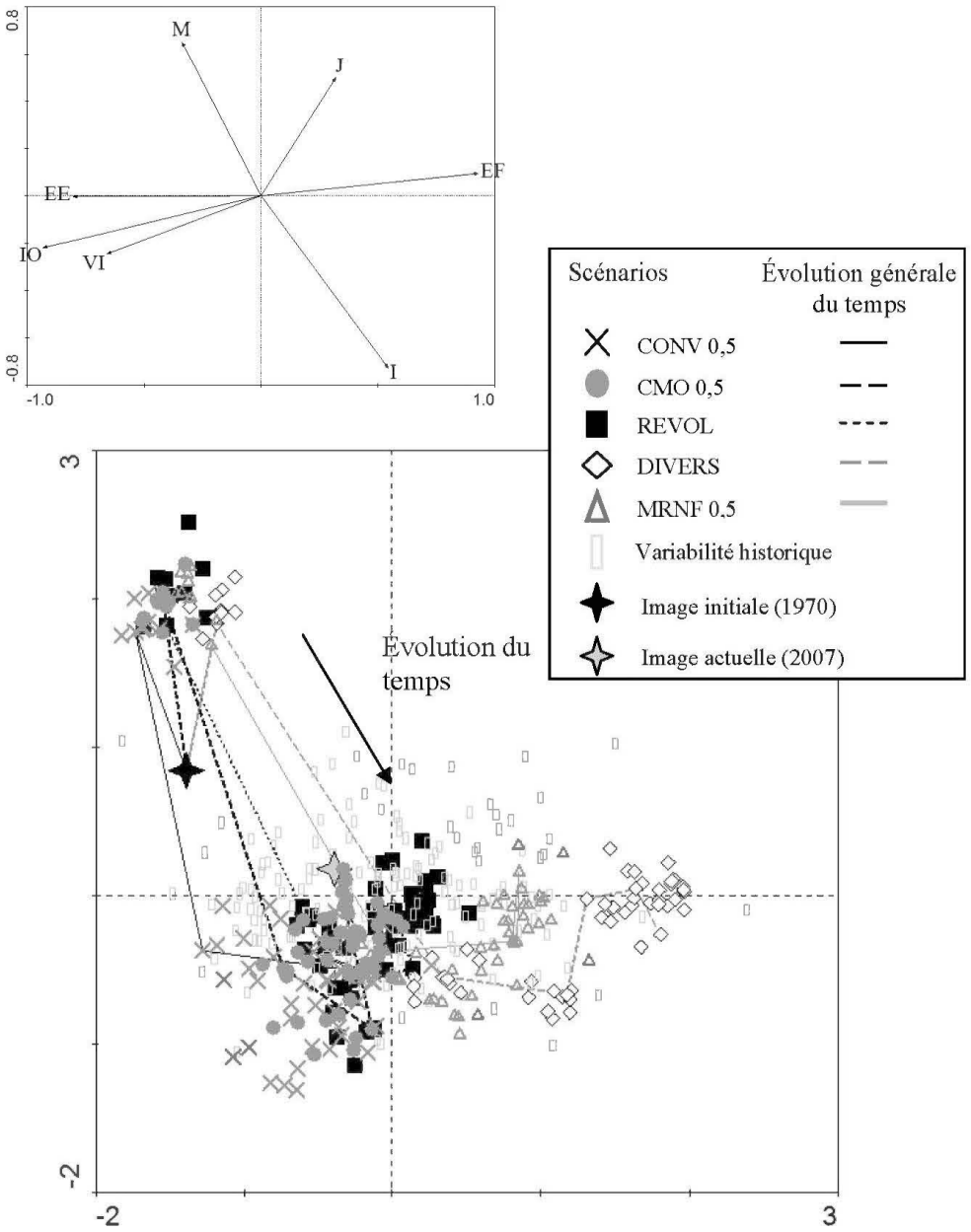


Figure 4.3. Analyse en composante principale illustrant l'évolution dans le temps des abondances relatives des différentes composantes du paysage en fonction des contraintes de taille et d'adjacence imposées pour un taux standardisé d'intervention en coupes totales de 0,5 % par année. Dix réplicats par 50 ans sont illustrés. Les acronymes utilisés sont : pour les stades de développement de la forêt, moins de 25 ans (J), entre 25 et 100 ans (I), entre 100 et 200 ans (M) et 200 ans et plus (VI) et pour les types structuraux, équien fermé (EF), équien étagé (EE) et inéquin ouvert (IO).

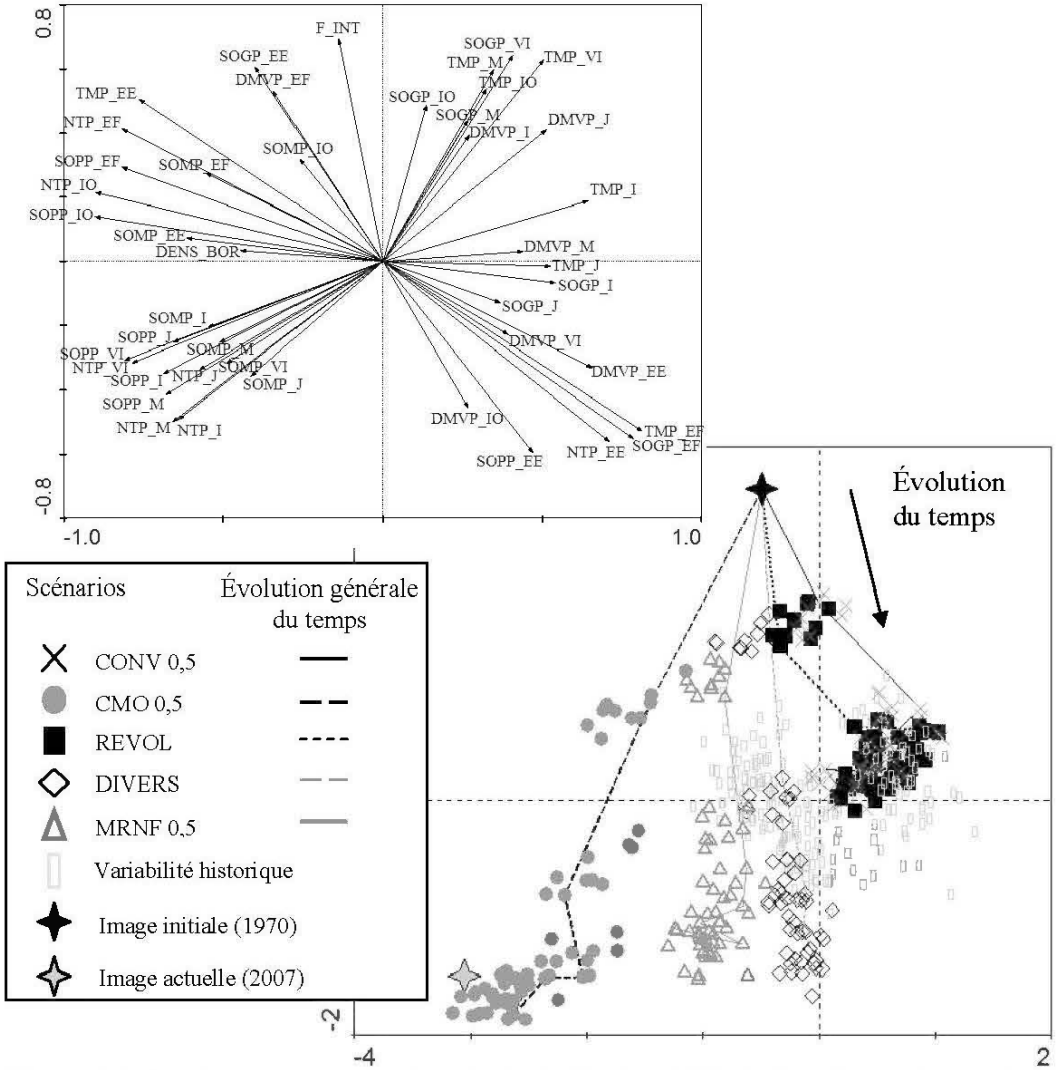


Figure 4.4. Analyse en composante principale illustrant l'évolution dans le temps de la configuration des paysages en fonction des contraintes de taille et d'adjacence imposées pour un taux standardisé d'intervention en coupes totales de 0,5 % par année. Dix réplicats par 50 ans sont illustrés. Les acronymes utilisés sont : NTP : nombre total de parcelles, TMP : taille moyenne des parcelles, SOPP : superficie occupée par les parcelles de moins de 1 000 ha, SOMP : superficie occupée par les parcelles de 1 000 à 25 000 ha, SOGP : superficie occupée par les parcelles de 25 000 ha et plus, DMVP : distance moyenne au voisin de même nature le plus pour les parcelles de plus de 1 000 ha, F_INT : pourcentage du territoire occupé par de la forêt mature et vieille à plus de 50 m d'une bordure (forêt d'intérieur) et DENS_BORD : longueur moyenne (m) de bordure par hectare de forêt de plus de 25 ans (densité de bordure). Les acronymes pour les types de composantes sont décrits à la figure 4.3.

resté inchangé à 0,5%/an restent tout au long des simulations similaires aux paysages historiques ou, du moins, à la limite du nuage de variabilité historique. Si on considère que les niveaux d'intervention en coupes partielles et en coupes totales des scénarios DIVERS et MRNF s'additionnent, on observe, de gauche à droite, un gradient lié au niveau d'intervention. Du plus loin au plus près des conditions historiques, on retrouve CONV, MRNF, CMO, DIVERS et REVOL. Plus les scénarios sont loin du nuage de points représentant la variabilité historique, plus ils sont associés à des peuplements de moins de 100 ans équiens fermés. On observe aussi que l'état actuel du paysage (2007), déjà soumis depuis 30 à 40 ans à l'exploitation forestière commerciale et qui a subi plusieurs changements de régimes de coupe au cours du temps (allant d'un scénario CONV sans contrainte de 7 m et plus à un CONV avec des séparateurs de coupe et, dernièrement, à un scénario MRNF/DIVERS), semble encore se situer dans les limites de sa variabilité historique. Néanmoins, on note que sa position est plus près des paysages issus des scénarios REVOL et DIVERS soumis depuis 100 ans à l'exploitation que des paysages soumis à moins de 50 ans d'exploitation. Ceci laisse croire que les niveaux d'aménagement passés du paysage ont accéléré sa trajectoire. Bien que non illustré, on a aussi observé que les scénarios CONV et MRNF présentent, avec le temps, des abondances en peuplements de peupliers faux-tremble et de pins gris une à deux fois supérieures aux autres scénarios ainsi qu'à la variabilité historique. De façon concomitante, on note qu'ils présentent, avec le temps, la moitié moins de peuplements d'épinettes noires moyennement ouverts. De même, on a constaté que l'état actuel du paysage (2007) s'éloigne radicalement de la composition en types de couvert forestier qu'ont engendré les différents scénarios simulés ainsi que de la variabilité historique. Actuellement le paysage présente beaucoup plus de peuplements mixtes résineux et de peuplement d'épinettes noires ouverts et peu productifs que de peuplements d'épinettes fermés et denses que ce à quoi on se serait attendu.

Du point de vue de la configuration des paysages, on observe à la figure 4.6 deux patrons évolutifs distincts. Ces patrons vont dans le sens de ce qu'on observait déjà à la figure 4.4 pour des taux de coupes similiaires entre les scénarios. Une première évolution, caractéristique des scénarios d'aménagement dominés par de grandes agglomérations de

coupes totales (CONV, REVOL, DIVERS, MRNF) suit une trajectoire qui s'arrête ou traverse le nuage de paysages associés à la variabilité historique. Elle est liée à la présence de grandes parcelles peu importe leur composition dans le paysage. Selon le taux de coupe totale et de coupe partielle, on observe que cette trajectoire mène à trois types de paysages. Ceux associés au scénario CONV qui sont caractérisés par un taux annuel en coupes totales élevé (1,15 %/an) et aucune contrainte d'adjacence ou de dispersion autre que l'âge des peuplements, la distance à l'usine et leur volume en bois mature. CONV engendre des paysages dont la superficie occupée par les grandes parcelles de forêts jeunes, équiennes et fermées est largement plus importante que ce que l'on a estimé pour le passé. Ce scénario présente une évolution plus chaotique, mais pousse rapidement le paysage au-delà du nuage de points illustrant la variabilité naturelle. Le deuxième type de paysages est lié au scénario REVOL. Ces paysages sont générés par un taux annuel en coupes totales faible (0,5 %/an) et sont ceux qui ressemblent le plus au paysage naturel. Les paysages de ce type sont caractérisés par la présence de grandes parcelles de forêt de moins de 100 ans moyennement assez distantes les unes des autres. Le troisième et dernier type de paysage est associé au scénario MRNF et DIVERS. Ces scénarios engendrent des paysages qui tendent à s'éloigner des paysages naturels surtout lorsqu'on privilégie un taux d'intervention en coupe totale élevé tel que le scénario MRNF (0,85%) (figures 4.4 vs 4.6). Les paysages de ce groupe présentent moins de superficie occupée par de grandes parcelles que les paysages naturels et ils semblent présenter beaucoup plus de petites et moyennes parcelles tous types de parcelles confondus. Le deuxième patron évolutif est davantage lié aux scénarios CMO caractérisés par de petites coupes dispersées. Cette trajectoire est liée à un grand nombre de parcelles et à la superficie occupée par les petites parcelles peu importe leur type. Le grand nombre de petites parcelles de forêt mature qu'on y observe suggère que, bien que le scénario CMO maintienne un certain niveau de forêt mature (figure 4.7), cette forêt y est plus fragmentée que dans le paysage naturel. Dans l'ensemble, on observe que plus il y a de contraintes au niveau des tailles d'agglomérations de coupes et de règles d'adjacence limitant la formation de grandes aires en régénération, plus on s'éloigne du paysage naturel. De même, plus le niveau d'intervention en coupes totales est élevé, plus on s'éloigne du paysage naturel.

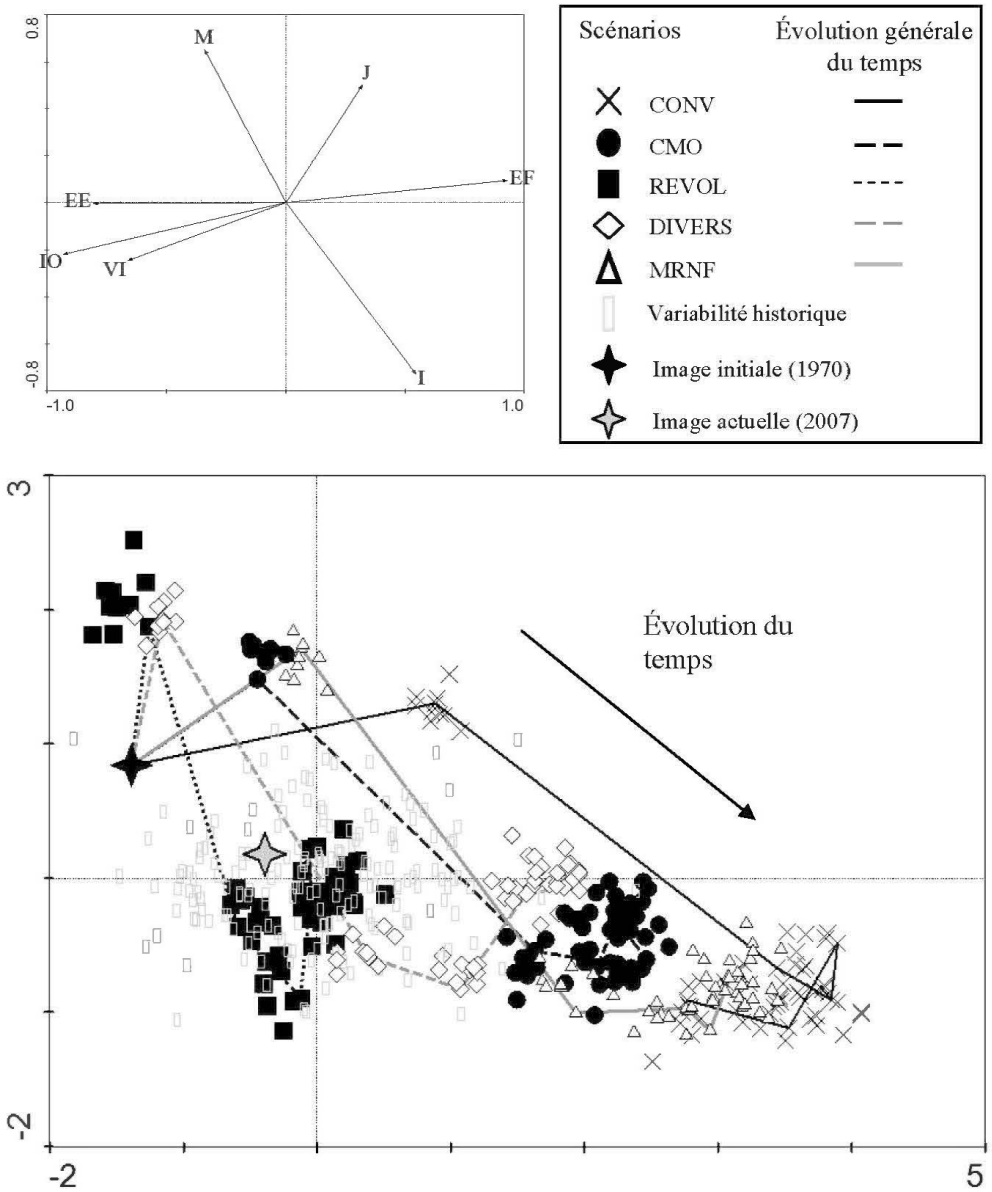


Figure 4.5. Analyse en composante principale illustrant l'évolution dans le temps des abondances relatives des différentes composantes du paysage en fonction des contraintes de taille et d'adjacence imposées pour un taux maximal d'intervention en coupes totales. Dix réplicats par 50 ans sont illustrés. Voir la figure 4.3 pour les acronymes.

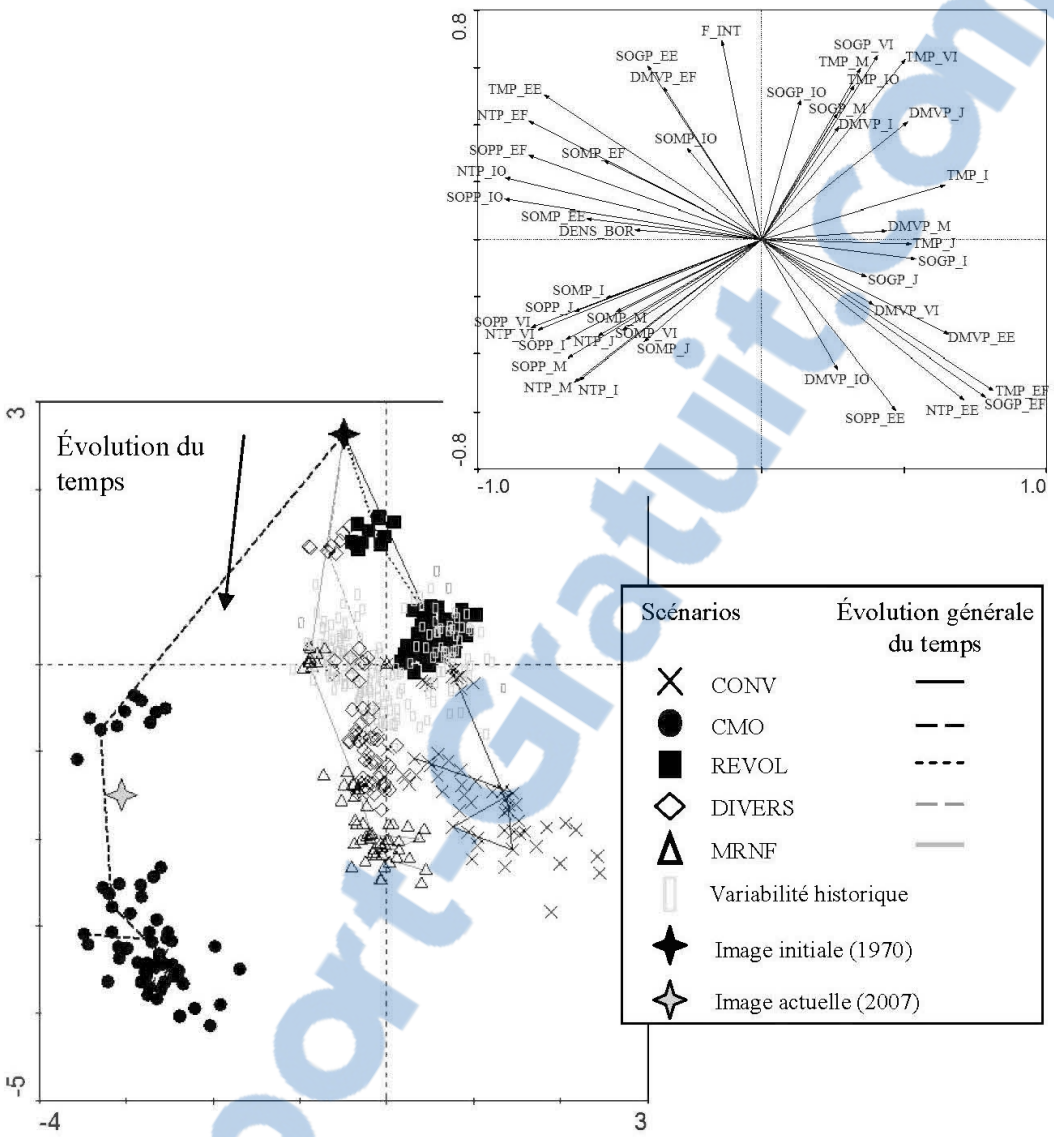


Figure 4.6. Analyse en composante principale illustrant l'évolution dans le temps de la configuration des paysages issus de différents régimes de coupe pour un taux en comparaison avec la variabilité naturelle, l'image initiale du paysage (1970) et l'image actuelle (2007). Un taux maximal d'intervention en coupe totale a été considéré. Dix réplicats par 50 ans sont illustrés. Voir la figure 4.3 et 4.4 pour les acronymes.

