

Comparaison des paysages forestiers actuels et des paysages forestiers naturels du sud de la forêt boréale du Québec à des fins d'aménagement écosystémique



Mémoire de recherche forestière n° 158
Direction de la recherche forestière

par

Pierre Grondin, Denis Hotte, Yan Boucher, Patrice Tardif et Jean Noël

Comparaison des paysages forestiers actuels et des paysages forestiers naturels du sud de la forêt boréale du Québec à des fins d'aménagement écosystémique

Mémoire de recherche forestière n° 158

par

Pierre Grondin, ing.f., M. Sc.,

Denis Hotte, techn. for.

Yan Boucher, biologiste, *Ph. D.*,

Patrice Tardif, math.

et

Jean Noël, techn. for.

Mandat de la DRF

La Direction de la recherche forestière (DRF) a pour mandat de participer activement à l'amélioration de la pratique forestière au Québec en réalisant des travaux, principalement à long terme et d'envergure provinciale, qui intègrent des préoccupations de recherche fondamentale et appliquée. Elle subventionne aussi des recherches universitaires à court ou à moyen terme. Ces recherches, importantes pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), sont complémentaires aux travaux de la DRF ou réalisées dans des créneaux où elle ne s'implique pas. Elle contribue à la diffusion de nouvelles connaissances, d'avis et de conseils scientifiques et à l'intégration de ces nouvelles connaissances ou savoir-faire à la pratique forestière.

Les mémoires de recherche forestière de la DRF

Depuis 1970, chacun des Mémoires de recherche forestière de la DRF est révisé par un comité *ad hoc* formé d'au moins trois experts indépendants. Cette publication est produite et diffusée à même les budgets de recherche et de développement, comme autant d'étapes essentielles à la réalisation d'un projet ou d'une expérience. Ce document à tirage limité est également disponible dans notre site Internet en format pdf.

Vous pouvez adresser vos demandes à :

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction de la recherche forestière
2700, rue Einstein, Québec (Québec)
Canada, G1P 3W8
Courriel : recherche.forestiery@mrnf.gouv.qc.ca
Internet : [www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/
connaissances/recherche](http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/recherche)

© Gouvernement du Québec

On peut citer ce texte en indiquant la référence.

Toutes les publications produites par la Direction de la recherche forestière, du ministère des Ressources naturelles et de la Faune, sont protégées par les dispositions de la Loi sur le droit d'auteur, les lois, les politiques et les règlements du Canada, ainsi que par des accords internationaux. Il est interdit de reproduire, même partiellement, ces publications sans l'obtention préalable d'une permission écrite.

ISBN : 978-2-550-58533-6

ISBN (PDF) : 978-2-550-58534-3

F.D.C. 187

L.C. QH 541.5.F6

Notes biographiques



Pierre Grondin est ingénieur forestier, diplômé de l'Université Laval depuis 1976. En 1978, cette même université lui décerne un diplôme de maîtrise ès sciences. De 1978 à 1987, il travaille pour une firme conseil en environnement, comme écologiste. À l'emploi de la Direction de la recherche forestière depuis 1987, ses travaux portent sur la classification écologique des écosystèmes forestiers et non forestiers (milieux humides), sur l'aménagement écosystémique ainsi que sur la dynamique de la végétation (enjeux de biodiversité).



Denis Hotte a obtenu son diplôme de technicien en aménagement forestier du Cégep de Sainte-Foy en 1976. Jeune retraité, il a été à l'emploi de la Direction de la recherche forestière durant plus de 30 ans. Au cours de sa carrière, il a assisté plusieurs chercheurs de la direction dans leurs travaux sur l'écologie et la pédologie forestière. Il est notamment coauteur de la deuxième approximation de la carte des Régions écologiques du Québec méridional (THIBAUT et HOTTE 1985). Durant la seconde partie de sa carrière, il s'est spécialisé dans le traitement numérique des données écologiques ainsi qu'en géomatique. Il a été coresponsable de l'aide apportée en géomatique à l'ensemble des chercheurs de la direction. Travailleur acharné, réservé et fin analyste, nous lui dédions le présent mémoire.



Yan Boucher est biologiste, diplômé de l'Université du Québec à Montréal depuis 2000. En 2002, il obtient une maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats à l'Université du Québec à Rimouski. En 2008, il obtient un doctorat en sciences de l'environnement à l'Université du Québec à Rimouski et à l'Université du Québec à Montréal. Durant ses études de second et troisième cycles, il a mesuré l'impact à long terme des pratiques forestières sur les forêts du Bas-Saint-Laurent. Actuellement, ses travaux portent sur la description de la structure, de la composition et de la dynamique des forêts naturelles dans le cadre du développement de stratégies d'aménagement écosystémique.

Notes biographiques (fin)



Patrice Tardif détient un B. Sc. en mathématiques de l'Université Laval depuis 1988 et, du même établissement, une M. Sc. en informatique depuis 1993 ainsi qu'un doctorat en génie électrique depuis 2007. Il agit à titre de mathématicien de la Direction de la recherche forestière et est également responsable du laboratoire de dendrochronologie de la même direction depuis 1989. Ses autres domaines de prédilection sont les mathématiques appliquées à la croissance forestière, le traitement d'image appliqué à la foresterie, la simulation informatique et les technologies de l'information pour la recherche et l'expérimentation.



Jean Noël est technicien forestier, diplômé du Cégep de Sainte-Foy depuis 1987. De 1987 à 1989, il travaille dans diverses régions administratives du MRNF, pour lesquelles il effectue des suivis de travaux sylvicoles. Depuis 1989, il est à l'emploi de la Direction de la recherche forestière. Ses champs d'intérêt portent sur les traitements numériques des données écologiques ainsi que sur la géomatique. Il est aussi responsable de l'aide apportée en géomatique à l'ensemble des chercheurs de la direction.

Remerciements

Nos remerciements s'adressent à Mme Sylvie Gauthier ainsi qu'à MM. Alain Leduc et Yves Bergeron qui ont conçu, au cours de travaux réalisés en Abitibi, un modèle de prévision de la mosaïque forestière naturelle sur lequel repose cette étude. Sans les conseils de ces écologistes, les étapes charnières de ce mémoire n'auraient pu être franchies. Nos remerciements s'adressent également aux membres du groupe de travail sur la *Gestion forestière*, parrainé par le MRNF, qui nous ont proposé d'entreprendre cette étude. Ce groupe de travail se composait de Mme Hélène Falardeau et de MM. Francis Forcier, Robert Jobidon, Alain Leduc et Frédéric Raulier. Nous avons également

bénéficié des conseils de MM. Martin Lavoie, Serge Payette, Pierre J.H. Richard et Pierre-Luc Couillard afin de décrire les unités homogènes regroupées selon leur histoire holocène. Les commentaires des réviseurs anonymes ont permis de bonifier considérablement une version préliminaire du mémoire. Mesdames Lucie Jobin, Véronique Poirier, Suzanne Mailloux et Sylvie Bourassa ont respectivement collaboré à la recherche bibliographique, à la géomatique, au graphisme et à la mise en page. Madame Agathe Cimon a supervisé l'ensemble de l'étude et M. Pierre Bélanger en a assuré l'édition. Cordial merci à tous ces collaborateurs.

Résumé

Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet de loi n° 57 : *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier* ainsi que des Plans Régionaux de Développement Intégré des Ressources et du Territoire (PRDIRT). Ces deux éléments favorisent la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique (AÉ) qui vise à assurer le maintien de la biodiversité et de la viabilité des écosystèmes en diminuant les écarts entre la forêt naturelle et la forêt aménagée. Les paysages actuels d'une partie importante de la forêt boréale du Québec (550 000 km²) y sont définis, selon leur structure d'âge et leur composition forestière, et comparés aux paysages naturels. Les paysages naturels correspondent à ceux que l'on retrouvait avant l'exploitation industrielle de la forêt ou à ceux encore observés de nos jours sur les territoires n'ayant pas fait l'objet d'aménagement forestier. Ces paysages sont issus de la régionalisation du territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans et de modèles de succession basés sur les végétations potentielles et les stades évolutifs du système de classification écologique du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). En raison de l'utilisation de modèles, les paysages naturels définis sont des estimations. Les paysages naturels estimés ont été caractérisés pour chacune des 43 unités homogènes de végé-

tation du territoire d'étude. Les unités homogènes semblables ont été regroupées en territoires plus vastes appelés unités homogènes regroupées. Chacune des unités homogènes regroupées a été décrite selon son paysage actuel, son paysage naturel estimé et ses paysages holocènes dans le but de mieux connaître la variabilité naturelle à long terme. Ces descriptions, ainsi que l'analyse des écarts entre les paysages actuels et les paysages naturels, font ressortir deux différences majeures : 1) la perte de forêts âgées au détriment d'une abondance de forêts jeunes et 2) la perte de peuplements de fin de succession (ex. : sapinières) au profit de superficies envahies par les peuplements de début de succession (feuillus de lumière). Dans certains territoires, les écarts de la structure d'âge et de la composition sont si importants que les paysages actuels se situent à l'extérieur de leur variabilité naturelle à long terme. Pour les unités d'aménagement forestier (UAF) concernées, les stratégies d'aménagement devraient être conçues par les praticiens régionaux de manière à se rapprocher graduellement, et jusqu'à un certain niveau (cible), des attributs des paysages naturels. Par contre, sur les territoires où les paysages naturels sont encore observés de nos jours, les stratégies d'aménagement devraient conserver les attributs de ces paysages.

Abstract

This study is carried out within the context of Law 57 for the sustainable management of Québec's forest, and the Plans Régionaux de Développement Intégré des Ressources et du Territoire, PRDIRT (Regional Integrated Resource and Territorial Development Plans). These two initiatives promote the implementation of ecosystemic management (EM), whose goals are the preservation of biological diversity and the viability of ecosystems by reducing the differences between the natural forest and the managed forest. This paper defines the current landscapes of a large part of Québec's boreal forest (550 000 km²), by their age structure and species composition, and compares them to natural landscapes. Natural landscapes correspond to those that were found before industrial forestry activities occurred in the forest, or are those still observed today in areas that have been left unmanaged. These natural landscapes are, in a way, "reference conditions" for the implementation of EM. These landscapes originate from the regionalization of the province using the proportion of forests older than 100 years, and succession models based on potential vegetation and the evolutionary stages of the ecological classification system of the ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF; Ministry of Natural Resources and Wildlife). By using models, the defined natural landscapes are in

fact estimations. The estimated natural landscapes were characterized for each of the 43 homogeneous vegetation units of the study area. Similar homogeneous units were regrouped in larger territories, called "regrouped homogeneous units". Each of the regrouped homogeneous units was described according to its current landscape, its current natural landscape and its Holocene landscape in order to identify the variability. These descriptions, as well as the analysis of the differences between the current landscapes and the natural landscapes, bring to light two main differences: 1) the loss of old forests at the expense of an abundance of young forests, and, 2) the loss of end-of-succession stands (e.g., fir types) in favour of areas occupied by early succession stands (intolerant hardwoods). In some areas, the differences in age structure and composition are so large that current landscapes are found outside their natural variability. For the forest management units (FMU) concerned, management strategies should be designed to gradually approach each other up to a certain level (target) of natural landscape attributes. On the other hand, in areas where natural landscapes are still present today, management strategies should be implemented that maintain the attributes of natural landscapes.

Table des matières

	page
Remerciements	v
Résumé	vii
Abstract	ix
Liste des tableaux	xiii
Liste des figures	xv
Liste des vignettes	xvii
Liste des fiches	xix
Introduction	1
Chapitre premier – Notions d’écologie forestière	3
1.1 Unités homogènes de végétation.....	3
1.2 Paysage forestier	3
1.2.1 Typologie des paysages forestiers	3
1.2.2 Paysages forestiers et classification écologique	7
1.2.3 Paysages forestiers et état d’équilibre	10
Chapitre deux – Territoire d’étude	13
Chapitre trois – Méthode	15
3.1 Régionalisation du territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans et structure d’âge des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes	15
3.2 Modélisation de la succession forestière et composition des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes	17
3.3 Définition et comparaison du paysage actuel et des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes regroupées.....	17
3.3.1 Formation des unités homogènes regroupées.....	17
3.3.2 Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel au sein des unités homogènes regroupées	18
3.3.3 Description des unités homogènes regroupées.....	18
Chapitre quatre – Résultats et discussion	19
4.1 Régionalisation de la forêt boréale selon la proportion de forêts de plus de 100 ans	19
4.2 Modélisation de la succession forestière	26
4.3 Définition et comparaison des paysages actuels et des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes regroupées	28

4.3.1	Les unités homogènes regroupées	28
4.3.2	Comparaison des paysages actuels et des paysages naturels estimés	28
4.3.3	Analyse des écarts entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés au sein des unités homogènes regroupées	33
4.3.3.1	Structure d'âge (Figure 13)	33
4.3.3.2	Structure d'âge et composition (Figure 14).....	35
4.3.3.3	Composition forestière (Figure 15)	35
Conclusion	41
Références bibliographiques	43
Annexe 1	Détails de la méthode utilisée afin de définir les paysages actuels et les comparer aux paysages naturels estimés au sein d'unités homogènes de végétation	51
Annexe 2	Complément d'information sur les équations mathématiques utilisées dans la définition du paysage naturel estimé	65
Annexe 3	Analyse critique des notions d'écologie et du cheminement utilisés afin de définir les paysages actuels et les comparer aux paysages naturels estimés	71
Annexe 4	Description des unités homogènes regroupées et de leur variabilité naturelle	77

Liste des tableaux

	page
Tableau 1. Proportion de forêts de plus de 100 ans des unités homogènes (N = 43) de la forêt boréale québécoise	22
Tableau 2. Sommaire des écarts entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés au sein des unités homogènes regroupées de la forêt boréale québécoise	39
Tableau 3. Données descriptives et statistiques associées à la modélisation de la succession forestière de la forêt boréale québécoise selon la végétation potentielle et le stade évolutif	57
Tableau 4. Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé au sein des unités homogènes regroupées de la forêt boréale québécoise	62
Tableau 5. Équations mathématiques utilisées dans la définition du paysage naturel estimé	66

Liste des figures

	page
Figure 1. Unités homogènes de végétation de la forêt boréale québécoise (GRONDIN <i>et al.</i> 2007a) ...	4
Figure 2. Paysage représentatif d'une unité homogène de la forêt mélangée de l'Ouest	5
Figure 3. Végétations potentielles et stades évolutifs définissant les chronoséquences de la forêt boréale québécoise	8
Figure 4. Étapes de la démarche de définition et de comparaison des paysages forestiers de la forêt boréale québécoise	16
Figure 5. Régionalisation de la forêt boréale québécoise selon la proportion de forêts de plus de 100 ans	20
Figure 6. Proportion de forêts de plus de 100 ans des unités homogènes de la forêt boréale québécoise	21
Figure 7. Description de la composition du paysage actuel au sein des unités homogènes (N = 43) de la forêt boréale québécoise et liens avec la proportion de forêts de plus de 100 ans	23
Figure 8. Modélisation de la succession forestière de la forêt boréale de l'Est et du Centre selon la végétation potentielle et le stade évolutif	27
Figure 9. Les unités homogènes de végétation regroupées de la forêt boréale québécoise selon deux niveaux de perception	29
Figure 10. Diagramme d'ordination des unités homogènes (N = 43) de la forêt boréale québécoise regroupées selon deux niveaux de perception	30
Figure 11. Définition du paysage actuel et du paysage naturel estimé au sein des unités homogènes regroupées de la forêt boréale québécoise	31
Figure 12. Comparaison des paysages actuels et des paysages naturels estimés de deux végétations potentielles de la forêt boréale québécoise (MS2 et RE2)	32
Figure 13. Analyse des écarts entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés des unités homogènes regroupées de la forêt boréale québécoise - structure d'âge	34
Figure 14. Analyse des écarts entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés des unités homogènes regroupées de la forêt boréale québécoise - structure d'âge et composition forestière	36
Figure 15. Analyse des écarts entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés des unités homogènes regroupées de la forêt boréale québécoise - composition forestière	37
Figure 16. Structure d'âge et stades de développement de quelques paysages naturels contemporains de la forêt mélangée de l'Est	96

Liste des vignettes

	page
VI.1. Définition et comparaison des paysages forestiers	1
V1.1. Typologie des paysages forestiers	6
V1.2. Principaux traits de l'histoire holocène	7
V1.3. Dynamique forestière de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2)	9
V1.4. Histoire holocène et variabilité naturelle. Exemple des hautes altitudes de la Réserve faunique des Laurentides (COUILLARD et PAYETTE 2008)	12
V2.1. Répartition des épidémies d'insectes (sévères et légères) en conformité avec les cartes écoforestières de cette étude et la fin du troisième programme d'inventaire décennal (2003)	14
V2.2. Répartition et abondance relative des feux selon les cartes forestières anciennes de la période 1980-1990 (SIFORT). Les données sont présentées par district écologique. Plus la couleur est foncée, plus les feux sont abondants (GRONDIN <i>et al.</i> 2007a)	14
V2.3. Répartition des coupes forestières en conformité avec les cartes écoforestières de cette étude et la fin du troisième programme d'inventaire décennal (2003)	14
V4.1. Liens entre la proportion de forêts de plus de 100 ans (P1A à P5B) et les trois ensembles de dynamique forestière de la forêt boréale (E1 à E3)	19
VA1.1. Définition du paysage actuel de chacune des unités homogènes (N = 43) (Ex. : MOBt7a)	51
VA1.2. Détermination de la proportion de forêts de plus de 100 ans de chacune des unités homogènes selon quatre sources d'information	51
VA1.3. Répartition des coupes forestières selon les cartes forestières anciennes de la période 1980-1990 (SIFORT). Au nord du front de coupe, les cartes fournissent des données précises sur la proportion de forêts de plus de 100 ans des paysages naturels	52
VA1.4. Placettes temporaires dont la décennie d'origine est 1950 (partie sud-ouest du territoire). Bien que ces placettes ne présentent aucun descripteur permettant de les désigner d'origine anthropique, leur répartition méridionale indique qu'elles proviennent majoritairement d'anciennes coupes forestières	53
VA1.5. Procédure utilisée afin de lier les études détaillées sur les perturbations naturelles et les placettes (ex. : MOBt7a)	53
VA1.6. Régionalisation du territoire d'étude selon la proportion de forêts de plus de 100 ans	54
VA1.7. Description de la structure d'âge du paysage naturel estimé au sein des unités homogènes (ex. : MOBt7a)	55

	page
VA1.8. Liens entre la régionalisation des forêts de plus de 100 ans et les paysages actuels définis selon leur composition forestière	55
VA1.9. Modélisation de la succession forestière	58
VA1.10. Description de la structure d'âge et de la composition du paysage naturel estimé au sein des unités homogènes (ex. : unité homogène MOBt7a)	59
VA1.11. Regroupement et description des unités homogènes	60
VA1.12. Analyse des écarts des unités homogènes regroupées (N = 14)	61
VA2.1. Calcul de la proportion de forêts de plus de 100 ans	65
VA2.2. Modélisation de la succession forestière selon le cheminement des équations mathématiques	68
VA2.3. Définition des unités homogènes par rapport à la structure d'âge et à la composition de leur paysage naturel estimé selon les équations mathématiques	69
VA2.4. Précisions sur le calcul des proportions utilisées afin de définir le paysage naturel estimé	70
VA3.1. Comparaison des proportions par classe d'âge provenant d'une répartition réelle et d'une répartition issue de VAN WAGNER (1978)	72

Liste des fiches

	page
Fiche 1. La forêt résineuse de l'Ouest sur argile ou dépôt organique (ROa) : les pessières noires à sphaignes de l'Abitibi (ROE-t7)	78
Fiche 2. La forêt résineuse de l'Ouest sur argile ou dépôt organique (ROa) : les pessières noires à peuplier faux-tremble de l'Abitibi (ROE-t5)	79
Fiche 3. La forêt résineuse de l'Ouest (RO) : la pessière noire à mousses du Réservoir Gouin (ROE-t3)	81
Fiche 4. La forêt résineuse de l'Ouest (RO) : les pinèdes grises de l'ouest du lac Mistassini (ROE-t6)	82
Fiche 5. La forêt résineuse du Centre (RC) : les pessières noires et les landes du Réservoir Manicouagan (RCE-t)	83
Fiche 6. La forêt mélangée de l'Ouest (MO) : les bétulaies blanches à sapin du lac Saint-Jean et de l'Abitibi (MOB-t)	85
Fiche 7. La forêt mélangée de l'Ouest (MO) : les sapinières à épinette noire du nord-ouest du lac Saint-Jean (MOB-s)	86
Fiche 8. La forêt résineuse de l'Est (RE) : les pessières noires à sapin et les landes de la Côte-Nord (REE-m)	87
Fiche 9. La forêt résineuse de l'Est (RE) : les pessières noires à sapin de la Côte-Nord (REE-t)	88
Fiche 10. La forêt mélangée de l'Est (ME) : les sapinières à épinette noire de la rive nord du Saint-Laurent (MES-s)	91
Fiche 11. La forêt mélangée de l'Est (ME) : les sapinières de haute altitude de la réserve faunique des Laurentides et de la Gaspésie (MES-t4)	92
Fiche 12. La forêt mélangée de l'Est (ME) : les sapinières de l'île d'Anticosti (MES-t6)	93
Fiche 13. La forêt mélangée de l'Est (ME) : les sapinières à bouleau blanc de basse altitude de la Gaspésie (MES-m2)	94
Fiche 14. La forêt mélangée de l'Est (ME) : les sapinières à bouleau blanc de basse altitude de la Réserve faunique des Laurentides et de Charlevoix (MES-m3)	95

Introduction

La mise en oeuvre de la *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier* (projet de loi n° 57) ainsi que l'élaboration de Plans Régionaux de Développement Intégré des Ressources et du Territoire (PRDIRT) sont étroitement liés au déploiement de l'aménagement écosystémique (AÉ) au Québec. En 2004, la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (Commission Coulombe) proposait que l'AÉ soit dorénavant au cœur de la foresterie québécoise (ARSENAULT *et al.* 2004). L'AÉ est un mode d'aménagement qui respecte l'intégrité écologique des paysages forestiers, c'est-à-dire qu'il conserve la biodiversité de leurs espèces, leurs communautés végétales et animales ainsi que leur productivité et leur résilience. L'AÉ vise à maintenir ou à façonner des paysages aménagés dont les attributs de structure d'âge, de composition et de répartition spatiale se situent à l'intérieur des limites de variabilité naturelle à long terme (SWANSON *et al.* 1994, CYR *et al.* 2009). Le but recherché est d'assurer la durabilité économique de la ressource forestière tout en satisfaisant les exigences de la société en matière de protection et de mise en valeur des paysages forestiers (GAUTHIER *et al.* 2008a).

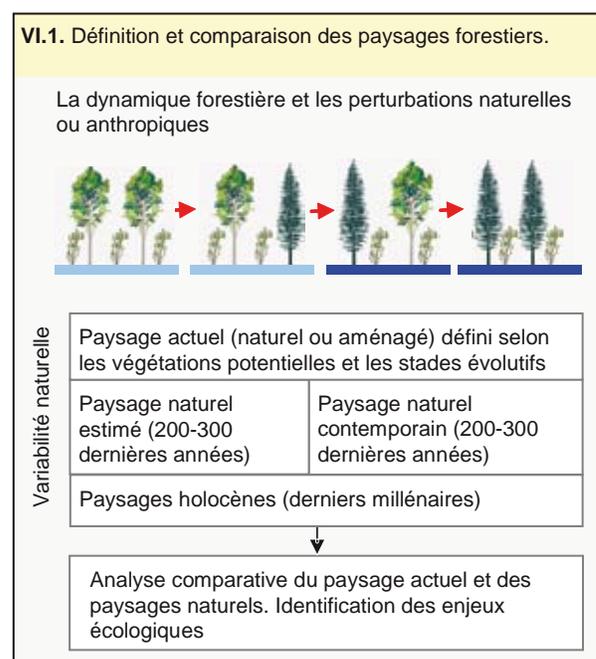
Dans le cadre du projet de loi sur l'aménagement durable du territoire forestier mentionné précédemment, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) s'apprête à mettre en oeuvre une stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF) sur la base de l'AÉ. Dans ce même esprit, il est proposé que les possibilités forestières soient fixées en tenant compte de la dynamique naturelle des paysages, notamment leur structure d'âge et leur composition. L'idée maîtresse sous-jacente à ces changements est la migration du système actuel d'aménagement forestier, basé sur la possibilité forestière à *rendement soutenu* pour une période de l'ordre de 150 ans, vers un aménagement destiné à réduire les écarts entre le paysage aménagé et le paysage naturel.

Afin de faciliter la mise en place de l'AÉ, il est nécessaire d'acquérir des connaissances sur l'hétérogénéité spatiale de la végétation et les processus écologiques qui la provoquent. Ce dernier objectif

se situe au cœur de l'écologie du paysage (TURNER 2005a, b; PERRY 2002). Les connaissances sur les paysages se sont accumulées de façon importante au cours des dernières décennies (GAUTHIER *et al.* 2008a, RAULIER *et al.* 2009) mais beaucoup de travail reste encore à faire afin de les aménager selon les principes du développement durable. C'est afin de contribuer à cette acquisition de connaissances que la présente étude a été entreprise dans la forêt résineuse (ou coniférienne) fermée (domaine de la pessière noire à mousses) ainsi que dans la partie nord de la forêt mélangée (domaine de la sapinière à bouleau blanc)¹ (GRONDIN *et al.* 2007a, SAUCIER *et al.* 2009). Les deux objectifs de cette étude sont (VI.1) :

1- définir le paysage naturel selon leur structure d'âge et leur composition au sein des unités homogènes de végétation de GRONDIN *et al.* (2007a);

2- comparer le paysage actuel et le paysage naturel de chacune des unités homogènes regroupées afin de quantifier les écarts et d'identifier les territoires qui se situent à l'extérieur de leur variabilité naturelle.



¹ Dans le reste du document, cette expression sera désignée par : forêt boréale.

Afin d'atteindre ces objectifs, une méthode novatrice basée sur des travaux effectués par des écologistes des perturbations naturelles ainsi que sur les données forestières (cartes et placettes d'inventaire) disponibles au ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) a été élaborée. Plusieurs de ces informations ont été traitées selon

les concepts de classification écologique en vigueur au Ministère (végétations potentielles et stades évolutifs). Enfin, et dans la mesure du possible, des liens ont été établis avec l'histoire holocène afin de mieux connaître la variabilité naturelle à long terme (VAILLANCOURT *et al.* 2008) des paysages forestiers de la forêt boréale.

Chapitre premier

Notions d'écologie forestière

1.1 Unités homogènes de végétation

Compte tenu de l'immensité et de la diversité du territoire, les analyses ont été effectuées sur des entités d'une superficie moyenne de 10 000 km², relativement similaires selon la végétation et les variables qui en contrôlent le développement. Ces entités correspondent aux unités homogènes de végétation de GRONDIN *et al.* (2007a) (Figure 1).

Les unités homogènes de végétation

*L'étude des paysages s'appuie sur un système de découpage plus ou moins systématique formé d'unités homogènes et hiérarchisées qui s'emboîtent les unes dans les autres (BERTRAND 1968). Une unité homogène de végétation correspond à une partie de territoire dotée de caractéristiques similaires sur le plan de la végétation (actuelle et potentielle) et de ses variables explicatives (climat, milieu physique, perturbations naturelles et perturbations humaines) (GRONDIN *et al.* 2007a). Les unités homogènes reposent sur les liens entre la végétation et les diverses familles de facteurs responsables de leur développement. Ainsi, par exemple, dans l'ouest de la forêt boréale du Québec, certaines unités homogènes se caractérisent par l'abondance de pin gris (végétation), une fréquence élevée des feux, un relief relativement plat et des sols bien drainés (sable). Les unités homogènes ont été délimitées à partir d'analyses effectuées sur les districts écologiques (cellule territoriale d'environ 250 km²) du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). Ces districts sont caractérisés par des variables permanentes du milieu physique (ROBITAILLE et SAUCIER 1998, SAUCIER *et al.* 2009). Ces districts ont été bonifiés par l'ajout d'un ensemble de variables explicatives (ex. : température moyenne annuelle) regroupées en familles de facteurs. Les analyses ont montré que les changements de végétation s'effectuent le long des gradients écologiques latitudinal, longitudinal et altitudinal en réaction à des modifications simultanées du climat, des perturbations naturelles et du milieu physique. Les districts écologiques se répartissent le long des gradients écologiques et ont été rassemblés pour former une hiérarchie d'unités homogènes. Cinq niveaux hiérarchiques définissent le système hiérarchique et chacun d'eux présente des territoires de plus en plus finement découpés.*

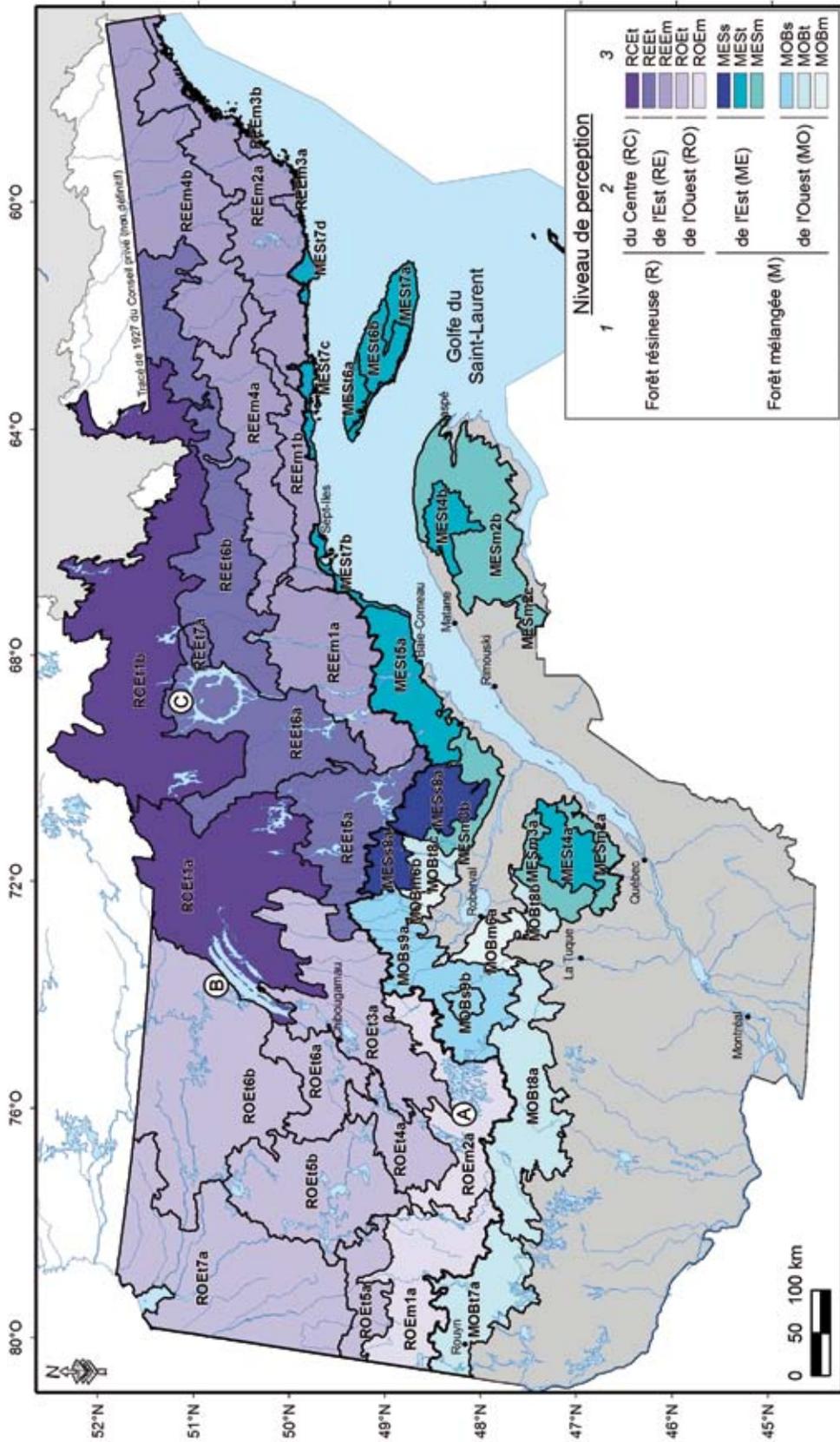
1.2 Paysage forestier

1.2.1 Typologie des paysages forestiers

La pierre angulaire de ce mémoire est le paysage forestier observé à l'intérieur de chacune des unités homogènes. Perceptible pour celui qui examine le territoire à des échelles variées, le paysage forestier se compose d'une mosaïque de peuplements forestiers. Ces peuplements reflètent les changements qui surviennent le long de la toposéquence, en réaction aux changements des variables du milieu physique. Les peuplements de chacune des entités de la toposéquence se modifient également le long de la chronoséquence en fonction du temps écoulé depuis la dernière perturbation naturelle ou d'origine anthropique (Figure 2). Afin de caractériser les différents types de paysages, une typologie a été élaborée (V1.1). Cette typologie tient compte de l'intensité des aménagements forestiers (paysage aménagé contre paysage naturel), de l'époque (paysage naturel actuel, contemporain et holocène) et de l'emploi de modèles de succession de la végétation (paysage naturel estimé).

Le paysage forestier

*Le paysage correspond à une partie de territoire formée d'une combinaison d'éléments physiques, chimiques, biologiques et anthropiques lesquels, en réagissant les uns sur les autres, forment un ensemble dynamique unique et indissociable (BERTRAND 1968, GEORGE et VERGER 2004). Le paysage est structuré par le relief hérité de l'histoire géologique et du modelé glaciaire (ROBITAILLE et SAUCIER 1998). Le paysage forestier fait ressortir l'importance du couvert forestier comme la résultante de tous les facteurs, permanents ou non, influençant le développement de la forêt au cours du temps (GRONDIN *et al.* 2007a). Plus spécifiquement, le paysage forestier est composé d'une mosaïque de peuplements forestiers aux caractéristiques particulières en ce qui a trait à la superficie, l'âge, la structure interne, la composition, le stade évolutif (position le long de la chronoséquence) et le milieu physique; ces peuplements sont reliés par des liens dynamiques (DAUBENMIRE 1968, WHITE 1979, WHITE *et al.* 1999).*



A : Réservoir Gouin, B : Lac Mistassini, C : Réservoir Manicouagan

Figure 1. Unités homogènes de végétation de la forêt boréale québécoise (Grondin et al. 2007a).

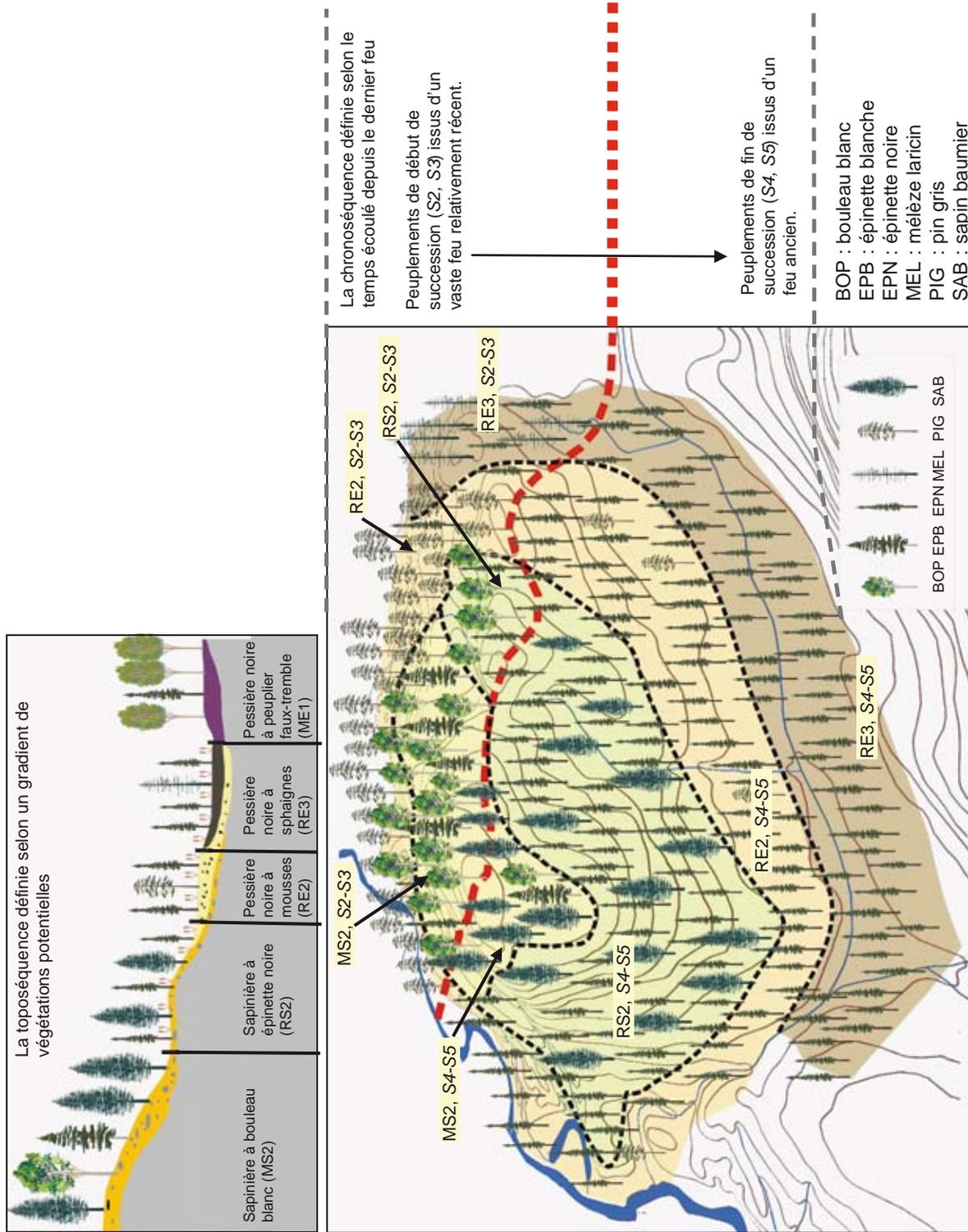
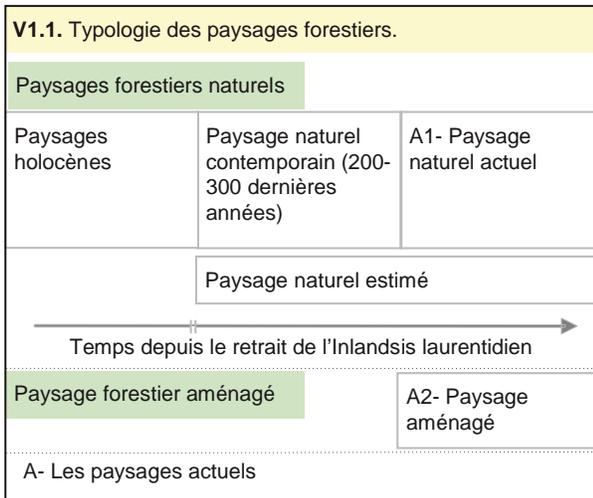


Figure 2. Paysage représentatif d'une unité homogène de la forêt mélangée de l'Ouest.



Le paysage actuel est celui observé de nos jours. Il est défini sur les cartes écoforestières à l'échelle de 1:20 000 du MRNF. Ce paysage peut encore être dynamisé par les perturbations naturelles ou être l'objet d'aménagements forestiers intensifs. Par exemple, la Réserve faunique des Laurentides, localisée au nord de la ville de Québec, est soumise à des coupes forestières depuis environ la décennie 1930. La majorité de la superficie a été coupée au moins une fois. C'est pourquoi ce territoire est considéré comme dominé par des paysages aménagés. L'effet des perturbations naturelles (épidémies d'insectes répétées) est masqué par celui des activités d'aménagement forestier.

Le paysage naturel actuel est celui observé sur les territoires qui n'ont pas encore été perturbés par les coupes forestières. C'est le cas notamment de certains paysages de l'arrière-pays de Sept-Îles, lesquels évoluent actuellement sous l'effet des perturbations naturelles.

Le paysage naturel contemporain est celui que l'on pouvait observer avant le début de la période intensive d'aménagement forestier. Il correspond au paysage des derniers siècles (200-300 ans). Par exemple, l'étude des peuplements forestiers de la Réserve faunique des Laurentides n'ayant pas été modifiés par les coupes forestières permet la reconstitution de la dynamique forestière naturelle liée aux feux et aux épidémies d'insectes. Le paysage naturel contemporain peut également être nommé *paysage d'origine* ou *paysage primitif*. Le terme *paysage naturel* a été retenu en raison des liens avec plusieurs autres notions utilisées dans cette étude (dynamique naturelle, variabilité naturelle, forêt naturelle) et la littérature francophone (paysage naturel de GAUTHIER *et al.* 2008a, b).

Le paysage naturel contemporain marque le passage de la période holocène (depuis le retrait de l'Inlandsis laurentidien, il y a plus de 10 000 ans) vers celle de l'anthropocène (STEFFEN *et al.* 2007). Cette dernière aurait débuté vers la fin du XIX^e siècle et le début du XX^e siècle avec l'industrialisation et l'exploitation massive des carburants fossiles.

Certains auteurs utilisent le terme *forêt préindustrielle* afin de définir la forêt précédant l'ère industrielle (BOUCHER *et al.* 2006, 2009a, b). Le paysage naturel actuel et le paysage naturel contemporain seront considérés comme synonymes de la forêt préindustrielle. Depuis quelques décennies, les écologistes québécois ont mené plusieurs études afin de définir ou de reconstituer les paysages naturels actuels ou, sur les territoires où ces derniers sont rares ou absents, les paysages contemporains. Ces études sont à la base de la définition du paysage naturel estimé.

- *Les études sur les paysages naturels contemporains définis par un cycle de feu* portent sur l'année et la superficie des feux survenus à l'intérieur d'un territoire d'étude (BERGERON *et al.* 2001). Ces données sont utilisées afin de calculer un cycle de feu, c'est-à-dire le *temps nécessaire pour qu'une superficie équivalente à celle d'un territoire donné soit incendiée, un même site pouvant être incendié à plusieurs reprises alors que d'autres en seront exempts* (HEINSELMAN 1973, BERGERON *et al.* 2001, GAUTHIER *et al.* 2001). Le cycle de feu peut être considéré comme l'équivalent de l'âge moyen des forêts (BERGERON *et al.* 2001).

- *Les études sur les paysages naturels contemporains définis par une proportion de forêts de plus de 100 ans* portent sur la structure d'âge et la composition des paysages obtenus à partir de documents d'archives (cartes forestières, photographies aériennes) et d'études d'arbres (dendrochronologie). Les documents d'archive couvrent généralement la période 1910-1950 alors que les études d'arbres permettent de connaître la dynamique forestière des 200-300 dernières années. Les résultats des études sur les paysages naturels contemporains doivent être extrapolés avec précaution en raison 1) de la superficie analysée (généralement faible), 2) des caractéristiques spécifiques de la courte période d'observation relative aux feux d'origine naturelle ainsi qu'aux épidémies d'insectes de fréquence et de sévérité (au sens de VAILLANCOURT *et al.* 2008) variables dans le temps et l'espace et 3) des feux de colonisation et de locomotives à vapeur survenus dans la seconde moitié du XIX^e siècle et le début du XX^e siècle (LEVESQUE 1997, LEBLANC et BÉLANGER 2000, BOUCHER *et al.* 2006).

Le paysage naturel estimé est obtenu à l'aide de modèles qui intègrent le régime des perturbations naturelles et la succession forestière. Ces paysages sont représentatifs des deux à trois derniers siècles. Les définitions des paysages naturels estimés sont tributaires de la qualité des sources d'information et des limites des divers outils de modélisation utilisés.

Les paysages holocènes se sont construits sous des climats et des régimes de perturbations distincts de ceux d'aujourd'hui (BERGERON et DANSEREAU 1993, BERGERON et ARCHAMBAULT 1993) (V1.2). Ces paysages millénaires sont les témoins des mouvements des espèces et des paysages forestiers. Les paléoécologistes les reconstituent à partir du pollen des arbres, des macrorestes de végétaux et des charbons de bois (CARCAILLET et RICHARD 2000, CARCAILLET *et al.* 2001). Les études sur les paysages holocènes nécessitent beaucoup de temps, de sorte que le nombre de sites analysés ne permet d'obtenir qu'une vue partielle de la variabilité des paysages naturels au cours des derniers millénaires. Les connaissances de l'histoire holocène, conjuguées à celles de l'histoire contemporaine (200-300 dernières années), permettent néanmoins d'estimer de grandes tendances de la variabilité naturelle à long terme des paysages forestiers. La recherche de ces liens est à la base du présent mémoire.

V1.2. Principaux traits de l'histoire holocène.		
Fin du Pléistocène et Holocène inférieur (11 500 à 8 000 ans AA)	Holocène moyen (8 000 à 4 000 ans AA) Climat relativement chaud et humide Peu de feux Abondance d'espèces de fin de succession	Holocène supérieur (depuis 4 000 ans) Climat plus froid et plus sec dans l'Ouest Fréquence de feux élevée ----- Climat plus froid et plus humide dans l'Est Fréquence de feux faible
<p>Temps depuis le retrait de l'Inlandsis laurentidien</p>		
<p>AA : Avant aujourd'hui. B : 1570 à 1880 : Petit Âge glaciaire. C : Climat plus chaud et plus humide depuis 1880, peu de feux dans certains territoires (ex. : Abitibi).</p>		

1.2.2 Paysages forestiers et classification écologique

Le paysage est défini en fonction de sa structure d'âge et de sa composition. La structure d'âge correspond à la répartition des diverses classes d'âge au sein du paysage. La composition peut être définie selon plusieurs approches. Dans le cadre de cette étude, nous avons retenu les notions de végétation potentielle et de stade évolutif (SAUCIER *et al.* 1994, 2009; GRONDIN *et al.* 2003). Cinq végétations potentielles ont été étudiées. Chacune d'elles occupe une position particulière le long de la toposéquence et possède une dynamique temporelle (chronoséquence) qui lui est propre (Figure 3). Ces végétations s'apparentent aux voies de succession présentées par DE GRANDPRÉ *et al.* (2008) sur la Côte-Nord ainsi que HARVEY *et al.* (2008) en Abitibi.

La végétation potentielle

La végétation potentielle constitue un assemblage d'espèces du couvert forestier et du sous-bois dont les exigences écologiques (climat, milieu physique, régime nutritif) sont similaires. La proportion des espèces varie selon les stades évolutifs qui peuvent se succéder le long de la chronoséquence (REY 1960, BLOUIN et GRANDTNER 1971). La végétation potentielle est identifiée par le peuplement à l'équilibre, c'est-à-dire celui qui est ou qui serait observé si le climat et le temps écoulé depuis le dernier feu avaient permis l'atteinte de cet état. La végétation potentielle englobe l'ensemble de la chronoséquence, de sorte qu'elle peut être perçue comme une unité de synthèse des caractéristiques dynamiques d'un site ou d'un segment de la toposéquence. La végétation potentielle peut être considérée comme un habitat évoluant sous un climat spécifique (ROUSSEAU 1952, DAUBENMIRE 1968). Les végétations potentielles d'un paysage donnent une vue d'ensemble des liens entre la végétation, les perturbations récentes ainsi que les variables permanentes du milieu physique. Les perturbations naturelles (fréquence, sévérité) peuvent causer des changements de végétation potentielle sur un même site. À l'échelle de l'Holocène, les changements de climat et de perturbations naturelles ont fait en sorte que les proportions des végétations potentielles des paysages ont varié (BERGERON 1998).

La dynamique forestière est exprimée selon trois grandes catégories qui s'intègrent bien au concept de la végétation potentielle (V1.3).

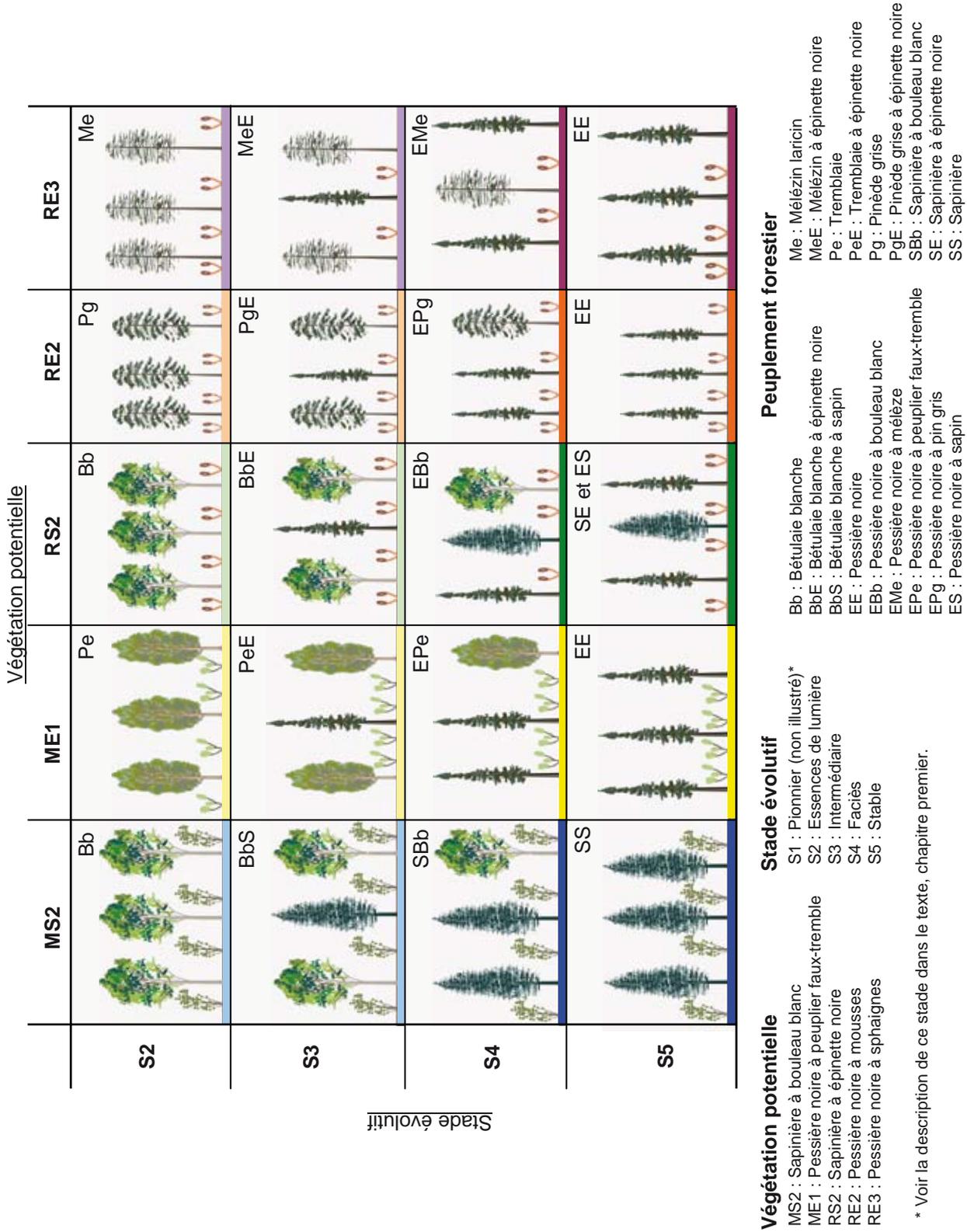
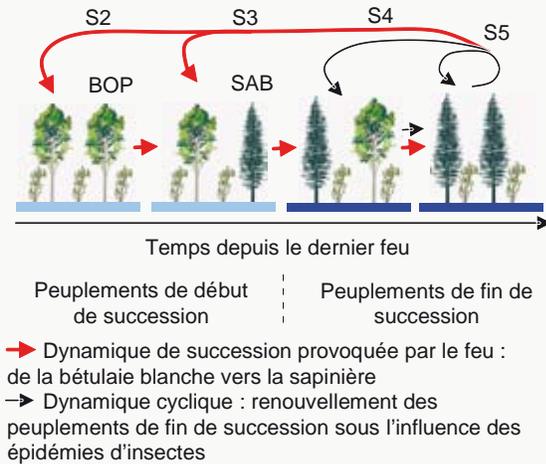


Figure 3. Végétations potentielles et stades évolutifs définissant les chronoséquences de la forêt boréale québécoise.

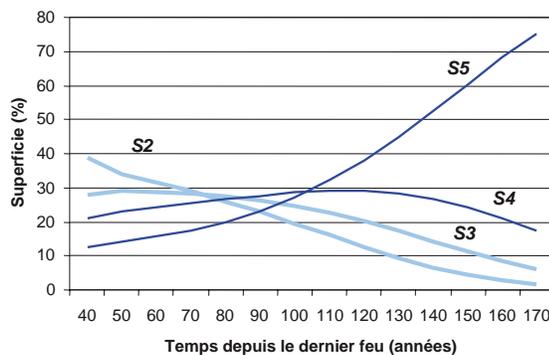
V1.3. Dynamique forestière de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2).

A. Dynamique forestière exprimée par le biais de la végétation potentielle et des stades évolutifs.



BOP : Bouleau blanc, SAB : Sapin baumier

B. Modélisation de la succession forestière.



La dynamique de succession est définie comme le passage graduel et répétitif de peuplements dominés par des essences héliophiles (de lumière) vers des peuplements formés d'essences d'ombre, notamment le sapin et l'épinette noire, sous l'effet des perturbations (naturelles et d'origines anthropiques) (BLOUIN et GRANDTNER 1971, BERGERON et DUBUC 1989, SAUCIER *et al.* 2009). Au cours de ces changements de composition, la structure interne des peuplements se modifie et devient de plus en plus irrégulière par rapport au diamètre des arbres et à l'étagement de la végétation (GAUTHIER *et al.* 2008a).

La dynamique cyclique est définie comme le retour, après perturbation, d'une communauté forestière de composition similaire à celle d'avant la perturbation. Cette dynamique est le propre des sapinières (peuplements de fin de succession)

qui se renouvellent au rythme des épidémies d'insectes. Toutefois, la dynamique cyclique peut se manifester à tout moment de la succession forestière, à l'exemple d'un renouvellement continu de pinèdes grises avantagé par à un régime de feux récurrents. Il s'agit alors d'une dynamique cyclique de peuplements de début de succession (GAUTHIER *et al.* 2004).

La dynamique régressive correspond à un changement de voie de la succession causé par des particularités propres à une ou à une cascade de perturbations naturelles ou d'origines anthropiques, par des caractéristiques de la forêt perturbée (composition, âge, épaisseur d'humus, drainage), par des attributs des aires perturbées comme la présence de semenciers ainsi que par la qualité et l'abondance des lits de germination. Le changement de la pessière noire à mousses en pessière noire à lichens ou même en lande est un exemple de dynamique régressive. Cette dynamique est étroitement liée à des feux de faible sévérité, des forêts préfeu relativement âgées pourvues d'un humus épais et la rareté des lits de germination propices à la régénération forestière des aires incendiées (PAYETTE *et al.* 2000, GIRARD *et al.* 2009).

Les végétations potentielles du territoire d'étude sont présentées dans les rapports de classification écologique ainsi que dans les guides de reconnaissance des types écologiques du MRNF (ex. : GRONDIN *et al.* 2007b).

Sapinière à bouleau blanc (MS2) - Végétation potentielle associée aux peuplements forestiers composés de bouleau blanc, de peuplier faux-tremble, d'épinette blanche et de sapin. Au cours de la succession, les peuplements dominés par les essences héliophiles (ex. : bouleau et peuplier) cèdent peu à peu le pas aux peuplements formés d'essences d'ombre (ex. : sapin). Le sous-bois est généralement dominé par les latifoliées (ex. : *Dryopteris spinulosa*) ou par des arbustes associés à des stations relativement riches (ex. : érable à épis).

Pessière noire à peuplier faux-tremble (ME1) - Végétation potentielle confinée à la plaine argileuse de l'Abitibi et caractérisée par la combinaison de l'épinette noire et du peuplier faux-tremble. La succession forestière est définie par le passage de tremblais vers des pessières noires. Plusieurs peuplements de fin de succession sont composés de pessières noires parsemées de peuplier faux-tremble. La végétation du sous-bois varie selon le type de couvert. Elle est dominée par les latifoliées (ex. : *Aralia nudicaulis*) dans les peuplements feuillus

et par les mousses hypnacées (ex. : *Pleurozium schreberi*) dans les peuplements de conifères. Sur les sites de drainage imparfait, l'aulne rugueux (*Alnus rugosa* (DuRoi) Sprengel) abonde. Plusieurs sites sont envahis par cette espèce arbustive après coupe (enfeuilletement par l'aulne rugueux, GRONDIN et CIMON 2003).

Sapinière à épinette noire (RS2) - Végétation potentielle caractérisée par la présence de l'épinette noire, du sapin et des feuillus de lumière. Ces derniers, à l'exemple du bouleau blanc, dominent les stades de début de succession. Les conifères composent les stades de fin de succession. Le sous-bois est caractérisé par la présence d'éricacées (ex. : *Kalmia angustifolia*). Dans les stades de début de succession, les éricacées s'associent généralement à des latifoliées ou à des arbustes des milieux baignés de lumière, notamment *Pteridium aquilinum*. Vers l'est de la forêt boréale, les bétulaies blanches deviennent de plus en plus rares. Les sapinières à épinette noire ainsi que les pessières noires à sapin âgées en phase d'entourbement semblent de plus en plus être l'objet d'une dynamique régressive vers la pessière noire à éricacées et même vers la lande. Sur les zones d'altitude, à l'exemple de la Réserve faunique des Laurentides, le mélézin forme la forêt de début de succession sur les sols de texture sableuse.

Pessière noire à mousses (RE2) – Végétation potentielle associée au pin gris et à l'épinette noire. Le long de la chronoséquence, la pinède grise se transforme peu à peu en pessière noire lorsque le temps écoulé depuis le dernier feu est relativement long. Le parterre forestier est généralement bien pourvu d'éricacées (ex. : *Kalmia angustifolia*) et de mousses hypnacées (ex. : *Pleurozium schreberi*). Le sol est bien drainé (xérique à subhydrique). De par leurs liens dynamiques et par souci de synthèse, les végétations potentielles de la pessière noire à lichens (RE1) et de la pessière noire à mousses (RE2) ont été regroupées dans ce mémoire. Lorsque les tiges de plus de 4 m occupent un recouvrement inférieur à 10 %, le milieu n'est plus forestier et il correspond à une lande. Vers l'est de la forêt boréale, les pinèdes grises deviennent de plus en plus rares puis absentes, de sorte que les peuplements de début de succession sont en majorité formés de jeunes pessières noires (DE GRANDPRÉ *et al.* 2008). Les landes sont également bien représentées (dynamique de régression).

Pessière noire à sphaignes (RE3) - Végétation potentielle associée au mélèze et à l'épinette noire. Le long de la chronoséquence, le mélézin ou encore les pessières noires parsemées de mélèze se transforment progressivement en pessières noires. Si le délai écoulé depuis le dernier feu est important, les pessières noires se composent en majorité de marcottes. Le sol est mal drainé (hydrique). Lorsque les tiges de plus de 4 m occupent un recouvrement inférieur à 10 %, le milieu n'est plus forestier et il correspond à une tourbière ouverte.

Les stades évolutifs

Le stade évolutif identifie chacune des phases d'une chronoséquence à laquelle sont associées un cortège d'essences forestières et des espèces du sous-bois; les essences possèdent des affinités particulières par rapport à la tolérance à l'ombre, à la longévité et leur mode de reproduction (SAUCIER *et al.* 1994).

Pionnier (S1) – Stade dominé par les plantes herbacées et les arbustes, à l'exemple du framboisier. Le stade pionnier est essentiellement utilisé dans la présente étude afin de caractériser les coupes, les plantations et les brûlis récents;

Essences de lumière (S2) – Stade dominé par des essences héliophiles (ex. : bétulaie blanche);

Intermédiaire (S3) – Stade dominé par des essences héliophiles, accompagnées d'essences d'ombre (ex. : bétulaie blanche à sapin);

Faciès (S4) – Stade dominé par les essences d'ombre, accompagnées d'essences héliophiles (ex. : sapinière à bouleau blanc);

D'équilibre (S5) (ou de stabilité) – Stade dominé par les essences d'ombre (ex. : sapinière). Ce stade est utilisé dans la présente étude afin de caractériser certaines perturbations naturelles récentes, notamment les épidémies d'insectes de forte intensité (mortalité importante des essences composant le couvert).

Les stades 2 et 3 de la présente étude ont été regroupés sous le vocable de stades de début de succession alors que les stades 4 et 5 sont regroupés sous le nom de stades de fin de succession.

1.2.3 Paysages forestiers et état d'équilibre

La notion de paysage à l'état d'équilibre est utilisée afin de porter un jugement d'ensemble sur l'importance des écarts observés entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés.

Paysage forestier et état d'équilibre

Selon WHITE *et al.* (1999), un paysage en état d'équilibre présente les caractéristiques suivantes :

- 1- le maintien des espèces (végétales et fauniques), des peuplements ainsi que tout autre élément d'intérêt relatif à la biodiversité;
- 2- une dynamique forestière similaire d'une perturbation à une autre;
- 3- une proportion relativement constante de peuplements et de stades évolutifs d'une perturbation à l'autre;
- 4- une répartition des superficies par classe d'âge pour laquelle une décroissance régulière des jeunes peuplements vers les peuplements âgés est notée.

Les éléments de composition forestière et de structure d'âge sont donc pris en compte (LERTZMAN et FALL 1998). L'état d'équilibre peut également se définir comme une fonction du cycle de feu et de la proportion de superficie incendiée. Un cycle court et des feux couvrant une superficie importante d'un territoire d'étude provoquent un état d'instabilité (TURNER *et al.* 1993). Lorsque l'intervalle de temps entre les perturbations est suffisamment long et permet aux écosystèmes de se reconstituer, notamment par une dynamique de succession, les paysages demeurent à l'état d'équilibre. Un même site peut alors être occupé par divers stades évolutifs le long de la chronoséquence, mais les proportions se maintiennent à l'échelle du paysage. Ainsi, la notion du paysage à l'état d'équilibre est en rapport avec les concepts de la *patch dynamics* (WHITE et PICKETT 1985) et du *shifting mosaic steady state* (BORMANN et LIKENS 1979, LERTZMAN et FALL 1998). Dans les cas contraires, les écosystèmes sont instables et peuvent adopter une dynamique différente, notamment une dynamique régressive (HOLLING 1986, TURNER *et al.* 1993). De façon générale, les paysages de la forêt boréale, dynamisés par les feux et par les épidémies d'insectes, sont reconnus comme en état de quasi-équilibre (LEDUC *et al.* 1995) ou encore comme stables et à haute variabilité (TURNER *et al.* 1993).

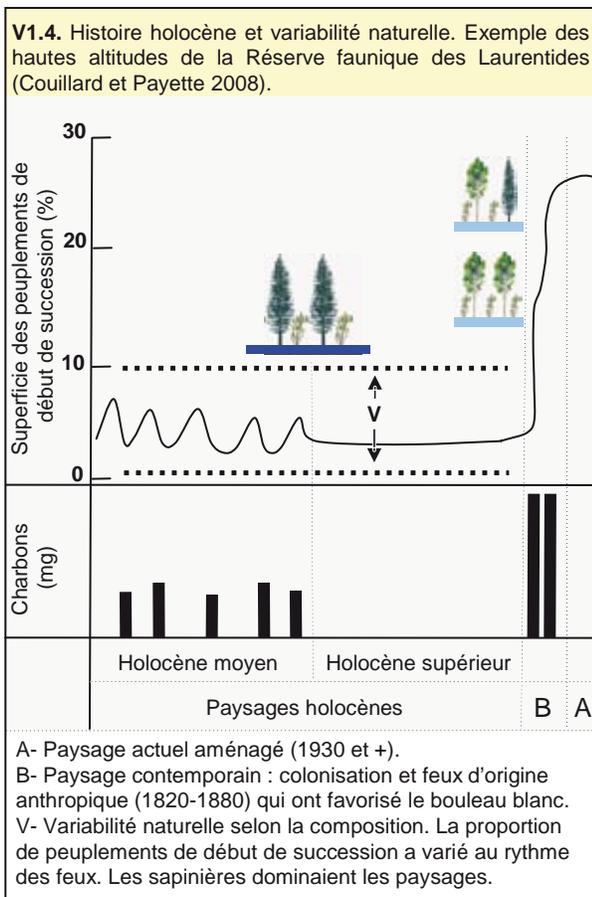
avant la perturbation, ce paysage n'est pas en état d'équilibre. Par exemple, certains paysages naturels propres aux territoires boréaux perturbés par des feux répétés ne sont pas en état d'équilibre. Ces paysages de la forêt résineuse ne cessent de s'ouvrir au profit de pessières noires à lichens et même de landes. Les paysages naturels faisant l'objet d'une dynamique régressive pourraient donc être définis comme en état de *semi-équilibre*. Par ailleurs, les analyses comparatives entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés demeurent difficiles en raison de l'instabilité de ces écosystèmes.