Rapport-Gratuit.com

4.4.2. Autres aspects écologiques et économiques

Puisque le maintien de forêts matures et vieilles (peuplements de 100 ans et plus) est un enjeu important dans le virage écosystémique en aménagement forestier, leur abondance et leur évolution dans le temps ont également été évaluées pour chacun des scénarios d'aménagement (figure 4.7). On note que le scénario REVOL visait une abondance similaire à ce qui aurait pu exister dans le passé tandis que DIVERS visait aussi un certain maintien de vieilles forêts, mais surtout le maintien de forêt à structure plus complexe comme les peuplements équiens étagés. Enfin, le scénario MRNF visait un maintien de 12 à 15 % de forêts vieilles à l'échelle du territoire. Dans tous les cas, la contribution des aires forestières protégées de la coupe a été prise en compte dans le calcul de la forêt mature et vieille. Celles-ci contribuent à maintenir entre 4 à 6 % de forêts matures et vieilles. La figure 4.7 illustre que les scénarios REVOL et MRNF rencontrent leur objectif de maintien de forêts matures et vieilles. Le scénario MRNF maintient au moins 12% de forêts de plus de 100 ans et le scénario REVOL des niveaux similaires à la variabilité historique. On observe aussi que le scénario DIVERS représente le scénario pour lequel la forêt de plus de 100 ans est la plus abondante après REVOL. Le scénario CONV avec peu de contraintes d'adjacence et un taux de coupes totales élevé, génère, quant à lui, entre 9 % et 16 % de vieilles forêts dont plus du tiers viennent des aires forestières protégées de la coupe. Le scénario CMO, malgré la présence de fortes contraintes d'adjacence, d'une forte proportion de petites coupes et d'un taux annuel en coupes totales élevé, génère plus de vielles forêts que le scénario MRNF. Encore une fois, en considérant que les taux d'intervention en coupes partielles du scénario DIVERS et MRNF s'additionnent jusqu'à un certain point aux interventions faites en coupes totales, on observe que, de façon générale, l'abondance de la forêt de plus de 100 ans dans le paysage suit une relation inverse au taux d'intervention, tous types de coupes confondus.

La figure 4.8, présente pour quatre autres composantes, le comportement des scénarios les uns par rapport aux autres. On observe à la figure 4.8-A la proportion du territoire qui s'éloigne à plus de 10 km d'un massif de forêt fermée d'au moins 30 km^2. Pour être considéré comme un massif de forêt fermée, au moins 70 % de sa superficie doit être de la forêt de plus de 7 m. Cette variable permet d'évaluer la présence et la proximité de grands massifs de forêt fermée dans le paysage. La figure 4.8-A montre que les scénarios les plus performants sont

REVOL et DIVERS. Ces scénarios sont ceux qui présentent les taux d'interventions en coupes totales les moins élevés. Il apparait que plus le taux d'intervention est élevé, plus la mosaïque forestière sera jeune et/ou fragmentée, comportant peu de grands massifs de forêts matures et vieilles (figure 4.4 et à 4.6). À ce titre, le scénario CONV présente jusqu'à 30 % du paysage qui n'est pas proximité d'un massif de forêts. Il est suivi par le scénario CMO qui, en raison de la dispersion de petites coupes, fragmente la matrice forestière et limite le maintien de massifs forestiers dans le temps.

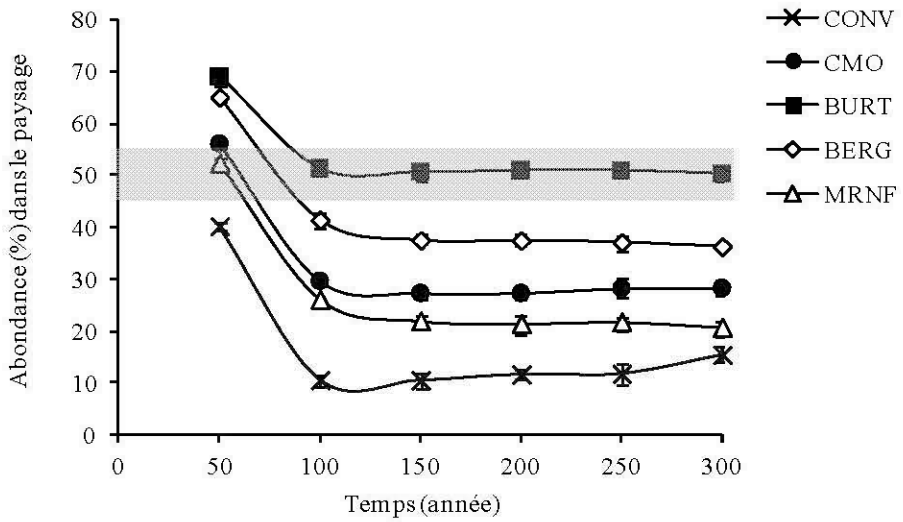


Figure 4.7. Abondance (%) de la forêt de plus de 100 ans dans le paysage. Les aires forestières protégées de la récolte sont aussi comptabilisées. La plage en grisée indique la plage de variabilité historique tel qu'évaluée au chapitre 3.

La figure 4.8-B présente l'évolution du territoire forestier productif dans le paysage. On y observe que le maintien de la productivité forestière du paysage est lié à la sévérité des coupes sur le sol. On y observe que les scénarios CONV et CMO, qui ont recours davantage à la coupe avec protection de la régénération et des sols (qui affectent peu la couche organique

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

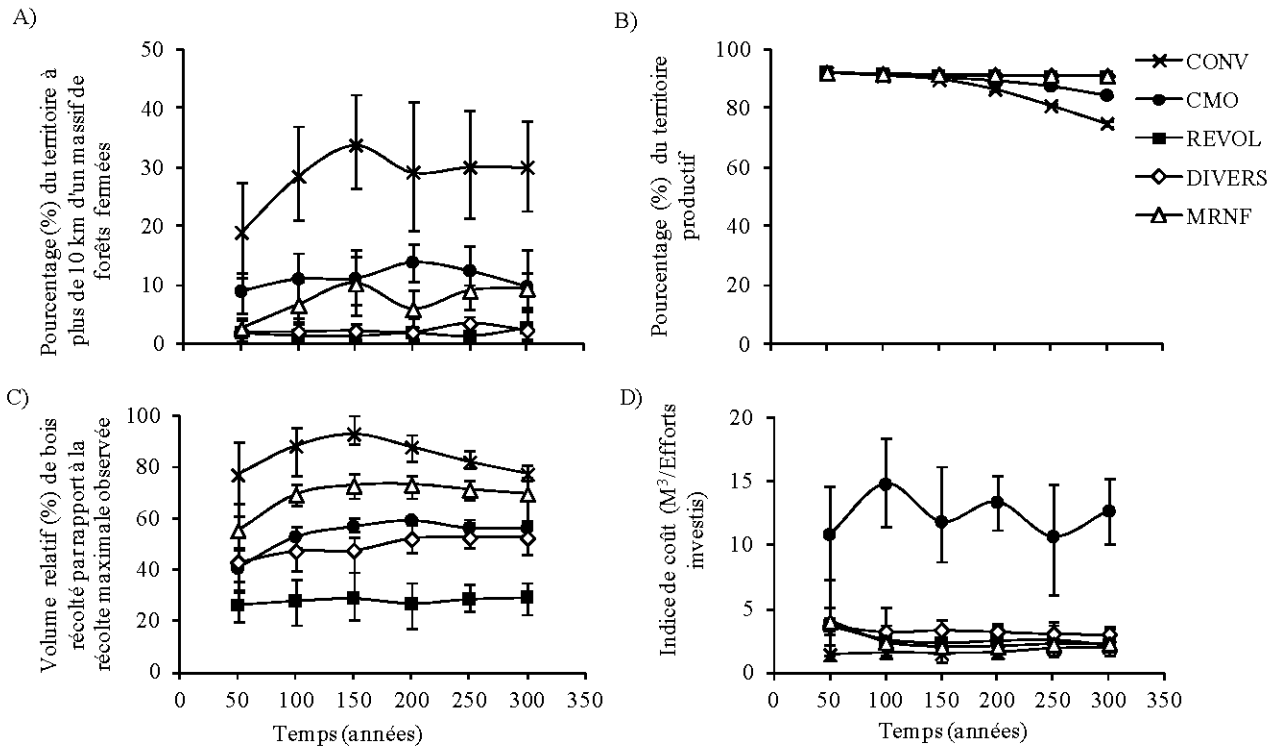


Figure 4.8. Influence des différentes approches d'aménagement sur A) la proportion du territoire à plus de 10 km d'un massif forestier fermé de plus de 30 km2 composé à 70 % et plus de forêt de 7 m et plus; B) le pourcentage de territoire productif; C) les volumes relatifs de bois récoltés; D) la rentabilité économique. Les barres en « T » indiquent la plage couverte par 80 % des valeurs obtenues lors des simulations (10e au 90e percentile). n= 10.

au sol), perdent jusqu'à 17 % de leur territoires productifs après 300 ans (en 50 ans dans le cas de CONV). Néanmoins, tel que la figure 4.8-C l'illustre, le scénario CONV est celui qui permet, en valeur relative, la récolte en volume de bois la plus importante parmi les cinq scénarios de base. Ce scénario est étroitement suivi de MRNF qui prévoit un impact plus sévère sur la couche organique du sol et un certain niveau d'intervention en coupes partielles. Ensuite, toujours selon un gradient décroissant d'intervention tous types de coupes confondus, CMO et DIVERS présentent une baisse moyenne d'environ 30 % du niveau de récolte en volume et, bon dernier, REVOL présente un niveau de récolte en volume relatif beaucoup plus stable dans le temps, mais une baisse moyenne d'environ 55 % des volumes de récolte par rapport au scénario CONV.

Du point de vue économique, un indice relatif a été calculé et est présenté à la figure 4.8-D. Cet indice permet de comparer les scénarios entre eux sur la base du volume de bois récolté par rapport aux efforts nécessaires pour le faire, efforts qui pourraient s'apparenter à un coût de production en fonction des superficies récoltées. Plus l'indice est élevé, plus des efforts doivent être consentis pour produire un mètre cube de bois. Le scénario le plus coûteux et dont l'indice semble le plus variable est le scénario CMO. Les autres scénarios apparaissent présenter un coût relativement similaire bien que le scénario DIVERS semble légèrement plus coûteux.

La figure 4.9 qui compare, deux à deux, des scénarios d'aménagement similaires mais dont on a fait varier l'impact sur la couche organique au sol (sévère et non-sévère; CONV vs CONVsev, MRNF vs MRNFns), montre que la sévérité des coupes a peu d'impact à long terme sur le maintien de massifs et la quantité de territoire sous l'influence de ceux-ci (figure

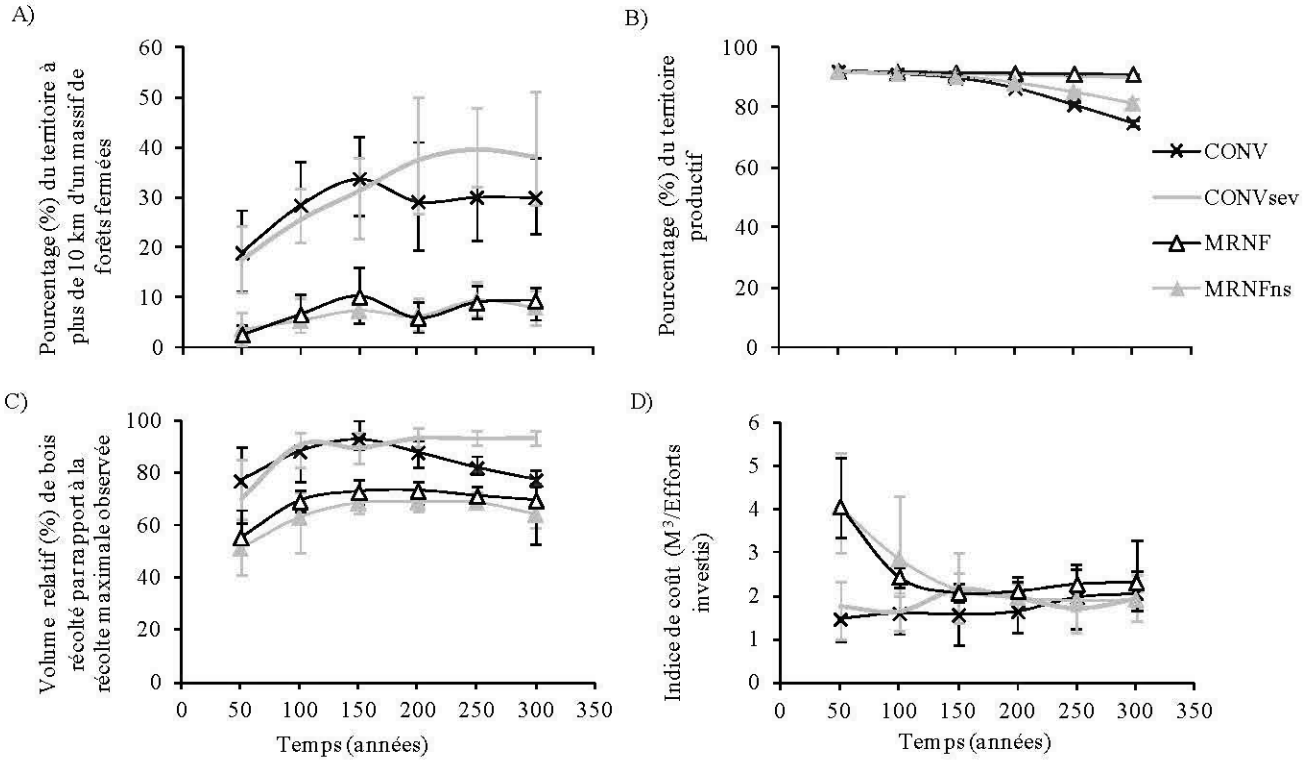


Figure 4.9. Influence de la sévérité des coupes sur A) la proportion du territoire à plus de 10 km d'un massif forestier fermé de plus de 30 km2 composé à 70 % et plus de forêt de 7 m et plus; B) le pourcentage de territoire productif; C) les volumes relatifs de bois récoltés; D) la rentabilité économique. Les barres en « T » indiquent la plage couverte par 80 % des valeurs obtenues lors des simulations (10e au 90e percentile). n= 10.

4.9-A). À la figure 4.9-B, on observe, tout comme à la figure 4.8-B, une perte de superficie productive dans le cas des scénarios présentant un taux de réduction moyen de la couche organique au sol de 25 % (CONV et MRNFns), on note aussi que la perte semble être plus importante et plus rapide lorsque le taux d'intervention est plus élevé. On remarque également que la perte de territoire productif et la perte de productivité en général des peuplements, sous un scénario de coupe peu sévère, entraîne, à long terme, moins de volume récolté (figure 4.9-C). Enfin, on note que la sévérité semble, en moyenne, avoir peu d'impact sur l'indice de coût (figure 4.9-D). Puisque la sévérité des interventions avait peu d'impact sur l'abondance des stades de dévloeppement et des types structuraux du paysage ni sur la configuration par rapport au taux d'intervention, ces résultats n'ont pas été illustrés.

4.5 Discussion

4.5.1 Respect des limites de la variabilité historique

Un des objectifs premier de cette étude était d'évaluer la performance de différents scénarios d'aménagement à maintenir les conditions forestières à l'intérieur des limites de la variabilité historique du paysage naturel. Les résultats montrent que du point vue strict de la composition du paysage (types de couvert, stades de développement et types structuraux), il s'avère que les scénarios REVOL et DIVERS ainsi que les scénarios CONV, CMO et MRNF, standardisés à un taux annuel d'intervention en coupe totales de 0.5 %/an, génèrent des paysages qui s'approchent des paysages naturels tels que ceux définis au chapite 3. Néanmoins, la configuration des paysages diffère pour presque tous les scénarios sauf REVOL et le scénario CONV standardisé à 0,5 % d'intervention en coupes totales par année (figure 4.3 et 4.5). À la lumière de ces résultats, il apparaît qu'à lui seul, le maintien de la composition des paysages ne peut pas faire foi du maintien de leur intégrité. Bien que le taux annuel d'intervention en coupes totales influence grandement la composition du paysage, les contraintes de tailles de coupes et de dispersion ne sont pas à négliger quant à la configuration que prennent les différents éléments de composition (Delong et Tanner, 1996; Franklin et Forman, 1987; Gustafson et Crow, 1996, 1998; Li *et al.*, 1993; Nelson et Wells, 1998; Wang et Cumming, 2010).

Dans le cas des contraintes spatiales imposées, cette étude suggère, tout comme Delong et Tanner (1996), Gustafson et Crow (1998), Nelson et Wells (1998) ainsi que Wang et Cumming (2010), qu'indépendamment des taux d'intervention les contraintes de tailles des coupes risquent de générer une fragmentation indue du couvert forestier. Les différences observées entre le scénario CMO et CONV standardisés à 0,5 % d'intervention en coupes totales par année (figure 4.4) illustrent bien ces propos. De façon générale, CMO présente les mêmes contraintes de récolte que CONV sauf que 60 % de la superficie coupée en coupe totale par année doit être exécutées en coupes d'au maximum 100 ha espacées d'environ 1 km avec une contrainte d'adjacence de 15 ans. Comme CMO force la mise en place de petites entités et leur dispersion dans le paysage, il fragmente davantage le couvert forestier que le scénario CONV qui ne présente aucune contrainte d'adjacence et peut former de très grandes aires en régénération. On observe aussi que le patron de dispersion imposé par les compartiments dans le scénario MRNF limite la capacité de ce scénario, peu importe le taux de prélèvement, à générer des paysages ayant une configuration similaire à la variabilité naturelle (figure 4.4 et 4.6). Ceci laisse entendre qu'historiquement, la mise en place de grandes aires en régénération par les feux (plus de 25 000 ha), même si peu fréquente, a été déterminante pour la configuration des paysages (Belleau *et al.*, 2007; Johnson, Miyanishi et Weir, 1998). Ultimement, les résultats du scénario MRNF suggèrent que l'emploi d'une version tronquée de la distribution de tailles des aires en régénération, qui favorise, pour des raisons sociales de petites à moyennes parcelles en régénération (moins de 25 000 ha), pourrait, jusqu'à un certain point favoriser la mise en place de paysages plus fragmentés, surtout si l'avènement naturel de grands feux dans le paysage est limité ou compromis et ne crée pas les grandes aires de peuplements en régénération naturellement observées. Bien entendu, dans un contexte de changements climatiques qui suggère que les grands feux seront plus fréquents d'ici 100 ans (Bergeron, Girardin et Carcaillet, 2010, Hély *et al.*, 2010), cette approche demeure conservatrice.

L'influence du taux d'intervention observée sur le paysage va dans le sens de ce qui a déjà été relevé dans la littérature. Pour des taux de coupe similaires et des scénarios tenant compte ou non de l'effet combiné des feux et de la coupe, si aucune contrainte de maintien de vieilles forêts est appliquée, plus le taux d'intervention est élevé, plus la forêt de moins de

100 ans augmente dans le paysage et plus les scénarios s'écartent de la variabilité historique (Didion *et al.*, 2007; Fall *et al.*, 2004; James *et al.*, 2007). De même, on note, dans la littérature, que pour des taux d'interventions en coupes totales de 1 %/an du territoire productif par année, peu importe le mode de dispersion ou la taille des coupes, il semble que les paysages s'écartent des paysages naturels (James *et al.*, 2007; Perron, Bélanger et Vaillancourt, 2009; Wallin, Swanson et Marks, 1994). Le scénario CONV apparaît être un bon exemple de ce phénomène. Comme aucune limite de juxtaposition n'est imposée à ce scénario, de grandes parcelles de forêts en régénération seront créées et celles-ci occuperont davantage de superficie au fil du temps (figures 4.3 et 4.4).

Quant à l'influence de la sévérité des interventions forestières sur le sol dans un contexte de susceptibilité des sols à l'entourbement, peu d'effet sont notables sur la composition et la configuration du paysage. Ces résultats vont à l'encontre de ce qui est attendu par Simard *et al.* (2007, 2009) et Johnstone et Chapin III (2006) suite à des perturbations peu sévères. Une surestimation de la sévérité des coupes sur le sol (mêmes celles qui se voulaient peu sévères) liée a une mauvais interprétation des données prises à l'échelle de microsite pourrait, en partie, expliquer ces résultats. Beaucoup d'études à l'échelle du microsite portent sur l'épaisseur résiduelle de la couche organique au sol qui limiterait la germination des semis selon l'espèce (Greene *et al.*, 2007; Johnstone et Chapin III, 2006), mais aucune étude ne relie ce seuil et l'abondance du nombre de site à l'échelle du peuplement avec la productivité du futur peuplement. Tout de suite après feu, peu d'études présentent des seuils d'épaisseur moyenne de la couche organique au sol à l'échelle du peuplement qui pourraient engendrer des peuplements plus ouverts ou moins productifs. Le constat est, dans la plupart des cas, réalisé plus tard à l'âge de fermeture du couvert (30 à 50 ans; Gewehr, 2011; Laquerre, Leduc et Harvey, 2011; Lecomte *et al.*, 2006). On a donc fixé un seuil à partir d'études propres aux mécanismes de l'entourbement (Fenton *et al.*, 2006). Le seuil de 30 cm est probablement trop laxiste pour être appliqué tout de suite après perturbation et entraîne une erreur importante lorsqu'on tente d'évaluer l'influence de la sévérité des perturbations sur la configuration du paysage. D'ailleurs, les résultats non-illustrés, touchant l'abondance des différents types de couverts forestiers en fonction des différents régimes d'aménagement en comparaison avec la variabilité naturelle et l'état actuel du paysage en 2007, montrent un sérieux décalage entre le

paysage de 2007, la variabilité historique et les différents scénarios d'aménagement. Les paysages actuels présentent beaucoup plus de peuplements mixtes résineux et de peuplements d'épinettes noires ouverts et peu denses que ce que le modèle prédit, peu importe le régime d'aménagement. De plus, ces résultats montrent également que le modèle fait probablement des choix différents de peuplements que ce que l'industrie fait présentement ou a fait dans le passé. On observe dans le cas des scénarios où les coupes sont peu sévères, qu'avec le temps, les peupliers faux-tremble et les pins gris sont favorisés afin d'assurer des révolutions courtes et de limiter l'entourbement. Évidemment, dans ce contexte, les volumes de récoltes en épinettes ne sont pas maintenus. On en déduit que l'application d'une contrainte de maintien de volume ou d'hectare à dominance de résineux ou d'épinettes aurait entraînée une influence plus grande de la sévérité des coupes. De même, des connaissances accrues sur la dynamique des peuplements tout de suite après feu ou coupe dans un contexte de paludification pourraient permettre d'améliorer le modèle et l'évaluation de l'influence de la sévérité des perturbations.