La différence entre le paysage naturel et le paysage aménagé est parfois si importante que le paysage actuel se situe à l'extérieur de sa variabilité naturelle à long terme (BOUCHER *et al.* 2009b). Ces paysages aménagés ont été perturbés par plusieurs décennies d'activités anthropiques, notamment des coupes forestières et des feux d'abattis ou de locomotives à vapeur. Ces paysages sont reconnus comme en état de *semi-équilibre et de résilience* puisque des stratégies d'aménagement de restauration devraient permettre un retour à l'état d'équilibre, c'est-à-dire un état apparenté à celui du paysage naturel (HOLLING 1986).

Afin de caractériser un paysage selon son état d'équilibre, il est important d'en qualifier la variabilité naturelle à court, moyen et long terme. Une compréhension limitée aux 200 dernières années peut donner une image passablement différente des paysages naturels à long terme. L'image récente peut même être erronée puisqu'elle est peu représentative des perturbations naturelles. Par exemple, des travaux entrepris depuis quelques années dans les forêts d'altitude de la Réserve faunique des Laurentides (plus de 800 m) ont permis de définir les paysages naturels contemporains et holocènes de cette région (COUILLARD et PAYETTE 2008) (V1.4). Les documents anciens et les études dendrochronologiques montrent que des feux sont survenus sur ce territoire au cours du XIX^e siècle (ex. : feux de la décennie 1880). Ces feux récents ont favorisé la venue de bétulaies blanches et de bétulaies blanches à sapin sur une superficie de l'ordre de 25 % du territoire. Or, des études à l'échelle de l'Holocène, montrent que pratiquement aucun feu n'est survenu depuis plusieurs millénaires (COLPRON-TREMBLAY 2009). L'absence de feux au cours d'une longue période et l'arrivée soudaine de feux contemporains des 200 dernières années laissent croire que ces derniers seraient d'origine anthropique. Cette hypothèse

Dans un contexte où les perturbations naturelles modifient le paysage au point où ce dernier ne peut retourner à une structure d'âge et à une composition forestière apparentées à celles qui prévalaient

est confirmée par des documents anciens (POTVIN 1944). On peut alors penser que la proportion de bétulaies blanches était nettement inférieure dans les paysages avant l'influence anthropique. Cet exemple montre qu'une bonne connaissance de la variabilité naturelle à long terme des paysages forestiers est nécessaire afin de définir correctement les paysages naturels et leur variabilité et, de là, porter un jugement sur leur *état d'équilibre*. Cet énoncé doit également s'étendre aux perturbations naturelles, notamment aux épidémies d'insectes qui ont été plus sévères et plus fréquentes au cours des 200 dernières années, possiblement en réaction à un climat plus clément (SIMARD *et al.* 2006, MORIN *et al.* 2008).



Chapitre deux

Territoire d'étude

Le territoire d'étude fait partie de la forêt boréale nord-américaine (ROWE 1972). Ces forêts sont dominées par des essences dont la répartition géographique correspond principalement au nord-est de l'Amérique. Ce sont notamment le sapin baumier (*Abies balsamea* (Linné) Miller), l'épinette noire (*Picea mariana* (Miller) BSP.), l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss), le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marshall), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michaux) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lambert). Sur la base de l'abondance de ces espèces, la forêt boréale québécoise est subdivisée en domaines bioclimatiques (GRANDTNER 1966, RICHARD 1987). Du nord vers le sud, il s'agit de la toundra forestière (complexe de toundra et de forêts), de la pessière noire à lichens (ou taïga), de la pessière noire à mousses et de la sapinière à bouleau blanc (ROUSSEAU 1952, SAUCIER *et al.* 2009). La présente étude comprend les deux derniers domaines dont la superficie totale est de l'ordre de 550 000 km². Ce vaste territoire correspond également à la forêt résineuse fermée ainsi qu'à la partie nord de la forêt mélangée (GRONDIN *et al.* 2007a). Ce territoire recèle d'une grande diversité de paysages dont les caractéristiques de structure d'âge et de composition sont fonction de trois gradients écologiques : le gradient latitudinal (47° 30' N. au 52° N.), le gradient longitudinal (80° O. au 60° O.) et le gradient altitudinal (10-1000 m) (ROBITAILLE et SAUCIER 1998, GRONDIN *et al.* 2007a, SAUCIER *et al.* 2009).

Le long du gradient latitudinal, la température moyenne annuelle varie de 0 °C à près de -4 °C. Les essences réagissent aux changements des conditions climatiques, et également des perturbations naturelles (action de plus en plus importante des feux) et du milieu physique (augmentation de l'altitude par exemple) (GRONDIN *et al.* 2007a). Les essences les plus abondantes de la forêt mélangée (partie sud) sont le bouleau blanc, le peuplier faux-tremble, le sapin baumier et l'épinette blanche. Plus au nord, l'épinette noire occupe de vastes étendues de la forêt résineuse.

Le long du gradient longitudinal, les précipitations totales annuelles varient de 600 mm/an sur la partie ouest du territoire (Abitibi) à près de 1500 mm/an sur la partie est (Côte-Nord, Gaspésie). Près de 30 à 40 % de cette quantité tombe sous forme de

neige entre les mois de novembre et mars (RICHARD 1987). Le relief passe graduellement de plaines et de coteaux dans la partie ouest à des collines et hautes collines dans l'est. Les dépôts de surface réagissent à ces changements de la topographie régionale. Les dépôts organiques sont bien représentés dans l'ouest. Ils dominent jusqu'à une altitude de 200 m. Les dépôts glacio-lacustres de texture fine (argile) ou de texture grossière (sable) abondent à des altitudes de 200 à 300 m. Ces dépôts se sont sédimentés dans les lacs proglaciaires formés lors de la fonte de l'Inlandsis laurentidien. Au-delà de 300 m et pour l'ensemble de la partie centrale du bouclier canadien (Laurentides), le till glaciaire constitue le dépôt de surface dominant. Ce dernier cède sa dominance au dépôt d'altération en Gaspésie, au roc de l'arrière-pays de Baie-Comeau et à la moraine de décrépitude des parties les plus élevées du centre du territoire d'étude, soit depuis le lac Mistassini jusqu'au Réservoir Manicouagan (ROBITAILLE et SAUCIER 1998, GRONDIN *et al.* 2007a).

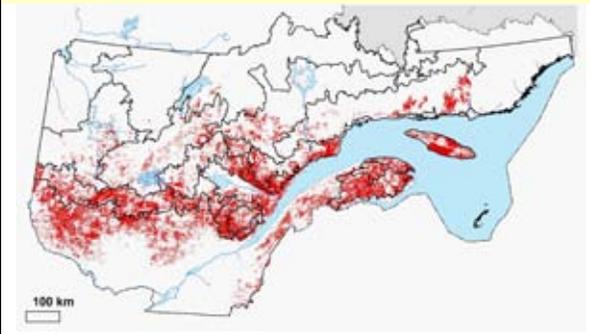
Le sapin baumier est nettement plus abondant dans l'est alors que l'épinette noire et le pin gris dominent dans l'ouest. L'épinette noire est associée aux conditions les plus extrêmes en ce qui a trait à l'humidité du sol (dépôts organiques), à sa faible épaisseur (roc) ou à sa forte pierrosité (moraine de décrépitude). Le pin gris préfère les milieux bien drainés, notamment le sable et le roc des parties ouest et centre du territoire. Le sapin, l'épinette blanche, le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble colonisent les sols présentant peu de limitations eu égard à leur milieu physique dans la forêt mélangée. Dans la pessière, ces essences croissent surtout sur les territoires à forte pluviosité (milieux maritimes et montagnards) et, plus au nord, dans les refuges topographiques.

Les perturbations naturelles se conjuguent aux attributs du climat, du milieu physique et de la composition forestière. Bien que les épidémies d'insectes influencent la dynamique de l'ensemble du territoire, la forêt mélangée de l'Est, où abonde le sapin, est la plus touchée (KNEESHAW *et al.* 2008, GRONDIN *et al.* 2007b) (V2.1). La tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clemens) est l'insecte ravageur le plus commun. Par contre, l'arpenteuse de la pruche (*Lambdina fiscellaria fiscellaria* Guen.) peut créer

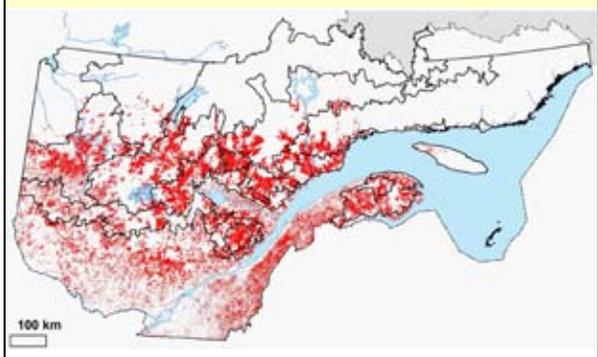
des foyers d'infestation importants en situation maritime. Les épidémies d'insectes et les chablis d'arbres sénescents sont les principaux processus qui régissent la dynamique de la forêt résineuse de l'Est (DE GRANDPRÉ *et al.* 2008). Les feux sont également observés sur tout le territoire mais leur influence sur la dynamique forestière s'accroît de l'est vers l'ouest (V2.2). Ils sont plus fréquents dans les parties ouest et nord, plus sèches, plus planes et mieux pourvues de dépôts grossiers bien drainés (HARVEY *et al.* 2008, BELLEAU et LÉGARÉ 2008, MORNEAU 2009).

Les activités humaines sont associées à l'agriculture et à l'exploitation de la forêt. L'agriculture est concentrée dans le nord-ouest du territoire (Abitibi) ainsi que sur le pourtour du lac Saint-Jean. L'exploitation forestière intensive depuis le début du XX^e siècle concorde avec l'arrivée massive de l'industrie des pâtes et papiers. Elle a rapidement progressé au cours des 40 dernières années dans la partie sud du territoire d'étude. Elle gagne graduellement la partie nord (domaine de la pessière noire) alors que la partie sud fait localement l'objet d'une deuxième coupe (V2.3).

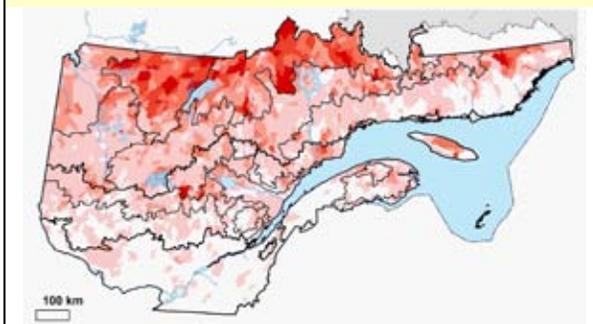
V2.1. Répartition des épidémies d'insectes (sévères et légères) en conformité avec les cartes écoforestières de cette étude et la fin du troisième programme d'inventaire décennal (2003).



V2.3. Répartition des coupes forestières en conformité avec les cartes écoforestières de cette étude et la fin du troisième programme d'inventaire décennal (2003).



V2.2. Répartition et abondance relative des feux selon les cartes forestières anciennes de la période 1980-1990 (SIFORT). Les données sont présentées par district écologique. Plus la couleur est foncée, plus les feux sont abondants (Grondin *et al.* 2007a).



Chapitre trois

Méthode

Plusieurs types de paysages font l'objet de ce mémoire, toutefois la définition du paysage naturel estimé en constitue l'essence (Figure 4). Cette définition repose sur *le modèle de prévision de la mosaïque forestière naturelle* mis au point en Abitibi par BERGERON et DANSEREAU (1993), LEDUC *et al.* (1995) ainsi que GAUTHIER *et al.* (1996, 1998). La conception de ce modèle fait aussi appel aux notions de classification écologique de la végétation potentielle et du stade évolutif (SAUCIER *et al.* 2009) et au cadre de référence des unités homogènes de végétation (GRONDIN *et al.* 2007a). Les données utilisées afin de construire ce paysage proviennent de quatre sources : 1) les études sur les paysages naturels contemporains définis par un cycle de feu (ex. : BERGERON *et al.* 2001), 2) les études sur les paysages naturels contemporains définis par une proportion de forêts de plus de 100 ans (ex. : BOUCHER *et al.* 2009c), 3) les cartes forestières anciennes (SIFORT) (PELLETIER *et al.* 1996) et 4) les placettes temporaires² du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF).

L'estimation du paysage naturel porte sur deux attributs : la structure d'âge et la composition forestière. La structure d'âge découle de la régionalisation du territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans alors que la composition provient principalement de la modélisation de la succession forestière. Cette modélisation repose sur des équations mathématiques dont les paramètres ont été définis à l'aide du logiciel R (*The R Project for Statistical Computing*). Une séquence de programmes FoxPro (Microsoft Visual FoxPro 8.0) a par la suite conduit à la définition du paysage naturel estimé de chacune des unités homogènes de végétation. Ces unités sont au nombre de 45 (GRONDIN *et al.* 2007a). Deux unités de faible superficie (REEm3a, REEm3b) ont été considérées comme appartenant à une plus vaste unité localisée à proximité (REEm2a). La végétation des 43 unités homogènes, définie selon les végétations potentielles et les stades évolutifs, a été traitée au moyen des logiciels CANOCO (TER BRAAK et ŠMILAUER 2002) et K-Means (LEGENDRE 2001) afin de les regrouper. Une analyse des écarts a permis de quantifier les principales différences entre le paysage actuel et le paysage naturel au sein des unités homogènes

regroupées. Finalement, les unités homogènes regroupées ont été décrites selon leurs paysages actuels (naturel ou aménagé), leur paysage naturel estimé et leurs paysages holocènes.

La méthode utilisée afin de définir les divers types de paysages est brièvement décrite dans les paragraphes qui suivent tandis que les détails sont présentés aux annexes 1 et 2. Par ailleurs, une analyse critique des notions d'écologie et du cheminement utilisés fait l'objet de l'annexe 3.

3.1 Régionalisation du territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans et structure d'âge des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes

La description de la structure d'âge de chacune des unités homogènes repose sur deux éléments : la régionalisation du territoire selon la proportion des forêts de plus de 100 ans (Figure 4a) et la répartition théorique de la superficie par classe d'âge issue du modèle de van Wagner (Figure 4b). Les forêts de plus de 100 ans ont été retenues parce qu'elles possèdent des caractéristiques particulières par rapport à la diversité de leur structure et de leur biodiversité végétale et animale (DESPONTS *et al.* 2002, RHEAULT *et al.* 2009).

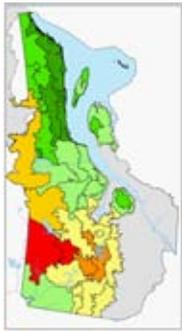
La régionalisation repose sur quatre sources d'information. Les deux premières portent sur des études détaillées des perturbations naturelles (feux, insectes) caractérisant les paysages de la forêt boréale. Ces études présentent un cycle de feu (études détaillées sur les feux) ou une proportion de forêts de plus de 100 ans (études détaillées sur les épidémies d'insectes). Les cycles de feu ont été traités à l'aide du modèle de van Wagner (1978) afin de générer une répartition théorique de la superficie par classe d'âge de 10 à 500 ans. Cette répartition a été utilisée afin de connaître la proportion occupée par les forêts de plus de 100 ans.

Les études détaillées sur les perturbations naturelles sont trop éparpillées pour régionaliser le territoire selon ce thème. Pour contrer cette difficulté, deux autres sources d'information ont été utilisées, soit les cartes forestières anciennes et les placettes. Les cartes forestières anciennes montrent les

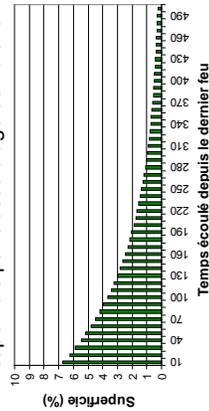
² Dans le reste du document, cette expression sera désignée par : placette.

Régionalisation du territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans et structure d'âge des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes (N = 43)

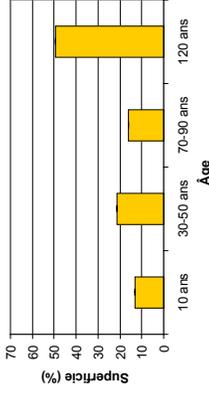
a- Régionalisation du territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans



b- Le paysage naturel estimé défini par la répartition théorique de la superficie par classe d'âge de 10 ans

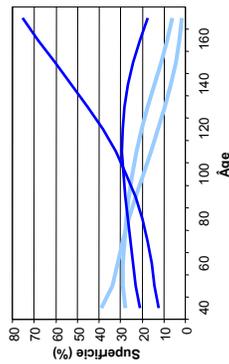


c- Le paysage naturel estimé défini par la structure d'âge

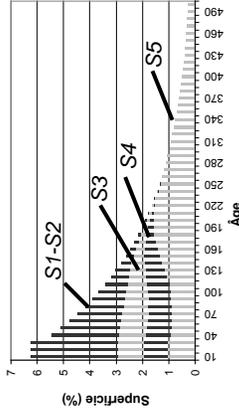


Modélisation de la succession forestière et composition des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes (N = 43)

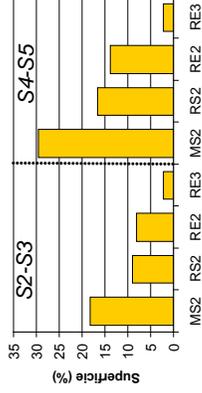
d- Modélisation de la succession forestière



e- Le paysage naturel estimé défini par les stades évolutifs (S1 à S5) et l'âge

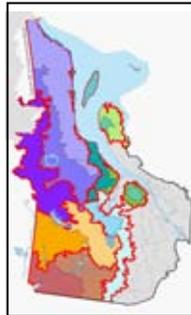


f- Le paysage naturel estimé défini par les végétations potentielles et les stades évolutifs

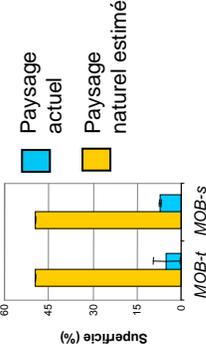


Définition et comparaison du paysage actuel et des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes regroupées

g- Regroupement des unités homogènes (N = 6 et N = 14)



h- Analyse des écarts (ex. : proportion de forêts de plus de 100 ans)



i- Description des unités homogènes regroupées :

- le paysage actuel (naturel ou aménagé)
- le paysage naturel estimé
- les paysages holocènes

N.B. : La démarche détaillée est expliquée aux annexes 1 et 2. La signification des codes relatifs aux végétations potentielles et aux stades évolutifs est présentée au bas de la figure 3

Figure 4. Étapes de la démarche de définition et de comparaison des paysages forestiers de la forêt boréale québécoise.

paysages forestiers comme ils étaient au moment du second programme d'inventaire décennal du MRNF (SIFORT) (1980-1990). Des proportions de forêts de plus de 100 ans ont été extraites de ces cartes pour chacune des unités homogènes. Les proportions obtenues des paysages aménagés ont été additionnées à celles des coupes en présumant que ces dernières avaient été exécutées dans des peuplements âgés. Par ailleurs, les placettes ($n =$ près de 80 000) sont celles des trois premiers programmes d'inventaire décennal du MRNF (1970, 1980, 1990). L'âge du plus vieil arbre-étude de chacune des placettes a été utilisé afin d'estimer l'âge moyen des forêts de chacune des unités homogènes. Cet âge a été transformé en une proportion de forêts de plus de 100 ans à l'aide du modèle de van Wagner.

Les proportions de forêts de plus de 100 ans provenant des quatre sources de données (études sur les paysages naturels contemporains définis par un cycle de feu, études sur les paysages naturels contemporains définis par une proportion de forêts de plus de 100 ans, cartes forestières anciennes, placettes) ont été analysées afin de délimiter six grands territoires pourvus d'une proportion similaire de forêts de plus de 100 ans (Figure 4a). Chacun de ces territoires est constitué de plusieurs unités homogènes. Une relation a par la suite été établie entre chacune des unités homogènes qualifiée selon une proportion de forêts de plus de 100 ans et un âge moyen des forêts. Cet âge moyen a été utilisé afin de définir une distribution théorique de la superficie par classe d'âge au moyen du modèle de van Wagner (Figure 4b). La synthèse de cette distribution a permis de dresser la structure d'âge de chacune des 43 unités homogènes (Figure 4c).

3.2 Modélisation de la succession forestière et composition des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes

La modélisation de la succession forestière décrit les changements qui s'opèrent dans la composition de la végétation selon le temps écoulé depuis le dernier feu. Les modèles de cette étude ont été construits à partir des placettes du MRNF. Les placettes sans trace évidente d'activités anthropiques (qualifiées d'origine naturelle dans les bases de données) ont d'abord été caractérisées selon leur végétation potentielle, leur stade évolutif et leur âge. Les placettes ont été partitionnées selon deux grandes entités afin de prendre en compte les deux grands ensembles de la dynamique forestière de la forêt boréale québécoise : a) la forêt boréale de

l'Ouest et 2) la forêt boréale du Centre et de l'Est. Enfin, les placettes de chacun de ces ensembles ont été subdivisées selon les diverses combinaisons de végétations potentielles et de stades évolutifs (ex. : RE2, S2). Le stade S1 (pionnier) n'est pas pris en compte dans la modélisation puisque cette dernière débute à 30 ans, soit un âge pour lequel les peuplements ont atteint des stades plus avancés.

La loi de Weibull a été ajustée aux données de fréquence par classe d'âge de chacune des combinaisons de végétation potentielle et de stade évolutif (ex. : MS2, S2) observées à l'intérieur de chacun des deux grands territoires délimités précédemment. Les équations mathématiques exprimées d'après les paramètres de la loi de Weibull ont été utilisées afin de modéliser la succession forestière selon la proportion de superficie par classe d'âge occupée par chacun des stades évolutifs d'une végétation potentielle (Figure 4d). Ces proportions ont été intégrées à la distribution théorique de la superficie par classe d'âge spécifique à chacune des unités homogènes. Cette distribution provient d'une relation entre la proportion de forêts de plus de 100 ans, l'âge moyen des forêts et la distribution théorique issue de la loi de van Wagner. L'intégration de la distribution théorique et de la modélisation de la succession permet de définir le paysage naturel de chacune des unités homogènes selon la composition. Cette composition peut être présentée selon les stades évolutifs et les classes d'âge (Figure 4e) ou en tenant compte uniquement des combinaisons de végétations potentielles et de stades évolutifs (Figure 4f).

3.3 Définition et comparaison du paysage actuel et des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes regroupées

3.3.1 Formation des unités homogènes regroupées

Afin d'obtenir une vue d'ensemble de la forêt boréale, les unités homogènes ($N = 43$) ont été regroupées. Pour ce faire, les paysages naturels de chacune des unités ont fait l'objet d'analyses numériques (analyse de correspondance et analyse de groupement) sur l'importance relative de leurs combinaisons de végétation potentielle et de stade évolutif. Les résultats ont conduit au regroupement des unités homogènes selon deux niveaux (Figure 4g). Le premier niveau subdivise le territoire en 6 entités et, le second, en 14.

Le paysage actuel de chacune des unités homogènes regroupées (selon 14 entités) a été défini selon sa structure d'âge et sa composition à l'aide des données descriptives des 43 unités homogènes. La description de ces attributs repose sur les cartes écoforestières du MRNF. Le paysage naturel de chacune des 14 unités homogènes regroupées a également été défini selon sa structure d'âge et sa composition à l'aide des données descriptives des 43 unités homogènes définies à la section précédente (3.2). Des moyennes et des écarts-types relatifs aux divers descripteurs ont été calculés pour chacun de ces deux paysages.

3.3.2 Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé au sein des unités homogènes regroupées

Les écarts entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés ont été analysés afin de les quantifier (Figure 4h). La comparaison a porté sur les unités homogènes regroupées en 14 unités. Les thèmes comparés sont : 1) la structure d'âge, 2) la composition forestière des forêts de plus de 100 ans, 3) les stades évolutifs et 4) les combinaisons de végétation potentielle et de stade évolutif. La définition du paysage actuel des unités homogènes regroupées s'appuie sur les cartes écoforestières du troisième programme d'inventaire décennal à l'échelle du 1:20 000 et une mise à jour des coupes datant de 2003. L'écart (Δ : exprimé en pourcentage [%]) de chacune des unités homo-

gènes regroupées a été calculé en effectuant tout d'abord la différence absolue des pourcentages de superficie entre le paysage naturel actuel ($\%_A$) et le paysage estimé ($\%_E$) au sein des unités homogènes regroupées. Puis, cette différence a été divisée par la valeur maximale de ces deux pourcentages. L'écart (Δ) est exprimé par l'équation suivante :

$$\Delta = \frac{|\%_A - \%_E|}{\max(\%_A, \%_E)}$$

Les écarts ont été classés selon cinq catégories : *très élevés* lorsque le Δ est supérieur à 80 %, *élevés* lorsque le Δ se situe entre 61 et 80 %, *moyens* lorsque le Δ se situe entre 41 et 60 %, *faibles* lorsque le Δ se situe entre 21 et 40 % et *très faibles* lorsque le Δ est égal ou inférieur à 20 %.

3.3.3 Description des unités homogènes regroupées

Les unités homogènes regroupées (N = 6 et N = 14) ont été décrites selon leur paysage actuel, leur paysage naturel estimé et leurs paysages holocènes (Figure 4i). Les descripteurs utilisés afin de définir le paysage actuel et le paysage naturel sont les mêmes que ceux de l'analyse comparative. La définition des paysages holocènes repose sur les études paléoécologiques publiées.

Chapitre quatre

Résultats et discussion

Les résultats portent sur : 1) la régionalisation du territoire d'étude selon la proportion de forêts de plus de 100 ans, 2) la modélisation de la succession forestière et 3) la comparaison des paysages actuels et des paysages naturels au sein des unités homogènes regroupées. L'annexe 4 présente la description des unités homogènes regroupées selon plusieurs types de paysages, en insistant sur les paysages de l'Holocène.

4.1 Régionalisation de la forêt boréale selon la proportion de forêts de plus de 100 ans

La régionalisation de la forêt boréale québécoise selon la proportion (%) occupée par les forêts de plus de 100 ans est présentée aux figures 5 et 6 ainsi qu'au tableau 1. Cette régionalisation repose sur six proportions codifiées P1A à P5B selon un gradient qui va de l'ouest vers l'est. Le long de ce gradient longitudinal, la proportion de forêts de plus de 100 ans et, parallèlement, le taux de peuplements de fin de succession ont tendance à s'accroître. Les relations entre la proportion de forêts de plus de 100 ans et la dynamique forestière sont définies selon trois ensembles qui mettent en évidence 1) la dynamique cyclique de peuplements de début de succession (E1), 2) la dynamique régressive (E2) et 3) la dynamique cyclique de peuplements de fin de succession (E3) (V4.1).

P1A – Proportion de forêts de plus de 100 ans de l'ordre de 50 %

Cette proportion de forêts de plus de 100 ans caractérise une partie importante de la forêt boréale de l'Ouest. Elle est observée autant dans des unités homogènes de la forêt résineuse (RO) que de la forêt mélangée (MO) (Figures 5 et 6, Tableau 1). Les peuplements de début de succession y abondent (ensemble E1 de la vignette V4.1). Ces peuplements correspondent à des tremblaies (végétation potentielle ME1 et stades évolutifs S2-S3), des pinèdes grises (définies par RE2, S2-S3 à la figure 7) et des bétulaies blanches (MS2, S2-S3, RS2, S2-S3). Le cycle de feu est de l'ordre de 150 ans. Ce cycle est légèrement plus long que celui de 139 ans obtenu par BERGERON *et al.* (2001) ainsi que par LESIEUR *et al.* (2002b). Par contre, il est compris dans l'intervalle (132-153 ans) défini par LE GOFF *et al.* (2007).

V4.1. Liens entre la proportion de forêts de plus de 100 ans (P1A à P5B) et les trois ensembles de dynamique forestière de la forêt boréale (E1 à E3).

P1A et P1B

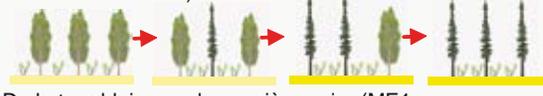
E1. Dynamique cyclique de peuplements de début de succession influencée par les feux. La dynamique de succession est présente. Ensemble dominant dans l'Ouest.



De la pinède grise vers la pessière noire (RE2, dominant dans RO).



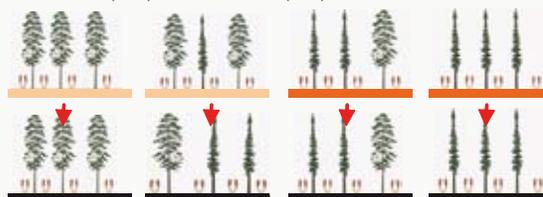
De la bétulaie blanche vers la sapinière (MS2, dominant dans MO).



De la tremblaie vers la pessière noire (ME1, dominant dans RO avec argile).

P2 et P3

E2. Dynamique forestière similaire à E1 à laquelle s'ajoute la dynamique de régression. Les forêts s'ouvrent sous l'effet des feux. – Ensemble présent sur certains territoires de l'Ouest (RO) et du Centre (RC).



P4, P5A, P5B

E3. Dynamique cyclique de peuplements de fin de succession influencée par le chablis d'arbres sénescents ou les épidémies d'insectes. La dynamique de succession est présente – Ensemble dominant dans l'Est.



De la bétulaie blanche vers la sapinière à épinette noire (RS2). Dominant dans RE.



De la bétulaie blanche vers la sapinière (MS2). Dominant dans ME.

MO, RO, RC, ME, RE : Subdivisions du cadre de référence des unités homogènes (Figure 1).

RE2, RS2, MS2, ME1 : Végétations potentielles (Figure 3).

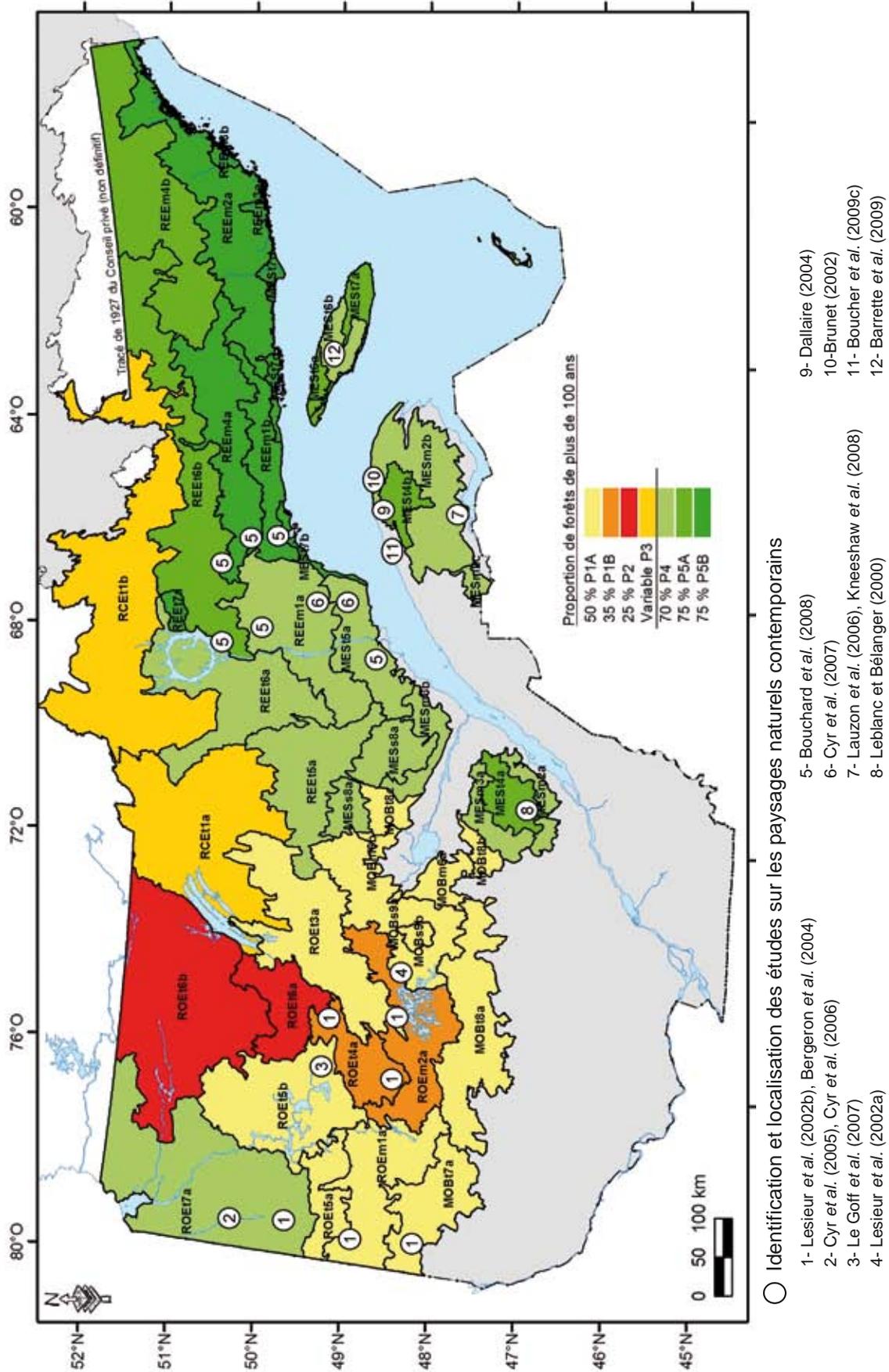
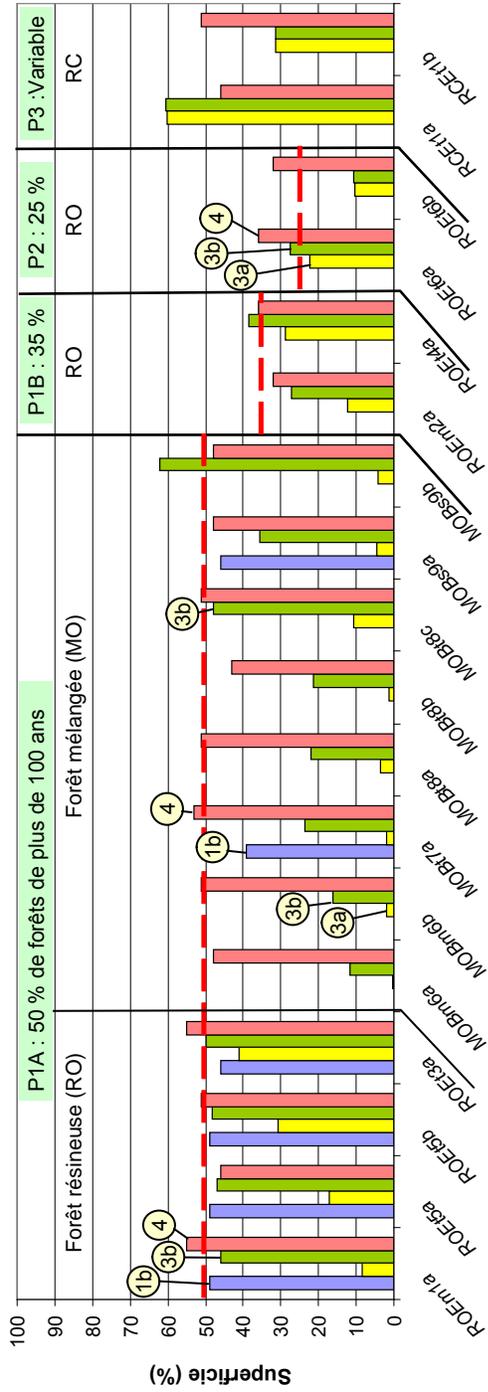
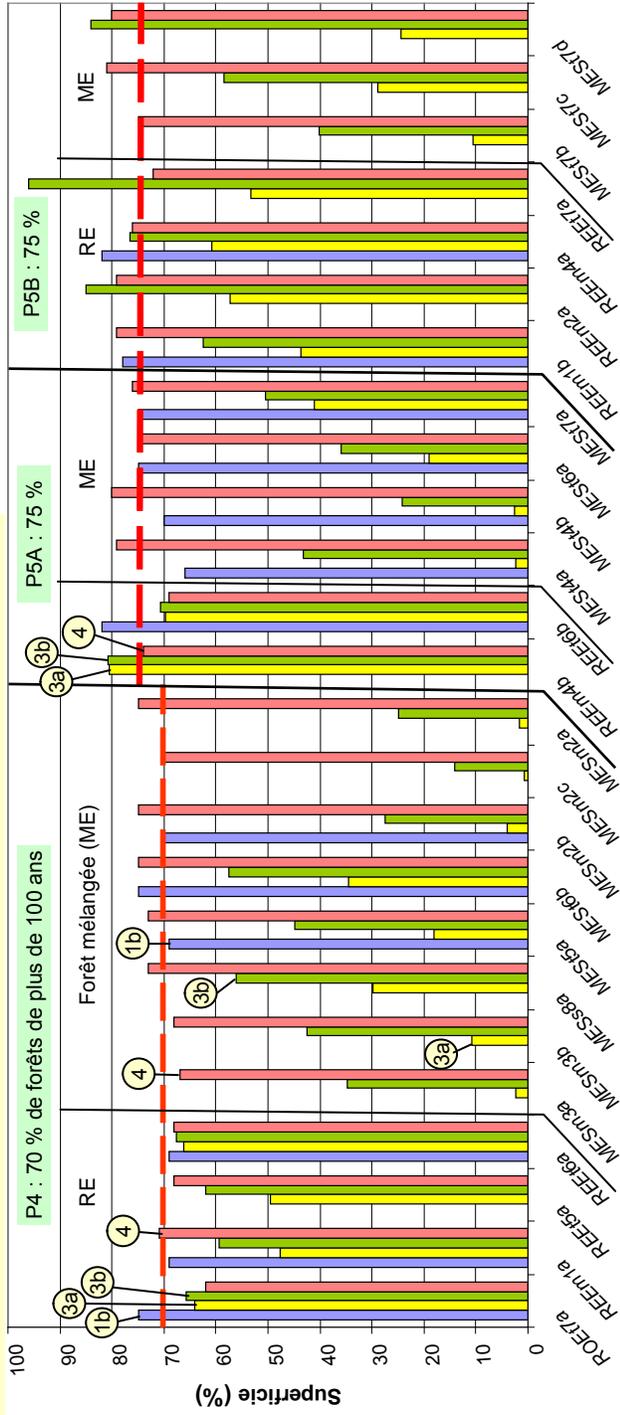


Figure 5. Régionalisation de la forêt boréale québécoise selon la proportion de forêts de plus de 100 ans.

Unités homogènes de l'Ouest et du Centre (RO : résineux de l'Ouest, RC : résineux du Centre, MO : mélange de l'Ouest)



Unités homogènes de l'Est (RE : résineux de l'Est, ME : mélange de l'Est)



N.B. : La signification des codes (1b à 4) est donnée au tableau 1.

Figure 6. Proportion de forêts de plus de 100 ans des unités homogènes de la forêt boréale québécoise.

Tableau 1. Proportion de forêts de plus de 100 ans des unités homogènes (N = 43) de la forêt boréale québécoise

Unité homogène	Étude sur le paysage naturel	Proportion de forêts de plus de 100 ans					Code des proportions
		1a	1b	3a	3b	4	
ROEm1a	1	49	9	46	55	P1A	
ROEt5a	1	49	17	47	46	P1A	
ROEt5b	3	49	31	48	51	P1A	
ROEt3a	4	46	41	50	55	P1A	
MOBm6a			0	12	48	P1A	
MOBm6b			2	16	51	P1A	
MOBt7a	1	39	2	24	53	P1A	
MOBt8a			4	22	51	P1A	
MOBt8b			1	21	43	P1A	
MOBt8c			11	48	51	P1A	
MOBs9a	4	46	5	36	48	P1A	
MOBs9b			4	62	48	P1A	
ROEm2a			12	27	32	P1B	
ROEt4a			29	39	36	P1B	
ROEt6a			22	28	36	P2	
ROEt6b			11	11	32	P2	
RCEt1a			60	60	46	P3	
RCEt1b			31	31	51	P3	
ROEt7a	2	75	64	66	62	P4	
REEm1a	5,6	69	48	59	71	P4	
REEt6a			50	62	68	P4	
REEt6a	5	69	66	68	68	P4	
MESm3a			2	35	67	P4	
MESm3b			11	43	68	P4	
MESs8a			30	56	73	P4	
MESf5a	5,6	69	18	45	73	P4	
MESf6b	12	75	34	58	75	P4	
MESm2b	7,10,11	70	4	27	75	P4	
MESm2c			1	14	70	P4	
MESm2a			2	25	75	P4	
REEm4b			81	81	74	P5A	
REEt6b	5	82	70	71	69	P5A	
MESf4a	8	66	2	43	79	P5A	
MESf4b	9	70	3	24	80	P5A	
MESf6a	12	75	19	36	75	P5A	
MESf7a	12	75	41	51	76	P5A	
REEm1b	5	78	44	62	79	P5B	
REEm2a			57	85	79	P5B	
REEm4a	5	82	61	76	76	P5B	
REEt7a			53	96	72	P5B	
MESf7b			11	40	75	P5B	
MESf7c			29	58	81	P5B	
MESf7d			25	84	80	P5B	

Légende :

1a : Référence aux études sur les paysages naturels contemporains (Figure 5)

1b : Proportion (%) de forêts de plus de 100 ans selon les études des paysages naturels contemporains

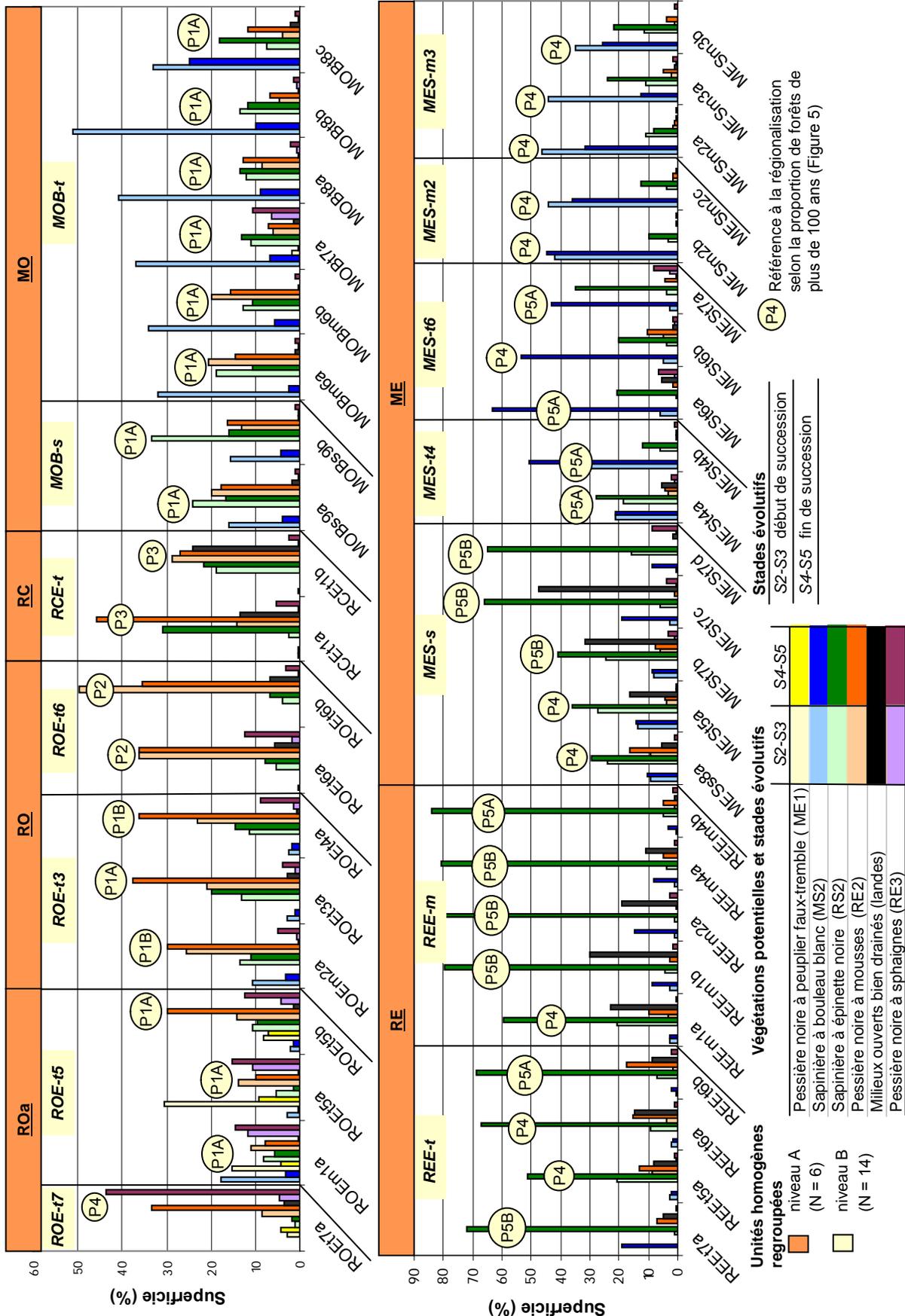
3a : Proportion (%) de forêts de plus de 100 ans selon les cartes forestières anciennes (SIFORT)

3b : Proportion (%) de forêts de plus de 100 ans selon les cartes forestières anciennes (SIFORT) à laquelle ont été ajoutées les coupes récentes

4 : Proportion (%) de forêts de plus de 100 ans selon les placettes

5 : Référence à la régionalisation du territoire d'étude selon la proportion de forêts de plus de 100 ans (Figure 5)

RC : forêt résineuse du Centre



N.B. : La vignette VA1.1 de l'annexe 1 illustre un exemple de description d'un paysage actuel par rapport à la composition. La vignette VA1.8 montre les liens entre la composition forestière et la proportion de forêts de plus de 100 ans.

Figure 7. Description de la composition du paysage actuel au sein des unités homogènes (N = 43) de la forêt boréale québécoise et liens avec la proportion de forêts de plus de 100 ans.

Les unités homogènes de la forêt résineuse de l'Ouest (ROEm1a, ROEt5a, ROEt5b et ROEt3a) possèdent une proportion de forêts de plus de 100 ans relativement stable selon les diverses sources d'information (Figure 6, Tableau 1, proportions 1b, 3b et 4). Les proportions observées dans la forêt mélangée de l'Ouest (MO) sont beaucoup plus variables. Seules les proportions obtenues des placettes sont constantes (Figure 6, Tableau 1). Les unités MOBm6a, MOBm6b et MOBs9a se distinguent par leur recouvrement important de pinèdes grises (RE2, S2-S3, près de 20 %) et de bétulaies blanches (RS2, S2-S3, près de 20 %). Cette forte abondance de peuplements de début de succession serait due à une cascade de feux d'origine anthropique survenue lors de la colonisation du lac Saint-Jean (1850-1940) (GRONDIN *et al.* 2007a).

Afin d'expliquer qu'une proportion similaire de forêts de plus de 100 ans (P1, 50 %) est observée autant dans la forêt mélangée de l'Ouest (MO) que dans la forêt résineuse de l'Ouest (RO) (Figures 5 et 6), BERGERON *et al.* (2004) ont mis en cause les variations de la superficie et de la sévérité des feux. De l'avis de GRONDIN *et al.* (2007a), il pourrait s'agir de l'action combinée du relief et des perturbations naturelles. Sur les reliefs bien accentués (coteaux, collines) de la forêt mélangée (MO), le sol relativement riche et les feux de sévérité et de superficie modérées avantageraient l'assemblage floristique (végétation potentielle) de la sapinière à bouleau blanc (MS2). Sur les reliefs plats (plaines) de la forêt résineuse de l'Ouest (RO), les feux de forte sévérité et de grande superficie concourraient à la venue des végétations potentielles de la pessière noire à mousses (RE2) et de la pessière noire à peuplier faux-tremble (ME1).

P1B – Proportion de forêts de plus de 100 ans de l'ordre de 35 %

Cette proportion de forêts de plus de 100 ans correspond aux unités homogènes situées entre le Réservoir Gouin et le sud du lac Mistassini (ROEm2a, ROEt4a) (Figure 5). Localisé en basse altitude (350 m), ce territoire est bien pourvu de dépôts de texture grossière (sable d'origine glacio-lacustre ou fluvio-glaciaire) (ROBITAILLE et SAUCIER 1998, GRONDIN *et al.* 2007a). Les peuplements de début de succession, et tout particulièrement les pinèdes grises, sont plus abondants que sur le territoire de la PIA. La proportion du territoire couverte par les pinèdes varie de 20 à 30 % (Figure 7). Le cycle de feu correspondant à la proportion de forêts de plus de 100 ans est de l'ordre de 100 ans. L'ensemble du territoire couvert par la proportion

P1B demeure représentatif du premier ensemble de dynamique forestière (E1) décrit à la vignette V4.1.

P2 – Proportion de forêts de plus de 100 ans de l'ordre de 25 %

Cette proportion de forêts de plus de 100 ans caractérise les unités homogènes localisées à l'ouest du lac Mistassini (ROEt6a, ROEt6b) (Figure 5). La proportion de forêts de plus de 100 ans de l'unité ROEt6a est de l'ordre de 20-30 % sur les cartes forestières anciennes. Elle diminue à seulement 10 % dans l'unité ROEt6b (Figure 6). La proportion de forêts de plus de 100 ans obtenue à partir des placettes est de l'ordre de 30 % pour les unités homogènes regroupées ROAt6a et ROAt6b (Figure 6, Tableau 1, proportion 4). Les communautés de début de succession, notamment les pinèdes grises, y occupent la plus grande étendue du Québec méridional (plus de 30 % de la superficie, Figure 7). La dynamique régressive (ensemble E2 de la vignette V4.1) est associée aux landes qui recouvrent près de 5 % de la superficie (Figure 7). Le cycle de feu est de l'ordre de 75 ans. À la lecture de la figure 7, les résultats montrent une accentuation de l'importance des descripteurs des feux depuis l'unité ROEt6a vers l'unité ROEt6b.

P3 – Proportion de forêts de plus de 100 ans variable

Cette proportion de forêts de plus de 100 ans caractérise les unités homogènes comprises entre le lac Mistassini et le Réservoir Manicouagan (Figure 5). Ces unités présentent des paysages contrastés où alternent des reliefs relativement plats et des reliefs de collines. Les reliefs plats sont liés à deux dynamiques forestières, soit la dynamique de succession (de la pinède grise vers la pessière noire) et la dynamique régressive (de la pessière noire à mousses à la pessière noire à lichens ou aux landes). On estime que le cycle de feu associé à la dynamique de succession est de l'ordre de 150 ans comparativement à un cycle de l'ordre de 75 ans pour la dynamique régressive. Les collines, plus humides, sont plutôt le siège de la dynamique forestière de la sapinière à épinette noire (dynamique de succession). Le cycle de feu y serait d'au moins 300 ans.

L'analyse détaillée des deux unités homogènes de cette proportion de forêts de plus de 100 ans (P3) indique une proportion relativement élevée de forêts âgées pour RCe1a ainsi qu'une abondance de peuplements de début de succession de la végétation potentielle de la sapinière à épinette

noire (RS2, S2-S3). De plus, les landes constituent environ 15 % de la superficie. L'inverse est observé pour RCEt1b, dominé par les pinèdes grises; les landes y couvrent plus de 20 % de la superficie (Figures 6 et 7). Ces deux unités homogènes montrent un gradient croissant de déforestation par les feux du sud vers le nord.

P4 – Proportion de forêts de plus de 100 ans de l'ordre de 70 %

La proportion de forêts de plus de 100 ans s'accroît sur ce premier territoire de la partie est de la forêt boréale par rapport à tous les autres de la partie ouest décrits précédemment. Les paysages sont caractérisés par un grand nombre de peuplements de fin de succession évoluant sous l'influence des épidémies d'insectes, des chablis et de la mortalité naturelle par pied d'arbre (Figures 5 et 6 et Ensemble E3 de la vignette V4.1).

Une telle proportion de forêts de plus de 100 ans est observée d'abord sur la partie nord de l'Abitibi (unité ROEt7a) dominée par les pessières noires à sphaignes (RE3, S4-S5) (Figure 7). BERGERON *et al.* (2001) estiment le cycle de feu à 139 ans (200 dernières années) et à 146 ans (période 1850-1920) alors que CYR *et al.* (2005, 2006) le porte à près de 450 ans. Cette différence est liée à l'étendue du territoire analysé par ces auteurs. Les premiers ont étudié, à l'aide d'archives et de données dendrochronologiques, un territoire vaste sur lequel de nombreuses tourbières sont présentes. Les seconds ont limité leur étude aux pessières noires à sphaignes (RE3) et ont utilisé les charbons de bois pour estimer que le temps écoulé depuis le dernier feu variait de 225 à 1114 ans (datations ¹⁴C).

Une proportion de forêts de plus de 100 ans de l'ordre de 70 % est observée également dans la forêt résineuse de l'Est (RE), et particulièrement dans l'arrière-pays de Baie-Comeau (REEm1a, REEt5a, REEt6a) (Figures 5 et 6). Ce territoire s'étend jusqu'aux limites de la répartition des pinèdes grises, d'une bonne représentativité de peuplements de la végétation potentielle de la pessière noire à mousses (RE2) sur des dépôts sableux (ROBITAILLE et SAUCIER 1998, GRONDIN *et al.* 2007a). Plus à l'est les landes ainsi qu'une dynamique cyclique de pessières noires prennent le relais du pin gris (P5A et P5B). Les sapinières à épinette noire (RS2) deviennent plus fréquentes.

Le cycle de feu est de l'ordre de 300 ans. Ce cycle s'apparente à celui de Bouchard *et al.* (2008) établi à 270 ans dans l'ouest de la Côte-Nord.

Cette proportion de forêts de plus de 100 ans est également une caractéristique de plusieurs unités homogènes de la forêt mélangée de l'Est (ME) (Figures 5 et 6). Ces unités ont été fortement perturbées par les coupes forestières de sorte que les proportions de forêts de plus de 100 ans obtenues des cartes forestières anciennes (SIFORT) ne sont pas représentatives des paysages naturels (proportions 3a et 3b). Par ailleurs, la correspondance entre les études détaillées sur la proportion de forêts de plus de 100 ans (proportion 1b) et la proportion obtenue par les placettes (proportion 4) est bonne. Ces deux sources d'information montrent une certaine uniformité des unités homogènes classées avec la proportion P4. Cette proportion correspond à un cycle de feu avoisinant 300 ans, ce qui s'apparente aux estimations de LEVESQUE (1997) ainsi que GAUTHIER *et al.* (2001). Ce cycle est cependant plus long que celui de LAUZON *et al.* (2006) estimé à 140 ans, de LAUZON *et al.* (2007) de 116 à 250 ans ou encore celui de KNEESHAW *et al.* 2008 établi à 89 ans avant 1850. Tous ces cycles ont été estimés pour la Gaspésie (MESm2b).

La partie centrale de l'île d'Anticosti (MEST6b) est également associée à une proportion de forêts de plus de 100 ans proche de 60 à 70 % (Figure 6). La partie centrale de ce territoire est cependant composée d'environ 15 % de pessières noires à mousses et de pessières à lichens (RE2) dont la dynamique est régie par les feux (Figure 7, GRONDIN *et al.* 2007b). Sur ce secteur de pessières, qui semble propice aux feux en raison de sols minces et bien drainés, la proportion de forêts de plus de 100 ans serait plus faible que celle estimée dans cette étude.

L'hypothèse avancée pour expliquer que la proportion de forêts de plus de 100 ans de l'ordre de 70 % (P4) s'observe autant dans la forêt résineuse (RE) que dans la forêt mélangée (ME) est sensiblement la même que celle présentée lors de la description de la proportion P1A. Le régime des perturbations ainsi que le relief seraient en cause. Toutefois, le relief est plus accentué dans la forêt résineuse de l'Est (coteaux, collines) que dans celle de l'Ouest. Il le devient davantage dans la forêt mélangée (hautes collines) (ROBITAILLE et SAUCIER 1998, GRONDIN *et al.* 2007a).

P5A et P5B – Proportion de forêts de plus de 100 ans de l'ordre de 75 %

Cette proportion de forêts de plus de 100 ans est une caractéristique de l'arrière Côte-Nord (unités homogènes REEt6b, REEm4b) ainsi que des unités homogènes de la forêt mélangée de l'Est (ME) localisées à de hautes altitudes (600 m et plus) (MEST4a, MEST4b) ou en milieu maritime (MEST6a, MEST7a). Ces unités homogènes sont dominées par des sapinières dont la dynamique est fortement influencée par les épidémies d'insectes. Le bouleau blanc est relativement rare (GRONDIN et LEDUC 2009, ensemble E3 de la vignette V4.1). Tout comme la partie centrale de l'île d'Anticosti discutée dans la section précédente (P4), certaines parties de territoire présentent une proportion de forêts de plus de 100 ans nettement inférieure à celle de leur territoire d'appartenance. C'est le cas notamment du parc des Grands-Jardins (JASINSKI et PAYETTE 2005) et des hauts sommets de Charlevoix (BUSSIÈRES et PAYETTE 2000). Ces territoires possèdent des caractéristiques de climat et de milieu physique favorables aux feux. Ces derniers, jumelés aux épidémies d'insectes, concourent à la présence d'une dynamique régressive.

Certains paysages de la forêt boréale de l'Est sont fortement contrastés (BOUCHARD *et al.* 2008), à l'exemple de ceux présentés à la troisième proportion de forêts de plus de 100 ans (P3). L'abondance de forêts âgées dans les milieux relativement abrités et la bonne représentativité des landes dans les milieux exposés (ex. : sommet de montagne) sont les raisons de contrastes aussi forts. La proportion 5B de forêts de plus de 100 ans reflète cette réalité. Les landes atteignent une proportion de plus de 20 % de la superficie totale, laquelle peut s'élever jusqu'à 55 % (Figure 7). La présence de milieux non forestiers est fortement associée à l'abondance de roc et de till mince le long du Golfe du Saint-Laurent, à la position topographique occupée par cet écosystème et à une fréquence élevée de feux. À l'échelle de l'ensemble du territoire, la proportion de forêts de plus de 100 ans correspond à un cycle de feu de 400 ans et plus. Cette valeur s'approche de celle de FOSTER (1983) et BOUCHARD *et al.* (2008). Le premier auteur suggère un cycle de feu d'environ 500 ans et, le second, un cycle de plus de 500 ans. Il serait éventuellement intéressant d'attribuer un cycle de feu spécifique à chacun des écosystèmes (forêts âgées et landes) du territoire de cette proportion de forêts de plus de 100 ans (P5B).

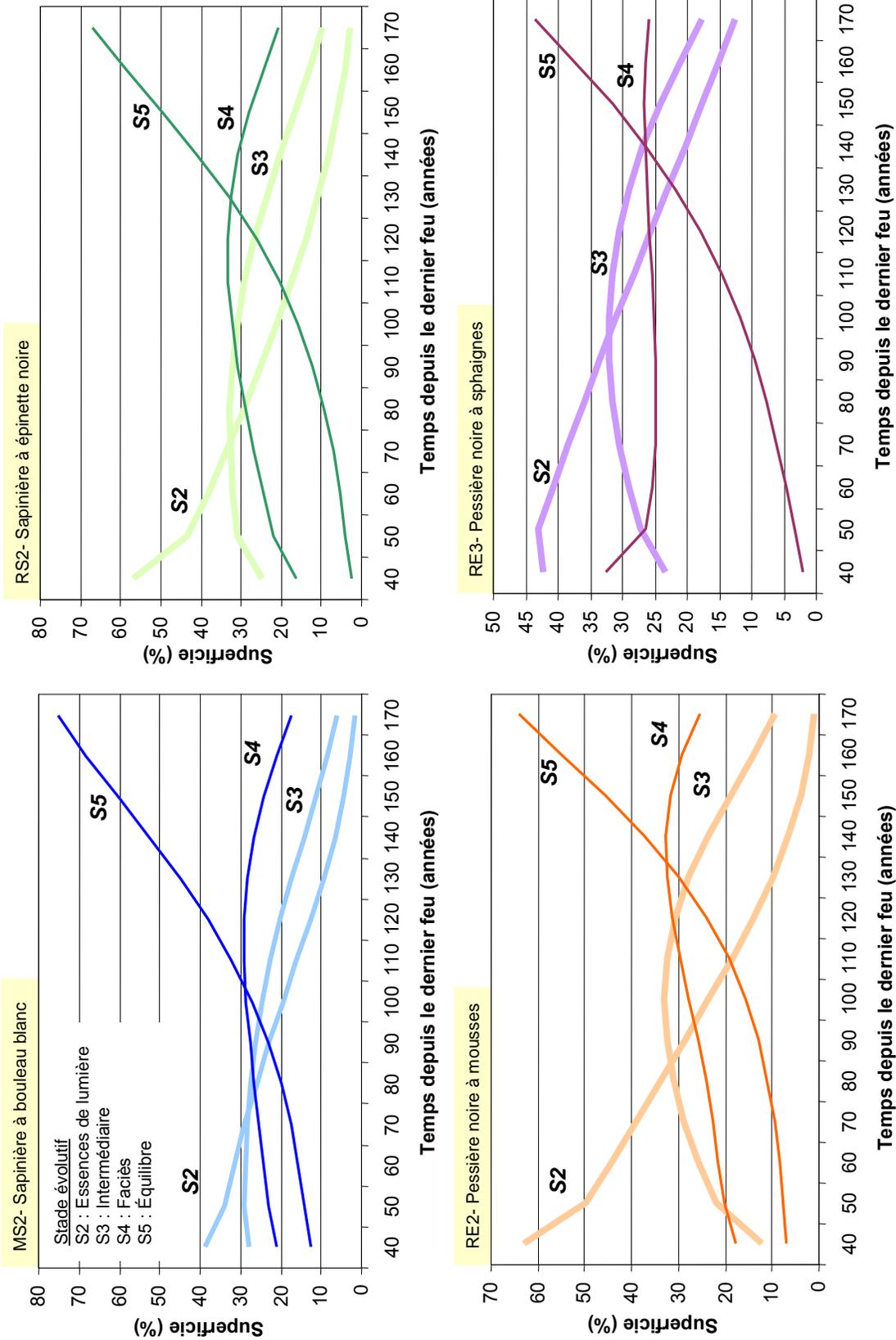
4.2 Modélisation de la succession forestière

Comme les modèles de succession forestière des végétations potentielles de la forêt boréale de l'Est, du Centre et de l'Ouest sont similaires, seuls ceux du Centre et de l'Ouest sont illustrés à la figure 8. L'analyse de l'ensemble des modèles de succession révèle les éléments suivants :

1- Tous les modèles décrivent une dynamique de succession. Le stade des essences de lumière (S2) domine les paysages pour une période d'environ 70 ans. Par la suite, les paysages sont composés d'une proportion de plus en plus importante de peuplements de stades plus avancés (S3-S4-S5). Les peuplements en *état d'équilibre* (S5) sont abondants à partir de 125 ans. Certains éléments de la dynamique cyclique de peuplements de début de succession peuvent faire partie de ces modèles. Par exemple, le renouvellement des pinèdes grises attribuable à un cycle de feu relativement court est intégré à la courbe RE2, S2. Par ailleurs, les sapinières âgées (MS2, S5) fortement touchées par les épidémies d'insectes forment de jeunes sapinières (dynamique cyclique de peuplements de fin de succession) et contribuent au fort étalement des classes d'âge des peuplements à l'*état d'équilibre*.

2- Le modèle de succession forestière associé à la végétation potentielle MS2 indique que les peuplements de début de succession (S2, S3) dominent les paysages jusqu'à près de 100 ans après feu. Par la suite, la végétation forestière est dominée par des peuplements de fin de succession (S4, S5). Ce résultat est en accord avec ceux de BERGERON et DANSEREAU (1993), BERGERON (2000) ainsi que GAUTHIER *et al.* (2000).

3- Les peuplements de fin de succession (S4, S5) des autres végétations potentielles (RS2, RE2, RE3) dominent le paysage un peu plus tardivement, soit après 130-140 ans. Ce résultat est conforme à celui de LESIEUR *et al.* (2002b) pour lequel l'épinette noire remplace le pin gris à partir de 150 ans après feu.



N.B. : La modélisation de la succession forestière montre les changements de végétation qui se produisent dans les paysages selon le temps écoulé depuis le dernier feu. La modélisation est ajustée aux fréquences des classes d'âges des placettes analysées selon la loi de Weibull (vignettes VA1.9 de l'annexe 1 et VA2.2 de l'annexe 2).

Figure 8. Modélisation de la succession forestière de la forêt boréale de l'Est et du Centre selon la végétation potentielle et le stade évolutif.