4.5.2 Un compromis écologique et économique

Le deuxième objectif de cette étude était d'évaluer si, parmi les scénarios comparés, on pouvait observer un compromis d'aménagement acceptable en regard de l'économie et l'écologie. Si non, est-ce que les grandes tendances observées quant à l'influence des régimes de coupes sur le paysage permettent d'avancer des pistes de solutions ou d'amélioration des régimes de coupes plus traditionnels. De prime abord, on remarque que les contraintes de dispersion et de tailles imposées afin d'assurer un minimum de forêts matures et vieilles, la présence de massifs de forêts fermées ou une certaine acceptabilité sociale des coupes limitent, dans bien des cas, le taux de récolte (Gustafson et Rasmussen, 2002). Cette limitation se reflète en grande partie sur les volumes de bois prélevés et aussi sur les coûts de récolte ou la rentabilité (figure 4.8). La comparaison de CMO et CONV traduit bien ce constat. Les contraintes de répartition imposées dans CMO limitent d'environ 30 % le taux annuel de récolte en coupe totale en hectare (tableau 4.2) ainsi que le prélèvement en volume (figure 4.8-C) et entraînent une baisse de rentabilité moyenne sur tout l'horizon de simulation d'environ 55 % (figure 4.8-D) par rapport au scénario CONV. De même, bien que le taux annuel d'intervention de 0,8 % en coupes totales permet le maintien d'un niveau assez élevé

de forêts matures et vieilles, on observe que ces dernières sont plutôt fragmentées en petites parcelles par rapport au paysage naturel (figure 4.6). Si bien que, comme CONV, CMO ne permet pas à long terme de maintenir une bonne répartition ou une grande quantité de grands massifs de forêt fermée à l'échelle du paysage (figure 4.8-A). Le scénario MRNF illustre (figure 4.8) que pour des taux d'intervention élevé (0,85 %/an) et un certain niveau de contraintes (répartition selon les compartiments de récolte, maintien de 30 % de forêt résiduelle dans les compartiments, maintien de massifs de forêts fermées), il est possible d'être, en moyenne, presqu'aussi rentable qu'un scénario sans contrainte (CONV) pour une baisse de prélèvement en volume d'environ 15 %. La portion du territoire soumise à des coupes partielles semble, en partie, contribuer au maintien des volumes récoltés. Ce phénomène est illustré par les scénarios REVOL et DIVERS qui présentent des taux d'intervention en coupes totales similaires (0,5 %/an) mais une absence totale de coupe partielle dans REVOL et un taux annuel d'intervention en coupe partielle de 0,45% du territoire productif chez DIVERS. Ces scénarios présentent, en bout de ligne, une différence de volume récolté d'environ 25 à 30 % en faveur de DIVERS. Toutefois, ces scénarios montrent également des différences de rentabilité. La figure 4.8-D illustre qu'il coûte plus cher d'extraire un mètre cube de bois à l'hectare pour le scénario DIVERS que pour le scénario REVOL. Cette différence s'explique entre autre par le fait que, pour une même superficie traitée, le volume récolté à l'hectare est moins important lors d'une coupe partielle et que l'équipement pour récolter le même volume doit se déplacer sur une plus grande surface. Cependant, la figure 4.8-D suggère aussi que, dans un contexte où la priorité serait mise sur le maintien de forêts matures et vieilles ou de massifs de forêts fermés, les coûts liés à l'emploi de coupe partielle et/ou aux faibles taux de récoltes (REVOL, DIVERS et MRNF) seraient compensés par l'agglomération des activités de récoltes comparativement au scénario CMO.

Bien que la baisse de 50 à 70 % du volume récolté engendrée par le scénario REVOL ne soit pas nécessairement souhaitable, l'application d'un scénario tel que CONV, très rentable mais qui mène à des paysages fortement altérés avec peu de forêts matures et vieilles ainsi qu'une perte de territoire productif considérable, n'est pas plus souhaitable. Dans la littérature, on note que pour assurer la conservation des espèces associées à de la forêt mature

Rapport-Gratuit.com

et vieille, le paysage doit présenter au moins 40 % du niveau historique de ce type de forêt, i.e. environ 20 % du paysage et une bonne répartition de ce type de forêt à l'intérieur de massifs forestiers (Betts et Forbes, 2005; Fahrig, 1998; Leboeuf, 2004; Rompré *et al.*, 2010). Si on considère des conditions de perturbations naturelles stables tout au long de la simulation, on observe que dans presque tous les cas, sauf CONV, ce seuil semble être atteint et conservé. On note, néanmoins, que tous les scénarios, standardisés à un taux d'intervention en coupes totales de 0,5 % par année, assurent le maintien de plus de 35 % de forêt de plus de 100 ans dans le paysage (données en partie non-illustrées, voir figure 4.7 pour DIVERS et REVOL) et une meilleure répartition en massif pour des coûts d'exploitation nettement plus intéressants que CMO (figure 4.8-A). Encore une fois, considérant les prévisions de changements climatiques et l'accroissement notable de la fréquence des feux et de leur taille dans le paysage au cours des 100 prochaines années (Bergeron, Girardin et Carcaillet, 2010; Hély *et al.*, 2010), il semble préférable d'envisager une marge de manœuvre plus importante en ce qui a trait au maintien d'habitats et la conservation des espèces dépendantes des forêts matures et vieilles. L'étude de Didion, Fortin et Fall (2007) montre que, même si le taux d'intervention en coupes totales s'approche du cycle de feux (soit 150 ans pour la région d'étude), le caractère systématique du prélèvement de la forêt fera en sorte de faire chuter les niveaux de forêts matures et vieilles. Par conséquent, bien qu'un taux d'intervention en coupes totales annuel de 0,8 % du territoire productif permet le maintien d'une certaine proportion de forêts matures et vieilles, ce taux risque fort d'être trop élevé dans un contexte de changements climatiques favorisant une augmentation de la fréquence des feux. Nelson et Wells (1998) avancent que pour conserver de grandes parcelles de forêts matures et vieilles, il faut prévoir l'allongement des révolutions forestières (ou abaisser le taux de récolte en coupes totales) et mettre en place, dans le paysage, de plus grandes agglomérations de coupes. À la lumière de ces arguments et étant conscient des limites de cette étude, on pense que, pour une rentabilité moyenne presque équivalente, des approches comme BERG et MRNF devraient favoriser des paysages beaucoup plus proches des paysages historiquement rencontrés dans ce secteur. Les approches préconisées tout comme BERG et MRNF devraient prévoir des taux d'intervention en coupes totales aux alentours de 0,5 à 0,6 % par année, couplé à un certain niveau d'intervention en coupes partielles entre 0,4 et 0,15 % par année et une répartition assurant la mise en place d'agglomérations de coupe pouvant aller jusqu'à

30 000 ha. De plus, on pense que de telles approches permettraient une plus grande marge de manœuvre et un réajustement des objectifs de récolte plus facile suite à des changements au régime de perturbations naturelles que ça soit par le feu ou autres (James *et al.*, 2011).

4.5.3 Limitations de l'approche

On est conscient que cet exercice demeure une abstraction de la réalité et que certains détails liés au déploiement spatial des stratégies de coupes ou au modèle économique ont été volontairement exclus pour ne pas alourdir le modèle. L'exercice ne visait pas ici à faire une évaluation précise des coûts de récolte, mais de s'assurer une base de comparaison. On pense que les grandes tendances trouvées ici reflètent quand même une certaine réalité ou du moins la direction des variations. Bien entendu, certains détails, comme le réseau routier, aurait été intéressant puisqu'il a une incidence notable sur la fragmentation du paysage (Forman, 1995) et sur le calendrier de récolte pour certains secteurs présentant moins d'accessibilité. Cependant, la résolution (14 ha) choisie pour cette étude limitait l'application de statistiques spatiales réalistes sur ce genre de variables puisque l'emplacement exact du chemin dans le 14 ha reste arbitraire. Le choix de la résolution repose, en partie, sur les limites de notre modèle de succession. Ce modèle a été élaboré sur une grille d'échantillon de 14 ha (Belleau *et al.*, 2012) et aurait engendré une trop grande variabilité des couverts forestiers s'il avait été appliqué à une échelle plus fine sans correction pour l'échelle proximale et le fait que chaque cellule du paysage peu changer d'état indépendemment de ces voisins (Weaver et Perera, 2004). De plus, une résolution de 14 ha permettait aussi de considérer un certain niveau de rétention dans les grandes agglomérations de coupes mais, surtout, de focaliser sur les patrons créés par les grandes perturbations. Pour compenser l'absence de déploiement du réseau routier, des distances à vol d'oiseau entre l'usine et les coupes, entre les coupes récentes et en cours et entre la coupe et le réseau de chemins principaux déjà en place en 1970 ont été évaluées et incorporées au modèle économique. Un autre point en défaveur de la résolution choisi est qu'il n'était pas possible de simuler les séparateurs de coupes typiques des approches plus conventionnelles. Ils ont été, tout comme les chemins, considérés virtuellement en ajustant les taux de prélèvement en volume à l'hectare. Cependant, l'impact économique d'une récolte postérieure lorsque la forêt environnant a atteint 7 m, n'a pas pu être prise en compte directement.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

À certains égards, les modèles de calcul de coûts et de volumes sont ici assez simples, voir simplistes, par rapport au modèle activement utilisé par la province (Bureau du forestier en chef, 2012). Néanmoins, comme il n'était pas souhaité ici de faire un calcul de possibilité forestière où toutes les contraintes sont prises en compte, nous avons plutôt choisi une base de comparaison raisonnable afin de se faire une idée de l'ampleur des divergences entre les scénarios. On considère que le niveau de détails, sans alourdir le modèle, était suffisant.

Enfin, une multitude d'autres mesures spatiales aurait pu être envisagées et mesurées. Cependant, plusieurs mesures sont dépendantes de l'échelle (Baldwin *et al.*, 2004) ou auraient davantage reflété les paramètres imposés au modèle. De même, lorsqu'il s'agit de décrire la fragmentation ou la configuration du paysage, il ne semble pas y avoir d'indices ou de combinaison d'indices qui assure une caractérisation parfaite (Hargis, Bissonette et David, 1997). Il a donc été décidé d'utiliser des indices courants comme le nombre total de parcelles par type, le pourcentage de forêt d'intérieur, la densité de bordure, la distance au plus proche voisin de même type, mais aussi des indices de distribution de taille qu'on avait déjà utilisé dans le passé (Belleau *et al.*, 2007; chap. 3). Pour ce qui est du choix des classes de tailles de parcelles, on cherchait des classes pour lesquelles on observerait certains contrastes dans le temps et en fonction de la résolution de l'étude. Les travaux antérieurs à cette étude et une approche par essais et erreurs ont conduit à ce choix.

4.6 Conclusion

Cette étude confirme les principaux constats véhiculés dans la littérature. Le taux de récolte en coupe totale apparaît être le principal facteur influençant la composition et la structure d'âge des paysages alors que le mode de dispersion et les contraintes d'adjacence influencent davantage la configuration. Cette étude permet également de constater que même avec l'application de taux proche du taux de perturbation historique, si les contraintes d'adjacence sont très contraignantes, la configuration des paysages sous aménagement risque de s'écarter de la variabilité historique. De plus, le volet économique montre que plus on applique de contraintes, plus ça coûte cher, mais qu'un compromis est possible afin de rencontrer les enjeux écologiques. À ce titre, et dans un contexte de forêts quasiment vierges, les scénarios BERG et MRNF, avec un taux d'intervention en coupes totales qui se rapproche

du taux historique de perturbations (0,5 à 0,6 %/an) et un certain niveau d'intervention en coupes partielles, apparaissent être de bons compromis économiques et écologiques pour répondre aux enjeux d'aménagement écosystémique, où l'écologie et l'acceptabilité sociale prennent une plus grande place.

Puisque cette étude a été menée à partir d'un territoire initial quasiment vierge, ces conclusions devront aussi être testées dans un contexte de paysage empreint d'un historique de coupes. Le temps nécessaire à la restauration des paysages et quelles mesures d'atténuation devront être appliquées sont des paramètres intéressants pour lesquels cette étude n'apporte pas de réponse. De plus, afin de confirmer l'influence de la sévérité des coupes sur le paysage, un certain nombre de connaissances devront être acquises et intégrées au modèle. De même, des essais sur le terrain, menés à une échelle opérationnelle, devront valider les hypothèses liées au déploiement des coupes partielles à grande échelle ainsi que leur capacité à répondre aux enjeux économiques et écologiques. Enfin, dans le contexte des changements climatiques, il serait aussi intéressant d'évaluer comment les scénarios de compromis ici avancés supporteraient une recrudescence des perturbations et comment cette recrudescence pourrait nuire à la restauration des paysages déjà fortement affectés par la coupe.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

4.7 Remerciements

Merci au Ministère des Ressources naturelles et de la Faune pour nous avoir permis d'utiliser les bases de données SIFORT et les inventaires décennaux comme support aux simulations. Nous remercions aussi Tembec Inc. et le Fonds québécois de recherche pour la nature et les technologies (FQRNT) pour leur contribution financière via une bourse d'étude en milieu pratique. Merci également à la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM pour le support financier et technique et enfin, merci à Louis Dumas (Tembec), Nicole Fenton (UQAT) et Sonia Légaré (MRNF) et mes collègues du MRNF pour leur support technique et leurs conseils avisés ainsi qu'à Isabelle Joncas pour les révisions linguistiques.

4.8 Références

Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. Oikos, 71 : 355-366.

Baker, W. L. 1995. Longterm response of disturbance landscapes to human intervention and global change. Landscape Ecology, 10 : 143-159.

Baldwin, D. J. B., K. Weaver, F. Schnekenburger et A. H. Perera. 2004. Sensitivity of landscape pattern indices to input data characteristics on real landscape: implications for their use in natural disturbance emulation. Landscape Ecology, 19 : 255-271.

Belleau, A., Y. Bergeron, A. Leduc, S. Gauthier et A. Fall. 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires: recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. Forestry Chronicle, 83 : 72-83.

Belleau, A, A. Leduc, N. Lecomte et Y. Bergeron. 2012. Forest succession rate and pathways on different surface deposit types in the boreal forest of north-western Quebec. Écoscience, v18 sous-press.

Benscoter, B. W., et R. K. Wieder. 2003. Variability in organic matter lost by combustion in a boreal bog during the 2001 Chisholm fire. Canadian Journal of Forest Research, 33 : 2509-2513.

Benscoter, B. W., D. K. Thompson, J. M. Waddington, M. D. Flannigan, B. M. Wotton, W. J. de Groot et M. R. Turetsky. 2011. Interactive effects of vegetation, soil moisture and bulk density on depth of burning of thick organic soils. International Journal of Wildland Fire, 20 : 418-429.

Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. Forestry Chronicle, 75 : 55-61.

Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan et V. Kafka. 2004. Fire regimes at the transition be tween mixed-wood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. Ecology, 85 : 1916-1932.

Bergeron, B., D. Cyr, M. P. Girardin et C. Carcaillet. 2010. Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: collating global climate model experiments with sedimentary charcoal data. International Journal of Wildland Fire, 19 : 1127–1139.

Betts, M. G., et G. J. Forbes. 2005. Forest management guidelines to protect native biodiversity in the Greater Fundy ecosystem. Second edition. Greater Fundy Ecosystem Research Group. New Brunswick Co-operative Fish and Wildlife Research Unit, University of New Brunswick.

Boissonneau, A. N. 1966. Glacial history of northeasthern Ontario. I. The Cochrane-Hearst area. Canadian Journal of Earth Sciences, 3 : 559-578.

Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin et P. Tardif. 2011. Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional. Direction de la Recherche forestière, Ministère des Resource naturelles et de la faune du Québec, Mémoire de recherche forestière n° 161.

Bureau du forestier en chef. 2012. http://www.forestierenchef.gouv.qc.ca/

Burton, P. J., D. D. Kneeshaw et K. D. Coates. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests. Forestry Chronicle, 75 : 623-631.

Chen, H. Y., S. Vasiliauskas, G. J. Kayahara et T. Ilisson. 2009. Wildfire promotes broadleaves and species mixture in boreal forest. Forest Ecology and Management, 257 : 343-350.

Clark, J. S. 1989. Ecological Disturbance as a Renewal Process: Theory and Application to Fire History. Oikos, 56 : 17-30.

Cumming, S. G. 2001. A parametric model of the fire-size distribution. Canadian Journal of Forest Research, 31 : 1297-1303.

Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron et C. Carcaillet. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. Frontiers in Ecology and the Environment, 7 : 519-524.

Delong, S. C., et D. Tanner. 1996. Managing the pattern of forest harvest: lessons from wildfire. Biodiversity and Conservation, 5 : 1191-1205.

Didion, M., M.-J. Fortin et A. Fall. 2007. Forest age structure as indicator of boreal forest sustainability under alternative management and fire regimes: A landscape level sensitivity analysis. Ecological Modelling, 200 : 45-58.

Drapeau, P., A. Leduc, Y. Bergeron, S. Gauthier et J.-P. Savard. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. Forestry Chronicle, 79 : 531-540.

Drever, C. R., G. Peterson, C. Messier, Y. Bergeron et M. Flannigan. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? Canadian Journal of Forest Research, 36 : 2285-2299.

Elmqvist, T., C. Folke, M. Nyström, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker et J. Norberg. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. Frontiers in Ecology and the Envitonment, 1 : 488-494.

Environnement Canada, 2004. Canadian Climate Normals 1971-2000. [Online] URL : http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate_normals/index_f.html

Fall, A., et J. Fall. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. Ecological Modelling, 141 : 1-18.

Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? Ecological Modelling, 105 : 273-292.

Fall, A., M.-J. Fortin, D. D. Kneeshaw, S. H. Yamasaki, C. Messier, L. Bouthillier et C. Smyth. 2004. Consequences of various landscape-scale ecosystem management strategies and fire cycles on age-class structure and harvest in boreal forests. Canadian Journal of Forest Research, 34 : 310-322.

Fenton, N., N. Lecomte, S. Légaré et Y. Bergeron. 2005. Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. Forest Ecology and Management, 213 : 151-159.

Fenton, N., S. Légaré, Y. Bergeron et D. Paré. 2006. Soil oxygen within boreal forests across an age gradient. Canadian Journal of Soil Science, 86 : 1-9.

Forman, R. T. T. 1995. Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, New York, USA.

Franklin, J. F., et R. T. T. Forman. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting : Ecological consequences and principles. Landscape Ecology, 1 : 5-18.

Gauthier, S., T. Nguyen, Y. Bergeron, A. Leduc, P. Drapeau et P. Grondin. 2004. Developing forest management strategies based on fire regimes in northwestern Quebec. Pages 219-229 dans A. H. Perera, L. H. Buse et M. G. Weber (éds). Emulating natural forest landscape disturbance. Concepts and applications. Columbia University Press, New York, USA.

Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, D. Kneeshaw, P. Drapeau, L. De Grandpré, Y. Claveau et D. Paré. 2009. Chapter 1. Forest ecosystem management. Origins and foundations. Pages 13-37 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau & Y. Bergeron (éds). Ecosystem management in the boreal forest. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Gewehr, S. 2011. Influence du climat et de l'épaisseur de la couche organique sur la croissance et la distribution du peuplier faux-tremble et de l'épinette noire dans le nord-ouest du Québec Mémoire de maîtrise en biologie, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Greene, D. F., S. E. Macdonald, S. Haeussler, S. Domenicano, J. Noël, K. Jayen, I. Charron, S. Gauthier, S. Hunt, E. T. Gielau, Y. Bergeron et L. Swift. 2007. The reduction of organic-layer depth by wildfire in the North American boreal forest and its effect on tree recruitment by seed. Canadian Journal of Forest Research, 37 : 1012-1023.

Grenon, F., J.-P. Jetté et M. Leblanc. 2010. Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec–Module 1. Fondements et démarche de la mise en oeuvre. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec.

Gunderson, L. H. 2000. Ecological resilience– in theory and application. Annual Reviews in Ecology Systematics, 31 : 425-439.

Gustafson, E. J., et T. R. Crow. 1996. Simulating the effects of alternative forest management strategies on landscape structure. Journal of Environmental Management, 46 : 77-94.

Gustafson, E. J., et T. R. Crow. 1998. Simulating spatial and temporal context of forest management using hypothetical landscapes. Environmental Management, 22 : 777–787.

Gustafson, E. J., et L. V. Rasmussen. 2002. Assessing the spatial implications of interactions among strategic forest management options using a Windows-based harvest simulator. Computers and Electronics in Agriculture, 33 : 179-196.

Hargis, C. D., J. A. Bissonette et J. L. David. 1997. Understanding measures of landscape pattern. Pages 231-261 dans J. A. Bissonette (éd). Wildlife and landscape ecology. Effects of pattern and scale. Springer-Verlag, New York, USA.

Harper, K. A., Y. Bergeron, S. Gauthier et P. Drapeau. 2002. Post fire development of canopy structure and composition in black spruce forest of Abitibi, Quebec : a landscape scale study. Silva Fennica, 36 : 246-263.

Harper, K. A., Y. Bergeron, P. Drapeau, S. Gauthier et L. De Grandpré. 2005. Structural development following fire in black spruce boreal forest. Forest Ecology and Management, 206 : 293-306.

Hély, C., M. P. Girardin, A. A. Ali, C. Carcaillet, S. Brewer et Y. Bergeron. 2010. Eastern boreal North American wildfire risk of the past 7000 years: A model-data comparison. Geophysical Research Letters, 37, L14709, doi:10.1029/2010GL043706.

Hogg, E. H., V. J. Lieffers et R. W. Wein. 1992. Potential carbon losses from peat profiles: effects of temperature, drought cycles and fire. Ecological Applications, 2 : 298-306.

Hunter, M. L. Jr. 1999. Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press. Cambridge, Uk.

Imbeau, L., J.-P. L. Savard et R. Gagnon. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. Canadian Jouranl of Zoology, 77 : 1850-1860.

Imbeau, L. et A. Desrochers. 2002. Area sensitivity and edge avoidance : the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. Forest Ecology and Management, 164 : 249-256.

Jacqmain, H. 2003. Rabbit Habitat Project: Analyse biologique et autochtone de la restauration de l'habitat du lièvre d'Amérique après coupe sur la terre des cris de Waswanipi. Master report. University Laval Press, Québec, Canada.

James, P. M. A., M.-J. Fortin, A. Fall, D. Kneeshaw et C. Messier. 2007. The effects of spatial legacies following shifting management practices and fire on boreal forest age structure. Ecosystems, 10 : 1261-1277.

James, P. M. A., M.-J. Fortin, B. R. Sturtevant, A. Fall et D. Kneeshaw. 2011. Modelling spatial interactions among fire, spruce budworm, and logging in the boreal forest. Ecosystems, 14 : 60-75.

Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press. Great Britain, Cambridge.

Rapport-Gratuit.com

Johnson, E. A., K. Miyanishi et J. M. H. Weir. 1998. Wildfires in the western Canadian boreal forest : landscape patterns and ecosystem management. Journal of Vegetation Science, 9 : 603-610.

Johnstone, J. F., et F. S. Chapin III. 2006. Effects of soil burn severity on post-fire tree recruitment in boreal forest. Ecosystems, 9 : 14-31.

Johnstone, J. F., F. S. Chapin III, T. N. Hollingsworth, M. C. Mack, V. Romanovsky et M. Turetsky, 2010. Fire, climate change, and forest resilience in interior Alaska. Canadian Journal of Forest Research, 40 : 1302-1312.

Kasischke, E. S. et J. F. Johnstone. 2005. Variation in postfire organic layer thickness in a black spruce forest complex in interior Alaska and its effects on soil temperature and moisture. Canadian Journal of Forest Research, 35 : 2164-2177.