4.3 Définition et comparaison des paysages actuels et des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes regroupées

4.3.1 Les unités homogènes regroupées

Afin de simplifier la présentation de la comparaison des paysages des unités homogènes ($N = 43$) et d'obtenir une vue synoptique du territoire, les unités ont été regroupées selon deux niveaux de perception. Le premier niveau (6 entités) caractérise les grands ensembles de végétation alors que le second (14 entités) apporte des précisions sur la composition forestière. Par exemple, la forêt mélangée de l'Ouest (MO) se situe au premier niveau de perception (Figure 9). Elle est caractérisée par une bonne représentativité de trois végétations potentielles : la sapinière à bouleau blanc (MS2), la sapinière à épinette noire (RS2) et la pessière noire à mousses (RE2) (Figures 10 et 11). Au second niveau, la forêt mélangée de l'Ouest typique (*MOB-t*), pourvue de nombreuses sapinières à bouleau blanc (végétation potentielle MS2), se distingue de la forêt mélangée de l'Est septentrionale (*MOB-s*), dominée par la sapinière à épinette noire (végétation potentielle RS2). Le premier niveau s'approche de celui des sous-domaines bioclimatiques du système hiérarchique de classification écologique du MRNF (SAUCIER *et al.* 2009) alors que le second est intermédiaire entre le sous-domaine et la région écologique. Ce second niveau exprime des liens généraux entre la végétation et ses variables explicatives.

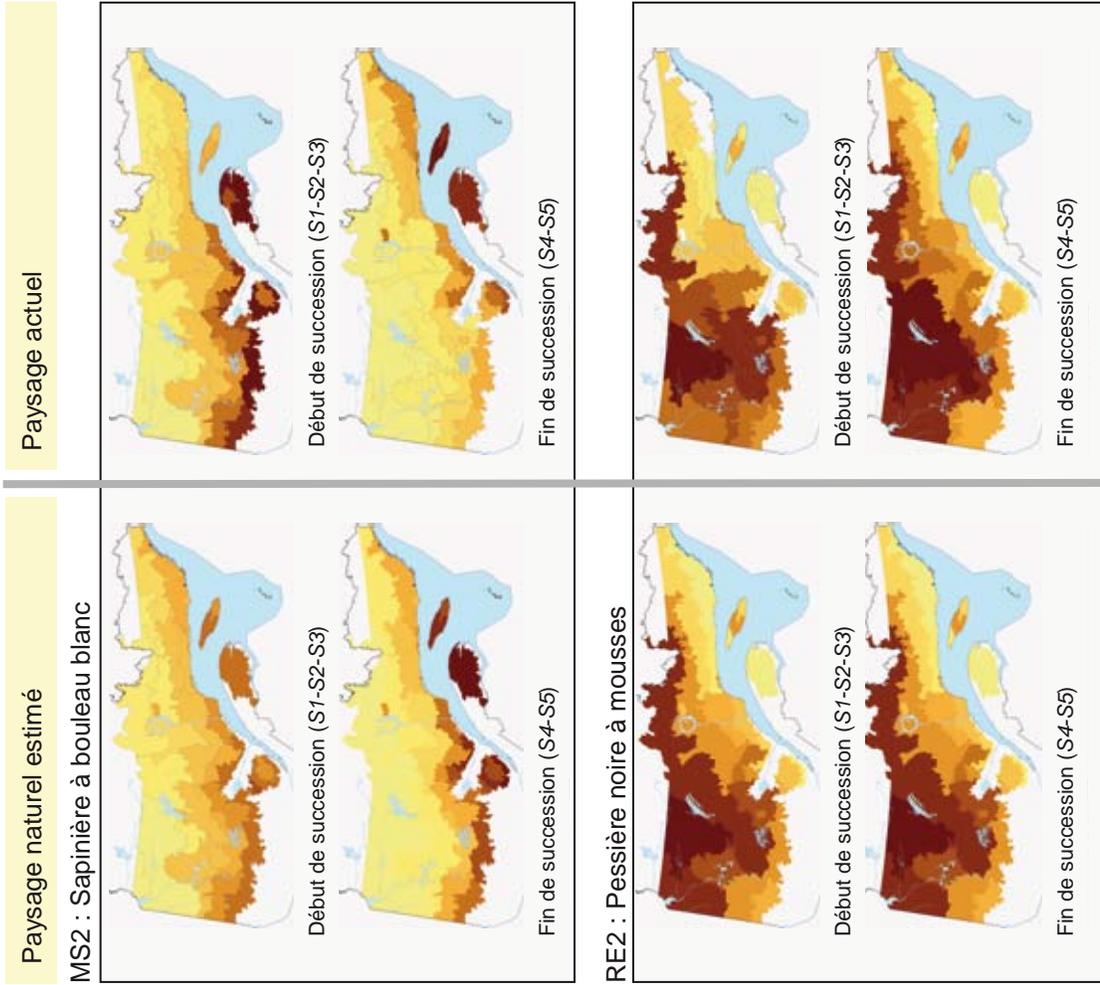
Les unités homogènes regroupées ont été formées à partir des analyses sous-jacentes aux figures 10 et 11. L'étalement des unités homogènes ($N = 43$) sur l'ordination de la figure 10 reflète la composition forestière des paysages naturels estimés. Par exemple, les unités homogènes regroupées localisées dans la partie supérieure gauche de l'ordination (*ROE-t6*, *ROE-t3*) sont les mieux pourvues de pessières noires à mousses (RE2). Les unités homogènes caractérisées par l'abondance de pessières noires à sphaignes (RE3) sont localisées plus bas (*ROE-t5*, *ROE-t7*). La diversité des végétations potentielles caractérisant les unités *MOB-t* et *MOB-s* explique leur position centrale. Le lecteur intéressé à connaître la composition forestière spécifique de chacun des paysages actuels des unités homogènes ($N = 43$) afin d'en comprendre sa position sur le diagramme d'ordination peut consulter la figure 7.

4.3.2 Comparaison des paysages actuels et des paysages naturels estimés

La figure 11 permet de comparer la composition forestière des paysages actuels avec celle des paysages naturels des unités homogènes regroupées. La composition forestière des unités homogènes regroupées est illustrée d'ouest en est de la forêt boréale québécoise. La description des paysages actuels est accompagnée de la proportion de forêts de plus de 100 ans (Figure 5). Dans quelques cas, deux et même trois proportions sont associées à une même unité homogène regroupée. Ces cas se présentent surtout dans la forêt résineuse de l'Est, notamment *REE-t* et *REE-m*. La proportion de forêts de plus de 100 ans de ces unités varie de 70 à 75 %, alors que le cycle de feu s'étend de 300 à plus de 400 ans. La végétation réagit peu à ces modifications, de sorte que des unités homogènes font partie de la même unité homogène regroupée. Par exemple, les unités *REEt6a* et *REEt6b* (de l'unité homogène regroupée *REE-t*) possèdent beaucoup d'affinités floristiques, comme le démontre leur position rapprochée sur la figure 10.

Par ailleurs, la figure 12 illustre les changements de composition entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2) et de la pessière noire à mousses (RE2). Par exemple, le paysage actuel de l'unité *MOB-t* (Les bétulaies blanches à sapin du lac Saint-Jean et de l'Abitibi) est dominé par les peuplements de début de succession (*S2-S3*) de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2). Ces derniers occupent près de 40 % de la superficie (Figure 11). Dans le paysage naturel estimé, cette superficie n'est que de l'ordre de 20 %. Les différences entre les deux types de paysages sont mineures pour RE2 (Figure 12). Cela indique que les proportions de pinèdes grises et de pinèdes grises (RE2, *S2*) à épinette noire (RE2, *S3*), par exemple, sont demeurées relativement stables. Dans le cas de l'unité regroupée *MOB-t*, la proportion des RE2, *S2-S3* se maintient à près de 10 %.

La comparaison des unités homogènes regroupées eu égard à la composition forestière des paysages actuels et des paysages naturels estimés (Figure 11) révèle les éléments suivants :



N.B. : La vignette VA1.1 montre le cheminement emprunté afin de caractériser les paysages actuels alors que la vignette VA1.10 donne le cheminement utilisé pour définir les paysages naturels estimés (structure et composition). La comparaison est limitée à deux végétations potentielles par souci de synthèse.

Figure 12. Comparaison des paysages actuels et des paysages naturels estimés de deux végétations potentielles de la forêt boréale québécoise (MS2 et RE2).

1- une similitude des deux types de paysages par rapport à la proportion des végétations potentielles et des stades évolutifs sur les territoires peu ou pas aménagés (ex. : *ROE-t6*) (Vignette V2.3). Comme nous le verrons plus loin, les écarts relatifs à la structure d'âge peuvent être plus importants;

2- une abondance de coupes forestières récentes dans les paysages actuels. Ces coupes touchent de 15 à 40 % de la majorité des unités homogènes de la forêt mélangée (MO, ME) et de la forêt résineuse de l'Ouest (RO) (Vignette V2.3);

3- une augmentation, dans les paysages actuels par rapport aux paysages naturels, des peuplements de début de succession de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2, S2-S3) au détriment des peuplements de fin de succession de la même végétation potentielle (MS2, S4-S5). Cette augmentation survient principalement dans les unités homogènes regroupées *MOB-t* et *MES-m3*. On estime que cette transformation des paysages est principalement liée aux activités anthropiques, notamment les coupes forestières ainsi que les feux d'abattis ou de locomotives à vapeur. Une certaine proportion de l'écart pourrait cependant être liée aux épidémies d'insectes (BOUCHARD *et al.* 2007, DUCHESNE et OUMET 2008);

4- une augmentation, dans les paysages naturels par rapport aux paysages actuels, des peuplements de début de succession de la végétation potentielle RS2 (S2-S3) au détriment des peuplements de fin de succession de la même végétation potentielle (RS2, S4-S5). Ce phénomène caractérise principalement les unités homogènes regroupées de la Côte-Nord (*REE-m* et *REE-t*). Il est observé également dans l'arrière-pays de Baie-Comeau (*MES-s*) ainsi que dans la forêt résineuse du Centre (*RCE-t*). Par exemple, dans l'unité *REE-m*, la proportion de RS2, S2-S3 atteint près de 5 % du paysage actuel comparativement à près de 20 % pour le même couple du paysage naturel.

On évalue que l'importance des écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel relativement à la végétation potentielle RS2 est liée à la méthode utilisée afin de définir le paysage estimé. Selon le modèle de VAN WAGNER (1978), près de 20 % de la superficie est occupée par des peuplements de 70 ans et moins soumis à un cycle de feu de 350 ans. Or, selon les modèles de succession, et tout particulièrement celui de la végétation potentielle RS2, ces peuplements sont dominés par des essences héliophiles, notamment le bouleau blanc (RS2, S2). La combinaison de ces deux outils de

prévision de la composition du paysage, soit le modèle de van Wagner et le modèle de succession, font en sorte que la proportion des stades de début de succession du paysage naturel (S2-S3) est surestimée par rapport à celle du paysage actuel. La surestimation demeure même lorsque le cycle de feu est augmenté à plus de 1 000 ans. La majorité des unités homogènes touchées par cette surestimation est actuellement dominée par des paysages naturels (selon les bases de données utilisées dans cette étude et dont la mise à jour date de 2003, vignette V2.3). Ces paysages naturels actuels présentent un portrait plus exact du paysage naturel que le paysage naturel estimé. Le problème soulevé avec la végétation potentielle de la sapinière à épinette noire (RS2) est observé également avec la végétation potentielle de la pessière noire à sphaignes (RE3). Les proportions de peuplements de début de succession de cette végétation potentielle (mélézins) sont surestimés dans quelques unités homogènes de la partie ouest du territoire, notamment *ROE-t7* et *ROE-t5*.

4.3.3 Analyse des écarts entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés au sein des unités homogènes regroupées

Une analyses des écarts a été effectuée afin de quantifier les différences relatives entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés des unités homogènes regroupées (N = 14). Trois aspects ont été analysés : la structure d'âge, la combinaison de la structure d'âge et de la composition forestière et la composition forestière.

4.3.3.1 Structure d'âge (Figure 13)

La comparaison de la structure d'âge des unités homogènes regroupées cible la partie de la distribution des classes d'âge jugée la plus vulnérable aux activités humaines (coupes), soit les forêts de plus de 100 ans. Cette proportion a considérablement diminué dans les paysages actuels comparativement à ce qu'elle était dans les paysages naturels (Figure 13a). L'écart entre les deux types de paysages est estimé à plus de 80 % (écart très élevé) dans la majorité des unités homogènes de la forêt mélangée (*MOB-t*, *MOB-s*, *MES-t4*, *MES-m2*, *MES-m3*). L'écart est élevé (61-80 %), moyen (41-60 %) ou faible (21-40 %) pour les unités homogènes *ROE-t5*, *ROE-t3* et *MES-s*. Les activités anthropiques constitueraient la première cause de ces changements (JETTÉ *et al.* 2008, BOUCHER *et al.* 2009c, CYR *et al.* 2009, vignette V2.3). On estime que les écarts notés dans les unités *MES-t6* (île d'Anticosti), *ROE-t6* et *RCE-t* sont principalement

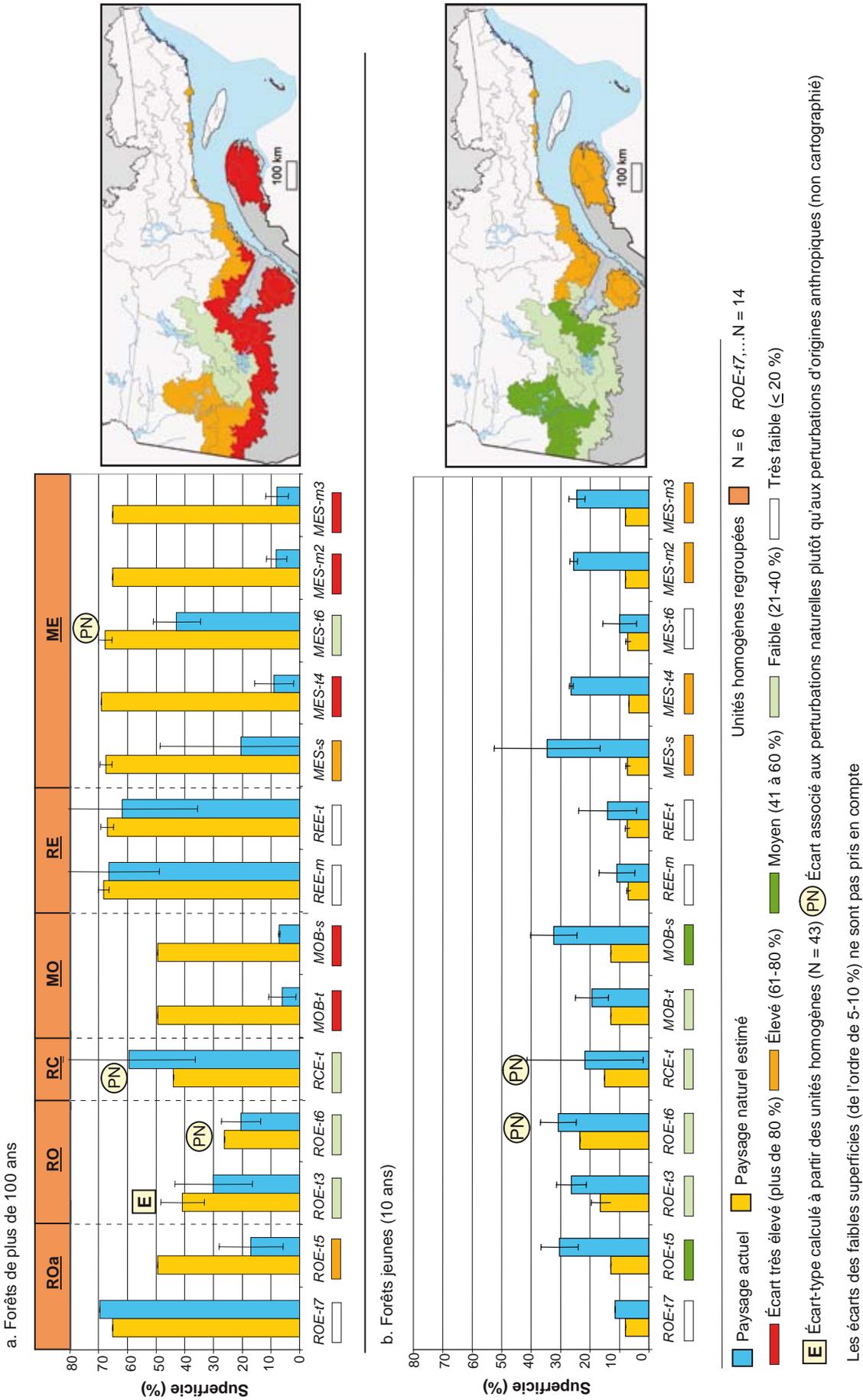


Figure 13. Analyse des écarts entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés des unités homogènes regroupées de la forêt boréale québécoise - structure d'âge.

liées aux perturbations naturelles récentes, soit les épidémies d'insectes (*MES-t6*) et les feux (*ROE-t6*, *RCE-t*). Les épidémies de forte intensité auraient provoqué le rajeunissement de sapinières surannées dans *MES-t6* (GRONDIN *et al.* 2007b).

L'un des corollaires de la diminution de la proportion des forêts de plus de 100 ans est l'augmentation de la proportion des forêts en régénération. Ce phénomène est généralisé dans la forêt boréale (Figure 13b). La différence entre la proportion de forêts en régénération des paysages actuels aménagés comparativement à celle des paysages naturels estimés est de l'ordre de 20 à 60 % (faible ou moyenne) dans la forêt mélangée ou résineuse de l'Ouest et de l'ordre de 60 à 80 % (élevé) dans la forêt mélangée de l'Est. De toutes les unités homogènes touchées par une hausse de jeunes forêts, les unités *ROE-t6* et *RCE-t* sont les seules où une augmentation peu significative (20-40 %) est attribuée aux perturbations naturelles, notamment les feux récents. Cette hypothèse repose sur la vignette V2.3 qui montre la quasi-absence de coupes forestières dans ces unités homogènes regroupées.

4.3.3.2 Structure d'âge et composition (Figure 14)

La diminution des forêts de plus de 100 ans se manifeste dans plusieurs types de peuplements. Elle est d'abord observée dans les sapinières (*MS2*, *S4-S5*) (Figure 14a). L'écart entre le paysage actuel et le paysage naturel estimé est important (élevé ou très élevé) et généralisé dans la forêt mélangée de l'Est (*ME*) où les sapinières âgées occupent une superficie de l'ordre de 40 % du paysage naturel (*MES-t4*, *MES-t6*, *MES-m2*, *MES-m3*). Un écart élevé ou très élevé est également noté dans les unités *MOB-t*, *MOB-s*, *MES-s* où les sapinières couvrent entre 10 et 20 % de la superficie du paysage naturel. Bien que la coupe forestière soit probablement la cause la plus importante de ces baisses de proportion, une partie de l'écart pourrait être liée aux épidémies d'insectes (BOUCHARD *et al.* 2007). Cette situation est observée notamment sur l'île d'Anticosti (*MES-t6*, GRONDIN *et al.* 2007b).

La diminution des forêts de plus de 100 ans se manifeste également dans les sapinières à épinette noire (*RS2*, *S4-S5*) (Figure 14b). La baisse est évidente dans les unités homogènes regroupées *MOB-t*, *MOB-s*, *MES-t4*, *MES-m2*, *MES-m3* où près de 10 à 20 % de la superficie des paysages naturels estimés est occupée par les forêts âgées.

Un écart élevé est enregistré dans l'arrière-pays de Baie-Comeau (*MES-s*) où les sapinières à épinette noire âgées étaient autrefois abondantes (de l'ordre de 40 %). Il est probable qu'une augmentation de la proportion du sapin (sur l'épinette noire) survienne après coupe dans les sapinières à épinette noire bien régénérées de cette essence. Cette dynamique est appelée *ensapinage* par certains auteurs (GRONDIN et CIMON 2003, MORIN *et al.* 2008).

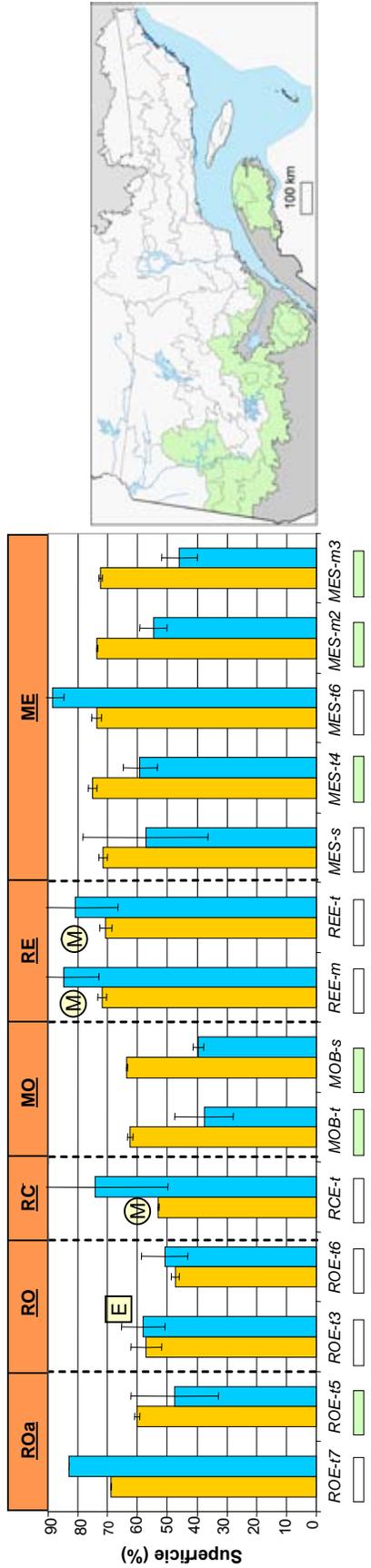
Des diminutions de superficie sont également observées dans les pessières noires à mousses de plus de 100 ans (*RE2*, *S4-S5*) (Figure 14c). Ces pertes sont notées autant dans la forêt mélangée de l'Ouest (*MOB-t*, *MOB-s*) que dans la forêt résineuse de l'Ouest (*ROE-t3*, *ROE-t5*). Il est possible que sur l'ensemble de ces unités, la proportion des éricacées soit en augmentation après coupe en raison de l'ouverture des peuplements (GRONDIN et CIMON 2003, MORIN *et al.* 2008). En raison des faibles activités anthropiques (coupes, feux) menées dans l'unité *ROE-t6* (V2.3), on estime que la baisse de la proportion des pessières noires est liée à la dynamique régressive (feux répétés). On peut noter que l'unité homogène regroupée (*RCE-t*) possède actuellement une plus forte quantité de sapinières à épinette noire (*RS2*) et de pessières noires à mousses (*RE2*) que celle du paysage naturel estimé. Dans les deux cas, la différence est de l'ordre de 30 %. Le calcul des proportions actuelles exclut cependant les landes.

4.3.3.3 Composition forestière (Figure 15)

La comparaison de la composition des paysages actuels et des paysages naturels met en évidence les éléments suivants :

- une perte faible de peuplements au stade de fin de succession (*S4-S5*) (peuplements de conifères) dans plusieurs unités homogènes regroupées de la forêt mélangée (*MOB-t*, *MOB-s*, *MES-t4*, *MES-m2*, *MES-m3*) ainsi que dans l'unité *ROE-t5* (Figure 15a). Les écarts notés dans les unités homogènes regroupées *RCE-t*, *REE-m* et *REE-t* sont associés à la méthode utilisée afin de définir le paysage naturel estimé (section 4.3.2);
- une augmentation faible ou moyenne de peuplements de début de succession de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (*MS2*, *S2-S3*) sur les territoires de basse altitude de la forêt mélangée, notamment *MOB-t* et *MES-m3* (Figure 15b).

a. Stades de fin de succession (S4-S5) de l'ensemble des végétations potentielles - diminution de peuplements de conifères



b. Stades de début de succession - augmentation des peuplements de feuillus de lumière, enfeuillage (MS2, S2-S3)

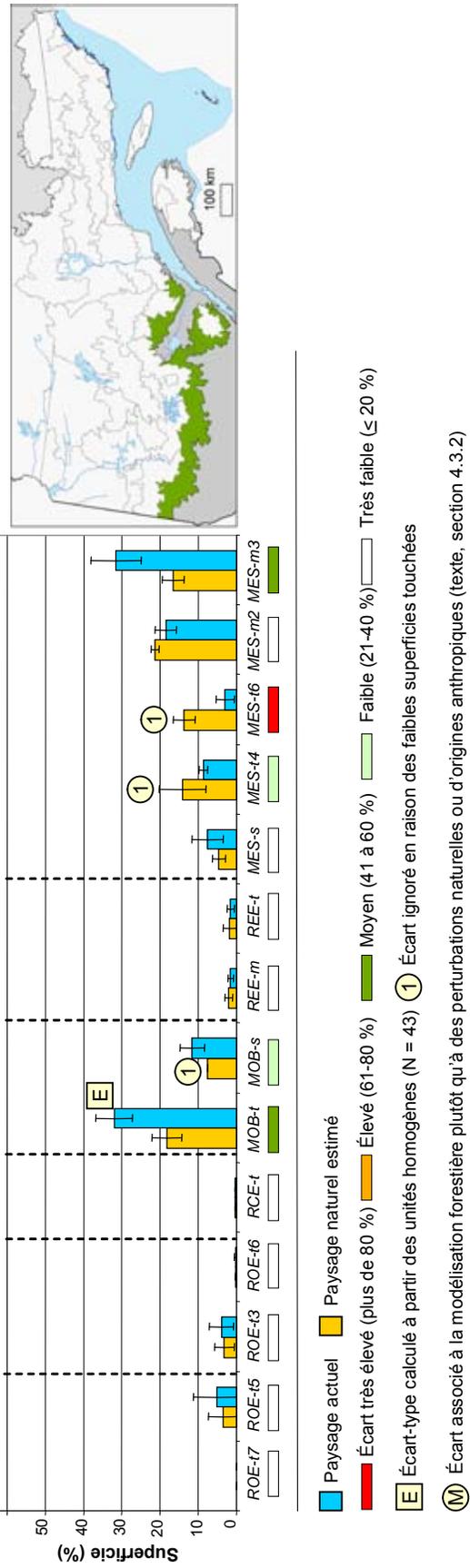


Figure 15. Analyse des écarts entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés des unités homogènes regroupées de la forêt boréale québécoise - composition forestière.

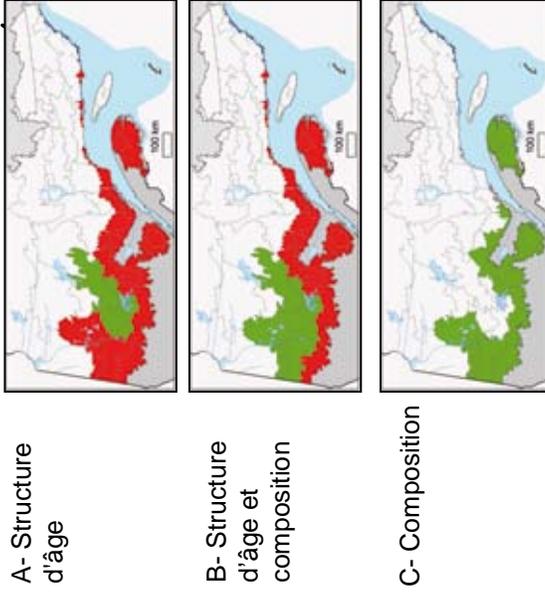
L'augmentation des feuillus de lumière est causée par l'accroissement de l'abondance du peuplier faux-tremble en Abitibi (ROEm1a, MOBt7a, Figure 1) et le long du pourtour du lac Saint-Jean (MOBm6a, MOBm6b) alors qu'ailleurs, elle est attribuable à la prolifération du bouleau blanc. L'abondance du peuplier faux-tremble de la partie inférieure de l'unité homogène regroupée *ROE-t5* est illustrée à la figure 7. Plus précisément, cette abondance est observée sur l'unité homogène ROEm1a. La proportion de peuplements de début de succession de la végétation potentielle ME1 (pessière noire à peuplier faux-tremble) y est de l'ordre de 15 %. Les écarts notés dans les unités *MES-t4*, *MES-t6* et *MOB-s* ne sont pas jugés significatifs en raison des faibles superficies en jeu. De plus, des travaux en cours (COUILLARD et PAYETTE 2008) laissent entrevoir que la fréquence des feux des écosystèmes en altitude (Réserve faunique des Laurentides) est très faible et qu'elle a été récemment modifiée par les activités anthropiques. Les peuplements de début de succession y seraient très faiblement représentés dans les paysages naturels. Nous croyons qu'une situation similaire prévaut pour les milieux maritimes, de sorte que la valeur présentée

pour *MES-t6* (île d'Anticosti) pourrait être surévaluée. Cette position est confirmée par les travaux de BARRETTE *et al.* (2010) lesquels montrent de très faibles proportions de forêts feuillues ou mixtes.

Le tableau 2 présente le sommaire de l'analyse des écarts. Ces derniers sont relativement importants sur l'ensemble du territoire ayant fait l'objet d'activités anthropiques au cours des dernières décennies, notamment dans la forêt mélangée (domaine de la sapinière à bouleau blanc) ainsi que la partie ouest de la forêt résineuse (domaine de la pessière noire à mousses). Plusieurs des unités homogènes regroupées présentent des écarts très élevés ou élevés et sont ainsi classées comme étant à l'extérieur de leur variabilité naturelle à long terme (*ROE-t5*, *MOB-t*, *MOB-s*, *MES-s*, *MES-t4*, *MES-m2*, *MES-m3*). De ce fait, ces unités homogènes regroupées sont considérées dans un état de *semi-équilibre et de résilience*. Ces unités devraient faire l'objet d'une restauration des paysages forestiers afin que leurs attributs de structure et de composition s'approchent graduellement de ceux observés dans les paysages naturels.

Tableau 2. Sommaire des écarts entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés au sein des unités homogènes regroupées de la forêt boréale québécoise

Unité homogène regroupée	Structure d'âge	Structure d'âge et composition	Composition	
			Stades de fin de succession	Stades de début de succession
	A	B	C1	C2
ROE-t7				
ROE-t5				
ROE-t3				
ROE-t6				
RCE-t				
MOB-t				
MOB-s				
REE-m				
REE-t				
MES-s				
MES-t4				
MES-t6				
MES-m2				
MES-m3				



A- Structure d'âge (Figure 13)

- Écart très élevé ou élevé de forêts âgées (plus de 100 ans)
- Écart moyen ou faible de forêts âgées (plus de 100 ans)

B- Structure d'âge et composition (Figure 14)

- Écart très élevé ou élevé de sapinières âgées (MS2, S4-S5 et RS2, S4-S5) et de pessières noires âgées (RE2, S4-S5)
- Écart moyen ou faible de sapinières âgées (MS2, S4-S5 et RS2, S4-S5) et de pessières noires âgées (RE2, S4-S5)

C- Composition (Figure 15)

- Diminution significative de stades de fin de succession (S4-S5)
- Augmentation significative de stades de début de succession (feuillus de lumière, MS2, S2-S3)

Conclusion

La démarche suivie dans ce mémoire est similaire à celle proposée par BERGERON *et al.* (2008) ainsi que RAULIER *et al.* (2009). Afin de faciliter la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique (AÉ), ces auteurs ciblent les étapes suivantes :

- 1- la reconstitution du régime des perturbations naturelles et de l'évolution à long terme des peuplements après perturbation;
- 2- l'analyse comparative des paysages aménagés et des paysages naturels et l'identification des principaux écarts afin de cerner des enjeux écologiques;
- 3- la définition d'objectifs d'aménagement et d'actions sylvicoles afin de diminuer les écarts entre le paysage aménagé et le paysage naturel;
- 4- le suivi des stratégies d'aménagement et des pratiques sylvicoles par rapport aux objectifs poursuivis par l'AÉ et, le cas échéant, la modification des actions sylvicoles.

Notre contribution a été d'appliquer les deux premières étapes de cette démarche à la partie sud de la forêt boréale du Québec. La reconstitution du régime des perturbations naturelles repose sur la régionalisation des forêts de plus de 100 ans. L'évolution à long terme des peuplements s'appuie sur la modélisation de la succession forestière définie selon les végétations potentielles et les stades évolutifs utilisés au MRNF. Ces deux éléments, soit la régionalisation et la modélisation, ont été utilisés afin de définir le paysage naturel de chacune des 43 unités homogènes de végétation. Ces paysages naturels ont été regroupés et comparés aux paysages actuels au moyen d'une analyse des écarts. Le cheminement suivi et les notions utilisées représentent un amalgame judicieux des concepts véhiculés par les spécialistes des perturbations naturelles (BERGERON 1991; PAYETTE 1992; GAUTHIER *et al.* 2008a, b) et ceux des relations entre la végétation et le milieu physique (SAUCIER *et al.* 2009). En d'autres termes, cette étude constitue un pas de plus vers la mise en place d'un cadre de référence (découpage territorial à petite échelle) ainsi que la reconnaissance de l'importance d'une lecture des paysages forestiers en symbiose avec la végétation et ses variables explicatives (climat, milieu physique, perturbations

naturelles, perturbations humaines). Ces éléments intégrateurs pourraient être pris en compte lors de la mise en œuvre de l'AÉ.

De plus, les unités homogènes regroupées ont été décrites selon leur paysage actuel, leur paysage naturel et leurs paysages holocènes. Bien que les connaissances sur les paysages holocènes soient embryonnaires, elles apportent une dimension historique essentielle à la compréhension des paysages. Ces connaissances montrent que les paysages forestiers se sont modifiés, en structure d'âge et en composition, au rythme des changements survenus dans le climat et les perturbations naturelles. Les proportions de peuplements de début de succession et de fin de succession ont varié, mais sans cheminer d'un extrême à l'autre. Devant cette constance, on peut croire que les proportions de forêts âgées se sont maintenues. Elles auraient été toujours relativement élevées, autant dans la forêt boréale de l'Ouest (plus de 50 %) (CYR *et al.* 2009) que dans la forêt boréale de l'Est (plus de 70 %). Les paysages se sont donc maintenus dans un *état d'équilibre*. Les situations de semi-équilibre notées aujourd'hui doivent être prises au sérieux. Par ailleurs, plusieurs éléments observés dans les paysages actuels constituent un héritage des conditions passées. Ces éléments (ex. : refuge de sapinière à bouleau blanc dans le domaine de la pessière noire à mousses) devraient faire l'objet d'une attention particulière. Enfin, les connaissances des paysages, des climats et des perturbations naturelles passées méritent d'être bonifiées et mises en relation avec les études portant sur les modèles de prévision des prochains changements climatiques. Les connaissances de la plasticité historique des paysages ne peut que raffiner les modèles de prévision.

Dans le cadre de la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique, l'analyse comparative des paysages actuels et des paysages naturels (étape 2) demeure cependant une responsabilité régionale dans le contexte des Plans Régionaux de Développement Intégré des Ressources et du Territoire (PRDIRT) (VARADY-SZABO *et al.* 2008). Cette comparaison devra être réalisée à partir des portraits des paysages actuels et des paysages naturels les plus à jour. Les paysages actuels

définis dans cette étude proviennent du troisième programme d'inventaire décennal. Ces définitions ne sont fournies qu'à titre d'information. Il est recommandé d'utiliser les données les plus à jour (quatrième programme d'inventaire décennal) si l'on désire les appliquer aux stratégies d'aménagement. De manière similaire, les étapes 3 et 4 devront être mises en œuvre régionalement.

L'analyse comparative des paysages actuels et des paysages naturels de cette étude a conduit à l'identification de deux principaux écarts :

1- la diminution de la superficie des forêts âgées, au profit de forêts jeunes, entraînant une diminution marquée de l'âge moyen des forêts;

2- la diminution de la superficie des sapinières (MS2, S4-S5) et des sapinières à épinette noire (RS2, S4-S5) âgées au profit de l'augmentation de feuillus de lumière (MS2, S2-S3; RS2, S2-S3).

Ces écarts sont observés sur les territoires faisant l'objet d'un long historique d'aménagement forestier. Il s'agit de 7 des 14 unités homogènes regroupées décrites au chapitre des résultats (Tableau 2). Ces unités sont considérées dans un état de *semi-équilibre et de résilience*. Ces résultats confirment les tendances déjà évoquées dans la littérature (GRONDIN et CIMON 2003, GAUTHIER *et al.* 2008a, CYR *et al.* 2009, BOUCHER *et al.* 2009b, c). Les stratégies d'aménagement en cours devraient être bonifiées sur la base des principes de l'AE. Le retour vers des paysages bien pourvus ou dominés par des peuplements résineux (ou coniférien) de structure inéquienne ou irrégulière représente un enjeu écologique majeur (BRUNET 2002, DESPONTS *et al.* 2002, RAYMOND *et al.* 2009). Comme guides de cette démarche, des pratiques sylvicoles apparentées aux perturbations naturelles sont proposées par BERGERON et HARVEY (1997), BERGERON *et al.* (1999) ainsi que BERGERON *et al.* (2002). De plus, des exemples d'enjeux et d'objectifs d'aménagement élaborés sur la base d'une bonne connaissance de la dynamique forestière sont répertoriés dans plusieurs régions du Québec, notamment en Abitibi (BELLEAU et LÉGARÉ 2008, HARVEY *et al.* 2008), en Gaspésie (KNEESHAW *et al.* 2008, BOUCHER *et al.* 2009c) et sur la Côte-Nord (DE GRANDPRÉ *et al.* 2008).

Comme retombées, ce mémoire encourage les études destinées à mieux comprendre les liens entre les paysages actuels, les paysages naturels contemporains (200-300 dernières années) et les paysages holocènes (Annexe 4). Le cadre spatial des unités homogènes regroupées (N = 14) devrait être utilisé afin d'obtenir une vision d'ensemble de la variabilité naturelle à long terme de l'ensemble des paysages de la forêt boréale québécoise relativement à la structure d'âge et à la composition forestière. Ces études seraient une occasion privilégiée de bonifier les notions de classification écologique (végétation potentielle et stade évolutif) ainsi que les divers éléments liés à la modélisation de la succession forestière et à la distribution théorique des superficies par classe d'âge (modèle de van Wagner). À un niveau plus fin, des recherches portant sur les plus fortes divergences entre le paysage actuel et le paysage naturel devraient être entreprises afin de mieux comprendre les processus écologiques en cause. *L'enfeuilletement* de plusieurs unités homogènes de la sapinière devrait être étudié afin de connaître la part respective des perturbations naturelles (feux, épidémies d'insectes) et des perturbations humaines (feux d'origine anthropique, coupes). Il est également important de poursuivre l'acquisition de connaissances afin d'expliquer les disparités entre les paysages actuels et les paysages naturels estimés sur la Côte-Nord (section 4.3.2).

Sur la base de l'aménagement forestier, la réflexion est ouverte sur les diverses modalités permettant de prendre en compte les principaux attributs des paysages naturels dans les calculs de possibilité forestière ainsi que dans les scénarios sylvicoles. La mise en place de cibles permettra de fixer la proportion minimale des attributs des paysages naturels (*état de référence*) nécessaire au maintien de la diversité biologique des écosystèmes forestiers. L'aménagement forestier écosystémique à l'échelle du paysage (toposéquence et chronoséquence), qui respecte les attributs de structure, de composition et de répartition spatiale apparaît comme une avenue incontournable à la promotion d'une gestion durable des écosystèmes forestiers du Québec.

Références bibliographiques

- ARSENAULT, J., E. BAUCE, J.T. BERNARD, A. BOUCHARD, G. COULOMBE, J. HUOT, M.A. LIBOIRON et G. SZARAZ, 2004. *Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Québec, Québec.* <http://www.commission-foret.qc.ca/membres.htm>
- BARRETTE, M., L. BÉLANGER et L. DE GRANDPRÉ, 2010. *Preindustrial reconstruction of a perhumid mid-boreal landscape, Anticosti Island, Québec.* Canadian Journal of Forest Research (sous presse).
- BASKERVILLE, G.L., 1975. *Spruce Budworm - Super Silvi-Culturist.* Forestry Chronicle 51 : 138-140.
- BELLEAU, A. et S. LÉGARÉ, 2008. *Projet Tembec : vers la mise en œuvre d'une stratégie d'aménagement forestier s'inspirant de la dynamique des perturbations naturelles pour la région nord de l'Abitibi.* Dans : *Aménagement 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. Presses de l'Université du Québec, Québec. Chapitre 19. p. 507-528.
- BERGERON, Y., 1991. *The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes.* Ecology 72 : 1980-1992.
- BERGERON, Y., 1998. *Les conséquences des changements climatiques sur la fréquence des feux et la composition forestière au sud-ouest de la forêt boréale québécoise.* Géographie physique et Quaternaire 52 : 167-173.
- BERGERON, Y., 2000. *Species and stand dynamics in the mixed woods of Québec's Southern boreal forest.* Ecology 81 : 1500-1516.
- BERGERON, Y. et S. ARCHAMBAULT, 1993. *Decreasing frequency of forest fires in the Southern boreal zone of Québec and its relation to global warming since the end of the "Little Ice Age".* The Holocene 3 : 255-259.
- BERGERON, Y. et P.-R. DANSEREAU, 1993. *Predicting the composition of Canadian Southern boreal forest in different fire cycles.* Journal of Vegetation Science 4 : 827-832.
- BERGERON, Y. et M. DUBUC, 1989. *Succession in the Southern part of the Canadian boreal forest.* Vegetatio 79 : 51-63.
- BERGERON, Y. et B. HARVEY, 1997. *Basing silviculture on natural ecosystem dynamics : an approach applied to the Southern boreal mixedwood forest of Québec.* Forest Ecology and Management 92 : 235-242.
- BERGERON, Y., S. GAUTHIER et M.-A. VAILLANCOURT, 2008. *Mise en œuvre de l'aménagement écosystémique.* Dans : *Aménagement 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. Presses de l'Université du Québec, Québec. p. 331-334.
- BERGERON, Y., S. GAUTHIER, M. FLANNIGAN et V. KAFKA, 2004. *Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in Northwestern Québec.* Ecology 85 : 1916-1932.
- 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.* The Forestry Chronicle 75 : 55-61.
- 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, V. KAFKA, P. LEFORT et D. LESIEUR, 2001. *Natural fire frequency for the Eastern Canadian boreal forest : consequences for sustainable forestry.* Canadian Journal of Forest Research 31 : 384-391.
- BERTRAND, G., 1968. *Paysage et géographie physique globale. Esquisse méthodologique.* Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest 39 : 249-272.
- BLOUIN, J.-L. et M.M. GRANDTNER, 1971. *Étude écologique et cartographie de la végétation du comté de Rivière-du-Loup.* Ministère des Terres et Forêts, Service de la recherche. Mémoire de recherche forestière n° 6. 370 p.

- BORMANN, F.H. et G.E. LIKENS, 1979. *Pattern and process in a forested ecosystem : disturbance, development and the steady state based on the Hubbard Brook ecosystem study*. Springer-Verlag, New York. 353 p.
- BOUCHARD, M., D. KNEESHAW et C. MESSIER, 2007. *Forest dynamics following spruce budworm outbreaks in the Northern and Southern mixed-woods of central Québec*. Canadian Journal of Forest Research 37 : 763-772.
- BOUCHARD, M., D. POTHIER et S. GAUTHIER, 2008. *Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of Eastern Québec*. Canadian Journal of Forest Research 38 : 1621-1633.
- BOUCHER, Y., D. ARSENEAULT et L. SIROIS, 2006. *Logging-induced change (1930-2002) of a pre-industrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, Eastern Canada*. Canadian Journal of Forest Research 36 : 505-517.
- BOUCHER, Y., D. ARSENEAULT et L. SIROIS, 2009a. *La forêt préindustrielle du Bas-Saint-Laurent et sa transformation (1820-2000) : implications pour l'aménagement écosystémique*. Le Naturaliste canadien 133 : 60-69.
- BOUCHER, Y., P. GRONDIN et M. BARRETTE, 2009b. *Les forêts préindustrielles : un état de référence pour l'aménagement durable des forêts*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Avis de recherche forestière n° 17. 2 p.
- BOUCHER, Y., D. ARSENEAULT, L. SIROIS et L. BLAIS, 2009c. *Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous transition in Eastern Canada*. Landscape Ecology 24 : 171-184.
- BRUNET, G., 2002. *Reconstitution historique de la sapinière à bouleau blanc vierge de la Côte-de-Gaspé*. Faculté de foresterie et de géodésie, Université Laval, Québec. Mémoire de maîtrise. 116 p.
- BUSSIÈRES, B. et S. PAYETTE, 2000. *Déboisement et entourage des hauts sommets de Charlevoix à l'Holocène supérieur : origine des étages alpin et subalpin*. Géographie physique et Quaternaire 50 : 257-269.
- CARCAILLET, C. et P.J.H. RICHARD, 2000. *Holocene changes in seasonal precipitation highlighted by fire incidence in Eastern Canada*. Climate Dynamics 16 : 549-559.
- CARCAILLET, C., Y. BERGERON, P.J.H. RICHARD, B. FRÉCHETTE, S. GAUTHIER et Y.T. PRAIRIE, 2001. *Change of the 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.
- CLEMENTS, F.E., 1916. *Plant succession : an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington, Washington. 512 p.
- CLEMENTS, F.E., 1936. *Nature and structure of the climax*. Journal of Ecology 24 : 252-284.
- COLPRON-TREMBLAY, J., 2009. *Dynamique à long terme de la sapinière de la forêt Montmorency à l'aide de l'analyse paléobotanique de dépôts organiques forestiers*. Département de géographie, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. Mémoire de maîtrise. 99 p.
- COMITÉ SCIENTIFIQUE SUR LES ENJEUX DE BIODIVERSITÉ, 2007. *Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la Réserve faunique des Laurentides*. Rapport préliminaire du comité scientifique, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec. 118 p.
- COSSETTE, P., 2009. *Publier dans une revue savante : les 10 règles du chercheur convaincant*. Presses de l'Université du Québec, Québec. 115 p.
- COUILLARD, P.-L. et S. PAYETTE, 2008. *Dynamique des sapinières à bouleau blanc d'altitude de la Réserve faunique des Laurentides, Québec, Canada*. Faculté des sciences et génie, Département de biologie, Université Laval, Québec. Présentation de projet de maîtrise. 22 p.
- CYR, D., S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 2007. *Scale-dependent determinants of heterogeneity in fire frequency in a coniferous boreal forest of Eastern Canada*. Landscape Ecology 22 : 1325-1339.
- CYR, D., Y. BERGERON, S. GAUTHIER et A. 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.
- CYR, D., Y. BERGERON, S. GAUTHIER et A. LAROUCHE, 2006. *Des pessières millénaires en Abitibi : comment se fait-il qu'elles n'aient pas brûlé pendant tout ce temps?* Le Couvert Boréal : 29-31.

- 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.
- DALLAIRE, S., 2004. *Bases écologiques pour l'aménagement de l'habitat hivernal du caribou de la Gaspésie : le cas d'une sapinière boréale inéquienne*. Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. Mémoire de maîtrise. 84 p.
- DAMMAN, A.W.H., 1971. *Effect of vegetation changes on the fertility of a Newfoundland forest site*. *Ecological Monographs* 41 : 253-270.
- DAUBENMIRE, R., 1968. *Plant Communities : a textbook of plant synecology*. Harper and Row, New York. 300 p.
- DE GRANDPRÉ, L., S. GAUTHIER, C. ALLAIN, D. CYR, S. PÉRIGON, A.T. PHAM, D. BOUCHER, J. MORISSETTE, G. REYES, T. AAKALA et T. KUULUVAINEN, 2008. *Vers un aménagement écosystémique de la forêt boréale de la Côte-Nord : régime des perturbations et dynamique naturelle*. Dans : *Aménagement 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. Presses de l'Université du Québec, Québec. Chapitre 10. p. 241-268.
- DE LAFONTAINE, G., J. TURGEON et S. PAYETTE, 2010. *Phylogeography of white spruce (Picea glauca) in Eastern North America reveals contrasting ecological trajectories*. *Journal of Biogeography* (sous presse).
- DÉRY, S., L. BÉLANGER, S. MARCHAND et S. CÔTÉ, 2000. *Succession après épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Choristoneura fumiferana) dans des sapinières boréales pluviales de seconde venue*. *Canadian Journal of Forest Research* 30 : 801-816.
- DESPONTS, M. et S. PAYETTE, 1993. *The Holocene dynamics of jack pine at its northern limit in Québec*. *Journal of Ecology* 81 : 719-727.
- DESPONTS, M., G. BRUNET, L. BÉLANGER et M. BOUCHARD, 2004. *The Eastern boreal old-growth balsam fir forest : a distinct ecosystem*. *Canadian Journal of Botany* 82 : 830-849.
- DESPONTS, M., A. DESROCHERS, L. BÉLANGER et J. HUOT, 2002. *Structure des sapinières aménagées et anciennes du massif des Laurentides (Québec) et diversité des plantes vasculaires*. *Canadian Journal of Forest Research* 32 : 2077-2093.
- DUCHESNE, L. et R. OUMET, 2008. *Population dynamics of tree species in Southern Québec, Canada : 1970-2005*. *Forest Ecology and Management* 255 : 3001-3012.
- ENGSTROM, D.R. et B.C.S. HANSEN, 1985. *Postglacial vegetational change and soil development in the Southeastern Labrador as inferred from pollen and chemical stratigraphy*. *Canadian Journal of Botany* 63 : 543-561.
- FOSTER, D.R., 1983. *The history and pattern of fire in the boreal forest of Southeastern Labrador*. *Canadian Journal of Botany* 61 : 2459-2471.
- FOSTER, D.R., 1984. *Phytosociological description of the forest vegetation of Southeastern Labrador*. *Canadian Journal of Botany* 62 : 899-906.
- 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.
- GARRALLA, S. et K. GAJEWSKI, 1992. *Holocene vegetation history of the boreal forest near Chibougamau, central Québec*. *Canadian Journal of Botany* 70 : 1364-1368.
- GAUTHIER, S., L. DE GRANDPRÉ et Y. BERGERON, 2000. *Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Québec*. *Journal of Vegetation Science* 11 : 781-790.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC et Y. BERGERON, 1996. *Forest dynamics modelling under natural fire cycles: a tool to define natural mosaic diversity for forest management*. *Environmental Monitoring and Assessment* 39 : 417-434.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC et Y. BERGERON, 1998. *Un modèle pour estimer la composition et la diversité naturelles de mosaïques forestières, un exemple appliqué aux Basses-Terres d'Amos*. *Resources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Québec. Notes de recherche n° 4. 4 p.*

- GAUTHIER, S., A. LEDUC, Y. BERGERON et H. LE GOFF, 2008a. *Aménagement forestier écosystémique : origines et fondements*. Dans : *Aménagement 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. Presses de l'Université du Québec, Québec. Chapitre 1. p. 13-40.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC, Y. BERGERON et H. LE GOFF, 2008b. *La fréquence des feux et l'aménagement forestier inspiré des perturbations naturelles*. Dans : *Aménagement 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. Presses de l'Université du Québec, Québec. Chapitre 3. p. 61-77.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC, B. HARVEY, Y. BERGERON et P. DRAPEAU, 2001. *Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique*. *Le Naturaliste canadien* 125 : 10-17.
- GAUTHIER, S., T.-X. NGUYEN, Y. BERGERON, A. LEDUC, P. DRAPEAU et P. GRONDIN, 2004. *Developing forest management strategies based on fire regimes in Northwestern Québec*. Dans : *Emulating natural forest landscape disturbances, concepts and applications*, édité par A.H. Perra, L.J. Buse et M.G. Weber. Columbia University Press, New York. Chapitre 18. p. 219-229.
- GEORGE, P. et F. VERGER, 2004. *Dictionnaire de la géographie*. 8^e édition. Presses universitaires de France, Paris. 462 p.
- GERARDIN, V., 1980. *L'inventaire du Capital-Nature du territoire de la Baie-James; les régions écologiques et la végétation des sols minéraux*. Services des études écologiques régionales, Environnement Canada et Société de développement de la Baie-James. Tome 1, Méthodologie et descriptions. 398 p. Tome 2, Annexes.
- GIRARD, F., S. PAYETTE et R. GAGNON, 2008. *Rapid expansion of lichen woodlands within the closed-crown boreal forest zone over the last 50 years caused by stand disturbances in Eastern Canada*. *Journal of Biogeography* 35 : 529-537.
- GIRARD, F., S. PAYETTE et R. GAGNON, 2009. *Origin of the lichen-spruce woodland in the closed-crown forest zone of Eastern Canada*. *Global Ecology and Biogeography* 18 : 291-303.
- GRANDTNER, M.M., 1966. *La végétation forestière du Québec méridional*. Presses de l'Université Laval, Québec. 216 p.
- GRONDIN P. et A. CIMON, 2003. *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier. Hors série. 200 p.
- GRONDIN, P. et A. LEDUC, 2009. *Domaine de la sapinière à bouleau blanc*. Dans : *Manuel de foresterie*, 2^e édition, Ouvrage collectif. Éditions MultiMondes et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Québec. Chapitre 4 - Écologie forestière. p. 244-262.
- GRONDIN, P. et J. OUZILLEAU, 1980. *Les tourbières du sud de la Jamésie*. *Géographie physique et Quaternaire* 24 : 267-299.
- GRONDIN, P., J. NOËL et D. HOTTE, 2007a. *L'intégration de la végétation et de ses variables explicatives à des fins de classification et de cartographie d'unités homogènes du Québec méridional*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 150. 62 p.
- GRONDIN, P., J.-P. BERGER, Y. LANDRY et P. LEBOEUF, 2007b. *Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 5j – Île d'Anticosti et îles de Mingan de même que 5k-Îles de la Madeleine*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des inventaires forestiers.
- GRONDIN, P., J.-P. SAUCIER, J. BLOUIN, J. GOSSELIN et A. ROBITAILLE, 2003. *Information écologique et planification forestière au Québec, Canada*. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 118. 10 p.
- HARE, F.K., 1959. *A photo-reconnaissance survey of Labrador-Ungava*. Geographical Branch, Mines and Technical Surveys, Ottawa. Mémoire n° 6. 83 p.
- HARVEY, B.D., Y. BERGERON, A. LEDUC, S. BRAIS, P. DRAPEAU et C.-M. BOUCHARD, 2008. *Aménagement forestier écosystémique dans la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest : exemple de la forêt du lac Duparquet*. Dans : *Aménagement 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. Presses de l'Université du Québec, Québec. Chapitre 18. p. 475-506.

- HEINSELMAN, M.L., 1973. *Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota*. Quaternary Research 3 : 329-382.
- HOLLING, C.S., 1986. *The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change*. Dans : *Sustainable development of the biosphere*, édité par W.C. Clark et R.E. Munn. Cambridge University Press, Cambridge. Chapitre 10. p. 292-317.
- JASINSKI, J.P.P. et S. PAYETTE, 2005. *The creation of alternative stable states in the Southern boreal forest, Québec, Canada*. Ecological Monographs 75 : 561-583.
- JETTÉ, J.-P., M.-A. VAILLANCOURT, A. LEDUC et S. GAUTHIER, 2008. *Les enjeux écologiques de l'aménagement forestier : introduction*. Dans : *Aménagement 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. Presses de l'Université du Québec, Québec. p. 1-10.
- JOHNSON, E.A. et S.L. GUTSELL, 1994. *Fire frequency models, methods and interpretations*. Advances in Ecological Research 25 : 239-287.
- KING, G.A., 1986. *Deglaciation and vegetation history of Western Labrador and adjacent Québec*. University of Minnesota. Thèse de doctorat. 266 p.
- KNEESHAW, D., È. LAUZON, A. DE RÖMER, G. REYES, J. BELLE-ISLE, J. MESSIER et S. GAUTHIER, 2008. *Appliquer les connaissances sur les régimes de perturbations naturelles pour développer une foresterie qui s'inspire de la nature dans le sud de la péninsule Gaspésienne*. Dans : *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, édité par S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron. Presses de l'Université du Québec, Québec. Chapitre 9. p. 215-240.
- LALONDE, D., 1991. *Distribution et dynamique des communautés d'érable rouge à la limite nord de leur répartition en Abitibi, Québec*. Université du Québec à Montréal. Mémoire de maîtrise. 158 p.
- LAMB, H.F., 1980. *Late Quaternary vegetational history of Southeastern Labrador*. Arctic and Alpine Research 12 : 117-135.
- LAQUERRE, S., 2007. *Analyses multi-échelles du phénomène d'enfeuillement du couvert forestier de la région de l'Abitibi*. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. Mémoire de maîtrise. 99 p.
- LAQUERRE, S., A. LEDUC et B. HARVEY. 2009. *Augmentation du couvert en peuplier faux-tremble dans les pessières noires du nord-ouest du Québec après coupe totale*. Écoscience 16 : 483-491.
- LAUZON, È., D. KNEESHAW et Y. BERGERON, 2007. *Reconstruction of fire history (1680-2003) in Gaspesian mixedwood boreal forests of Eastern Canada*. Forest Ecology and Management 244 : 41-49.
- LAUZON, È., Y. BERGERON, S. GAUTHIER et D. KNEESHAW, 2006. *Fire cycles and forest management: an alternative approach for management of the canadian boreal forest*. Sustainable Forest Management Network, Edmonton, Alberta. 16 p.
- LAVOIE, G., 1989. *Classification et répartition de la végétation des sols minéraux de la Moyenne-et-Basse-Côte-Nord, Québec-Labrador*. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Université Laval, Québec. Mémoire de maîtrise. 280 p.
- LAVOIE, M. et L. FILION, 2001. *Holocene vegetation dynamics of Anticosti Island, Québec, and consequences on remoteness on ecological succession*. Quaternary Research 56 : 112-127.
- LAVOIE, M. et P.J.H. RICHARD, 2000. *Paléoécologie de la tourbière du lac Malbaie, dans le massif des Laurentides (Québec) : évaluation du rôle du climat sur l'accumulation de la tourbe*. Géographie physique et Quaternaire 54 : 169-185.
- LAVOIE, M., L. FILION et È.C. ROBERT, 2009. *Boreal peatland margins as repository sites of long-term natural disturbances of balsam fir/spruce forests*. Quaternary Research 71 : 295-306.
- LEBLANC, M. et L. BÉLANGER, 2000. *La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte*. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 136. 91 p.
- LECOMTE, N., M. SIMARD et Y. BERGERON, 2006. *Fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of Northwestern Québec, Canada*. Écoscience 13 : 152-163.

- LEDUC, A., S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 1995. *Prévision de la composition d'une mosaïque forestière naturelle soumise à un régime de feu : proposition d'un modèle empirique pour le nord-ouest du Québec*. Dans : *Méthodes et réalisations de l'écologie du paysage pour l'aménagement du territoire*, édité par G. Domon et J. Falardeau, Quatrième congrès de la Société canadienne d'écologie et d'aménagement du paysage, Université Laval, Sainte-Foy, Québec, juin 1994. Polyscience Publications, Morin Heights, Québec. p. 197-203.
- LEGENDRÉ, P., 2001. *Program K-Means – User's guide*. Université de Montréal. <http://www.bio.umontreal.ca/legendre/>.
- LEGENDRÉ, P. et L. LEGENDRE, 1998. *Numerical Ecology, 2nd English Edition*. Elsevier Science BV, Amsterdam. 853 p.
- LE GOFF, H., M.D. FLANNIGAN, Y. BERGERON et M.P. GIRARDIN, 2007. *Historical fire regime shifts related to climate teleconnections in the Waswanipi area, central Québec, Canada*. *International Journal of Wildland Fire* 16 : 607-618.
- LERTZMAN, K.P. et J. FALL, 1998. *From forest stands to landscapes : spatial scales and the roles of disturbances*. Dans : *Ecological scale, theory and applications*, édité par D.L. Peterson et V.T. Parker. Columbia University Press, New York. 339-367.
- LESIEUR, D., S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 2002a. *Fire frequency and vegetation dynamics for the South-Central boreal forest of Québec, Canada*. *Canadian Journal of Forest Research* 32 : 1996-2009.
- LESIEUR, D., Y. BERGERON, S. GAUTHIER, V. KAFKA et P. LEFORT, 2002b. *Change in fire frequency during the last 300 years in the Eastern Canadian boreal forests*. *Science Highlights* 10 : 18-19.
- LEVESQUE, F., 1997. *Conséquence de la dynamique de la mosaïque forestière sur l'intégrité écologique du Parc National Forillon*. Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. Mémoire de maîtrise. 186 p.
- MER, 1984. *Normes d'inventaire forestier*. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec. Les Publications du Québec, Québec. 177 p.
- MESSAOUD, Y., Y. BERGERON et A. LEDUC, 2007. *Ecological factors explaining the location of the boundary between the mixedwood and coniferous bioclimatic zones in the boreal biome of Eastern North America*. *Global Ecology and Biogeography* 16 : 90-102.
- MORIN, H., D. LAPRISE, A.-A. SIMARD et S. AMOUCHE, 2008. *Régime des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'Est de l'Amérique du Nord*. Dans : *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, édité par S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron. Presses de l'Université du Québec, Québec. Chapitre 7. p. 165-192.
- MORNEAU, C., 2009. *Domaine de la pessière noire à mousses*. Dans : *Manuel de foresterie, 2^e édition*, Ouvrage collectif. Éditions MultiMondes et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Québec. Chapitre 4 - Écologie forestière. p. 263-274.
- MOTT, R.J., 1976. *A Holocene pollen profile from the Sept-Îles area, Québec*. *Naturaliste canadien* 103 : 457-467.
- PAYETTE, S., 1992. *Fire as a controlling process in the North American boreal forest*. Dans : *A systems analysis of the global boreal forest*, édité par H.H. Shugart, R. Leemans et G.B. Bonan, Cambridge University Press, Cambridge. Chapitre 5. p. 144-169.
- PAYETTE, S., 1993. *The range limit of boreal tree species in Québec-Labrador : an ecological and palaeoecological interpretation*. *Review of Palaeobotany and Palynology* 79 : 7-30.
- PAYETTE, S., 2001. *Les principaux types de tourbières*. Dans : *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, édité par S. Payette et L. Rochefort. Les Presses de l'Université Laval, Québec. Chapitre 2. p. 39-89.
- PAYETTE, S., N. BHIRY, A. DELWAIDE et M. SIMARD, 2000. *Origin of the lichen woodland at its southern range limit in Eastern Canada : the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest*. *Canadian Journal of Forest Research* 30 : 288-305.

- PELLETIER, G., Y. DUMONT, M. BÉDARD et J. BERGERON, 1996. SIFORT, *un système hybride des modes vectoriel et matriciel pour une approche de l'analyse forestière*. *Arpenteur-géomètre* 23 : 8-9.
- PERRY, G.L.W., 2002. *Landscape, space and equilibrium : shifting viewpoints*. *Progress in Physical Geography* 26 : 339-359.
- POTVIN, D., 1944. *Les oubliés : Écrivains nordiques*. Roch Poulin, Québec. 237 p.
- RAULIER, F., A. LEDUC, R. ROY et M.-A. VAILLANCOURT, 2009. *Aménagement de la forêt*. Dans : *Manuel de foresterie*, 2^e édition, Ouvrage collectif. Éditions MultiMondes et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Québec. Chapitre 15. p. 649-676.
- RAYMOND, P., S. BÉDARD, V. ROY, C. LAROUCHE et S. TREMBLAY, 2009. *The irregular shelterwood system: review, classification et potential application to forests affected by partial disturbances*. *Journal of Forestry* 107 : 405-413.
- REY, P., 1960. *Essai de phytocinétique biogéographique*. Centre national de la recherche scientifique, France. 399 p.
- RHEAULT, H., L. BÉLANGER, P. GRONDIN, R. OUIMET, C. HÉBERT et C. DUSSAULT, 2009. *Stand composition and structure as indicators of epixylic diversity in old-growth boreal forests*. *Écoscience* 16 : 183-196.
- RICHARD, P.J.H., 1987. *Le couvert végétal au Québec-Labrador et son histoire postglaciaire*. Département de géographie, Université de Montréal. Notes et documents : 87-01. 74 p.
- RICHARD, P.J.H., 1993. *Origine et dynamique postglaciaire de la forêt mixte au Québec*. *Review of Palaeobotany and Palynology* 79 : 31-68.
- RICHARD, P.J.H., 1995. *Le couvert végétal du Québec-Labrador il y a 6000 ans BP : essai*. *Géographie physique et Quaternaire* 49 : 117-140.
- RICHARD, P.J.H. et P. GRONDIN, 2009. *Histoire postglaciaire de la végétation*. Dans : *Manuel de foresterie*, 2^e édition, Ouvrage collectif. Éditions MultiMondes et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Québec. Chapitre 4 - Écologie forestière. p. 170-176.
- RITCHIE, J.C., 1987. *Postglacial vegetation of Canada*. Cambridge University Press, Cambridge. 178 p.
- ROBITAILLE, A. et J.-P. SAUCIER, 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Les Publications du Québec, Québec. 213 p.
- ROUSSEAU, J., 1952. *Les zones biologiques de la péninsule Québec-Labrador et l'hémiarctique*. *Canadian Journal of Botany* 30 : 436-474.
- ROWE, J.S., 1972. *Les régions forestières du Canada*. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts. Publication n° 1300F. 172 p.
- ROWE, J.S. et G.W. SCOTTER, 1973. *Fire in the boreal forest*. *Quaternary Research* 3 : 444-464.
- SAINTE-MARIE, G., 2009. *Interactions entre le peuplier faux-tremble et l'épinette noire en forêt boréale de l'ouest du Québec*. Université du Québec à Montréal. Mémoire de maîtrise. 93 p.
- SAUCIER, J.-P., J.-P. BERGER, H. D'AVIGNON et P. RACINE, 1994. *Le point d'observation écologique : normes techniques*. Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers. 116 p.
- SAUCIER, J.-P., P. GRONDIN, A. ROBITAILLE, J. GOSSELIN, C. MORNEAU, P.J.H. RICHARD, J. BRISSON, L. SIROIS, A. LEDUC, H. MORIN, É. THIFFAULT, S. GAUTHIER, C. LAVOIE et S. PAYETTE, 2009. *Écologie forestière*. Dans : *Manuel de foresterie*, 2^e édition, Ouvrage collectif. Éditions MultiMondes et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Québec. Chapitre 4. p. 165-315.
- SCHMITT, J., 1904. *Monographie de l'île d'Anticosti (Golfe Saint-Laurent)*. Librairie scientifique A. Hermann, Paris. 371 p.
- SIMARD, I., H. MORIN et C. LAVOIE, 2006. *A millennial-scale reconstruction of spruce budworm abundance in Saguenay, Québec, Canada*. *The Holocene* 16 : 31-37.
- SIMARD, M., N. LECOMTE, Y. BERGERON, P.Y. BERNIER et D. PARÉ, 2008. *Un aménagement écosystémique de la pessière du nord de la ceinture d'argile québécoise : gérer la forêt... mais surtout les sols*. Dans : *Aménagement 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. Presses de l'Université du Québec, Québec. Chapitre 11. p. 269- 299.
- STEFFEN, W., P.J. CRUTZEN et J.R. McNEILL, 2007. *The Anthropocene : Are humans now overwhelming the great forces of nature?* *Ambio* 36 : 614-621.