Kouki, J., et A. Väänänen. 2000. Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along an isolation gradient of protected areas in eastern Finland. Ornis Fennica, 77 : 145-154.

Laquerre, S., A. Leduc et B. Harvey. 2011. Spatial analysis of response of trembling aspen patches to clearcutting in black spruce-dominated stands. Forestry Chronicle, 87 : 78-85.

Leboeuf, M. 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal, Montréal.

Lecomte, N., et Y. Bergeron. 2005. Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec Clay Belt. Canadian Journal of Forest Research, 35 : 1984-1995.

Lecomte, N., M. Simard, N. Fenton et Y. Bergeron. 2006. Fire severity and long-term ecosystem biomass dynamics in coniferous boreal forests of Eastern Canada. Ecosystems, 9 :1215-1230.

Li, H., J. F. Franklin, F. J. Swanson et T. A. Spies. 1993. Developing alternative forest cutting patterns : a simulation approach. Landscape Ecology, 8 : 63-75.

McGarigal, K., et B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.

Nelson, J., et R. Wells. 1998. The Effect of patch size on timber supply and landscape structure. Pages 195-207 dans R. G. D'eon, J. F. Johnson et E. A. Ferguson (éds). Ecosystem management of forested landscapes : directions and implementation. Proceedings of conference held in Nelson, British Columbia, Canada, 26-28 october 1998.

Nonaka, E., et T. A. Spies. 2005. Historical range of variability in landscape structure: a simulation study in Oregon, USA. Ecological Applications, 15 : 1727-1746.

Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. Pages 144–169 dans H.H. Shugart, R. Leemans et G.B. Bonan (éds). A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Pelletier, G., Y. Dumont, M. Bédard et J. Bergeron. 1996. SIFORT. Arpenteur Géomètre, 23 :8-9.

Perron, N., L. Bélanger et M.-A. Vaillancourt. 2009. Chapter 6. Spatial structure of forest stands and remnants under fire and timber harvesting regimes. Pages 129-154 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Ecosystem management in the boreal forest. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Perry, D. A. 1998. The scientific basis of forestry. Annual Review of Ecology and Systematics, 29 : 435-466.

Pielou, E. C. 1984. The interpretation of ecological data. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Radford, J. Q., A. F. Bennett et G. J. Cheers. 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. Biological Conservation, 124 : 317-337.

Ratz, A. 1995. Long-term spatial patterns created by fire: a model oriented towards boreal forests. International Journal of Wildland Fire, 5 : 25-34.

Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côté et W. D. Robinson. 2010. Conserving biodiversity in managed forest landscapes : the use of critical thresholds for habitat. Forestry Chronicle, 86 : 589-596.

Schroeder, D., et A. H. Perera. 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.

Seymour, R. S., et M. L. Jr Hunter. 1999. Principales of ecological forestry. Pages 22-61 dans M. L. Jr Hunter (éd). Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, Uk.

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P. Y. Bernier et D. Paré. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal forests. Ecological Applications, 17 : 1619-1637.

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P. Y. Bernier et D. Paré. 2009. Chapter 11. Ecosystem management of Québec's Northern Clay Belt spruce forest : managing the forest... and especially the soils. Pages 257-286 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Ecosystem management in the boreal forest. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Taylor, S., T. Carleton et P. Adams. 1987. Understorey vegetation change in a *Picea mariana* chronosequence. Vegetatio, 73 : 63-72.

ter Braak, C. J. F., et P. Smilauer. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.

Van Cleve, K., et L. A. Viereck, 1981. Forest Succession in relation to nutrient cycling in the boreal forest of Alaska. Pages 185-211 dans D. C. West, H. H. Shugart et D. B. Botkin (éds). Forest Succession: Concepts and Applications. Springer-Verlag, New York.

Van Wagner, C. E 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. Canadian Journal of Forest Research, 8 : 220-227.

Veillette, J.J., et P. Thibaudeau. 2007. Géologie des formations en surface et histoire glaciaire, Rivière Wawagosic. Carte 1995A de la Commission géologique du Canada, Ressources naturelles du Canada, Canada.

Veillette, J. J.,et S. J. Paradis. 1996. Les sillons d'icebergs du lac Ojibway, un registre des paléovents, Abitibi, Québec. Commission géologique du Canada, dossier public 3031, carte 1:500,000.

Vincent, J. S., et L. Hardy. 1977. L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. Géographie physique et Quaternaire, 31: 357-372.

Wallin, D. O., F. J. Swanson et B. Marks. 1994. Landscape pattern response to changes in pattern generation rules : land-use legacies in forestry. Ecological Applications, 4 : 569-580.

Wang, X., et S. G. Cumming. 2010. Configuration dynamics of boreal forest landscapes under recent fire and harvesting regimes in western Canada. Landscape Ecology, 25 : 1419-1432.

Weaver, K., et A. H. Perera, 2004. Modelling land cover transitions : A solution to the problem of spatial dependence in data. Landscape Ecology, 19 : 273-289.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Face aux écarts observés entre les paysages aménagés et les paysages naturels, la communauté scientifique souhaite favoriser des approches d'aménagement forestier plus durables et respectueuses de l'environnement ainsi que de l'écologie des espèces qui y vivent (Christensen *et al.*, 1996). L'augmentation des connaissances sur les relations entre la biodiversité, le fonctionnement de l'écosystème et la résilience de celui-ci (Drever *et al.*, 2006; Elmqvist *et al.*, 2003; Folke, Holling et Perrings, 1996; Holling, 1973; Gunderson, 2000) force également un virage vers une foresterie plus écologique. Dans ce contexte, cette thèse a contribué à mieux documenter une approche d'aménagement qui s'inspire des perturbations naturelles. Elle espère favoriser l'application, sur le terrain, de ce type d'approche, mais surtout faciliter le virage « vert » en permettant la comparaison de plusieurs choix d'aménagement, leurs conséquences à long terme et la recherche de compromis.

Les résultats de la thèse confirment qu'il est possible et souhaitable de faire un aménagement plus écosystémique qui maintient davantage de vieilles forêts, de forêts à structure complexe et qui tient davantage compte des processus qui ont cours dans l'écosystème. Le chapitre 1 a confirmé qu'historiquement, même sous des cycles de feux relativement courts (100 ans, Cyr *et al.*, 2009), le paysage à l'étude n'a jamais présenté moins de 30 % de forêt de plus 100 ans. Il a montré également l'importance que devrait prendre, dans le paysage, les grands secteurs en régénération (forêt de moins de 25 ans). Considérant des espacements minimum moyens de plus d'un kilomètre (1,2 à 46,9 km) entre ces aires en régénération, ce chapitre a montré aussi l'importance de maintenir dans le paysage une matrice de forêts plus âgées et peu fragmentées afin d'assurer une certaine connectivité. Enfin, tout en présentant une méthode simple de répartition des coupes dans le paysage en fonction de la quantité, la taille et la distance entre les chantiers, ce chapitre a démontré que selon le régime de perturbation typique d'une région, une certaine souplesse dans les règles de dispersion est nécessaire pour maximiser la variabilité. L'exploitation en grands chantiers de coupe n'est pas suffisante, il convient aussi de réaliser de petites et moyennes coupes et

d'assurer une variation interannuelle. Cette variation s'applique également à la quantité de superficie coupée ainsi qu'à la distance entre les coupes.

Le chapitre 2 qui porte davantage sur la dynamique des peuplements, a confirmé, tout comme Lecomte et Bergeron (2005) et Harper *et al.* (2002), que peu importe le type de peuplement initié par le feu, on observe une convergence des peuplements vers l'épinette noire en l'absence de perturbation. Cette convergence peut s'étaler sur plus de 200 ans et abouti, dans la majorité des cas, à des peuplements très ouverts et peu productifs d'épinettes. La vitesse de convergence et l'importance que prennent les peuplements d'épinettes noires improductifs dans le paysage en fonction du dépôt de surface, soulèvent plusieurs questions quant à la place que devrait prendre le processus d'entourbement et son impact sur la productivité dans nos systèmes actuels de coupe (Simard *et al.*, 2007). En absence de perturbation ou d'intervention de coupe qui initie un nouveau peuplement, la productivité des peuplements décline. De plus, si la couche organique accumulée au sol n'est pas suffisamment perturbée ou détruite lors de perturbations ou d'interventions de coupe, les peuplements initiés pourraient être moins productifs au départ et entraîner une perte de superficie productive à long terme.

L'utilisation d'un modèle de dynamique naturelle qui prend en compte la sévérité des perturbations et le processus d'entourbement permet de confirmer, dans le chapitre 3, les observations du chapitre 2. Ainsi, on y a observé qu'un allongement des cycles de perturbation de 150 à 400 ans entraîne une augmentation notable des peuplements d'épinettes noires inéquiens ouverts dans le paysage (l'abondance de ces peuplements double). Inversement, lorsque la sévérité des feux est plus élevée, on a observé une diminution des peuplements inéquiens ouverts dans le paysage, puisque dans ces cas, les feux favorisent davantage l'initiation de peuplements équiens fermés. Le chapitre 3 a montré également l'importance que prennent, dans le paysage, les parcelles de plus de 1 000 ha (peu importe leur type) et que la configuration du paysage est étroitement liée à la fréquence et la taille moyenne des perturbations. La variabilité entourant la configuration dépend beaucoup plus de la taille moyenne et de la sévérité des perturbations. Ceci implique qu'une fréquence et une taille de perturbation inappropriées dans le déploiement des interventions de coupe pourraient éloigner substantiellement la configuration du paysage aménagé de celle des paysages

naturels. Le niveau de stress augmentera alors sur les organismes qui dépendent de cette configuration pour leur dispersion ou leur survie (Andrén, 1994; Betts, Franklin et Taylor, 2003; Drapeau, Leduc et Bergeron, 2009; Kouki et Väänänen, 2000; Leboeuf, 2004). D'ailleurs, ce chapitre montre que le paysage à l'étude en 2007, soumis depuis 30 à 40 ans à différents régimes de coupes pour l'exploitation commerciale des forêts, diverge déjà vers un paysage plus fragmenté où les parcelles plus petites sont plus nombreuses et occupent une surface importante du territoire peu importe leur composition.

Enfin, le chapitre 4 a intégré l'information acquise dans les trois premiers chapitres de la thèse et permis de comparer des scénarios d'aménagement qui s'inspirent des perturbations naturelles à des scénarios plus conventionnels. Ce chapitre a mis en lumière trois grandes conclusions quant à l'influence des paramètres du régime d'aménagement sur la composition et la configuration des différents types de forêt dans le paysage. Tout d'abord, que plus le taux d'intervention en coupes totales est important, plus les paysages aménagés s'écartent de la variabilité historique (Didion, Fortin et Fall, 2007; James *et al.*, 2007; Perron, Bélanger et Vaillancourt, 2009). Ensuite, que même à des taux d'intervention qui permettent une composition des paysages similaires aux paysages naturels, les contraintes de taille et d'adjacence des coupes peuvent quand même limiter l'atteinte d'une configuration similaire aux paysages naturels. Ainsi, la composition du paysage et sa structure d'âge ne peuvent pas être les seuls paramètres évalués lorsqu'on cherche à caractériser l'écart entre un paysage aménagé et un paysage naturel. Puisque la configuration du paysage, particulièrement de la forêt mature et vieille, est un paramètre important dans la dispersion et la survie de plusieurs espèces (Andrén, 1994; Betts, Franklin et Taylor, 2003; Drapeau, Leduc et Bergeron, 2009; Kouki et Väänänen, 2000; Leboeuf, 2004), la configuration des paysages aménagés ne doit pas être négligée au profit d'un taux de prélèvement en fibre de bois élevé ni par l'application d'une réglementation trop restrictive. Enfin, ce chapitre a proposé quelques paramètres clés à respecter afin de limiter les écarts entre un paysage aménagé et naturel. Le scénario d'aménagement de compromis devrait prévoir des taux d'intervention en coupes totales près des taux de perturbations par le feu soit autour 0,5 et 0,6 %. Il devrait aussi prévoir des tailles d'agglomération de coupes variables, mais pouvant atteindre dans quelques cas au moins 30 000 ha. Ce scénario devrait également prévoir une certaine quantité d'intervention en

coupes partielles pour compenser les volumes de bois non-récoltés en coupes totales par rapport aux approches d'aménagement plus conventionnelles (entre 0,4 à 0,1 % par année).

La figure 1 illustre, à l'aide des scénarios d'aménagement simulés dans le chapitre 4, les compromis d'aménagement les plus intéressants face aux enjeux économiques et écologiques. Dans cette figure, le coût forestier est illustré par le manque en volume relatif de bois récolté par rapport au scénario le plus performant et le coût écologique par le manque de massifs de forêts matures et vieilles de plus de 1 000 ha par rapport au paysage naturel. La ligne pointillée indique l'équilibre entre les coûts forestiers et écologiques et, en quelque sorte, le compromis parfait. On observe que les scénarios MRNF 0,5 et BERG sont les scénarios les plus proches de ce compromis. Ces deux scénarios prévoient un certain usage des coupes partielles et la mise en place de grandes agglomérations de coupes. Le scénario MRNF est d'ailleurs l'approche d'aménagement actuellement prisée par le gouvernement du Québec pour son virage forestier écosystémique. Cependant, les taux d'interventions en coupes totales prévues jusqu'à ce jour visent davantage à maximiser les gains en volume que

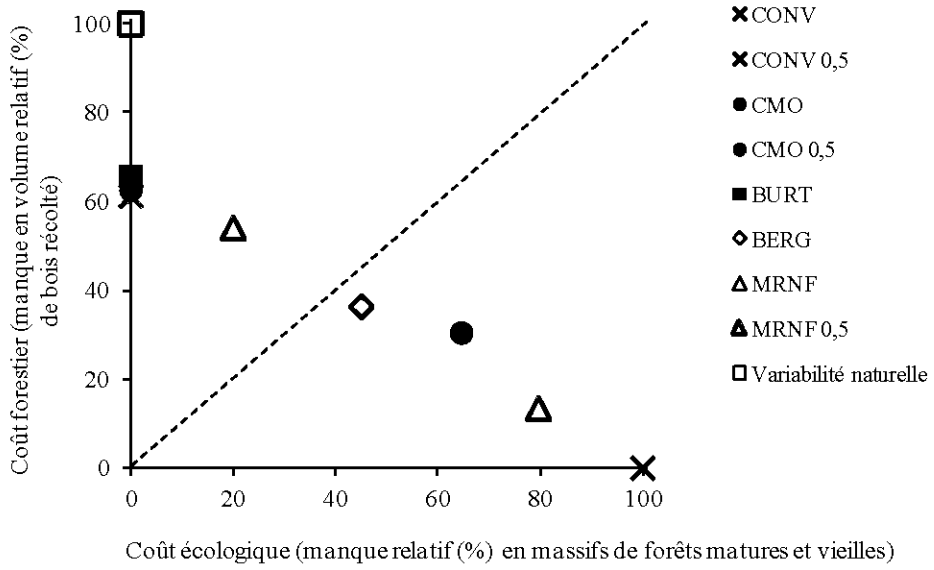


Figure 5.1. Bilan des compromis d'aménagement (voir tableau 4.2 chap. 4 pour les acronymes).

le compromis illustré à la figure 5.1.

Bien que ces résultats soient intéressants et semblent applicables, plusieurs hypothèses nécessitent des validations avant une pleine application. Parmi celles-ci, on note les hypothèses entourant la faisabilité et le déploiement à grande échelle de chantier de coupes partielles et leur capacité à maintenir les attributs structurels des vieilles forêts (Fenton, Simard et Bergeron, 2009). Historiquement, ce type de coupe n'a pas été privilégié dans le paysage et ce, en partie parce que les espèces dominantes se régénèrent bien suite à une coupe totale ou par plantation et que traditionnellement on souhaitait maximiser les volumes récoltés et non la rétention d'attributs écologiques. Les hypothèses de travail utilisées dans cette étude se voulaient le plus réalistes possible face aux options sylvicoles proposées dans ce secteur. Elles reposent par contre sur une expérience de terrain restreinte. Quelques études menées dans l'aire d'étude ou à proximité commencent à donner des réponses ou des pistes de solutions (Bescond, Fenton et Bergeron, 2011; Fenton *et al.*, 2009; Thorpe et Thomas, 2007; Thorpe, Thomas et Caspersen, 2007; Thorpe *et al.*, 2010, Saucier et Groot, 2009). Néanmoins, on recommande d'intensifier les essais de terrains afin de bien caractériser la faisabilité et la performance des coupes partielles à répondre aux besoins économiques et écologiques. De plus, les études de terrains portant sur l'influence de la sévérité des coupes sur l'initiation de peuplements productifs et leur devenir dans le temps après coupe devront également être poursuivis afin de mieux caractériser la sévérité elle-même, mais aussi son effet à l'échelle du site (Lafleur *et al.*, 2010) et à l'échelle du paysage.

L'application d'approches qui s'inspirent des perturbations naturelles sur des territoires déjà largement altérés par la coupe devra également être validée. Cette étude, menée sur un territoire quasiment vierge, ne permet pas d'évaluer le temps nécessaire à la restauration des paysages, ni les mesures de mitigation essentielles pour assurer une application graduelle d'une approche satisfaisant les compromis économiques et écologiques souhaités. De plus, bien que cette étude soutienne que face aux changements climatiques, il est essentiel de maintenir une certaine souplesse et une marge de manœuvre suffisante, elle n'évalue pas l'influence que pourrait entraîner de tels changements dans le déploiement des approches d'aménagements proposées ni si les compromis proposés restent des solutions intéressantes.

Finalement, le volet d'acceptabilité sociale d'une approche qui s'inspire des perturbations naturelles est aussi un aspect pour lequel une attention future devra être portée. Cette étude n'avait pas pour but de documenter ce volet ni d'évaluer finement des mesures d'atténuation, comme la rétention d'arbres vivants à l'intérieur des agglomérations de coupes. Ces aspects sont d'ailleurs souvent plus facilement considérés à l'échelle même des agglomérations ou des parterres de coupes (Ribe, 2005; Yelle, Bélanger et Pâquet, 2008; Yelle, Pâquet et Jetté, 2009). Néanmoins, l'acceptabilité sociale n'est pas à négliger puisque, pour assurer un compromis d'aménagement durable, les trois sphères de l'aménagement durable doivent être remplies soit : l'environnement, l'économique et le social.

Rapport-Gratuit.com

RÉFÉRENCES

Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. Oikos, 71 : 355-366.

Attiwill, P. M. 1994. The disturbance of forest ecosystems : the ecological basis for conservative management. Forest Ecology and Management, 63 : 247-300.

Baker, W. L. 1989. A review of models of landscape change. Landscape Ecology, 2 : 111-133.

Baker, W. L., S. L. Egbert et G. F. Frazier. 1991. A spatial model for studying the effects of climatic change on the structure of landscapes subject to large disturbances. Ecological Modelling, 56 : 109-125.

Baker, W. L. 1999. Spatial simulation of the effects of human and natural disturbance regimes on landscape structure. Dans D. J. Mladenoff et W. L. Baker (éds). Spatial modeling of forest landscape change. Approches and application. Cambridge University Press, Cambridge.

Baldwin, D. J. B., K. Weaver, F. Schnekenburger et A. H. Perera. 2004. Sensitivity of landscape pattern indices to input data characteristics on real landscape: implications for their use in natural disturbance emulation. Landscape Ecology, 19 : 255-271.

Bengtsson, J., P. Angelstam, T. Elmqvist, U. Emanuelsson, C. Folke, M. Ihse, F. Moberg et M. Nyström. 2003. Ambio, 32 : 389-396.

Berg, A., B. Ehnström, L. Gustafsson, T. Hallingbäck, M. Jonsell et J. Weslien.1994. Threatened plant, animal and fungus species in swedish forests : distribution and habitat associations. Conservation Biology, 8 : 718-731.

Bergeron, Y., et M. Dubuc. 1989. Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. Vegetatio, 79 : 51-63.

Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. Forestry Chronicle, 75 : 55-61.

Bergeron, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. Ecology, 81 : 1500-1516.

Bergeron, Y., A. Leduc, B. D. Harvey et S. Gauthier. 2002. Natural fire regime : a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. Silva Fennica, 36 : 81-95.

Bergeron, Y., M. Flannigan, S. Gauthier, A. Leduc et P. Lefort. 2004. Past, current and future fire frequency in the Canadian boreal forest : implications for sustainable forest management. Ambio, 33 : 356-360.

Betts, M. G., et G. J. Forbes. 2005. Forest management guidelines to protect native biodiversity in the Greater Fundy ecosystem. Second edition. Greater Fundy Ecosystem Research Group. New Brunswick Co-operative Fish and Wildlife Research Unit, University of New Brunswick.

Betts, M. G., S. E. Franklin et R. G. Taylor. 2003. Interpretation of landscape pattern and habitat change for local indicator species using satellite imagery and geographic information system data in New Brunswick, Canada. Canadian Journal of Forest Research, 33 : 1821-1831.

Bescond, H., N. Fenton et Y. Bergeron. 2011. Partial harvests in the boreal forest: response of the understory vegetation five years after harvest. Forestry Chronicle, 87 : 86-98.

Boychuck, D., A. H. Perera, M. T. Ter-Mikaelian, D. L. Martell et C. Li. 1997. Modelling the effect of spatial scale and correlated fire disturbances on forest age distribution. Ecological Modelling, 95 : 145-164.

Burton, P. J., D. D. Kneeshaw et K. D. Coates. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests. Forestry Chronicle, 75 : 623-631.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Burton P. J., C. Messier, G. F. Weetman, E. E. Prepas, W. L. Adamowicz et R. Tittler. 2003. The current state of boreal forestry and the drive for change. Chapter 1. Pages 1-40 dans P. J. Burton, C. Messier, D. W. Smith et W. L. Adamowicz (éds). Towards sustainable management of the boreal forest. NRC Research Press, Ottawa, Ontario.

Carcaillet, C., Y. Bergeron, P. J. Richard, B. Fréchette, S. Gauthier et Y. T. Prairie. 2001. Change of fire frequency in the eastern Canadian boreal forests during the Holocene : does vegetation composition or climate trigger the fire regime? Journal of Ecology, 89 : 930-946.

Carleton, T. J., et P. F. Maycock. 1978. Dynamics of the boreal forest south of James Bay. Canadian Journal of Botany, 56 : 1157-1173.

CCMF. 2003. Définir l'aménagement forestier durable au Canada. Critères et indicateurs 2003. Conseil Canadien des Ministres des Forêts.

Christensen, N. L., A. M. Bartuska, J. H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J. F. Franklin, J. A. MacMahon, R. F. Noss, D. J. Parsons, C. H. Peterson, M. G. Turner et R. G. Woodmansee. 1996. The report of the ecological society of america committee on the scientific basis for ecosystem management. Ecological Applications, 6 : 665-691.

Cissel, J. H., F. J. Swanson et P. J. Weisberg. 1999. Landscape management using historical fire regimes : Blue River, Oregon. Ecological Applications, 9 : 1217-1231.

Cogbill, C. V. 1985. Dynamics of the boreal forests of the Laurentian Highlands, Canada. Canadian Journal of Forest Research, 15 : 252-261.

Cyr, D., S.Gauthier, Y. Bergeron et C. Carcaillet. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. Frontiers in Ecology and the Environment, 7 : 519-524.

Delong, S. G. et D. Tanner. 1996. Managing the pattern of forest harvest : lessons from wildfire. Biodiversity and Conservation, 5 : 1191-1205.

Didion, M., M.-J. Fortin et A. Fall. 2007. Forest age structure as indicator of boreal forest sustainability under alternative management and fire regimes: A landscape level sensitivity analysis. Ecological Modelling, 200 : 45-58.

Drever, R. C., G. Peterson, C. Messier, Y. Bergeron et M. Flannigan. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? Canadian Journal of Forest Research, 36 : 2285-2299.

Drapeau, P., A. Leduc et Y. Bergeron. 2009. Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes. Chapter 7. Pages 129-160 dans M.-A. Villard et B. G. Jonsson (éds). Setting Conservation Targets for Managed Forest Landscapes. Cambridge University Press, Cambridge.

Elmqvist, T., C. Folke, M. Nyström, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker et J. Norberg. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. Frontiers in Ecology and the Environment, 1 : 488-494.

Fall, A. et J. Fall. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. Ecological Modelling, 141 : 1-18.

Fenton, N., N. Lecomte, S. Légaré et Y. Bergeron. 2005. Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. Forest Ecology and Management, 213 : 151-159.

Fenton, N., M. Simard et Y. Bergeron. 2009. Emulating natural disturbances : the role of silviculture in creating even-aged and complex structures in the black spruce boreal forest of eastern North America. Journal of Forest Research, 14 : 258-267.

Fenton, N., H. Bescond, L. Imbeau, C. Boudreault, P. Drapeau et Y. Bergeron. 2009. Chapiter 15. Silvicultural and ecological evaluation of partial harvest in the boreal forest on the Clay Belt, Québec. Pages 373-393 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Ecosystem management in the boreal forest. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Fernow, B. E. 1911. A brief history of forestry in Europe, the United States and other countries, Revised and unlarged edition. University of Toronto Press, Toronto, Ontario.

Folke, C., C. S. Holling et C. Perrings. 1996. Biological diversity, ecosystems, and the human scale. Ecological Applications, 6 : 1018-1024.

Foster, D. R. et G. A. King. 1986. Vegetation pattern and diversity in S. E. Labrador, Canada : Betula papyrifera (birch) forest development in relation to fire history and physiography. Journal of Ecology, 74 : 465-483.

Franklin, J. F., et R. T. T. Forman. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting : Ecological consequences and principles. Landscape Ecology, 1 : 5-18.

Gauthier, S., L. De Grandpré et Y. Bergeron. 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec. Journal of Vegetation Science, 11 : 781-790.

Gauthier S., M.-A., Vaillancourt, D. Kneeshaw, P. Drapeau, L. De Grandpré, Y. Claveau et D. Paré. 2009. Forest ecosystem management. Origins and foundations. Chapter 1. Dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Ecosystem management in the boreal forest. Pages 13-38.

Gunderson, L. H. 2000. Ecological resilience–In theory and application. Annual Review of Ecology and Systematics, 31 : 425-439.

Gustafson, E. J., et T. R. Crow. 1996. Simulating the effects of alternative forest management strategies on landscape structure. Journal of Environmental Management, 46 : 77-94.

Hargis, C. D., J. A. Bissonette et J. L. David. 1997. Understanding measures of landscape pattern. Pages 231-261 dans J. A. Bissonette (ed). Wildlife and landscape ecology. Effects of pattern and scale. Springer-Verlag, New York, USA.

Harper, K. A., Y. Bergeron, S. Gauthier et P. Drapeau. 2002. Post fire development of canopy structure and composition in black spruce forest of Abitibi, Quebec : A landscape scale study. Silva Fennica, 36 : 246-263.

Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. Annual Review of Ecology and Systematics, 4 : 1-23.

Holling, C. S. 1996. Surprise for science, resilience for ecosystems, and incentives for people. Ecological Applications, 6 : 733-735.

Hunter, M. L. Jr., G. L. Jr. Jacobson et T. Webb III. 1988. Paleoecology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. Conservation Biology, 2 : 375-385.

Hunter, M. L. Jr. 1990. Wildlife, forests, and forestry : principles of managing forests for biological diversity. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New York.

James, P. M. A., M.-J. Fortin, A. Fall, D. Kneeshaw et C. Messier. 2007. The effects of spatial legacies following shifting management practices and fire on boreal forest age structure. Ecosystems, 10 : 1261-1277.

Johnstone, J. F., et F. S. Chapin III. 2006. Effects of soil burn severity on post-fire tree recruitment in boreal forest. Ecosystems, 9 : 14-31.

Johnstone, J. F., F. S. Chapin III, T. N. Hollingsworth, M. C. Mack, V. Romanovsky et M. Turetsky. 2010. Fire, climate change, and forest resilience in interior Alaska. Canadian Journal of Forest Research, 40 : 1302-1312.

Karau, E. C., et R. E. Keane. 2007. Determining landscape extent for succession and disturbance simulation modeling. Landscape Ecology, 22 : 993-1006.

Keane, R. E., R. A. Parsons et P. F. Hessburg. 2002. Estimating historical range and variation of landscape patch dynamics : limitations of the simulation approach. Ecological Modelling, 151 : 29-49.

Keane, R. E., G. J. Cary et R. Parsons. 2003. Using simulation to map fire regimes : an evaluation of approches, strategies, and limitations. International Journal of Wildland Fire, 12 : 309-322.

Kneeshaw, D. D., et Y. Bergeron. 1998. Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest. Ecology, 79 : 783-794.

Korzukhin, M. D., M. T. Ter-Mikaelian et R. G. Wagner. 1996. Process versus empirical models : which approach for forest ecosystem management? Canadian Journal of Forest Research, 26 : 879-887.

Kouki, J., et A. Väänänen. 2000. Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along an isolation gradient of protected areas in eastern Finland. Ornis Fennica, 77 : 145-154.

Kurz, W. A., S. J. Beukema, W. Klenner, J. A. Greenough, D. C. E. Robinson, A. D. Sharpe et T. M. Webb. 2000. TELSA : the tool for exploratory landscape scenario analyses. Computers and Electronics in Agriculture, 27 : 227-242.

Kuuluvainen, T. 2002. Disturbance Dynamics in boreal forests : defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. Introduction. Silva Fennica, 36 : 5-11.

Lafleur, B., D. Paré, N. J. Fenton et Y. Bergeron. 2010. Do harvest methods and soil type impact the regeneration and growth of black spruce stands in northwestern Quebec? Canadian Journal of Forest Research, 40 : 1843-1851.

Leboeuf, M. 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal, Montréal.

Lecomte, N., et Y. Bergeron. 2005. Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec Clay Belt. Canadian Journal of Forest Research, 35 : 1984-1995.

Lecomte, N., M. Simard et Y. Bergeron. 2006. Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. Écoscience, 13 : 152-163.

Lecomte, N., M. Simard, N. Fenton et Y. Bergeron. 2006. Fire severity and long-term ecosystem biomass dynamics in coniferous boreal forests of Eastern Canada. Ecosystems, 9 :1215-1230.

Leopold, A. 1949. A sand county almanac. Ballantine Books, New York, USA.

Li, H., J. F. Franklin, F. J. Swanson et T. A. Spies. 1993. Developing alternative forest cutting patterns : A simulation approach. Landscape Ecology, 1 : 63-75.

Li, C. 2000. Reconstruction of natural fire regimes through ecological modelling. Ecological modelling, 134 : 129-144.

Li, C. 2002. Estimation of fire frequency and fire cycle : a computational perspective. Ecological Modelling, 154 : 103-120.

Messier, C., M.-J. Fortin, F. Schmiegelow, F. Doyon, S. G. Cumming, J. P. Kimmins, B. Seely, C. Welham et J. Nelson. 2003. Chapter 14. Pages 531-580 dans P. J. Burton, C. Messier, D. W. Smith et W. L. Adamowicz (éds). Towards sustainable management of the boreal forest. NRC Research Press, Ottawa, Ontario.

Mladenoff, D. J., M. A. White, J. Pastor et T. R. Crow. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. Ecological Applications, 3 : 294-306.

Mladenoff, D. J., et H. S. He. 1999. Design, behavior and application of LANDIS, an object-oriented model of forest landscape disturbance and succession. Pages 125-162 dans D. J. Mladenoff et W. L. Baker (éds). Spatial modeling of forest landscape change. Approches and application. Cambridge University Press, Cambridge.

Niemelä, J. 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. Forest Ecology and Management, 115 : 127-134.

Nonaka, E., et T. A. Spies. 2005. Historical range of variability in landscape structure: a simulation study in Oregon, USA. Ecological Applications, 15 : 1727-1746.

Östlund, L. O. Zackrisson et A.-L. Axelsson. 1997. The history and transformation of Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. Canadian Journal of Forest Research, 27 : 1198-1206.

Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. Chapter 5. Pages 144-169 dans H. H. Shugart, R. Leemans et G. B. Bonan (éds). A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Perera, A. H., D. J. B. Baldwin, D. G. Yemshanov, F.Schekenburger, K. Weaver et D. Boychuk. 2003. Predicting the potentiel for old-growth forests by spatial simulation of landscape ageing patterns. Forestry Chronicle, 79 : 621-631.

Perera, A. H., et W. Cui. 2010. Emulating natural disturbances as a forest management goal: Lessons from fire regime simulations. Forest Ecology and Management, 259 : 1328-1337.

Perron, N., L. Bélanger et M.-A. Vaillancourt. 2009. Chapiter 6. Spatial structure of forest stands and remnants under fire and timber harvesting regimes. Pages 129-154 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Ecosystem management in the boreal forest. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Perry, D. A. 1998. The scientific basis of forestry. Annual Review of Ecology and systematics, 29 : 435-466.

Pickett, S. T. A., et P. S. White. 1985. The Ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic press, inc., New York.

Pilou, E. C. 1991. After the ice age : the return of life to glaciated North America. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Ribe, R. G. 2005. Aesthetic perceptions of green-tree retention harvests in vista views. The interaction of cut level, retention pattern and harvest shape. Lansdscape and Urban planning, 73 : 277-293.

Robichaud, E., et I. R. Methven. 1993. The effect of site quality on the timing of stand breakup, tree longevity, and the maximum attainable height of black spruce. Canadian Journal of Froest Research, 23 : 1514-1519.

Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côté et W. D. Robinson. 2010. Conserving biodiversity in managed forest landscapes : the use of critical thresholds for habitat. Forestry Chronicle, 86 : 589-596.

Saucier J.-P., et A. Groot. 2009. Chapiter 16. Modelling complex stands and the effects of silvicultural treatments. Pages 394-419 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Ecosystem management in the boreal forest. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Seymour, R. S., et M. L. Jr. Hunter. 1999. Principles of ecological forestry. Chapter 2. Pages 22-61 dans M. L. Jr. Hunter (éd). Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge.

Seymour, R. S., A. S. White et P. G. deMaynadier. 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America–evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. Forest Ecology and Management, 155 : 357-367.

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P. Y. Bernier et D. Paré. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal forests. Ecological Applications, 17 : 1619-1637.

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P. Y. Bernier et D. Paré. 2009. Chapiter 11. Ecosystem management of Québec's Northern Clay Belt spruce forest : managing the forest and especially the soils. Pages 257-286 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Ecosystem management in the boreal forest. Presses de l'Université du Québec, Québec.

St-Denis, A., D. Kneeshaw et Y. Bergeron. 2010. The role of gaps and tree regeneration in the transition from dense to open black spruce stands. Forest Ecology and Management, 259 : 469-476.

Taylor, S., T. Carleton et P. Adams. 1987. Understorey vegetation change in a Picea mariana chronosequence. Vegetatio, 73 : 63-72.

Rapport-Gratuit.com

Taylor, A. R., et H. Y. H. Chen. 2011. Multiple successional pathways of boreal forest stands in central Canada. Ecography, 34 : 208-219.

Thorpe, H. C., et S. C. Thomas. 2007. Partial harvesting in the Canadian boreal: Success will depend on stand dynamic responses. Forestry Chronicle, 83 : 319-325.

Thorpe, H. C., S. C. Thomas et J. P. Caspersen. 2007. Residual-tree growth responses to partial stand harvest in the black spruce (*Picea mariana*) boreal forest. Canadian Journal of Forest Research, 37 : 1563-1571.

Thorpe, H. C., M. C. Vanderwel, M. M. Fuller, S. C. Thomas et J. P. Caspersen. 2010. Modelling stand development after partial harvests: An empirically based, spatially explicit analysis for lowland black spruce. Ecological Modelling, 221 : 256-267.

Van Cleve, K., et L. A. Viereck. 1981. Forest Succession in relation to nutrient cycling in the boreal forest of Alaska. Pages 185-211 in D. C. West, H. H. Shugart et D. B. Botkin (eds). Forest Succession: Concepts and Applications. Springer-Verlag, New York.

Wallin, D. O., F. J. Swanson et B. Marks. 1994. Landscape pattern response to changes in pattern generation rules : land-use legacies in forestry. Ecological Applications, 4 : 569-580.

Wimberly, M. C., T. A. Spies, C. J. Long et C. Whitlock. 2000. Simulating historical variability in the amount of old forests in the Oregon coast range. Conservation Biology, 14 : 167-180.

Yelle, V., L. Belanger et J. Pâquet. 2008. Acceptabilité visuelle de coupes forestières pour la pessière noire: comparaison de la coupe à blanc traditionnelle et de différents types de rétention végétale chez divers groupes d'intérêt issus d'une région ressource forestière. Canadian Journal of Forest Research, 38 :1983-1995.

Yelle, V., J. Pâquet et J.-P. Jetté. 2009. Guide d'atténuation des impacts visuels causés par les agglomérations de coupes dans le domaine de la pessière à mousses, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

APPENDICE A

CARACTÉRISTIQUES DES PEUPLEMENTS ET PARAMÈTRES DE SUCCESSION

A.1. Abondance (%) de chaque type de couvert forestier dans le paysage initial (1970) par type de dépôt de surface

Types de couverts forestiers	Description des types forestiers	Type de dépôt de surface		
		Argiles non-remaniés	Tills de Cochrane (argiles remaniés)	Dépôts minces et grossiers
FiPg	mélange de feuillu intolérant et de pin gris;	1,3	0,2	0,8
Pg	couvert forestier composé à plus de 75% en pin gris;	3,6	0,4	3,4
EPg	mélange d'épinettes noires et de pin gris;	2,2	0,3	1,8
Pe	couvert forestier composé à plus de 75% en peuplier faux-tremble;	0,7	0,1	0,5
RPe	mélange de résineux et de peuplier faux-tremble;	1,3	0,6	0,8
RBb	mélange de résineux et de bouleau blanc et/ou couvert forestier composé à plus de 75% en bouleau blanc;	0,3	0,1	0,5
Sb	couvert forestier composé à plus de 75% en sapin baumier;	0,1	0,1	0,3
Me	couvert forestier composé à plus de 75% en mélèze laricin;	0,0	0,0	0,0
E-FD	peuplement fermé et dense dont le couvert forestier est composé à plus de 75% d'épinettes noires;	6,0	4,5	1,2
E-M	peuplement moyennement fermé et peu dense dont le couvert forestier est composé à plus de 75% d'épinettes noires;	12,7	27,9	5,6
E-O	peuplement ouvert peu productif dont le couvert forestier est composé à plus de 75% d'épinettes noires.	6,2	14,8	1,8

A.2. Paramètres de succession.

Type de dépôts de surface	Type de couverts†	Âge minimal pour transiter	Probabilité de transiter	Probabilité (%) de devenir un autre type de couverts						
				EPg	RPe	S	Me	E-FD	E-M	E-O
Argile	FiPg	77	0,382	1	0	0	0	0	0	0
	Pg	78	0,577	1	0	0	0	0	0	0
	EPg	87	0,586	0	0	0	0	0,354	0,477	0,169
	Pe	74	0,371	0	1	0	0	0	0	0
	RPe	76	0,592	0	0	0	0	0,444	0,222	0,333
	RBb	167	0,8	0	0	0	0,250	0	0,438	0,313
	Sb	92	1	0	0	0	0	0,138	0,632	0,230
	Me	117	1	0	0	0	0	0	0,200	0,800
	E-FD	117	0,852	0	0	0	0	0	0,870	0,130
	E-M	167	0,508	0	0	0	0	0	0	1
	E-O‡	62	0,486	0	0	0	0	0,438	0,563	0
		118	0,352	0	0	0	0	0	1	0
Till de Cochrane	FiPg	72	0,417	1	0	0	0	0	0	0
	Pg	90	0,606	1	0	0	0	0	0	0
	EPg	122	0,529	0	0	0	0	0	0,696	0,304
	Pe	72	0,712	0	1	0	0	0	0	0
	RPe	74	0,597	0	0	0	0	0,365	0,378	0,257
	RBb	118	0,806	0	0	0,160	0	0,200	0,480	0,160
	Sb	92	1	0	0	0	0	0,144	0,698	0,158
	Me	75	1	0	0	0	0	0	0,500	0,500
	E-FD	146	0,863	0	0	0	0	0	0,620	0,380
	E-M	196	0,629	0	0	0	0	0	0	1
	E-O	92	0,264	0	0	0	0	0	1	0
		283	0	0	0	0	0	0	0	1
Dépôts grossiers	FiPg	72	0,676	0,813	0	0	0	0	0,188	0
	Pg	90	0,497	1	0	0	0	0	0	0
	EPg	90	0,514	0	0	0	0	0	0,750	0,250
	Pe	72	0,569	0	1	0	0	0	0	0
	RPe	81	0,442	0	0	0	0	0,261	0,739	0
	RBb	72	0,444	0	0	0	0	0	1	0
	Sb	143	1	0	0	0	0	0	1	0
	Me	0	1	0	0	0	1	0	0	0
	E-FD	92	0,791	0	0	0	0	0	1	0
	E-M	196	0,422	0	0	0	0	0	0	1
	E-O	78	0,75	0	0	0	0	0,619	0,381	0
		122	0,581	0	0	0	0	0	1	0

† : Voir le tableau 2 pour la signification des acronymes.

‡ : Lorsque présent daus les jeunes stades, ce type de peuplement a été reconnu pour présenter une phase de fermeture (Belleau *et al.* sous presse).

APPENDICE B

PROJET TEMBEC: « IMPLANTATION D'UNE STRATÉGIE D'AMÉNAGEMENT FORESTIER S'INSPIRANT DE LA DYNAMIQUE DES PERTURBATIONS NATURELLES POUR LA RÉGION NORD DE L'ABITIBI »

PAR

ANNIE BELLEAU[1] ET SONIA LÉGARÉ[2]

1- Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, J9X 5E4, Canada.

2- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction générale du Nord-du-Québec, 1121, boulevard Industriel, C.P. 159, Lebel-sur-Quévillon, Québec, J0Y 1X0, Canada.

CHAPITRE 19 DANS « AMÉNAGMENT ÉCOSYSTÉMIQUE EN FORÊT BORÉALE »

ÉDITÉ PAR S. GAUTHIER, M.-A. VAILLANCOURT, A. LEDUC, L. DE GRANDPRÉ, D. KNEESHAW, H. MORIN, P. DRAPEAU ET Y. BERGERON

2008

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Résumé

L'aménagement forestier durable implique un aménagement forestier respectueux de l'environnement, socialement bénéfique et économiquement viable. Le maintien de la diversité génétique, spécifique et écologique des écosystèmes forestiers représente un enjeu prioritaire en aménagement durable puisqu'il assure une résilience aux écosystèmes après perturbation. Une stratégie reconnue pour maintenir la biodiversité est de combiner un filtre brut qui maintien la majorité des espèces présentes sur un territoire (ex. stratégie d'aménagement) à des filtres fins qui ciblent des espèces qui nécessitent une protection additionnelle. L'aménagement écosystémique stipule que les manipulations d'un écosystème forestier doivent être faites dans les limites de variabilité naturelle de cet écosystème afin que les organismes qui y sont associés puissent se maintenir dans des conditions auxquelles ils sont adaptés. Cette stratégie d'aménagement représente ainsi un filtre brut très intéressant pour l'aménagement forestier durable.

En 2002, dans un contexte où les exigences environnementales étaient désormais plus sévères et où la venue de programmes de certification forestière (CSA, SFI et FSC) était un incitatif de plus pour améliorer les façons de faire, Tembec s'est investie dans un projet d'aménagement forestier écosystémique à grande échelle. Cette initiative découle avant tout de l'aboutissement d'un projet de recherche de trois ans réalisé par la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable sur le « *développement d'une stratégie d'aménagement forestier s'inspirant de la dynamique des perturbations naturelles pour la région Nord de l'Abitibi* » en collaboration avec le MRNF, Tembec et Norbord. Le projet d'aménagement écosystémique vise à franchir une autre étape, c'est-à-dire de passer de la recherche à la pratique en tentant de confectionner un plan général d'aménagement forestier (PGAF) qui assura le maintien de la biodiversité tout en étant socialement acceptable et économiquement viable. Le territoire touché est couvert par l'unité d'aménagement 85-51 située au nord de La Sarre.