- SWANSON, F.J., J.A. JONES, D.O. WALLIN et J.H. CISEL, 1994. *Natural variability – implications for ecosystem management*. Dans : *Volume II: Ecosystem management: principles and applications*, édité par M.E. Jensen et P.S. Bourgeron, Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-318. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. p. 80-94.
- TER BRAAK, C.J.F. et P. ŠMILAUER, 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA. 500 p.
- TREMBLAY, F., Y. BERGERON, D. LALONDE et Y. MAUFETTE, 2002. *The potential effects of sexual reproduction and seedling recruitment on the maintenance of red maple (Acer rubrum L.) populations at the northern limit of the species range*. *Journal of Biogeography* 29 : 365-373.
- TURNER, M.G., 2005a. *Landscape ecology in North America: past, present and future*. *Ecology* 86 : 1967-1974.
- TURNER, M.G., 2005b. *Landscape ecology : what is the state of the science?* *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36 : 319-344.
- TURNER, M.G., W. ROMME, R.H. GARDNER, R.V. O'NEIL et T.K. KRATZ, 1993. *A revised concept of landscape equilibrium: disturbance and stability on scaled landscapes*. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 20 : 171-197.
- VAILLANCOURT, M.-A., L. DE GRANDPRÉ, S. GAUTHIER, A. LEDUC, D. KNEESHAW, Y. CLAVEAU et Y. BERGERON, 2008. *Comment les perturbations naturelles peuvent-elles constituer un guide pour l'aménagement forestier écosystémique ?* Dans : *Aménagement 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. Presses de l'Université du Québec, Québec. Chapitre 2. p. 41-59.
- VAN WAGNER, C.E., 1978. *Age class distribution and the forest cycle*. *Canadian Journal of Forest Research* 8 : 220-227.
- VARADY-SZABO, H., M. CÔTÉ, Y. BOUCHER, G. BRUNET et J.-P. JETTÉ, 2008. *Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire; document d'aide à la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique*. Consortium en foresterie de la Gaspésie-Les-Îles et Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec. 61 p.
- WHITE, P.S., 1979. *Pattern, process and natural disturbance in vegetation*. *Botanical Review* 45 : 229-299.
- WHITE, P.S. et S.T.A. PICKETT. 1985. *Natural disturbance and patch dynamics : an introduction*. Dans : *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, édité par S.T. Pickett et P.S. White. Academic Press, New York. Chapitre 1. p. 3-33.
- WHITE, P.S., J. HARROD, W.H. ROMME et J. BETANCOURT, 1999. *Disturbance and temporal dynamics*. Dans : *Ecological Stewardship. Volume 2 : Biological and ecological dimensions, humans as agents of ecological change*, édité par R.C. Szaro, N.C. Johnson, W.T. Sexton et A.J. Malk. Elsevier Science, Oxford. p. 281-312.

Annexe 1

Détails de la méthode utilisée afin de définir les paysages actuels et les comparer aux paysages naturels estimés au sein d'unités homogènes de végétation

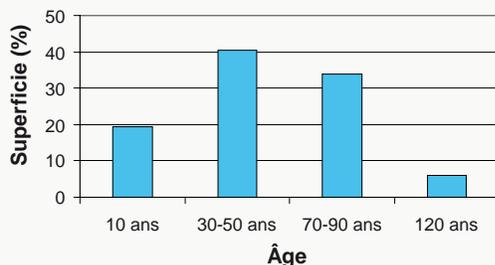
Cette annexe est un complément d'information au chapitre trois : Méthode.

A1.1 Définition du paysage actuel

Les paysages actuels de chacune des unités homogènes (N = 43) ont été définis par rapport à leur structure d'âge et leur composition à l'aide des cartes écoforestières à l'échelle du 1:20 000 (mises à jour des coupes forestières datant de 2003) (VA1.1). Afin de définir la structure, des proportions relatives de superficie par classe d'âge ont été calculées sur la base des forêts productives. Afin de définir la composition, un stade évolutif a été attribué à chacun des polygones forestiers sur la base de son groupement d'essences (ex. : bétulaie blanche = stade de lumière, S2). Les superficies de chacune des combinaisons de végétation potentielle et de stades évolutifs (ex. : MS2, S2) ont par la suite été calculées.

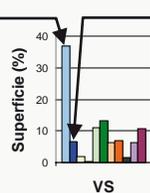
VA1.1. Définition du paysage actuel de chacune des unités homogènes (N = 43) (ex. : MOBt7a).

A. La structure d'âge



B. La composition

Importance relative des végétations potentielles et des stades évolutifs des paysages actuels. Exemple de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2).



VS : Autres végétations potentielles et stades évolutifs (Figure 7).

A1.2 Définition du paysage naturel estimé

A1.2.1 Régionalisation du territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans et structure d'âge des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes (Figures 4a à 4c)

La régionalisation du territoire d'étude selon la proportion de forêts de plus de 100 ans constitue le document de base utilisé afin de connaître le paysage naturel estimé de chacune des unités homogènes par rapport à sa structure d'âge. Une première esquisse de régionalisation de la forêt boréale a été présentée par GAUTHIER *et al.* (2001). Celle-ci est bonifiée dans le cadre de la présente étude à l'aide de quatre sources d'information. Les deux premières proviennent essentiellement d'études universitaires de second cycle (études détaillées du paysage naturel contemporain) alors que les autres sont des données disponibles au MRNF (VA1.2).

VA1.2. Détermination de la proportion de forêts de plus de 100 ans de chacune des unités homogènes selon quatre sources d'information.

1. Études des paysages naturels contemporains définis par un cycle de feu	2. Études des paysages naturels contemporains définis par une proportion de forêts de plus de 100 ans	3. Cartes forestières anciennes (SIFORT)	4. Placettes temporaires
---	---	--	--------------------------

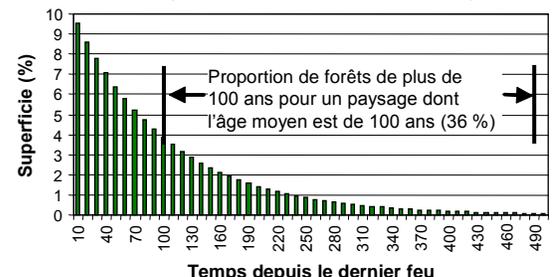
↓
Âge moyen des forêts
↓
W

↓
W

↓
Proportions de forêts de plus de 100 ans

W: Âge moyen des forêts de chacune des unités homogènes traité à l'aide du modèle de van Wagner (1978), équations (Éq. 2.1), (Éq. 2.2) et (Éq. 2.3) de l'annexe 2.

↓
Répartition théorique de la superficie par classe d'âge (de 10 à 500 ans, superficie sous la courbe = 100 %)



Sources 1 et 2 : Les études des paysages naturels contemporains définis par un cycle de feu ou par une proportion de forêts de plus de 100 ans

Les études détaillées menées sur les paysages naturels contemporains dynamisés par les feux ont permis d'établir l'âge moyen des forêts de quelques unités homogènes. Ces études ont principalement été effectuées à l'intérieur d'unités homogènes de la forêt boréale de l'Ouest (MO, RO). L'âge moyen a été soumis au modèle de VAN WAGNER (1978) afin de connaître la répartition théorique de la superficie des peuplements par classe d'âge (10 à 500 ans). La proportion de forêts de plus de 100 ans de chacune des unités homogènes a été par la suite extraite de cette répartition (VA1.2). De plus, les études détaillées des paysages naturels contemporains dynamisés par les épidémies d'insectes fournissent directement une proportion de forêts de plus de 100 ans. Ces études ont surtout porté sur des unités homogènes de la forêt boréale de l'Est (ME, RE).

Source 3. Les cartes forestières anciennes

Des cartes forestières ont été produites au cours des dernières décennies par le MRNF au moyen du **Système d'information forestière par tesselle (SIFORT)** (PELLETIER *et al.* 1996). Les cartes utilisées dans ce mémoire proviennent du second programme d'inventaire décennal et couvrent la période 1980-1990. Les cartes forestières anciennes des territoires dominés par des paysages naturels, et pour lesquelles chacun des peuplements forestiers est identifié selon son âge, ont permis de calculer directement la proportion des forêts de plus de 100 ans de quelques unités homogènes de la partie nord de la forêt résineuse (*proportion 3a*) (VA1.3). Les proportions de forêts de plus de 100 ans de la forêt mélangée ont été estimées en posant l'hypothèse que les coupes de cette forêt avaient été exécutées dans des peuplements à maturité. Une proportion de forêts de plus de 100 ans (*proportion 3b*) est donc la somme de la superficie actuelle des forêts de plus de 100 ans et de la superficie occupée par les coupes récentes (code ct sur les cartes écoforestières).

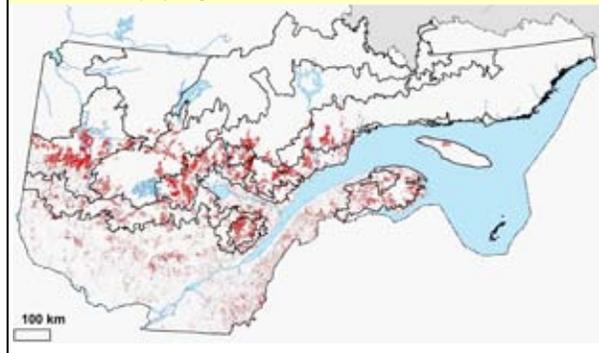
Source 4. Les placettes

Un grand nombre de placettes temporaires (environ 80 000) destinées à l'inventaire dendrométrique des forêts ont été établies au cours des 30 dernières années dans le cadre des divers programmes d'inventaire décennaux du MRNF. Un âge a été attribué à chacune des placettes sur la base de l'arbre le plus vieux parmi ceux échantillonnés lors des

travaux de terrain (généralement au nombre de 3). À partir des placettes situées dans les peuplements qualifiés d'origine naturelle (absence évidente de traces de coupes), l'âge moyen des forêts des 43 unités homogènes à l'étude a été calculé. Cet âge s'est avéré plus court que celui estimé par les études détaillées des unités homogènes :

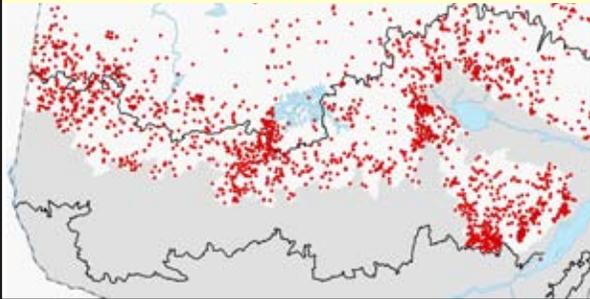
- soumises à de vastes coupes forestières au cours de la période 1930-1970;
- pourvues d'une forte proportion de peuplements dynamisés par les épidémies d'insectes;
- composées d'une abondance de pessières noires à sphaignes.

VA1.3. Répartition des coupes forestières selon les cartes forestières anciennes de la période 1980-1990 (SIFORT). Au nord du front de coupe, les cartes fournissent des données précises sur la proportion de forêts de plus de 100 ans des paysages naturels.



Les coupes ont été exécutées dans des peuplements âgés et elles ont eu comme effet de rajeunir la structure d'âge du paysage actuel aménagé par rapport à celle du paysage naturel contemporain. Bien que nous ayons seulement utilisé des placettes qualifiées d'origine naturelle afin de calculer l'âge moyen, plusieurs d'entre elles sont issues de coupes anciennes dont les témoignages sont difficilement repérables sur le terrain (VA1.4). Par ailleurs, l'âge des forêts dynamisées par les épidémies d'insectes (sapinières) et noté lors des travaux de terrain correspond généralement à celui d'une épidémie antérieure. Ces forêts se rajeunissent au gré des épidémies. Or, l'âge que nous recherchons afin de calculer l'âge moyen des forêts est déduit de l'année du dernier feu. Cette année peut être très lointaine, de l'ordre de plusieurs centaines d'années voire des millénaires. Les pessières noires à sphaignes sont souvent de vieux peuplements qui se régénèrent par marcottes, de sorte que l'année du dernier feu ne correspond pas à celui des arbres composant les peuplements actuels.

VA1.4. Placettes temporaires dont la décennie d'origine est 1950 (partie sud-ouest du territoire). Bien que ces placettes ne présentent aucun descripteur permettant de les désigner d'origine anthropique, leur répartition méridionale indique qu'elles proviennent majoritairement d'anciennes coupes forestières.

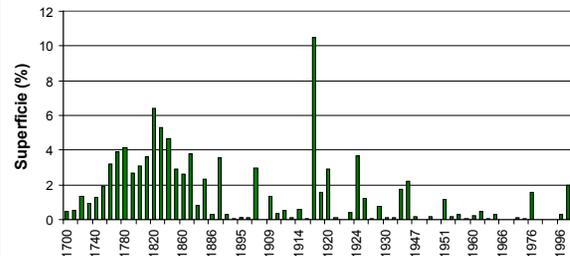


Afin d'obtenir un âge moyen des forêts comparable selon les diverses sources d'information, notamment les études détaillées et les placettes, nous avons d'abord attribué aux placettes des peuplements jeunes et mûrs (70 ans et moins) dominés par les feuillus de lumière une période d'origine correspondant à l'âge des forêts naturelles. La répartition des classes d'âge des études détaillées sur les paysages contemporains définis par un cycle de feu est à la base de cette estimation. Les classes d'âge récentes ont donc été déplacées vers des classes d'âge plus anciennes, et tout particulièrement celles de la période 1800-1880. Par exemple, les placettes de la décennie 1950 dominées par le peuplier faux-tremble ont été transférées à la décennie 1850. Ces modifications se sont limitées à la partie sud du territoire perturbée par les activités anthropiques depuis longtemps (VA1.5).

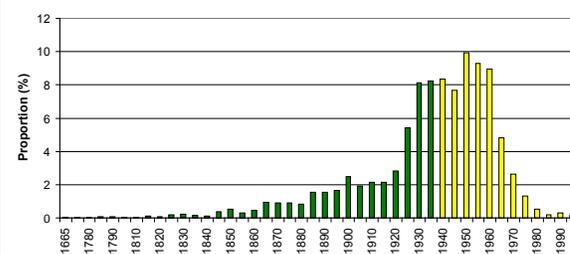
Ensuite, les placettes établies dans les sapinières mésiques ainsi que dans les pessières noires à sphaignes ont été définies selon le temps écoulé depuis le dernier feu. Ces définitions sont inspirées des résultats sur l'âge réel de ces forêts (CYR *et al.* 2005). Ainsi, le temps depuis le dernier feu a été fixé à 500 ans dans les sapinières de l'Ouest et à 700 ans dans celles de l'Est. De plus, les pessières noires à sphaignes se sont vues attribuer un âge de 500 ans. Ces deux corrections, dont les valeurs ont été définies après plusieurs essais, ont permis d'obtenir une bonne relation de l'âge moyen des placettes et de l'âge moyen des études détaillées (VA1.5). Une fois cette relation établie, elle a été appliquée à l'ensemble des unités homogènes. Cet âge moyen a par la suite été traité de la même manière que celui des études sur les paysages contemporains définis par un cycle de feu (Source 1) afin d'obtenir une proportion de forêts de plus de 100 ans (proportion 4).

VA1.5. Procédure utilisée afin de lier les études détaillées sur les perturbations naturelles et les placettes (ex. : MOBt7a).

A. Structure d'âge d'un paysage (Abitibi) dynamisé par les feux (Bergeron *et al.* 2004). Âge moyen de 140 ans.

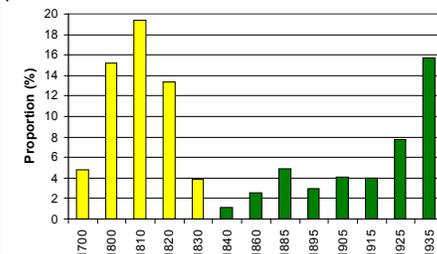


B. Structure d'âge du même paysage qu'en A décrit selon l'année d'origine des placettes temporaires. Âge moyen des forêts : 73 ans.

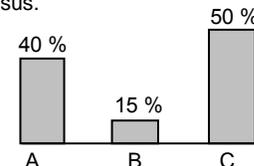


■ Placettes associées à une origine anthropique

C. Structure d'âge modifiée afin d'associer l'âge moyen des placettes à celui du paysage naturel. Âge moyen selon les placettes : 150 ans.



D. Proportion de forêts de plus de 100 ans pour les exemples ci-dessus.

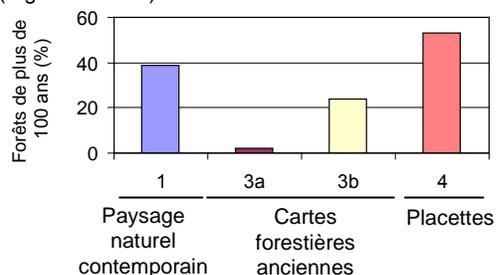


Synthèse des sources d'information et régionalisation

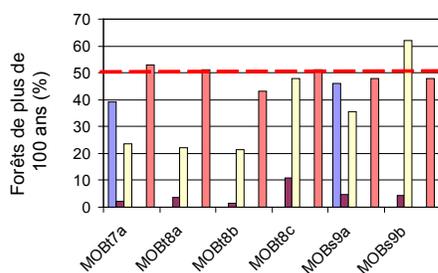
Les proportions de forêts de plus de 100 ans des 43 unités homogènes obtenues à partir des quatre sources d'information ont été analysées afin de définir une régionalisation. La vignette VA1.6 retrace le cheminement de l'une d'entre elles : l'unité homogène MOBt7a localisée en Abitibi. Le cheminement de cette unité homogène montre que :

VA1.6. Régionalisation du territoire d'étude selon la proportion de forêts de plus de 100 ans.

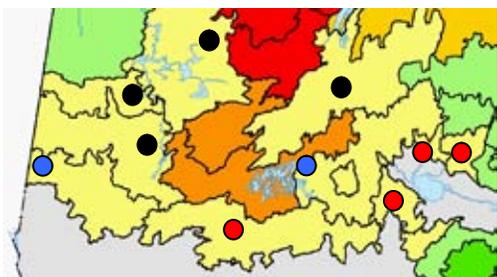
A. Proportion de forêts de plus de 100 ans selon diverses sources par unité homogène (ex. : MOBt7a) (Vignette VA1.2).



B. Comparaison d'unités homogènes décrites selon la proportion de forêts de plus de 100 ans et assignation d'une valeur de synthèse (ex. : 50 %, trait rouge).



C. Régionalisation.



- Les études sur les paysages naturels contemporains dynamisés par le feu rapportent un âge moyen de l'ordre de 140 ans et une proportion de forêts de plus de 100 ans de l'ordre de 40 % pour l'Abitibi (MOBt7a) et le Réservoir Gouin (MOBs9a).
- L'analyse des cartes forestières anciennes (SIFORT) et des placettes permet d'appliquer les résultats de l'Abitibi et du Réservoir Gouin à l'ensemble de la forêt mélangée de l'Ouest.
- L'analyse de la forêt résineuse de l'Ouest permet d'appliquer les résultats de la forêt mélangée de l'Ouest.
- Ces diverses unités homogènes possèdent une proportion de forêts de plus de 100 ans de l'ordre de 50 %. Cette procédure a été appliquée à l'ensemble du territoire (Figure 5).

- elle a fait l'objet d'une étude détaillée du paysage naturel contemporain défini par un cycle de feu (VA1.6A, source 1, BERGERON *et al.* 2001). Selon cette étude, le paysage naturel contient une proportion de forêts de plus de 100 ans évaluée à près de 40 %;

- les cartes forestières anciennes (SIFORT) indiquent une proportion de forêts de plus de 100 ans négligeable (moins de 5 %) (*proportion 3a*);

- cette proportion s'élève à près de 20 % lorsque la superficie occupée par les coupes est additionnée à la proportion de forêts de plus de 100 ans (*proportion 3b*);

- la proportion de forêts de plus de 100 ans est de l'ordre de 50 % selon les analyses effectuées sur les placettes (*proportion 4*).

L'analyse visuelle des unités homogènes localisées à l'intérieur de la forêt mélangée de l'Ouest, entre l'Abitibi et le lac Saint-Jean (VA1.6B), permet d'estimer que la proportion de forêts de plus de 100 ans du territoire couvert par ces unités était de l'ordre de 50 %. Cette méthode a par la suite été appliquée à la forêt résineuse de l'Ouest (VA1.6C) ainsi qu'à l'ensemble du territoire d'étude afin d'obtenir une carte d'ensemble de la proportion de forêts de plus de 100 ans (Figure 5).

Définition de la structure d'âge du paysage naturel estimé au sein des unités homogènes (N = 43) (Figures 4b et 4c)

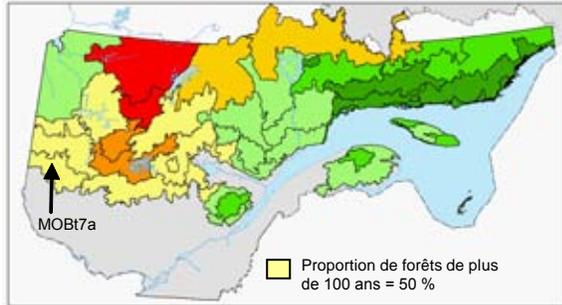
Afin de décrire la structure d'âge de chacune des unités homogènes à partir de la régionalisation de la proportion de forêts de plus de 100 ans, il faut d'abord établir des liens entre la dite proportion et l'âge moyen des forêts (VA1.7A et B). Par la suite, le modèle de VAN WAGNER (1978) est utilisé afin de calculer la répartition théorique de la superficie par classe d'âge de 10 ans (VA1.7C). Cette répartition fait l'objet de regroupements afin de diminuer le nombre de classes d'âge. Par exemple, toutes les superficies des forêts de plus de 100 ans sont regroupées sous une même entité (VA1.7D).

Liens entre la régionalisation des forêts de plus de 100 ans et les paysages actuels définis selon leur composition

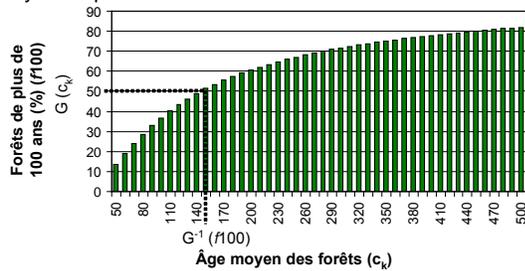
Les proportions de forêts de plus de 100 ans mises en évidence lors de la régionalisation ont été définies en les associant à une dynamique forestière particulière ainsi qu'à la composition forestière actuelle de chacune des unités homogènes (VA1.8 et Figure 7).

VA1.7. Description de la structure d'âge du paysage naturel estimé au sein des unités homogènes (ex. : MOBt7a).

A. Régionalisation du territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans (Figure 5).

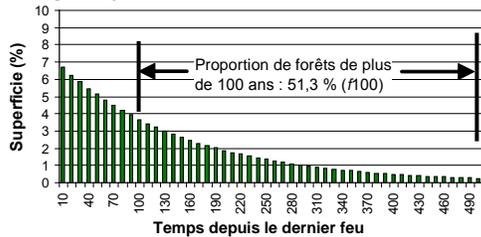


B. L'unité MOBt7a est caractérisée par une proportion de forêts de plus de 100 ans de l'ordre de 50 % et un âge moyen de près de 150 ans.

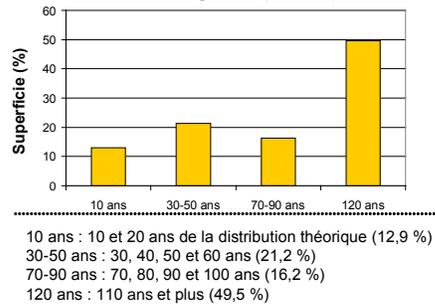


$G(c_k)$: Proportion de forêts de plus de 100 ans pour un âge moyen des forêts c_k (Annexe 2, Eq. 2.4)
 $G^{-1}(f100)$: Âge moyen des forêts pour une proportion de forêts de plus de 100 ans (Annexe 2, Eq. 2.5)

C. Répartition théorique de la superficie par classe d'âge selon un âge moyen de 150 ans.

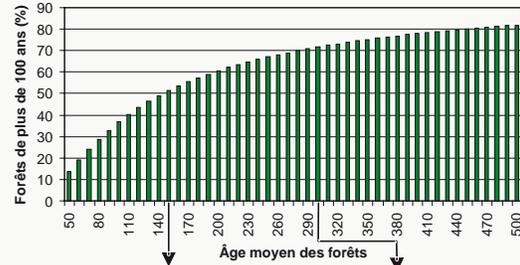


D. La structure d'âge (synthèse de C). Les six proportions de forêts présentées en A pour l'ensemble du territoire conduisent à la formation d'une structure d'âge pour chacune des unités homogènes (N = 43).



VA1.8. Liens entre la régionalisation des forêts de plus de 100 ans et les paysages actuels définis selon leur composition forestière.

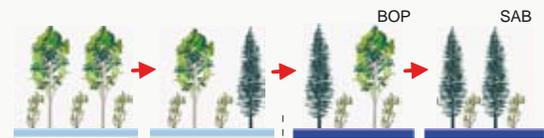
A. Lien de la proportion de forêts de plus de 100 ans et de l'âge moyen des forêts.



Lorsque les forêts ont un âge moyen de 150 ans, la proportion de forêts de plus de 100 ans des paysages est de l'ordre de 50 %.

Lorsque les forêts ont un âge moyen de 300 ans et plus, la proportion de forêts de plus de 100 ans des paysages est de l'ordre de 70 %.

B. Lien de la proportion de forêts de plus de 100 ans et de la composition forestière. Exemple de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2).

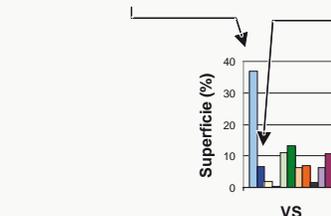


Lorsque la proportion de forêts de plus de 100 ans est de l'ordre de 50 %, les peuplements de début de succession (S2-S3) abondent et les paysages sont dynamisés par les feux.

Lorsque la proportion de forêts de plus de 100 ans est de l'ordre de 70 %, les peuplements de fin de succession (S4-S5) abondent et les paysages sont principalement dynamisés par les épidémies d'insectes.

BOP : Bouleau blanc, SAB : Sapin baumier

C. Description d'un paysage actuel (MOBt7a) dans lequel la proportion de forêts de plus de 100 ans est de l'ordre de 50 % (P1A). Ce paysage est défini à partir des cartes écoforestières. La vignette VA1.10 présente le paysage naturel estimé.



VS : Autres végétations potentielles et stades évolutifs (Figure 7).

A1.2.2 Modélisation de la succession forestière et composition des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes (Figures 4d à 4f)

Modélisation de la succession forestière

La modélisation de la succession forestière a été utilisée afin de poursuivre la démarche initiée à l'étape précédente et de définir le paysage naturel de chacune des unités homogènes (N = 43) par rapport à leur structure et leur composition propres. Pour ce faire, les placettes, qualifiées d'origine naturelle, ont été associées à une végétation potentielle, un stade évolutif et un âge. La première étape a été d'assigner un groupement d'essences à chacune des placettes pour laquelle le nombre de tiges par essence et par classe de diamètre est connu. Le groupement a été défini à l'aide d'une clé basée sur l'importance relative de la surface terrière des essences qui composent chacune des placettes. La clé équivaut à celle utilisée lors du deuxième programme d'inventaire décennal du MRNF (MER 1984). Les groupements d'essences définis sont plus détaillés que ceux étudiés lors du deuxième programme puisqu'ils ciblent les essences diagnostiques des végétations potentielles, à l'exemple de l'épinette blanche reconnue comme un fidèle indicateur de la sapinière à bouleau blanc (MS2).

Une végétation potentielle a été assignée à chacune des placettes à l'aide d'une clé d'identification numérisée, basée sur les liens des groupements d'essences et des végétations potentielles. Par exemple, les pinèdes grises ont été classées avec la végétation potentielle de la pessière noire à mousses (RE2). Cette clé est similaire à celles illustrées dans les guides de reconnaissance des types écologiques du MRNF (ex. : GRONDIN *et al.* 2007b). La clé a été bonifiée au moyen d'une analyse comparative de la végétation potentielle notée dans les placettes les plus récentes (troisième et quatrième programmes d'inventaire décennal) lors de l'échantillonnage. Un stade évolutif a été attribué à chacune des placettes par le biais d'une relation avec son groupement d'essences. L'âge utilisé dans la modélisation est le même que celui employé pour déterminer la proportion de forêts de plus de 100 ans sur la base des placettes.

Le nombre de placettes (ou d'observations : tableau 3) utilisé afin de modéliser la succession forestière de la majorité des combinaisons végétation potentielle – stade évolutif excède 1 000. Les combinaisons qui ne font pas partie de ce nombre sont essentiellement :

- les végétations potentielles de répartition géographique limitée, comme la pessière noire à peuplier faux-tremble (ME1), restreinte à l'Abitibi;

- les végétations potentielles faiblement pourvues de peuplements de début de succession en raison de leur écologie particulière (faible fréquence des feux), à l'exemple des pessières noires à sphaignes (RE3, S2-S3). Ces faibles quantités sont également liées à des territoires particuliers, comme la forêt boréale de l'Est et du Centre (RE, RC, ME), où les stades de début de succession de la végétation potentielle de la sapinière à épinette noire (RS2, S2) et de la pessière noire à sphaignes (RE3, S2-S3) sont rares.

Pour chacune des combinaisons de végétation potentielle et de stade évolutif, nous avons estimé une loi de Weibull (JOHNSON et GUTSELL 1994, VA1.9). Cette loi est composée de trois paramètres : le premier, λ décrit la forme de la courbe ajustée aux données de fréquence par classe d'âge. Le second, σ est associé à la dispersion des âges de la répartition et le troisième, θ est relié à l'âge minimal des placettes de chacun des couples de végétation potentielle et de stade évolutif. Une faible valeur du paramètre λ (de l'ordre de 1) donne une courbe similaire à une courbe exponentielle inversée alors qu'une valeur relativement élevée (de l'ordre de 2,0) correspond à une courbe de distribution normale (VA1.9A). Les paramètres de la loi de Weibull ont été ajustés aux données de fréquence de la végétation potentielle, du stade évolutif et des classes d'âges des placettes (VA1.9B). Les courbes obtenues montrent des valeurs croissantes de λ ou encore un déphasage conjugué à un étalement depuis les stades de début de succession vers les stades de fin de succession. Cette seconde situation correspond à celle du passage de RE2, S2 vers RE2, S5 illustrée à la vignette VA1.9B. Il s'agit d'une caractéristique propre à la majorité des modèles de succession. Un nombre limité de modèles, soit ceux de la pessière noire à sphaignes (RE3) et de la sapinière à épinette noire (RS2) de la forêt boréale de l'Est et du Centre, donnent un accroissement des valeurs de λ . Alors, une courbe apparentée à celle d'une exponentielle négative est une caractéristique des stades de début de succession de ces deux végétations potentielles. Une courbe normale élancée vers les âges élevés est propre aux stades de fin de succession.