Introduction

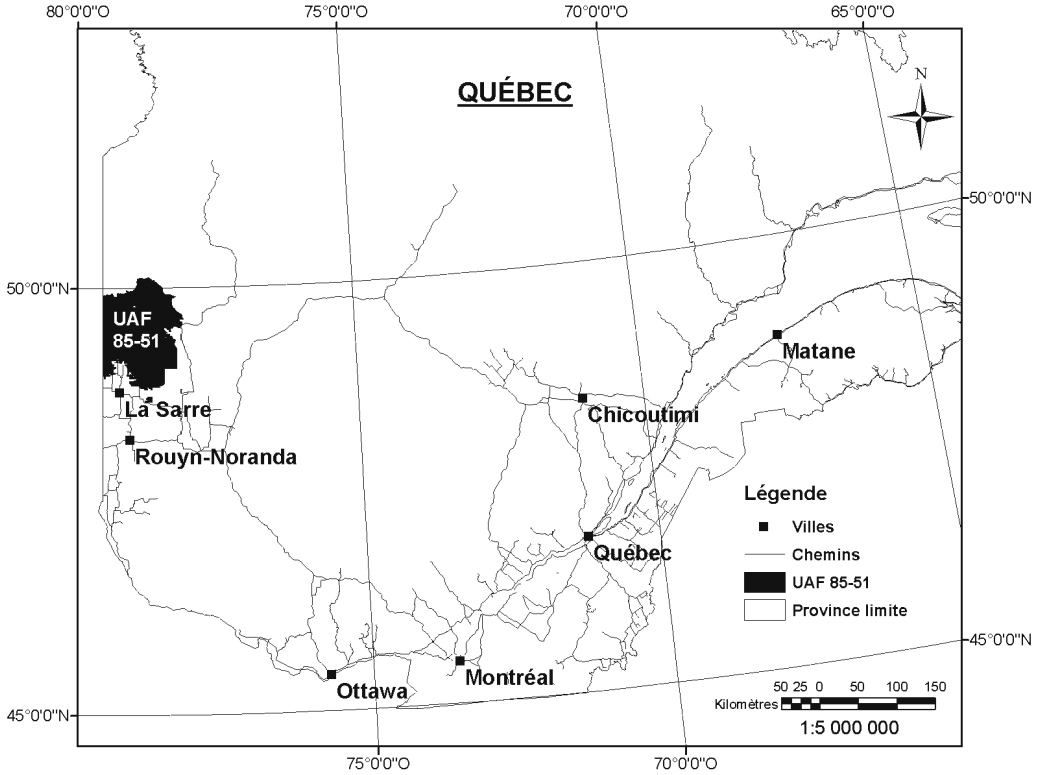
L'engouement de plus en plus grand pour une foresterie près de la nature et l'arrivée de programmes de certification forestière (CSA, SFI et FSC) ouvrant de nouveaux marchés ont incité Tembec à s'investir dans un projet d'aménagement forestier écosystémique. Chapeauté à l'origine par la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable (AFD), le projet d'une durée initiale de trois ans visait le « *développement d'une stratégie d'aménagement forestier s'inspirant de la dynamique des perturbations naturelles pour la région Nord de l'Abitibi* ». En collaboration avec le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF), Tembec et Norbord, le projet touchait un secteur de 4 750 km^2 situé en forêt boréale de l'ouest québécois et avait pour principal objectif de fixer les bases d'un aménagement forestier inspiré de la dynamique forestière et

du régime de perturbation propre au territoire (Gauthier *et al.*, 2004). Intéressée à intégrer l'approche dans un plan général d'aménagement forestier et à l'appliquer à grande échelle, Tembec devient leader du projet et met sur pied en 2002 un comité multidisciplinaire composé de scientifiques et d'ingénieurs forestiers provenant de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), du MRNF, de Tembec et de Norbord.

Forte de l'expérience acquise à la Chaire AFD, Tembec souhaite, par l'entremise de son comité, adapter l'approche aux contraintes industrielles et s'assurer que celle-ci répond toujours aux enjeux présents sur le territoire ainsi qu'aux besoins de certification de l'entreprise. Prenant appui sur le concept de filtre brut et de filtre fin (Hunter, 1999), la stratégie d'aménagement forestier ici développée devrait assurer le maintien de la biodiversité et la résilience des écosystèmes perturbés (Gauthier *et al.*, 2009). Tembec souhaite, sur le long terme, restaurer et maintenir la mosaïque forestière à l'intérieur des limites de variabilité historiquement observées sur le territoire.

L'aire d'application du présent projet est d'une superficie de 10 826 km^2 et s'étend du 49°00' au 51°30' N parallèles et du 78°30' au 79°31' O méridiens (app. E.1). L'unité d'aménagement forestier (UAF) 085-51 est située en forêt boréale et plus particulièrement dans la région écologique 6a–plaine du lac Matagami située à l'extrême ouest du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'Ouest. Les principales essences arborescentes retrouvées sur le territoire sont, en ordre d'importance, l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.), le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.). Selon Environnement Canada (2006), la température moyenne annuelle est de -0.7°C et les précipitations annuelles avoisineraient 905,5 mm. La région est principalement recouverte de dépôts argileux laissés suite au retrait du lac proglaciaire Ojibway (Vincent et Hardy, 1977).

Jusqu'à maintenant, l'approche a été développée en quatre étapes. La première étape consistait à dresser le portrait préindustriel du territoire, à documenter le régime de perturbation et à décrire la dynamique forestière ayant cours sur le territoire à aménager. Une



B.1. Localisation de l'unité d'aménagement forestier 85-51.

partie de ce travail a d'ailleurs été accomplie par l'équipe de la Chaire AFD lors de la première phase du projet (Gauthier *et al.*, 2004; Nguyen 2000, 2002). Deuxièmement, les enjeux et objectifs d'aménagement ont été ciblés en comparant le portrait établi à l'étape 1 avec le portrait actuel du territoire. Troisièmement, des moyens et des stratégies ont été avancés afin de répondre aux divers enjeux et objectifs. Enfin, les stratégies et moyens mis de l'avant à l'étape 3 seront intégrés à un calcul de possibilité forestière afin d'évaluer les impacts socio-économiques de l'approche et d'identifier les paramètres à optimiser pour rendre l'approche écologiquement, socialement et économiquement acceptable.

Une approche basée sur la connaissance du territoire

Régime de perturbation

Excluant la coupe, le feu est la principale perturbation de grande envergure qui affecte le territoire (Simard *et al.,* 2009). Le feu a été reconnu comme l'agent qui a historiquement dynamisé les paysages et la structure d'âge des forêts. Le cycle de feux est passé dans la région de 101 ans avant 1850 à 135 ans entre 1850-1920 et à 398 ans depuis les années 20. L'empreinte laissée par le feu sur le paysage permet d'estimer un âge moyen des forêts d'environ 148 ans (Bergeron *et al.*, 2004). La majorité des feux était de petite taille mais les grands évènements (>1 000 ha) sont ceux qui ont davantage marqué le territoire en contribuant à brûler plus de 90 % de la superficie (Bergeron *et al.*, 2004). Considérant les 60 dernières années, 55 % des feux s'étant produits sur le territoire avaient une taille entre 950 et 20 000 ha (Bergeron *et al.*, 2002). Bien que normalement considérés sévères, les feux laissent quand même dernière eux une certaine quantité de forêt non-brûlée à partiellement brûlée. Leduc *et al.* (2000) estiment que les feux laissent environ 5 % d'îlots de forêt résiduelle intacte à l'intérieur de l'aire affectée et que la forêt partiellement brûlée pourrait atteindre de 30 à 50 % de la superficie touchée. Un peu plus à l'est de la région visée ici, Perron (2003) estime que les feux en forêt boréale laissent de 10 à 35 % de forêt résiduelle dont 1 à 8 % sous forme d'îlots. Pour ce qui est de la répartition spatiale des évènements de feu, peu d'études l'ont évaluée (Perron, Bélanger et Vaillancourt, 2009). Selon des simulations projetant le régime de feux de la région, considérant une distribution aléatoire des feux ainsi qu'une agglomération sur 25 ans des aires brûlées, Belleau *et al.* (2007) proposent que l'espacement minimal des aires en régénération soit de 6 km.

Quoique de moindre importance, deux autres perturbations dynamisent les peuplements entre les épisodes de feux, soit les épidémies d'insectes et le chablis. Dans l'ouest québécois, trois épidémies majeures de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clem.) (TBE) ont été relevées au cours du dernier siècle, soit de 1919 à 1929, 1930 à 1950 et 1970 à 1987 (Morin, Laprise et Bergeron, 1993) et de un à cinq épidémies de livrée des forêts (*Malacosoma disstria* Hbn.) (MRNF, 2003). On constate cependant que la fréquence et la sévérité de ces épidémies ont été faibles dans le territoire ici visé par le plan d'aménagement écosystémique. L'abondance du sapin baumier (*Abies*

balsamea (L.) Mill.) et du peuplier-faux tremble, qui sont respectivement hôtes préférentiels de la TBE et de la livrée, est faible sur le territoire (<10%) et les peuplements sont largement dispersés dans la mosaïque forestière. Pour ce qui est du chablis, les peuplements entre 100-300 ans semblent être les plus affectés. Environ 15 % de la superficie occupée par ces peuplements serait touchée par du chablis partiel à total (Harper *et al.*, 2002). Enfin, la proportion de trouées créées suite à la sénescence des arbres augmente avec l'âge des peuplements. Dans les forêts de moins de 150 ans, la majorité des trouées (80 %) sont de moins de 30 m^2. Ces trouées sont généralement créées par la mortalité de 10 arbres matures ou moins. La régénération qui s'y établit est principalement composée de marcottes d'épinettes noires. Étant donné les sols froids et organiques de la ceinture d'argile, les marcottes présentent une croissance faible et lente qui ne permettra pas aux trouées de se refermer (St-Denis, communication personnelle). Les forêts du territoire s'ouvrent donc avec le temps (Lecomte et Bergeron, 2005; Lecomte, Simard et Bergeron, 2006; Simard *et al.* 2009).

Dynamique des peuplements

L'extrême ouest du sous-domaine de la pessière à mousses de l'Ouest correspond à l'unité physiographique de la ceinture d'argile caractéristique du nord-ouest québécois et du nord-est ontarien. Ce secteur est reconnu pour être sujet à l'entourbement (Taylor, Carleton et Adams, 1987). L'entourbement est un phénomène par lequel une importante couche de matière organique s'accumule au sol. Causée par plusieurs facteurs, cette accumulation limite à long terme la productivité des sites en favorisant un rehaussement de la nappe phréatique, une diminution de l'activité microbienne et une baisse de la disponibilité en nutriments (Fenton *et al.*, 2006; Simard *et al.*, 2007; Simard *et al.*, 2008; Taylor, Carleton et Adams, 1987; Van Cleve et Viereck, 1981). Ce phénomène aurait également une influence sur la succession forestière ainsi que sur le développement de peuplements ouverts à structure irrégulière (Harper *et al.*, 2002, 2005; Lecomte et Bergeron, 2005; Lecomte, Simard et Bergeron, 2006). En absence de feu, on observe donc sur le territoire une convergence des peuplements vers des peuplements dominés par l'épinette noire et vers des peuplements très ouverts et peu productifs. La capacité de l'épinette noire à se maintenir sur des sites entourbés et sa tolérance à l'ombre contribueraient à ce qu'elle domine les peuplements (Harper *et al.*,

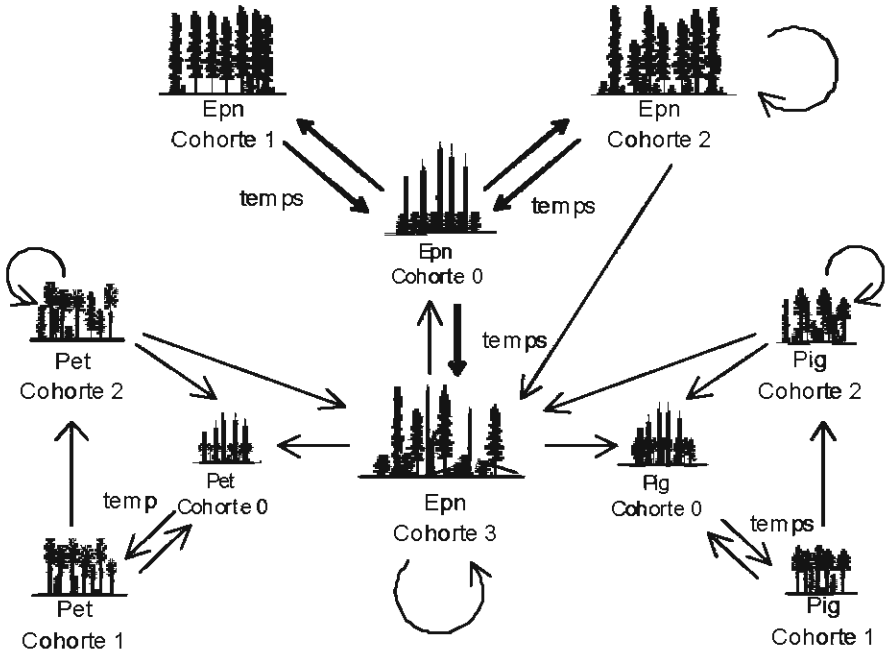
Rapport-Gratuit.com

2002; Lecomte et Bergeron, 2005). Vu leur intolérance à l'ombre et à l'entourbement, le pin gris et le peuplier faux-tremble s'installeront principalement suite à un feu sur les sites bien drainés.

Afin de simplifier la dynamique forestière de la région à l'étude, les peuplements ont été classés selon 11 stades de développement lors de la première phase du projet (Gauthier *et al.*, 2004). Ces stades se partagent en 3 séries évolutives (peuplier faux-tremble, pin gris et épinette noire) et trois étapes de développement (cohorte; Bergeron *et al.*, 1999) (app. E.2). La première cohorte correspond aux peuplements issus de feu. Les peuplements associés à cette cohorte sont normalement denses et fermés avec très peu de structure verticale. En absence prolongée du feu, les peuplements de cohorte 1 évolueront vers des peuplements de deuxième cohorte, peuplements semi-ouverts présentant une structure plutôt étagée. Lors de ce stade d'évolution, les espèces intolérantes à l'ombre de la première cohorte (pin gris et peuplier faux-tremble) seront graduellement remplacées par l'épinette noire qui est tolérante à l'ombre et capable de se reproduire par marcottage en sous-couvert. Enfin, si l'absence de feu se prolonge, une dynamique par trouées va se mettre en place et permettre le remplacement des arbres de première et de deuxième cohorte par des cohortes tardives (cohorte 3) composées essentiellement d'épinette noire. À ce stade de développement, les peuplements sont très ouverts avec une structure verticale bien développée et une structure d'âge inéquienne. Sur les sites susceptibles à l'entourbement, la succession en espèce et l'atteinte du stade de cohorte 3 pourraient être accélérées. À l'extrême, si le feu n'est pas assez sévère et ne consume pas suffisamment la matière organique accumulée au sol, le être très ouvert et arborer une structure et une composition de peuplement inéquiennes (Lecomte, Simard et Bergeron, 2006; Simard *et al.*, 2008).

La faune et la flore, les besoins de conservation

Une multitude d'espèces animales et végétales ont été répertoriée dans la région visée par le projet. Certaines d'entre elles sont considérées en situation précaire et seraient sensibles aux activités forestières (Dallaire et Légaré, 2006). Cinq espèces focales ont été



B.2. Modèle de succession naturelle de la pessière noire à mousses de l'ouest proposé par Thuy Nguyen (2002) Epn = épinette noire, Pig = Pin gris, Pet = Peuplier faux tremble

ciblées puisqu'il est impossible de suivre l'état de l'ensemble des espèces présentes sur le territoire. Une espèce focale étant une espèce abondante et sensible aux perturbations anthropiques sur le territoire à l'étude (Fleishman, Murphy et Blair, 2001; Lambeck, 1997). Les espèces visées ici sont le caribou forestier, le castor, le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), la martre d'Amérique (*Martes americana*) et la sitelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*). Ces dernières sont des espèces particulièrement sensibles au dérangement, à la simplification des structures forestières et de la composition, à la fragmentation des habitats et à la disparition de certains attributs forestiers tels que les forêts mûres et surannées.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Le caribou forestier, une espèce vulnérable au Québec, occupe principalement la partie nord de l'aire d'étude. Cette espèce présente un grand domaine vital, effectue de longs déplacements et a besoin des vieilles forêts résineuses où il peut trouver du lichen terrestre et arboricole pour survivre. Le caribou est affecté par la raréfaction et la fragmentation de son habitat. Il est sensible au phénomène d'enfeuillement, qui favorise l'orignal et des prédateurs comme le loup, et il est très sensible au dérangement par l'homme (Courtois *et al.*, 2002). Cette espèce fait présentement l'objet d'un plan de rétablissement à l'échelle du Québec et d'un plan d'aménagement spécifique pour chaque secteur où on la retrouve. Pour le secteur ici à l'étude, le plan d'aménagement s'appuie grandement sur la stratégie d'aménagement écosystémique et sur une stratégie de conservation d'habitats présentant un intérêt élevé pour le caribou (secteurs de rut, de mise bas et d'alimentation d'été).

La martre d'Amérique est une espèce prédatrice qui a besoin de populations de proies en santé (par ex.campagnols, lièvre d'Amérique) pour survivre. La martre occupe ici surtout la partie sud du territoire. Sensible à la fragmentation, elle affectionne les forêts d'intérieur mûres et surannées à dominance résineuse où elle peut trouver de vieux arbres, des chicots et des débris ligneux au sol en abondance (Potvin, 1998). Ces éléments structuraux lui servent d'habitat pour la mise bas, pour se nourrir et comme couvert de protection pour elle-même et ses proies. Bien que les vieilles forêts ne présentent pas nécessairement le plus grand nombre de proies, c'est dans ce type d'habitat que la martre montre le plus de succès de capture de celles-ci (Alvarez, 1996).

Le lièvre d'Amérique est, quant à lui, aussi considéré comme une espèce clé puisqu'il est une proie pour un grand nombre de prédateurs tels le lynx, la martre, le loup, le renard roux et le grand duc d'Amérique (Brugerolle; 2003, Guay, 1994). Afin d'assurer sa survie, le lièvre a besoin de trouver, sur un petit territoire (<10 ha), une mosaïque d'habitats allant de peuplements caractérisés par un couvert résineux d'âges variés à des milieux ouverts. L'habitat d'été est rarement limitant et le lièvre s'y nourrit principalement de plantes herbacées (Wolff, 1980). L'habitat d'hiver, plus contraignant, doit présenter au-dessus du couvert de neige une quantité suffisante de ramilles, préférentiellement des ramilles de moins de 3 mm de diamètre (Guay, 1994). Le lièvre choisirait davantage son habitat en fonction de la structure du milieu que la nature des espèces qui le compose. Une obstruction latérale d'au

moins 40 % entre 1 à 3 m de hauteur serait, entre autre, un facteur déterminant pour avoir un bon couvert d'abris et une nourriture abondante (Guay, 1994). Préférentiellement, le lièvre utilisera des peuplements résineux de moins de 12 m de hauteur ou présentant une couverture forestière inférieure à 60 % où une végétation plus dense en sous-étage sera présente. Les bordures entre les peuplements résineux et les coupes semblent aussi utilisées, et ce sur les 100 premiers mètres depuis la coupe (Guay, 1994). La diminution de l'obstruction latérale après coupe affecte directement l'habitat du lièvre. Celui-ci déserte les parterres de coupes totales jusqu'à 10 ans après traitement pour les peuplements mixtes et jusqu'à 20-30 ans dans les peuplements résineux (Potvin, Breton et Courtois, 2005).

Le castor est aussi considéré comme une espèce clé. Les modifications qu'il apporte à son habitat par ses activités de damage et d'alimentation créent de larges trouées qui sont utilisées par d'autres espèces. Les barrages de castor jouent aussi un rôle important dans l'écologie et la chimie du réseau hydrographique (Naiman, Melillo et Hobbie, 1986). Affectant principalement les cours d'eau permanents du 2e au 4e ordre présentant des pentes de moins de 15 % (Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent, 2002), le castor, par la construction de barrages, favorise la rétention de sédiments et l'apport en débris ligneux et en matière organique dans les cours d'eau. Le castor est peu affecté par les coupes puisqu'il utilise surtout la forêt localisée à moins de 30 m des berges (Jenkins, 1980) et cette forêt riveraine est en partie protégée par des bandes de protection de 20 m prévues dans la législation (Potvin, Breton et Courtois, 2005).

La sitelle à poitrine rousse est une espèce couramment associée aux forêts matures à dominance résineuse, surtout aux forêts susceptibles à la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) (Marchand et Blanchette, 1995). L'été, la sitelle se nourrit principalement d'insectes qu'elle glane le long des troncs, alors que l'automne et l'hiver, elle se nourrit de graines qu'elle trouve dans les cônes de sapin, d'épinette et de pin. La sitelle est un oiseau cavicole qui requiert des chicots ou des arbres moribonds pour nicher. Les arbres choisis présenteront généralement un diamètre à hauteur de poitrine de plus de 20 cm et une hauteur de 2 à 30 m (en moyenne 12 m) (Marchand et Blanchette, 1995). La sitelle à poitrine rousse pourrait être sensible à la fragmentation et son absence des parterres de coupe serait reliée à la rareté en gros arbres et en chicots.

Les principaux enjeux de conservation de la biodiversité dans l'aire d'application du projet sont liés au maintien d'habitats fauniques particuliers, au maintien de vieilles forêts et à leur fragmentation. Plusieurs stratégies peuvent être considérées pour répondre à ces enjeux dont la protection des habitats et/ou l'usage de traitements sylvicoles qui recréent des succédanés de vieilles forêts ou maintiennent davantage d'attributs de vieilles forêts (chicots et débris ligneux au sol). Actuellement, le gouvernement du Québec travaille à mettre en place un réseau d'aires protégées et de refuges biologiques (couvrant actuellement environ 6 % de l'UAF). Ces secteurs protégés devraient assurer une protection à long terme de certains habitats et leur recrutement dans le temps. Cependant, comme la proportion du territoire mis en protection reste modeste (<12 %), la notion de maintien de vieilles forêts et de massifs forestiers devra être intégrée à notre stratégie d'aménagement.

Gérer la forêt à l'aide d'objectifs clairs

L'acquisition de connaissances sur le territoire a permis de dresser un portrait préindustriel (avant 1970) de l'état de la forêt qui correspond à des lignes directrices de ce que devrait maintenir ou recréer l'aménagement forestier à long terme. Afin de cibler les actions prioritaires et les points de divergence les plus importants, le portrait préindustriel a été comparé à l'état actuel de la forêt (app. E.3.). Par cette comparaison, plusieurs enjeux ont été définis (app. E.4.). Bien que la stratégie générale d'aménagement s'inspire en grande partie de la dynamique forestière et du régime de perturbation, pour chaque enjeu et objectif identifiés, des moyens possibles d'accomplissement ont été abordés. Lorsque la stratégie ne pouvait répondre directement à l'enjeu ou à l'objectif, des moyens supplémentaires ont aussi été proposés afin d'atteindre un compromis d'aménagement qui serait acceptable et répondrait le plus possible aux enjeux du territoire. Cette façon de lier les écarts à la stratégie d'aménagement fait en sorte d'élaborer une stratégie plus complète qui réponde non seulement au besoin environnemental, mais aussi aux besoins économiques et sociaux. Les actions prioritaires à entreprendre ont aussi été par le fait même mises en lumière, puisqu'on peut supposer que celles-ci visent les enjeux présentant les plus grands écarts ou du moins ceux qui s'écartent le plus de la variabilité naturelle du territoire.

B.3. Comparaison de l'état actuel de la forêt avec le portrait préindustriel

Aspect	Catégories	Variabilité naturelle	État actuel
Stades de développement (correspondance de l'âge pour les pessières)[1]	Sans classe d'âge (très jeune)	5 %	13%
	Régénération (20 ans et moins)	15 %	18%
	Jeune (de 21 à 80 ans et jeune inéquienne)	23 %	41%
	Mûr et suranné (81 ans et plus et vieux inéquienne)	57 %	28%
	(Plus de 200 ans)	*(20 %)*	
Structures[2]	Équienne (cohorte 1)	62 %	72%
	Irrégulière (cohorte 2)	21 %	16%
	Inéquienne ouverte (cohortes 3 et plus)	17 %	12%
Composition[1]	Résineux	83 %	76%
	(Pessières noires)	*(71 %)*	(68%)
	Mixte	12 %	16%
	Feuillus	5 %	8%
Mosaïque[3]	Taille des perturbations (feux)	• 900 à 20 000 ha (90 % < 1 000 ha) • Les feux de plus de 1 000 ha ont contribué majoritairement à la superficie brûlée	• Aires perturbées – 10-10 000 ha – (~98 % < 2 000 ha)
	Répartition des perturbations (feux)	• Aléatoire, les feux sont distants les uns des autres • Distance minimale entre les aires perturbées 6 km	• Distance minimale entre les aires perturbées 0.3 km
Sévérité[3]	Forêt résiduelle	• 10 à 35 % dont 1 à 8 % en îlots de 1 à 3 ha	• Forêt résiduelle temporaire dans les coupes 19-62 % – Bandes riveraines – Séparateurs de coupes – Lisières boisées en bordure de chemin – Peuplement non-accessible ou non-commercial
	Mortalité au sein de la perturbation	• Mortalité totale: 45 à 65 % • Mortalité partielle: 30 à 50 %	

B.3. Comparaison de l'état actuel de la forêt avec le portrait préindustriel

Aspect	Catégories	Variabilité naturelle	État actuel
Fréquence des perturbations[3]	Feux	• Variable depuis 300 ans (de 1850-1920, le cycle de feux a été estimé à 135 ans) • Âge moyen de la forêt: 148 ans	• Cycle de feux actuel estimé à 398 ans • Révolution moyenne 80 ans • Âge moyen visé par la normalisation 40-45 ans
	Perturbations par pied d'arbre	• Non documentées	

1.- Données tirées du 1er (1971) et 3e (1994) inventaires décennaux, Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Direction des inventaires.

2- La variabilité naturelle a été estimée selon une distribution d'âge et de seuils théoriques pour un âge moyen des forêts de 150 ans (Nguyen 2000) ; les valeurs actuelles ont été estimées à partir des placettes d'inventaires du troisième décennal et leur caractérisation en cohorte selon la structure de la forêt.

3- Les valeurs pour caractériser la variabilité naturelle ont été tirées de Leduc *et al.* 2000, Bergeron *et al.* 2002, 2004, Perron 2003, et Belleau *et al.* (2007). L'état actuel a été caractérisé à l'aide d'outils d'analyse spatial (McGarigal and Marks 1995), manuellement à l'aide de ArcView 3.3 et selon les données du 3e inventaire décennal.

Les principaux enjeux qui touchent le territoire portent sur le maintien de la biodiversité, l'intégrité du paysage, l'harmonisation des usages et la rentabilité économique. La stratégie proposée tente également de répondre au besoin en fibre et en habitat par l'application de traitements sylvicoles qui permettent un prélèvement de la fibre tout en laissant du couvert forestier et une certaine structure de peuplement. Pour faciliter la cohabitation de la chasse, de la trappe, du récréotourisme et des activités de coupes forestières, on préconise également une rétention de forêt dans les coupes, ceci ayant pour but d'améliorer l'aspect visuel, de servir d'habitats refuges et dans certains cas de maintenir la forêt dans des secteurs ciblés.

B.4. Enjeux et objectifs d'aménagement

Enjeux	Objectifs	Stratégies proposées ou envisageables pour répondre aux objectifs
Le maintien de vieilles forêts	• Maintenir de 28,5 % à 38 % de vieilles forêts (FCS 2004). • Définition de vieille forêt: « une forêt ayant atteint ou dépassé son âge d'exploitabilité absolue. »	1. Mise en place d'aires protégées, respect des affectations diverses du territoire (ex: aire de confinement de l'orignal, forêts morcelées). 2. Appliquer intégralement la stratégie de maintien de vieilles forêts du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF) prévue dans les objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier (OPMV) (MRNF 2005) : – Implanter des refuges biologiques sur 2 % du territoire; – Faire l'usage de pratiques sylvicoles adaptées (PSA) sur 7 % du territoire productif; – Mettre en place des îlots de vieillissement sur 10 % du territoire productif. 3. Comptabiliser la vieille forêt contenue dans: – Les bandes riveraines non admissibles à la récolte partielle et celles avec récolte partielle des tiges; – Les peuplements de moins de 50 m^3/ha non admissibles à la récolte; – Les forêts admissibles à la récolte.
	• Faute de portrait pré-industriel des cohortes, viser des proportions historiques établies selon un cycle de feux de 150 ans (cohorte 1: 62 % ; cohorte 2: 21 % ; cohorte 3: 17 %) (Nguyen 2000). • Définition des cohortes: «la cohorte 1 inclut les peuplements équiens issus d'une perturbation sévère ; la cohorte 2 inclut les peuplements irréguliers ayant subi une perturbation partielle ; la cohorte 3 inclut les peuplements inéquiens ayant subi plusieurs perturbations partielles et une ouverture graduelle par la formation de trouées.»	1. Contribution des stratégies envisagées pour le maintien des vieilles forêts 2. Assurer une meilleure distribution dans le temps des cohortes 1 par l'emploi de traitements de coupe partielle qui vont permettre un certain prélèvement de matière ligneuse, mais aussi l'allongement de la révolution des peuplements productifs. 3. Contribution des dénudés humides successionnaux (peuplements à un stade très avancé d'entourbement) à la cohorte 2 et 3 (sur la base des travaux de Simard *et al.* (2007)). Ces peuplements sont considérés comme non-productifs, ils ne sont donc pas exploités. 4. À long terme des peuplements de cohorte 2 et 3 seront retrouvés ou créés grâce à: – L'utilisation de traitements sylvicoles qui permettent de structurer les peuplements afin d'accélérer leur passage vers des cohortes 2 et 3; – La contribution à long terme des stratégies de maintien des vieilles forêts dans lesquelles aucune récolte n'est prévue ou possible – La contribution des vieux brûlis ayant un problème de productivité et qui ne seront jamais récoltés

B.4. Enjeux et objectifs d'aménagement

Enjeux	Objectifs	Stratégies proposées ou envisageables pour répondre aux objectifs
Améliorer le patron de dispersion des aires perturbées par la coupe	• À long terme, recréer le patron de répartition naturelle des aires en régénération tel que proposé par Belleau *et al.* (2007).	1. Agglomérer les coupes afin de former de grandes aires en régénération (de l'ordre de 1 000 à 50 000 ha, incluant des milieux improductifs et une certaine proportion de forêt résiduelle) ; 2. Maximiser l'espace entre les agglomérations de coupes (6 à 12 km) afin de conserver davantage de massif forestier et de forêt d'intérieur; 3. Varier la dimension et la forme des agglomérations.
La rétention d'éléments structuraux dans les aires de coupe	• Maintenir de 10 à 50 % de forêt résiduelle par agglomération de coupe sur l'ensemble de la révolution forestière (FSC 2004, Perron 2003, Leduc *et al.* 2000).	1. Effectuer des coupes totales ou CPRS dans 45 à 65 % de la superficie des agglomérations de coupe. 2. Maintenir 5 % de forêt résiduelle au sein de 5 % des assiettes de coupes à l'aide de: - CPRS avec rétention de bouquets de 200 à 400 m^2 (OPMV); - Rétention d'arbre individuel (25 tiges à l'hectare). 3. Maintenir des arbres vivants sur pied sur 30 à 50 % de la superficie des chantiers à l'aide de: - Blocs de forêt résiduelle; - Péninsules forestières; - Coupe à rétention variable (coupe avec protection des petites tiges marchandes, coupe à diamètre limite, coupe avec rétention de la haute régénération). 4. Maintenir des chicots et des arbres à valeurs faunique à l'intérieur de chacun des moyens de rétention de forêt résiduelle proposés.
	• Assurer un compromis économique au maintien de forêt résiduelle et au besoin en fibre.	1. Utilisation de rétention permanente et non permanente: - <u>Rétention permanente:</u> coupes à diamètre limite, coupe avec rétention de bouquets, coupe avec protection des petites tiges marchandes ou de la haute régénération, maintien des bandes riveraines intacts ou partiellement coupées et utilisation de pratiques sylvicoles adaptées. Contribution approximative moyenne 19 %. - <u>Rétention temporaire (10, 15 ou 20 ans selon la composition forestière):</u> mise en place de péninsules (10 %), de blocs insulaires (10 %) et d'îlots de vieillissement (période d'attente: âge de sénescence +15 ans. Contribution approximative moyenne 20 %.

B.4. Enjeux et objectifs d'aménagement

Enjeux	Objectifs	Stratégies proposées ou envisageables pour répondre aux objectifs
Une stratégie de maintien d'habitats récemment perturbés	• Conserver de 10 à 50 % des forêts perturbées récemment par les perturbations naturelles (Perron 2003, Leduc *et al.* 2000).	1. Lors de la récolte de récupération, maintenir environ 30 % de chacun des types de forêts (âge x composition) présents avant la perturbation. 2. Maintenir intactes toutes les bandes riveraines.
Protéger les milieux riverains	• Limiter l'apport de sédiments dans les cours d'eau et la perte d'habitat aquatique par le maintien en tout temps d'une bande riveraine de 20 m le long des cours d'eau permanents (RNI).	1. Maintenir en tout temps une bande riveraine minimale de 20 m sans récolte ou présentant seulement une récolte de 1/3 des tiges pour au plus 1/3 des bandes (environ 80 % des bandes riveraines du territoire visé ne sont théoriquement pas récoltables à cause de leur faible densité de tiges/ha). 2. Dans les sites importants, une protection de 45 m additionnels et plus doit être appliquée. Ces sites peuvent avoir une importance liée à la conservation d'habitat ou d'ordre culturel.
Maintenir les forêts à haute valeur de conservation (FHVC)	• Assurer, par l'application de modalités d'interventions particulières ou des mesures de protection, le maintien des valeurs de conservation identifiées.	1. Appliquer la stratégie de maintien de vieilles forêts du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, soit l'identification de refuges biologiques et d'îlots de vieillissement et la mise en œuvre de pratiques sylvicoles adaptées. 2. Appliquer les lignes directrices pour la protection de l'habitat des espèces menacées ou vulnérables du milieu forestier du MRNF, soit appliquer les modalités de protection prescrites pour les habitats identifiés par le MRNF et intégrés au plan général d'aménagement forestier des plans d'aménagement pour les espèces menacées ou vulnérables présentant un grand domaine vital comme le caribou des bois. 3. Appliquer les lignes directrices visant le maintien de la qualité des paysages et l'harmonisation des usages du MRNF, soit identifier les sites d'intérêt et les paysages sensibles, consulter les autres utilisateurs du milieu et signer des ententes d'harmonisation sur les modalités appliquées.

Rapport-Gratuit.com

B.4. Enjeux et objectifs d'aménagement

Enjeux	Objectifs	Stratégies proposées ou envisageables pour répondre aux objectifs
Maintien du caribou forestier	• Maintenir l'habitat du caribou forestier et assurer son renouvellement dans le temps pour la partie nord du territoire aménagé.	1. Intégrer les mesures convenues au plan d'aménagement du caribou à la stratégie d'aménagement du territoire, soit appliquer un aménagement écosystémique sur la majeure partie du territoire, établir des aires protégées et assurer la protection de secteurs d'intérêt pour le caribou (secteurs utilisés pour le rut, la mise bas, l'alimentation estivale). 2. Appliquer un traitement de coupe partielle dans et en pourtour des pessières à cladonies pour favoriser leur expansion. 3. Agglomérer les coupes pour limiter la fragmentation de l'habitat et concentrer le dérangement dans un seul secteur.
Maintien de la martre d'Amérique	• Maintenir l'habitat de la martre d'Amérique et assurer son renouvellement dans le temps pour la partie sud du territoire aménagé.	1. Appliquer la stratégie de maintien de vieilles forêts du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, soit l'identification de refuges biologiques et d'îlots de vieillissement et la mise en œuvre de pratiques sylvicoles adaptées. 2. Par la concentration des mesures de maintien des vieilles forêts, favoriser la création d'habitats d'intérieur. 3. Agglomérer les coupes pour limiter la fragmentation de l'habitat.
La gestion du réseau routier	• Limiter la fragmentation de l'habitat par une gestion plus fine du réseau routier et de son développement.	1. Mettre en place un plan complet de gestion des voies d'accès: - Éviter la construction de chemins à l'intérieur ou à proximité des aires protégées; - Préciser les stratégies d'abandon et d'entretien pour tous types de chemin; - Conserver l'isolement dans les zones qui sont fragiles sur le plan culturel ou biologique; - Viser un équilibre juste et équitable entre l'importance de garder un isolement pour des motifs écologiques, sociaux et économiques et le souhait d'ouvrir l'accès aux véhicules motorisés pour des motifs récréatifs et opérationnels.

B.4. Enjeux et objectifs d'aménagement

Enjeux	Objectifs	Stratégies proposées ou envisageables pour répondre aux objectifs
Assurer la productivité des forêts	• Minimiser l'entourbement après intervention.	1. Dans les secteurs présentant déjà un niveau d'entourbement avancé, favoriser le passage de la machinerie sur tout le parterre de coupe ou une préparation de terrain sévère suivie d'un reboisement. Le brûlage dirigé de la matière organique pourrait être également envisagé comme préparation de terrain. 2. Lors d'intervention de coupe partielle, limiter l'ouverture du couvert forestier à 30 %.
	• Augmenter la production de fibre.	1. Développer une stratégie d'intensification de la sylviculture en tenant en compte entre autre: – D'aménager un maximum de 5 % du territoire en plantation d'espèce à croissance rapide et à haut rendement; – D'assurer le plein boisement des zones perturbées et la remise en production des chemins et des aires d'ébranchage; – D'assurer un suivi étroit des peuplements en régénération et des entretiens.

L'évaluation de l'atteinte des objectifs suite à la mise en place de l'aménagement écosystémique sur le territoire servira de base à un système de suivi (Drapeau *et al.*, 2008). Encadré par un système d'aménagement adaptatif (Holling, 1978), le système de suivi permettra d'évaluer chaque stratégie et moyen mis de l'avant pour répondre à nos objectifs. Lorsque nécessaire, les moyens et les stratégies seront améliorés pour répondre davantage à l'objectif. Dans certains cas, l'objectif lui-même pourrait être révisé si ce dernier ne répond pas à l'enjeu d'aménagement identifié.

Des essais avant le grand saut

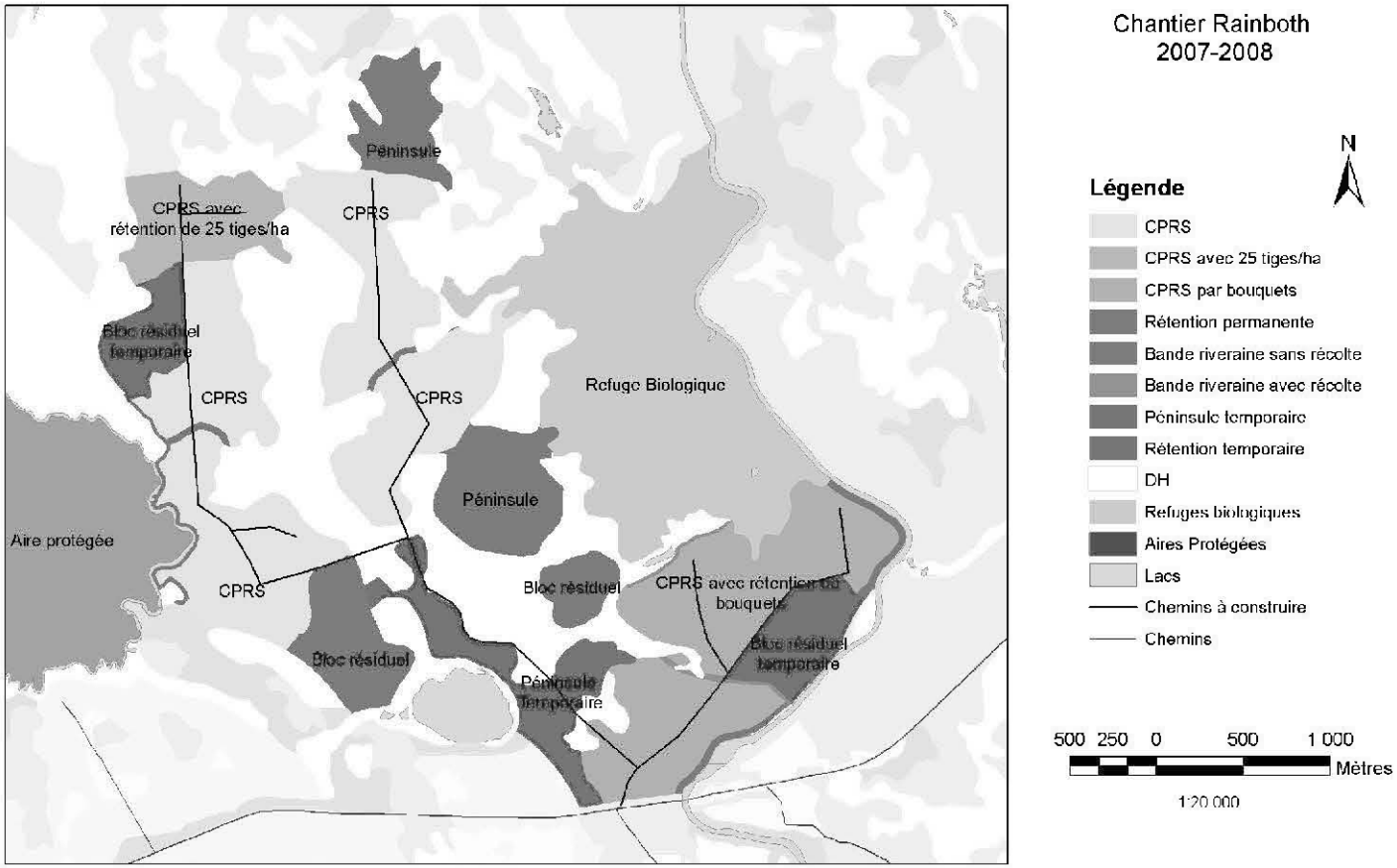
Jusqu'à maintenant, peu de travaux ont été menés au Québec sur l'opérationnalisation de la démarche d'aménagement écosystémique et les problèmes d'application (Brais *et al.*, 2004, www.projettriade.ca, http://www.fm.ulaval.ca). De façon théorique, l'approche est de plus en plus raffinée mais plusieurs points n'ont pas encore trouvé écho dans une application concrète. Les grandes lignes de la stratégie d'aménagement écosystémique exprimées dans le appendice E.4 correspondent à ce que Tembec souhaiterait appliquer sur le long terme dans

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

l'UAF 85-51. Cependant, cette application doit d'abord faire l'objet de certaines expérimentations afin d'évaluer les impacts de telles stratégies sur les coûts de production, l'efficacité de planification et de gestion, la faisabilité opérationnelle et bien sûr la performance environnementale. Deux points feront entre autre l'objet d'expérimentation dès 2007 avant leur application à grande échelle: la mise en place d'un chantier de coupe présentant de la forêt résiduelle en rétention et des essais de pratiques sylvicoles adaptées qui visent le maintien de couvert forestier et d'attributs de vieilles forêts. D'autres essais de traitement de coupes partielles qui visent à accélérer le passage des peuplements en cohorte 2 et 3 seront également exécutés sur le territoire en plus d'essais déjà réalisés dans le cadre d'un réseau de recherche sur les coupes partielles (Fenton *et al.*, 2008). Pour chaque essai mené sur le territoire, un suivi étroit des coûts, des rendements et de l'impact environnemental sera fait. L'atteinte des objectifs de départ sera aussi évalué et les stratégies ajustées afin que la stratégie globale réponde davantage aux enjeux d'aménagement du territoire.

L'essai de chantier écosystémique sera réalisé dans la partie centre-est de UAF 85-51 au sein du canton Rainboth. La superficie visée en 2007-2008 est d'environ 900 ha, incluant les peuplements improductifs et le territoire non forestier (eau). L'essai de chantier se situe dans l'aire de trappe de la famille Cananasso qui y chasse et trappe activement. De même, à la limite sud de la zone de chantier 2007-2008, on note la présence de la rivière Plamondon qui est largement utilisée pour le canotage par les autochtones. Dans ce secteur, la composition forestière est dominée, par ordre d'importance, par l'épinette noire, par des peuplements mixtes épinette/pin gris, épinette/feuillus et feuillus. Les peuplements sont majoritairement âgés entre 70 et 120 ans. Les dépôts de surface présents sont essentiellement des argiles glaciolacustres présentant un drainage imparfait à mal drainé et des dépôts organiques mal drainés.

À l'origine, la planification du chantier 2007-2008 (app. E.5) prévoit environ 400 ha de traitements en coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) dont 133 ha seraient exécutés sous forme de CPRS avec rétention de bouquets d'arbres (îlots de 200 à



B.5. Chantier écosystémique expérimental 2007-2008 canton Rainboth (feuillet 32E08NE du 3e inventaire décennal).

400 m^2) et 42 ha environ sous forme de CPRS avec rétention par pied d'arbre (25 tiges/ha). Le reste de la rétention prévue a été organisé en blocs et péninsules de rétentions temporaire et permanente. Après coupe, et sans prendre en compte les mesures d'harmonisation qui pourraient être imposées par le MRNF, une rétention d'environ 37 % de forêt résiduelle est prévue en 2007-2008. La rétention prévue est représentative de la forêt avant perturbation et est répartie en deux classes: 22 % sera organisée en rétention permanente et 15 % en rétention temporaire (d'une durée de 10 à 20 ans selon la nature des peuplements). Pour ce qui est de la rétention temporaire, celle-ci sera laissée dans des endroits accessibles et près des chemins afin de limiter les dommages à la régénération déjà en place lors du retour pour la coupe finale. L'emploi de formes de rétentions permanente et temporaire est une mesure de compromis qui a pour but de minimiser l'impact sur la possibilité forestière et d'assurer une certaine rentabilité économique à l'industrie, tout en assurant, pour un temps, le maintien d'une quantité plus élevée d'habitats de qualité pour la faune.

Le défi de passer à une application à grande échelle considérant le paysage actuel

À long terme, Tembec aimerait disperser ses coupes dans le paysage selon un patron qui s'inspire de celui créé par les perturbations naturelles. Belleau *et al.* (2007) ont, à l'aide de simulations, proposé pour différents régimes de feux un espacement minimum moyen et une distribution de tailles d'agglomérations cible pour les aires en régénération. La distribution proposée repose sur la prémisse réaliste pour le territoire que l'emplacement des évènements de feux est aléatoire et que les peuplements brûlent indépendamment de leur âge. L'appendice E.6 résume, pour le régime de feux du territoire, les caractéristiques de dispersion et de distribution proposées pour la proportion de forêt aménagée selon un système de coupe équienne. Les tailles d'agglomération proposées sont des surfaces continues qui incluent la présence de peuplements improductifs et de forêts résiduelles. Pour chaque agglomération mise en place, Belleau *et al.* (2007) suggèrent de maintenir une contrainte d'espace minimale de 6 km tant et aussi longtemps que la hauteur moyenne des peuplements dans l'agglomération de coupe ne sera pas supérieure à 4 m. À ce moment, la forêt en

régénération devrait avoir retrouvé une certaine fonctionnalité pour la faune qui nécessite un couvert forestier (Imbeau, Savard et Gagnon, 1999; Jacqmain, 2003).

B.6. Caractéristiques souhaitées de dispersion et d'agglomération des coupes pour la forêt sous un aménagement équienne[1]

Taille (ha) des agglomérations de coupes	Nbre moyen (max) d'agglomération sur 25 ans	Espacement (km) minimum moyen (min) entre les agglomérations selon la taille
0-2 000	1 (2)	39.3 (21.8)
2 000-5 000	1 (2)	
5 000-10 000	1 (2)	50.4 (24.5)
10 000-20 000	1 (3)	12.4 (7.2)
20 000-50 000	3 (3)	
Toutes tailles confondues		8.6 (6.1)

1- Sous le régime de feux du territoire, 48.4% de la forêt devrait être âgée de moins de 100 ans et être aménagée de façon équienne.

Pratiquant le même genre d'analyse sur l'image actuelle du territoire (incluant les coupes exécutées jusqu'en mars 2006), nous avons évalué à quel point le paysage actuel diffère du paysage souhaité et dans quelle mesure les balises (10-50%) de rétention en forêt résiduelle à l'intérieur des agglomérations sont respectées. Pour ce faire, nous avons procédé, à l'aide du logiciel ArcGis 9.1, à l'agglomération de toutes les aires en régénération (moins de 4 m de hauteur) situées à moins de 1 000 m l'une de l'autre (Perron, 2003). Ensuite, nous avons évalué la distribution de taille des agglomérations et la distance au plus proche voisin, bordure à bordure, et ce, par classe de taille (McGarigal et Marks, 1995). Les portions de forêt résiduelle productive et non-productive incluses dans les agglomérations ont aussi été évaluées. L'appendice E.7 présente les résultats de l'analyse. On observe que contrairement à ce qui est souhaité (app. E.6), le territoire présente un très grand nombre de petites agglomérations (moins de 100 ha) et à l'autre extrême, une très très grande agglomération de coupes de 630 449 ha (incluant la forêt résiduelle et improductive). On observe également que l'espacement minimal est en moyenne plus de 3 à 10 fois plus petit que ce qui est attendu

théoriquement sous un régime de perturbation naturelle. Par conséquent, la matrice forestière entre les agglomérations perturbées est de plus en plus restreinte et fragmentée.

B.7. Caractéristiques des agglomérations perturbées déjà présentes dans l'unité d'aménagement 85-51[1]

Taille (ha) des agglomérations de coupes	Nbre d'agglomération	Pourcentage (%) de rétention dans les coupes (rétention excluant les peuplements improductifs)	Espacement (km) minimum moyen entre les agglomérations selon la taille
0-2 000	83 [2]	43 (34)	2,6
2 000-5 000	2	88 (37)	
5 000-10 000	0	N/A	N/A
10 000-20 000	0	N/A	
20 000-50 000	0	N/A	N/A
>50 000	1	84 (35)	
Toutes tailles confondues			1,5

1- Les aires perturbées à moins de 1000 m l'une de l'autre ont été agglomérées.

2- 68 agglomérations ont moins de 100 ha.

Jusqu'à ce que la forêt en régénération ait atteint une hauteur et une densité qui permettent son utilisation par la faune, il faudrait éviter de fragmenter davantage la matrice forestière qui est située entre les agglomérations de coupes déjà existantes. Pour le moment, on souhaite limiter la création de nouveaux chantiers de coupe totale dans les zones peu ou pas perturbées. L'agrandissement de chantiers déjà existant ou une agglomération plus intense des petits chantiers entre eux serait davantage à préconiser. L'emploi accru de traitements de coupe partielle devrait également permettre l'exploitation hâtive de certains types de peuplements dans la matrice tout en permettant le maintien d'habitats et de couvert forestier. Le manque actuel d'outils performant de simulation tactique et opérationnelle limite notre capacité à planifier de façon optimale les chantiers de coupes.

Des écarts à la réglementation et des outils d'évaluation de l'aménagement

Afin d'appliquer sur le territoire la stratégie d'aménagement écosystémique ci-haut décrite, plusieurs normes existantes dans la réglementation doivent faire l'objet d'une demande de dérogation en vertu de l'article 25.3 de la *Loi sur les forêts* (L.R.Q., chapitre F-4.1, Québec, 2006a). Le projet devra entre autre déroger aux articles 47, 74, 75, 79.1, 79.2, 79.3, 79.4, 79.5, 79.6, 79.7, 79.8, 80, 87, 88, 89 et 95 du Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI) (c. F-4.1, r.1.001.1, Québec, 2006b). De façon générale, ces articles portent sur la superficie des coupes d'un seul tenant, l'utilisation d'une stratégie de dispersion des coupes selon un patron en mosaïque, l'utilisation de séparateur linéaire entre les assiettes de coupes, la récolte de tous les arbres présentant un diamètre commercial s'ils sont sains et secs, l'utilisation de traitement de coupe assurant la protection des sols et de la régénération et l'absence d'intervention dans les pessières à Cladonie. La superficie des coupes est un exemple concret où une dérogation sera nécessaire. Actuellement, la réglementation limite les superficies de coupe à 150 ha en forêt boréale et oblige la mise en place d'un séparateur linéaire de 60 à 100 m de large entre chaque assiette de coupe. Or, on constate par design du chantier expérimental (app. E.6) que les assiettes de coupe pourraient présenter des tailles supérieures à 150 ha et que les séparateurs de coupes seront agglomérés en blocs de rétention ou en péninsules. Pour chaque norme d'intervention faisant l'objet d'une demande de dérogation, Tembec a dû proposer une modalité de remplacement, une explication des circonstances justifiant une dérogation et les objectifs poursuivis par la modalité de remplacement. Les objectifs ici proposés serviront de base au MRNF pour l'évaluation des nouvelles modalités prévues au plan pour faire face aux enjeux d'aménagement du territoire.

Au-delà de la dérogation aux normes d'intervention, aucune étude ou scénario simulé ne nous permet actuellement de prédire avec exactitude l'impact de l'aménagement écosystémique sur la possibilité forestière de la région aménagée par Tembec. Plusieurs facteurs contribuent à cet état de fait: beaucoup d'incertitudes demeurent quant à la façon d'appliquer la théorie et sur la réponse des peuplements aux différents traitements proposés, peu d'outils de simulation permettent à ce jour de tenir compte de tous les aspects d'un aménagement écosystémique (résolution spatiale et temporelle, planification à plusieurs

échelles, contraintes sociales et économiques), peu de simulations tiennent compte des contraintes opérationnelles à l'application et peu d'essais ont été faits jusqu'à présent pour documenter l'efficacité des mesures d'atténuation tel l'aménagement intensif. Par chance, plusieurs de ces incertitudes pourraient être résolues à court terme. Beaucoup d'essais mis en place il y a quelques années par le Réseau des coupes partielles et la forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet (FERLD) sont maintenant prêts à nous livrer de l'information sur la réponse des peuplements à certains traitements (Fenton *et al.*, 2008; Harvey *et al.*, 2008). Combiné au développement de nouveaux outils de modélisation et de suivi (projet de recherche en cours conjointement avec l'UQAT), à une acquisition toujours croissante d'information sur la dynamique des peuplements et leur productivité (Simard *et al.*, 2008) et à la mise en place de nouveaux essais sylvicoles, Tembec souhaite, pour 2013, être capable de documenter un plan général d'aménagement écosystémique et d'en faire une application concrète.

À la rencontre de nos objectifs par un système de suivi et un aménagement adaptatif

Étant donné que l'approche écosystémique est expérimentale, il est important d'instaurer une politique d'aménagement adaptatif et d'améliorer le système de suivi des impacts environnementaux de l'aménagement forestier sur les différentes valeurs présentes sur le territoire. Par la *Loi sur la qualité de l'environnement* (L.R.Q., chapitre Q-2, Québec, 2006c) et le RNI (c. F-4.1, r.1.001.1, Québec, 2006b), la réglementation québécoise couvre relativement bien les rejets de matière dangereuse, les impacts liés à la qualité de l'air, de l'eau, le sol et la faune, etc. Le système actuel de gestion de Tembec, conforme à la norme ISO 14 000 (CSA, 2005), assure le suivi de cette réglementation et de différentes procédures propres aux opérations d'abattage et de transport. Toutefois, la diversité biologique n'est que faiblement prise en compte dans ces procédures et bien que, dernièrement, le gouvernement ait imposé aux industriels des *Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier* (MRNF, 2005) qui serviront de base d'évaluation des aménagements en regard du maintien de la ressource, il n'y a pas encore de mesure concrète de suivi appliquée sur le terrain ni d'indicateurs de suivi mis en place. Le maintien de la biodiversité est un enjeu important mais difficile à évaluer. L'identification

d'espèces indicatrices et d'espèces focales devra être basée sur des connaissances scientifiques qui permettront d'évaluer nos impacts et de réajuster nos interventions sur le terrain. Pour ce faire, un nombre significatif d'indicateurs devra être développé et le suivi régulier de ces indicateurs devra être économiquement possible à long terme. Étant donné la complexité de la tâche et son importance pour l'atteinte de l'aménagement forestier durable, un système de suivi rigoureux devra être complété par l'intégration d'information provenant, entre autre, d'organismes civils (Club de chasse et pêche, Club d'ornithologie), de ministères (MRNF, Développement durable, environnement et des parcs (MDDEP)) ainsi que de groupes de recherche universitaire (Centre d'étude sur la forêt (CEF), Chaire AFD CRSNG-UQAT-UQAM).

La perception de la nouvelle stratégie d'aménagement par le public et les Premières Nations devra aussi être suivie. À ce sujet, certains indicateurs sont déjà en place par le programme Verts Horizons / Impact Zéro[1], mais le cadre d'analyse devra être officialisé. Un cadre d'analyse fonctionnel serait de lier l'analyse des indicateurs à la préparation des différents plans et rapport. Actuellement, seule la programmation quinquennale fait l'objet de consultation obligatoire. Cependant, puisque cette programmation est, tout comme les stratégies d'aménagement du paysage, détaillé dans le plan général d'aménagement du territoire, l'intégration de l'analyse des indicateurs environnementaux à l'échelle du paysage, des indicateurs économiques, sociaux et autochtones durant la préparation du plan général devrait favoriser l'aménagement adaptatif. Les indicateurs environnementaux à l'échelle de la perturbation pourraient être analysés lors de la préparation du plan annuel et du rapport annuel. Toutefois, la collaboration entre chercheurs universitaires et gouvernementaux avec les compagnies forestières reste essentielle pour un aménagement adaptatif à long terme. Cette collaboration permettra de juger d'années en années la pertinence des indicateurs du système de suivi par les nouvelles connaissances et les nouveaux enjeux dégagés par ces chercheurs.

[1] pour plus d'information, visitez www.tembec.com

Rapport-Gratuit.com

Conclusion

Bien que les concepts théoriques soient bien intégrés au plan général d'aménagement forestier (qui inclue la programmation quinquennale 2008-2013) et que certains essais débuteront dès 2007, beaucoup de travail reste à faire au niveau de l'adaptation opérationnelle de l'approche d'aménagement écosystémique. En effet, l'intégration de la dynamique naturelle des peuplements et des types écologiques n'a qu'été effleurée lors des discussions puisque les prescriptions sylvicoles non pas à être détaillées dans la programmation quinquennale. Afin de mieux intervenir dans l'inter-chantier et limiter l'expansion des aires en coupe totale, une sylviculture à l'échelle du peuplement devra être développée pour la planification des plans annuels de 2008 à 2013. Ici, on entend une sylviculture qui vise l'application du bon traitement au bon endroit et qui répond non seulement aux objectifs de productivité et de prélèvement de fibre, mais aussi à la conservation d'habitats fauniques et des autres ressources forestières. De même, afin de réduire la pression sur les massifs forestiers encore intacts et faciliter le déploiement de la stratégie sur la majeure partie du territoire et la mise en place d'aires en conservation, une stratégie d'intensification devra être envisagée. Cette stratégie, applicable dans les secteurs productifs et près des usines, devrait assurer une régénération optimale des peuplements et le maintien de leur productivité sur toute une révolution ainsi que des révolutions plus courtes. L'emploi de préparation de terrain lourde, de technique d'éducation des peuplements (dégagements, éclaircies) et de fertilisation pourraient donc être envisagées. La faisabilité de la mise en place d'une ligniculture d'essences améliorées à croissance rapide sur une petite portion du territoire devra aussi être évaluée en support à la stratégie d'intensification.

Enfin, ces mesures d'intensification et de diversification de l'aménagement nécessitent des investissements substantiels de la part des intervenants industriels. Ces investissements sont parfois difficiles à consentir vu le mode de tenure des terres qui n'offre que peu de garanties aux investisseurs quant à la récolte des fruits de leur investissement. Un meilleur partage de la responsabilité face à l'environnement, de meilleures garanties ou un plus grand investissement de la part du gouvernement faciliteront grandement le virage vers une foresterie économiquement, socialement et écologiquement durable. Finalement, une gestion

plus intégrée de toutes les facettes de la forêt et le développement d'outil de planification à long terme seront nécessaires pour assurer le passage complet de la théorie à la pratique.

Remerciements

Nous désirons remercier le ministère des Ressources naturelles et de la faune pour sa collaboration, plus particulièrement Elaine Cyr, Vincent Nadeau et Marcel Paré. Un merci spécial à tous ceux qui ont travaillé au projet chez Tembec, particulièrement Louis Dumas. Nous désirons aussi souligner l'apport significatif des travaux de la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable.

Références

Alvarez, E. 1996. La forêt mosaïque: une alternative d'aménagement pour le maintien de la martre dans la sapinière boréale ? Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, Québec.

Belleau, A., Y. Bergeron, A. Leduc, S. Gauthier et A. Fall. 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires: recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. Forestry Chronicle, 83 : 72-83.

Bergeron, Y., A. Leduc, B.D. Harvey et S. Gauthier. 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. Silva Fennica, 36 : 81-95.

Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan et V. Kafka. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwoods and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. Ecology, 85 : 1916-1932.

Brais, S., B.D. Harvey, Y. Bergeron, C. Messier, D. Greene, A. Belleau et D. Paré. 2004. Testing forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Quebec: initial response of aspen stands to different levels of harvesting. Canadian Journal of Forest Research, 34 : 431-446.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Brugerolle, S. 2003. Caractérisation de l'habitat du lièvre d'Amérique à différentes échelles spatiales: une étude en forêt mélangée. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, Québec.

Courtois, R., J.-P. Ouellet, S. de Bellefeuille, C. Dussault et A. Gingras. 2002. Lignes directrices pour l'aménagement forestier en regard du caribou forestier. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Université du Québec à Rimouski. Rimouski, Québec.

CSA 2005. Plus 14 000. Guide ISO 14 000. Lignes directrices sur l'application des normes ISO 14 000. 2e édition. Association canadienne de normalisation, Mississauga, Ontario.

Dallaire, S., et S. Légaré. 2006. Évaluation de la présence de forêts à haute valeur pour la conservation telles que définies par le principe 9 du Forest Stewardship Council. Unités d'aménagement forestier 85-51 et 85-62. Gestion des ressources forestières, Abitibi. Version 3.

Environnement Canada. 2006. Canadian climate normals 1971–2000. URL: http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca./climate_normals/index_e.html.

Fenton, N., S. Légaré, Y. Bergeron et D. Paré. 2006. Soil oxygen within boreal forests across an age gradient. Canadian Journal of Soil Science, 86 : 1-9.

Fenton, N., H. Bescond, L. Imbeau, C. Boudreault, P. Drapeau et Y. Bergeron. 2008. Chapitre 15. Évaluation sylvicole et écologique de la coupe partielle dans la forêt boréale de la ceinture d'argile. Pages 393-416 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Aménagment écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Fleishman, E., D.D. Murphy et R.B. Blair. 2001. Selecting effective umbrella species. Conservation Biology in Practice, 2 : 17-23.

Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent. 2002. Indices de qualité d'habitat. Extension ArcView, version 2.0. Réseau de Forêts Modèles, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec.

FSC. 2004. Norme boréale nationale. Version du 6 août 2004. Forest Stewardship Council Groupe de travail du Canada, Toronto, Ontario.

Gauthier, S., T. Nguyen, Y. Bergeron, A. Leduc et P. Drapeau. 2004. Developping forest management strategies based on fire regimes in northwestern Quebec. Pages 219-229 dans A.H. Perera, L. J. Buse et M. G. Weber (éds). Emulating natural forest landscape disturbance: Concepts and Applications. Columbia University Press, New York, USA.

Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, D. Kneeshaw, P. Drapeau, L. De Grandpré, Y. Claveau et D. Paré. 2008. Chapitre 1. Aménagement forestier écosystémique : origines et fondements. Pages 13-40 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Aménagment écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Guay, S. 1994. Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gestion intégrée des ressources, document technique 93/6.

Harper, K.A., Y. Bergeron, S. Gauthier et P. Drapeau. 2002. Post fire development of canopy structure and composition in black spruce forest of Abitibi, Quebec: a landscape scale study. Silva Fennica, 36 : 246-263.

Harper, K.A., Y. Bergeron, P. Drapeau, S. Gauthier et L. De Grandpré. 2005. Structural development following fire in black spruce boreal forest. Forest Ecology and Management, 206 : 293-306.

Harvey, B. D., Y. Bergeron, A. Leduc, S. Brais, P. Drapeau et C.-M. Bouchard. 2008. Chapitre 18. Aménagement forestier écosystémique dans la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest : exemple de la Forêt du lac Duparquet. Pages 475-506 dans S. Gauthier, M.-A.

Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Aménagment écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Holling, C.S. 1978. Adaptive environmental assessment and management. John Wiley and Sons, New York, É.-U.

Hunter Jr, M.L. 1999. Maintaining biodiversity in forest ecosystems, Cambridge university press. Cambridge, R.-U.

Imbeau, L., J.-P. L. Savard et R. Gagnon. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. Canadian Journal of Zoology, 77 : 1850-1860.

Jacqmain, H. 2003. Rabbit Habitat Project: Analyse biologique et autochtone de la restauration de l'habitat du lièvre d'Amérique après coupe sur la terre des cris de Waswanipi. Mémoire de maîtrise non publiée, Université Laval, Québec, Québec.

Jenkins, S.H. 1980. A size-distance relation in food selection by beavers. Ecology, 61 : 740-746.

Lambeck, R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. Conservation Biology, 11 : 849-857.

Lecomte, N., et Y. Bergeron. 2005. Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec Clay Belt. Canadian Journal of Forest Research, 35 : 1984–1995.

Lecomte, N., M. Simard et Y. Bergeron. 2006. Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Quebec, Canada. Écoscience, 13: 152-163.

Leduc, A., Y. Bergeron, P. Drapeau, B. Harvey et S. Gauthier. 2000. Le régime naturel des incendies forestiers: un guide pour l'aménagement durable de la forêt boréale. L'Aubelle, novembre-décembre : 13-22.

Marchand, S., et P. Blanchette. 1995. Modèle d'indice de qualité de l'habitat pour la sitelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*) au Québec. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale de la ressource faunique et des Parcs, Gestion intégrée des ressources, Ministère des Ressources naturelles, document technique 92/6.

McGarigal, K., et B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.

Morin, H., D. Laprise et Y. Bergeron. 1993. Chronology of spruce budworm outbreaks near Lake Duparquet, Abitibi Region, Québec. Canadian Journal of Forest Research, 23 : 1497-1506.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). 2003. Historique des épidémies d'insectes en milieu forestier – 1938 / 2003. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec. URL : http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/fimaq/insectes/fimaq-insectes-histoire.jsp

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNFP). 2005. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012. Document de mise en œuvre. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs.

Naiman, R.J., J.M. Melillo et J.E. Hobbie. 1986. Ecosystem alteration of boreal forest streams by beaver (*Castor Canadensis*). Ecology, 67 : 1254-1269.

Nguyen, T. 2000. Développement d'une stratégie d'aménagement forestier s'inspirant de la dynamique des perturbations naturelles pour la région Nord de l'Abitibi. Rapport de recherche effectuée dans le cadre du Volet I du programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec.

Nguyen, T. 2002. Développement d'une stratégie d'aménagement forestier s'inspirant de la dynamique des perturbations naturelles pour la région Nord de l'Abitibi. Rapport de

recherche effectuée dans le cadre du Volet I du programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec.

Perron, N. 2003. Peut-on et doit-on s'inspirer de la variabilité naturelle des feux pour élaborer une stratégie écosystémique de répartition des coupes à l'échelle du paysage? Le cas de la pessière noire à mousses de l'ouest au Lac-Saint-Jean. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Québec.

Perron, N., L. Bélanger et M.-A. Vaillancourt. 2008. Chapitre 6. Organisation spatiale des peuplements et de la forêt résiduelle sous régimes de feu et de coupes. Pages 137-164 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Aménagment écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Potvin, F. 1998. La martre d'Amérique (Martes americana) et la coupe à blanc en forêt boréale: une approche télémétrique et géomatique. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Québec.

Potvin, F., L. Breton et R. Courtois. 2005. Response of beaver, moose and snowhoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. Canadian Journal of Forest Research, 35 : 151-160.

Québec 2006a. Loi sur les forêts. L.R.Q., chapitre F-4.1. URL : http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/F_4_1/F4_1.htm

Québec 2006b. Règlement sur les normes d'intervention dans les Forêts du domaine de l'État. c. F-4.1, r.1.001.1. URL : http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/F_4_1/F4_1R1_001_1.htm

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Québec 2006c. Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., chapitre Q-2. URL : http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/Q_2/Q2.html

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P. Y. Bernier and D. Paré. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal forests. Ecological Applications, 17 : 1619-1637.

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P.Y. Bernier et D. Paré. 2008. Chapitre 11. Un aménagement écosystémique de la pessière du nord de la ceinture d'argile québécoise : gérer la forêt…mais surtout les sols. Pages 269-299 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). Aménagment écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec.

Taylor, S.J., T.J. Carleton et P. Adams. 1987. Understory vegetation change in a chronosequence. Vegetatio, 73: 63–72.

Van Cleve, K., et L. A. Viereck. 1981. Forest Succession in relation to nutrient cycling in the boreal forest of Alaska. Pages 185-211 dans D. C. West, H. H. Shugart and D. B. Botkin (éds). Forest Succession: Concepts and Applications. Springer-Verlag, New York.

Vincent, J.-S., et L. Hardy. 1977. L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. Géographie Physique du Quaternaire, 31: 357-372.

Wolff, J. O. 1980. The role of habitat patchiness in the population dynamics of snowshoe hares. Ecological Monography, 50: 111-130.