Tableau 3. Données descriptives et statistiques associées à la modélisation de la succession forestière de la forêt boréale québécoise selon la végétation potentielle et le stade évolutif

La forêt boréale de l'Ouest (RO,MO)

Végétation potentielle	Stade évolutif	Nombre d'observations (âge de placettes)	Paramètres de la loi de Weibull		
			λ	σ	θ
ME1	S2	679	1,83	40	25
	S3	122	2,28	53	24
	S4	106	2,20	58	25
	S5	69	2,30	67	27
MS2	S2	2838	2,25	70	10
	S3	1963	2,24	74	15
	S4	1949	2,43	80	13
	S5	1696	2,04	81	16
RE2	S2	1462	3,01	69	8
	S3	2246	3,11	75	17
	S4	3161	2,83	88	12
	S5	10907	2,43	122	14
RE3	S2	20	2,17	86	8
	S3	51	1,55	58	35
	S4	249	1,63	60	38
	S5	2190	2,36	121	27
RS2	S2	1072	2,37	66	16
	S3	1132	2,32	74	18
	S4	2283	2,33	81	16
	S5	4381	2,12	102	15
		38576			

Végétation potentielle

MS2 : Sapinière à bouleau blanc
ME1 : Pessière noire à peuplier faux-tremble
RS2 : Sapinière à épinette noire
RE2 : Pessière noire à mousses
RE3 : Pessière noire à sphaignes

Stade évolutif

S2 : Essences de lumière
S3 : Intermédiaire
S4 : Faciès
S5 : D'équilibre

La forêt boréale de l'Est et du Centre (RE, ME, RC)

Végétation potentielle	Stade évolutif	Nombre d'observations (âge de placettes)	Paramètres de la loi de Weibull		
			λ	σ	θ
MS2	S2	1360	2,16	62	7
	S3	1756	2,10	66	11
	S4	3315	2,17	77	10
	S5	13488	2,10	100	11
RE2	S2	310	2,32	66	13
	S3	339	2,42	76	24
	S4	519	2,36	92	18
	S5	7923	2,42	141	16
RE3	S2	15	1,95	80	23
	S3	34	2,29	92	21
	S4	95	2,06	109	18
	S5	784	2,84	161	21
RS2	S2	98	1,91	66	4
	S3	357	2,11	80	10
	S4	795	2,27	95	9
	S5	13217	3,02	169	1
		44405			

N.B. : Les sources d'information et la méthode utilisées afin de modéliser la succession forestière sont résumées sur les vignettes VA1.9 de l'annexe 1 et VA2.2 de l'annexe 2. La modélisation est conforme aux trois paramètres de la loi de Weibull :

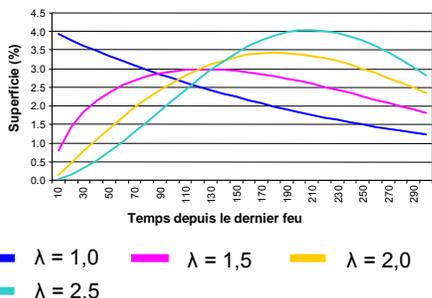
λ : forme de la distribution des âges

σ : dispersion des âges

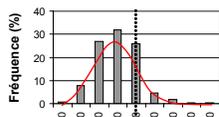
θ : âge minimal de la distribution

VA1.9. Modélisation de la succession forestière.

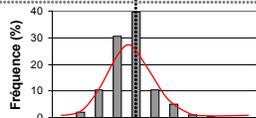
A. La modélisation a été réalisée conformément à la loi de Weibull. Le paramètre λ de la loi décrit la forme de la courbe modélisée. À une valeur près de 2,5, la courbe s'apparente à une loi normale.



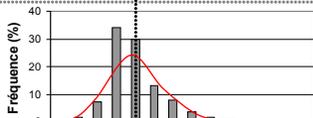
B. La modélisation (trait rouge) par végétation potentielle et stade évolutif est ajustée aux fréquences des classes d'âge des placettes. Exemple de la végétation potentielle de la pessière noire à mousses (RE2) de la forêt boréale de l'Ouest.



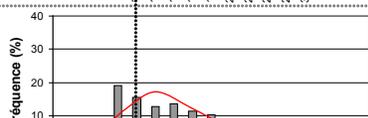
RE2,S2
Pinèdes grises
 $\lambda = 2,3163$



RE2,S3
Pinèdes grises à épinette noire
 $\lambda = 2,4191$



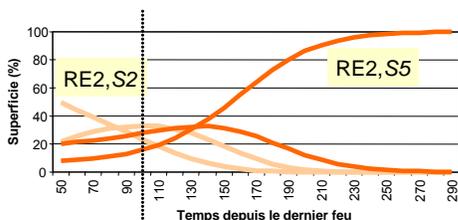
RE2,S4
Pessièdes noires à pin gris
 $\lambda = 2,3569$



RE2,S5
Pessièdes noires
 $\lambda = 2,4240$

..... 100 ans
Temps depuis le dernier feu

C. Modélisation de la succession forestière selon la proportion de superficie de chacun des couples de végétation potentielle et de stade évolutif.



La superficie de RE2,S2 (pinède grise) diminue graduellement au profit de RE2,S5 (pessière noire) (Figure 3).

Un test d'ajustement ou d'adéquation de Kolmogorov-Smirnov permet de juger de la qualité de l'ajustement des estimations des paramètres et la distribution réelle des placettes. Le test d'ajustement a permis de vérifier la compatibilité de nos estimations des paramètres du modèle de la loi de Weibull avec nos échantillons. Tous les seuils observés des tests de Kolmogorov-Smirnov supportent l'hypothèse nulle, c'est-à-dire que les distributions de Weibull à trois paramètres estimés représentent adéquatement nos observations.

Enfin, les paramètres de la loi de Weibull (θ, σ, λ) propres à chacun des deux grands territoires ont été utilisés afin de calculer les superficies relatives par végétation potentielle, stade évolutif et classe d'âge. Ces superficies ont permis de définir les modèles de succession forestière (VA1.9C). Le transfert d'une proportion de placettes (VA1.9B) à une proportion de superficie (VA1.9C) repose sur l'hypothèse que la répartition des placettes est proportionnelle à la superficie. Cela n'est cependant pas le cas puisqu'un léger biais avantage les peuplements de conifères. Les modèles de succession forestière ont été vérifiés en comparant :

- les modèles de la forêt boréale de l'Ouest et ceux d'un territoire localisé en Abitibi (GAUTHIER *et al.* 1998);
- les modèles élaborés a) à l'aide de placettes et b) des mêmes placettes dont l'âge a été corrigé au moyen de la chronologie des feux survenus au cours des 200 dernières années dans une partie importante de la forêt résineuse de l'Est (BOUCHARD *et al.* 2008);
- le modèle de l'ensemble de la forêt boréale de l'Ouest (MO et RO) et celui de la forêt résineuse de l'Ouest (RO);
- les deux modèles définis sur le territoire d'étude avec les données brutes de fréquence des végétations potentielles, des stades évolutifs et des classes d'âge des placettes.

Les proportions de superficies de végétation potentielle et de stade évolutif d'un âge donné de chacune de ces comparaisons étaient similaires.

Description de la structure d'âge et de la composition forestière du paysage naturel estimé au sein des unités homogènes (N = 43)

La description des unités homogènes (N = 43) par rapport à la structure et à la composition du paysage naturel estimé est issue de la conjugaison : A) de la régionalisation du territoire selon la proportion de

forêts de plus de 100 ans, B) de la modélisation de la succession forestière et C) de la superficie des végétations potentielles (VA1.10). La régionalisation a été utilisée afin de définir la répartition théorique de la superficie par classe d'âge propre à chacune des unités homogènes. Cette répartition a été calculée selon un pas de 10 ans (10 à 500 ans) à l'aide du modèle de VAN WAGNER (1978) (VA1.10A). Ces proportions ont fait ensuite l'objet de deux pondérations. La première (P1) consiste à multiplier les proportions calculées à l'aide du modèle de VAN WAGNER (1978) (VA1.10A) par les proportions de superficie par végétation potentielle, stade évolutif et classe d'âge issues de la modélisation de la succession forestière (VA1.10B). La seconde pondération (P2) prend en compte l'importance relative de la superficie des végétations potentielles calculée par unité homogène à l'aide des cartes écoforestières (VA1.10C). La description de chacune des unités homogènes peut-être faite sous diverses formes, selon les variables retenues. Les combinaisons des structures d'âge et de composition des 43 unités homogènes seront utilisées dans la section A1.2.3. Ils sont à la base de la description des unités homogènes regroupées.

A1.2.3 Regroupement des unités homogènes et analyse des écarts du paysage actuel et du paysage naturel estimé au sein des unités homogènes regroupées (Figures 4g à 4i)

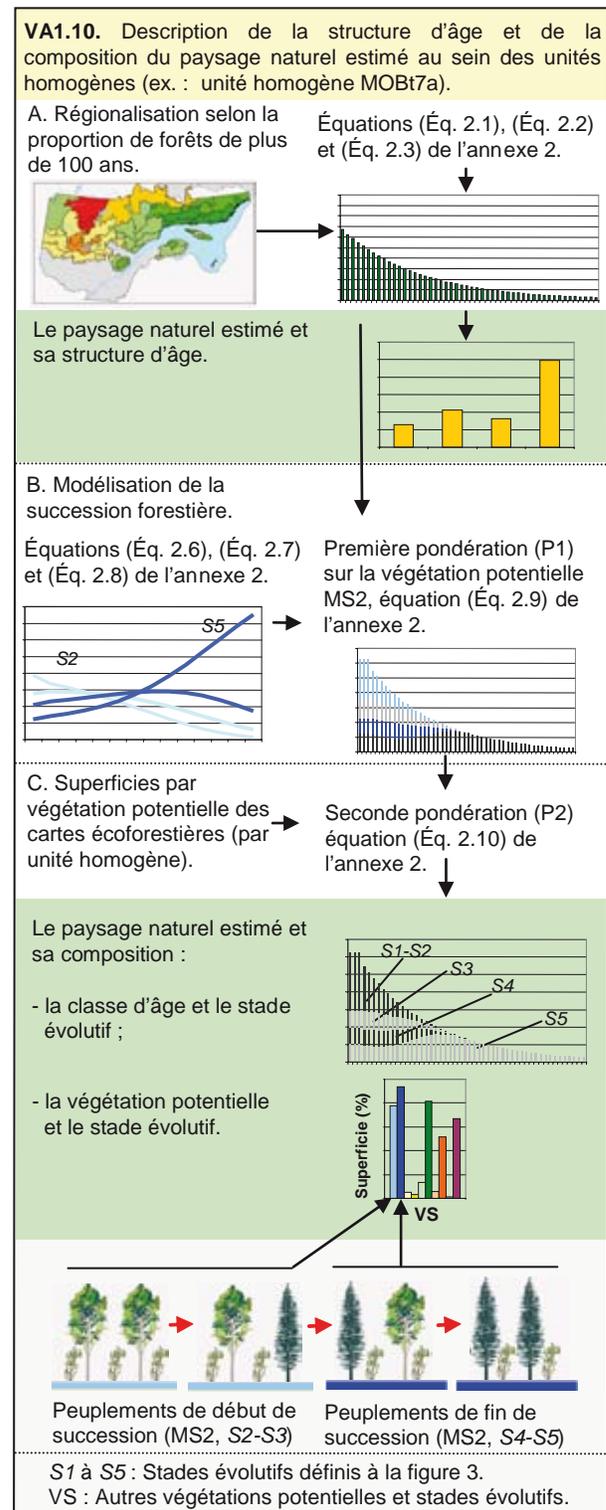
Regroupement des unités homogènes

Afin de rassembler les unités homogènes et, par la suite, décrire les unités homogènes regroupées, les paysages naturels estimés définis par rapport à leur composition ont été soumis à une analyse de correspondance (logiciel CANOCO, LEGENDRE et LEGENDRE 1998) suivie d'une analyse de groupement K-Means (LEGENDRE 2001) (VA1.11).

Les résultats de l'analyse de correspondance ont d'abord servi à construire un graphique d'ordination sur lequel les 43 unités homogènes sont positionnées par rapport à l'abondance de leurs végétations potentielles. Ces résultats ont également servi à une analyse de groupements. Cette dernière a permis de subdiviser le territoire en 2 à 20 groupes et de les cartographier (VA1.11).

Ces deux résultats, soit l'ordination et les cartes du territoire subdivisé de 2 à 20 groupes, furent analysés afin de regrouper les 43 unités homogènes selon deux niveaux, un premier formé de 6 entités et un second de 14. Les résultats obtenus sont exprimés sur l'ordination de départ (VA1.11C). Une fois ces étapes terminées, les unités homogènes

ont été décrites selon la composition forestière et la structure d'âge de leur paysage naturel estimé (VA1.11D). Un traitement similaire a été appliqué aux paysages actuels afin d'obtenir des données spécifiques aux unités homogènes regroupées.



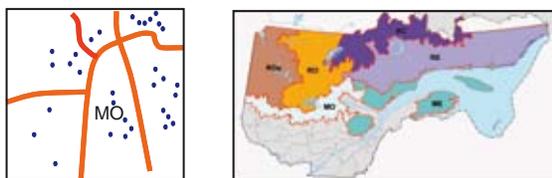
VA1.11. Regroupement et description des unités homogènes.

A. Les unités homogènes (N = 43) décrites selon la composition (végétation potentielle et stade évolutif) de leur paysage naturel estimé. Exemple de l'unité homogène MOBt7a.

Unité homogène	Végétation potentielle et stade évolutif	Superficie (%)
MOBt7a	ME1, S5	0,64
	MS2, S5	16,23
	RS2, S5	16,88
	RE2, S5	11,64
	RE3, S5	16,05

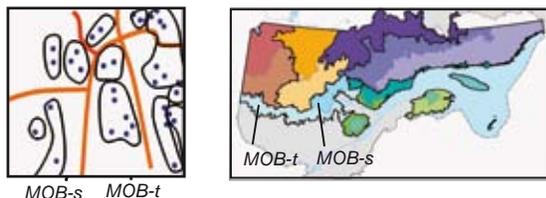
Analyse de correspondance exprimée sur une ordination. Analyses de groupement, (territoire subdivisé de 2 à 20 groupes, 19 cartes).

B. Unités homogènes regroupées selon 6 entités.



- Unité homogène (N = 43)
- Unité homogène regroupée (N = 6).
Ex. : MO, forêt mélangée de l'Ouest

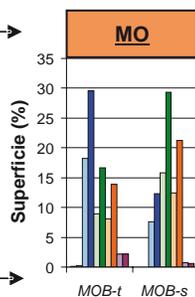
C. Unités homogènes regroupées selon 14 entités.



D. Description des unités homogènes regroupées selon 6 et 14 entités.

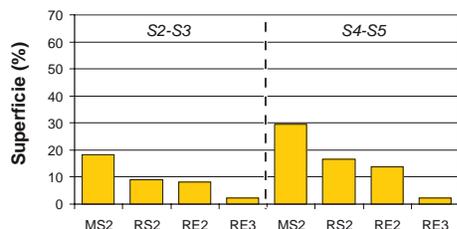
Niveau des 6 unités homogènes regroupées
MO : Bonne représentativité de MS2

Niveau des 14 unités homogènes regroupées (paysage naturel estimé)
MOB-t : MS2 dominant
MOB-s : RS2 dominant



La signification des codes de couleurs des végétations potentielles est donnée à la figure 7.

E. MOB-t défini selon les végétations potentielles et les stades évolutifs.



Analyse des écarts du paysage actuel et du paysage naturel au sein des unités homogènes regroupées

La comparaison entre le paysage actuel et le paysage naturel estimé des 14 unités homogènes regroupées repose sur la différence entre les deux paysages relativement à la superficie (%) occupée par les divers thèmes d'étude, à l'exemple de la proportion de forêts de plus de 100 ans (VA1.12A). Cinq catégories d'écarts ont été définies (VA1.12B).

La partie inférieure de la vignette VA1.12 présente un exemple de l'analyse des écarts. Celui-ci porte sur l'unité homogène regroupée MOB-t laquelle se compose de 6 unités homogènes (MOBm6a, MOBm6b, MOBt7a, MOBt8a, MOBt8b, MOBt8c). Deux aspects y sont abordés : la proportion de forêts de plus de 100 ans ainsi que la proportion de sapinières de plus de 100 ans. Dans les deux cas, l'écart est qualifié de *très élevé* puisque la différence entre le paysage actuel et le paysage naturel estimé est supérieure à 80 %. Autrement dit, le paysage actuel occupe 20 % ou moins du paysage naturel estimé. Le tableau 4 présente les résultats détaillés de l'analyse des écarts.

VA1.12. Analyse des écarts des unités homogènes regroupées (N = 14).

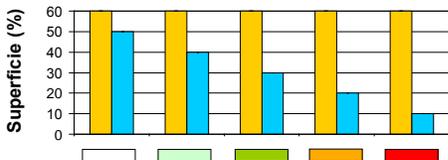
A. Le calcul des écarts

$$\Delta = \frac{|\%_A - \%_E|}{\max(\%_A, \%_E)}$$

L'analyse des écarts repose sur la différence absolue des superficies du paysage actuel ($\%_A$) et du paysage naturel estimé ($\%_E$). Cette différence est divisée par la valeur maximale des deux %.

B. Les catégories d'écarts

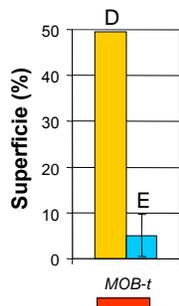
■ Paysage actuel ■ Paysage naturel estimé



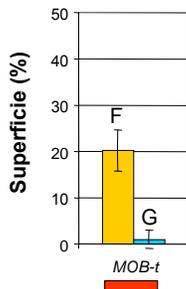
- Écart très faible, égal ou inférieur à 20 %
- Écart faible, entre 21 et 40 %
- Écart moyen, entre 41 et 60 %
- Écart élevé, entre 61 et 80 %
- Écart très élevé, supérieur à 80 %

C. Exemple de l'unité homogène regroupée *MOB-t* formée de six unités homogènes.

Structure d'âge : forêts de plus de 100 ans



Structure d'âge et composition forestière : sapinières de plus de 100 ans (MS2, S4-S5)



■ Écart très élevé

Exemple de calcul pour la structure d'âge

La différence absolue des deux paysages : $49 - 5 = 44$

Division par la valeur maximale : $((44/49) * 100) = 90\%$

D : Aucun écart-type puisque les unités homogènes de l'unité homogène regroupée ont une même proportion de forêts de plus de 100 ans.

F : Écart-type des sapinières âgées des unités homogènes de l'unité homogène regroupée.

E : Écart-type des forêts de plus de 100 ans des unités homogènes de l'unité homogène regroupée.

G : Écart-type des sapinières âgées des unités homogènes de l'unité homogène regroupée.

Tableau 4. Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé au sein des unités homogènes regroupées de la forêt boréale québécoise

Unité homogène (N = 14)	Classe d'âge	Végétation potentielle MS2 Sapinière à bouleau blanc.		Végétation potentielle RS2 Sapinière à épinette noire		Végétation potentielle RE2 Pessière noire à mousses.		Végétation potentielle RE3 Pessière noire à sphaignes		Végétation potentielle ME1 Pessière noire à peuplier faux-tremble		Sommatation									
		naturel	actuel	naturel	actuel	naturel	actuel	naturel	actuel	naturel	actuel	naturel	actuel								
ROE-7	10	0,0	0,0	0,1	0,1	2,2	4,7	1,1	0,6	3,8	3,0	0,0	0,3	0,1	0,1	7,8	11,5				
	30-50	0,0	0,0	0,2	0,1	4,0	2,6	2,0	2,0	6,3	1,6	0,7	0,5	0,3	0,3	14,5	7,7				
	70-90	0,0	0,0	0,2	0,4	3,2	1,2	2,0	5,0	4,0	0,0	2,1	2,2	0,4	2,0	12,6	11,4				
ROE-15	120	0,0	0,0	0,2	0,1	1,5	0,9	25,6	25,5	3,6	0,1	27,9	40,7	4,4	1,9	65,1	69,5				
	10	0,7	2,5	0,4	0,9	5,6	0,8	1,2	0,2	2,9	5,8	0,0	0,5	2,6	8,9	12,5	30,3				
	30-50	1,2	3,9	0,8	1,0	1,7	1,9	2,2	2,2	4,2	2,8	2,1	0,5	2,4	3,9	2,3	21,6	21,4			
ROE-13	70-90	0,8	1,5	0,7	0,4	1,2	1,4	1,0	2,2	2,9	4,6	1,8	9,9	2,5	0,1	1,3	3,8	19,9			
	120	0,8	0,1	3,8	0,1	0,9	0,1	5,9	1,9	1,2	0,1	13,2	6,5	1,9	0,1	9,6	7,0	0,9	0,0		
	10	0,8	1,3	0,4	0,3	2,3	9,0	2,0	1,8	6,0	12,2	1,1	0,8	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	11,6	1,1	
ROE-16	30-50	1,2	0,8	0,8	0,6	4,1	1,4	3,0	2,4	9,9	3,4	5,0	3,2	1,7	0,3	0,2	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
	70-90	0,7	2,3	0,6	0,6	2,7	1,8	2,1	4,3	6,2	6,5	3,9	15,1	0,8	0,0	0,4	0,9	0,0	0,0	0,0	0,1
	120	0,6	0,9	2,2	0,4	1,8	0,8	9,8	7,7	2,5	0,7	21,3	15,8	0,5	0,0	2,3	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0
ROE-1	10	0,1	0,0	0,0	0,0	1,4	2,8	1,2	2,0	11,4	24,0	5,8	0,9	1,9	0,9	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
	30-50	0,1	0,0	0,0	0,0	2,3	0,5	1,7	1,1	17,2	6,9	8,7	2,4	2,7	0,2	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	70-90	0,0	0,2	0,0	0,0	1,2	1,2	1,0	2,4	9,0	11,9	5,6	21,2	1,1	0,0	0,6	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
ROE-1	120	0,0	0,1	0,1	0,0	0,7	0,1	2,5	1,8	3,0	0,4	18,0	11,4	0,6	0,1	1,8	6,6	0,0	0,0	0,0	0,0
	10	0,1	0,1	0,0	0,0	4,5	5,9	0,8	1,6	6,6	11,5	1,7	2,3	0,3	0,3	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	30-50	0,1	0,1	0,1	0,1	6,9	0,5	2,0	0,7	10,4	3,3	3,6	0,9	0,7	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
MOB-1	70-90	0,1	0,2	0,1	0,1	3,8	0,4	2,6	3,8	6,3	2,7	3,7	6,0	0,5	0,0	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	120	0,0	0,2	0,3	0,2	2,4	0,2	14,0	22,3	3,8	0,4	21,7	31,6	0,5	0,0	1,4	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0
	10	3,8	7,0	2,1	2,4	1,7	5,2	1,5	0,7	1,8	2,6	0,9	0,1	0,5	1,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
MOB-1	30-50	6,1	16,3	4,2	2,2	3,2	4,6	2,3	5,6	3,2	4,0	1,6	5,0	0,9	1,0	0,1	1,7	0,1	0,6	0,0	0,2
	70-90	4,0	14,5	3,8	2,5	2,3	2,4	1,8	5,5	2,2	2,4	1,4	5,3	0,5	0,1	0,2	1,4	0,0	0,3	0,0	0,2
	120	4,3	0,9	19,4	1,9	1,7	0,1	11,0	1,5	0,9	0,1	10,0	0,9	0,4	0,0	1,8	0,8	0,0	0,0	0,2	0,0
MOB-1	10	1,6	4,9	0,9	0,9	3,0	15,2	2,6	1,6	2,8	9,0	1,4	0,6	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	30-50	2,5	5,6	1,7	1,7	5,6	6,8	4,1	6,6	4,8	7,2	2,4	5,1	0,3	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	70-90	1,6	4,9	1,6	1,0	4,1	2,6	3,2	6,1	3,4	3,1	2,1	9,6	0,1	0,0	0,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
REE-m	120	1,8	0,6	8,1	0,4	3,1	0,3	19,4	2,5	1,5	0,1	15,3	2,6	0,1	0,0	0,6	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
	10	0,4	0,5	0,2	0,7	4,9	7,1	0,9	1,1	0,3	1,1	0,1	1,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	30-50	0,8	0,7	0,4	0,3	8,4	3,3	2,5	2,8	0,6	0,4	0,2	0,2	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
REE-1	70-90	0,5	0,5	0,5	0,7	5,8	0,9	4,0	11,2	0,4	0,5	0,2	1,4	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	120	0,4	0,3	5,8	3,8	4,8	0,2	52,3	56,3	0,3	0,1	3,4	4,5	0,2	0,0	0,9	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	10	0,4	0,2	0,2	0,1	4,6	9,4	0,8	1,5	1,0	2,5	0,3	0,4	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
REE-1	30-50	0,6	0,5	0,4	0,4	7,8	1,9	2,3	3,3	1,7	0,8	0,6	0,8	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	70-90	0,5	0,8	0,4	0,3	5,3	0,9	3,6	9,4	1,3	1,4	0,8	3,8	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	120	0,3	0,4	4,8	1,3	4,3	0,3	45,5	48,1	1,0	0,2	10,2	10,0	0,2	0,0	0,8	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0

 Écart très élevé ou élevé  Écart moyen ou faible

N.B. : La signification des unités homogènes regroupées est donnée à la figure 9. La définition des paysages actuels provient des cartes écoforestières (vignette VA1.1 de l'annexe 1). La méthode utilisée afin de décrire le paysage naturel estimé est présentée à la vignette VA1.10 de l'annexe 1.

Tableau 4 (suite). Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé au sein des unités homogènes regroupées de la forêt boréale québécoise

Unité homogène (N = 14)	Classe d'âge	Végétation potentielle MS2 Sapinière à bouleau blanc		Végétation potentielle RS2 Sapinière à épinette noire		Végétation potentielle RE2 Pessière noire à mousses		Végétation potentielle RE3 Pessière noire à sphatignes		Végétation potentielle ME1 Pessière noire à peuplier faux-tremble		Somme								
		Stades S1-S2-S3 naturel	Stades S4-S5 actuel	Stades S1-S2-S3 naturel	Stades S4-S5 actuel	Stades S1-S2-S3 naturel	Stades S4-S5 actuel	Stades S1-S2-S3 naturel	Stades S4-S5 actuel	Stades S1-S2-S3 naturel	Stades S4-S5 actuel	naturel	actuel							
MES-s	10	1,0	4,4	4,0	16,9	0,7	3,7	0,6	4,8	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	7,2	34,7			
	30-50	1,7	4,5	0,9	3,4	6,9	7,1	2,1	8,8	1,0	1,0	0,4	1,1	0,3	0,1	0,0	13,5	26,2		
	70-90	1,2	1,7	1,1	2,7	4,7	0,9	3,2	8,8	0,8	0,4	4,4	0,3	0,0	0,1	0,0	11,9	18,9		
MES-t4	120	0,8	0,4	12,1	2,5	3,9	0,2	41,4	12,7	0,6	0,1	5,9	3,8	0,4	0,0	0,0	67,3	20,4		
	10	2,9	12,5	1,3	3,1	1,8	8,3	0,3	1,0	0,2	2,0	0,1	0,0	0,1	0,3	0,1	0,0	6,7	27,2	
	30-50	5,1	10,2	2,8	10,7	3,1	4,7	0,9	8,9	0,4	1,2	0,1	0,9	0,2	0,1	0,0	12,8	37,1		
MES-t6	70-90	3,6	2,2	3,5	14,2	2,2	0,3	1,5	9,0	0,3	0,1	0,2	1,7	0,2	0,1	0,0	11,5	28,5		
	120	2,6	0,1	40,0	5,2	1,8	0,0	20,2	2,3	0,2	0,0	2,6	0,5	0,2	0,1	1,3	0,7	0,0	69,0	8,9
	10	2,8	2,1	1,3	5,5	1,7	1,2	0,3	0,9	0,4	0,0	0,1	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	7,1	10,0	
MES-m2	30-50	4,9	1,6	2,7	21,1	2,9	1,7	0,9	4,4	0,7	3,1	0,3	0,7	0,6	0,3	0,0	0,0	13,3	33,2	
	70-90	3,5	0,1	3,3	10,3	2,0	0,0	1,3	3,4	0,6	0,0	0,3	0,3	0,5	0,3	0,0	0,0	11,8	14,7	
	120	2,5	0,7	36,6	15,6	1,6	0,0	17,4	15,9	0,4	0,1	4,3	5,9	0,7	0,8	3,9	3,8	0,0	67,5	42,8
MES-m3	10	4,5	20,0	2,0	3,5	1,0	1,7	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	7,8	25,6		
	30-50	7,8	18,0	4,3	13,9	1,6	1,3	0,5	4,0	0,2	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	14,5	37,6		
	70-90	5,4	3,8	5,1	20,2	1,1	0,1	0,7	4,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	12,6	28,8		
MES-m3	120	3,7	0,1	50,6	6,3	0,9	0,0	8,5	1,2	0,1	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	65,1	8,0		
	10	3,5	9,8	1,6	4,4	1,9	6,3	0,3	2,3	0,3	1,1	0,1	0,3	0,1	0,2	0,0	7,8	24,5		
	30-50	6,1	22,3	3,4	8,1	3,2	3,6	1,0	7,5	0,5	0,4	0,2	1,1	0,1	0,1	0,2	0,0	14,5	43,2	
MES-m3	70-90	4,2	8,4	4,0	6,0	2,2	1,0	1,5	7,0	0,4	0,1	0,2	1,6	0,1	0,0	0,1	0,5	12,6	24,5	
	120	2,9	0,8	39,5	4,1	1,7	0,0	17,1	2,3	0,3	0,0	2,8	0,3	0,1	0,0	0,7	0,3	65,1	7,8	

Annexe 2

Complément d'information sur les équations mathématiques utilisées dans la définition du paysage naturel estimé

Cette annexe présente les équations mathématiques utilisées afin de définir le paysage naturel estimé des unités homogènes de végétation. Chacune de ces unités est notée u_k et appartient à l'ensemble $U := \{u_1, \dots, u_{NU}\}$ qui correspond à l'ensemble des NU unités homogènes. Le nombre total d'unités homogènes est de 43, de sorte que $NU = 43$.

A2.1 Régionalisation du territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans et structure d'âge des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes

A2.1.1 Le modèle de van Wagner utilisé afin de régionaliser le territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans (VA2.1)

Au cours de la démarche de régionalisation du territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans, l'âge moyen des forêts c_k de quelques unités homogènes a été obtenu à partir d'études détaillées de paysages naturels contemporains définis par un cycle de feu. De plus, l'âge moyen c_k de chacune des unités homogènes a été calculé sur la base des placettes. Ces deux sources de données ont été soumises au modèle de VAN WAGNER (1978) (VA1.2 et VA2.1).

Le modèle de van Wagner permet de connaître la distribution théorique de la superficie par classe d'âge des peuplements composant un paysage. Le modèle d'origine calcule la superficie d'une classe d'âge annuelle t comme étant la probabilité d'atteindre l'âge t avant le prochain feu. Cette formulation est équivalente à reconnaître une distribution géométrique sous-jacente au phénomène de feu. Cette distribution est aussi connue comme un processus d'attente de Bernoulli et suppose qu'un feu se produit après t années avec une probabilité constante p . Ce feu a été précédé d'un nombre t d'années successives sans feu $(1-p)^t$ d'où la distribution $p(1-p)^t$. Lorsque la probabilité p prend de faibles valeurs (ex. : 0,05 dans le cas d'un feu par 20 ans), il est démontré que $(1-p)^t$ peut être substitué par $\exp(-p)$ et donné lieu à l'approximation $p \exp(-pt)$ en remplacement de $p(1-p)^t$. Il s'agit donc d'une loi exponentielle négative de paramètre p . Ce dernier a comme valeur inverse

le cycle de feu c_k , c'est-à-dire de paramètre $p = 1/c_k$. De ce constat, le modèle de van Wagner est énoncé à l'équation 2.1 (Tableau 5).

La proportion de superficie H de chacune des unités homogènes $u_k \in U$ pour laquelle l'âge moyen c_k est connu, peut être calculée. Dans le cas qui nous concerne, t se voit assigner des classes d'âge I_j (classe d'âge de 10 ans) ainsi définies :

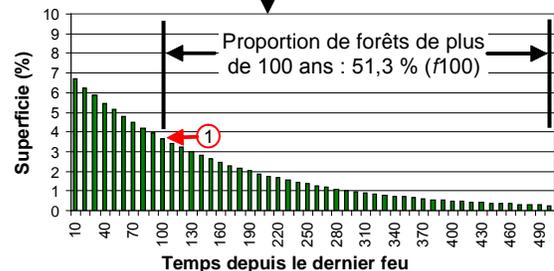
VA2.1. Calcul de la proportion de forêts de plus de 100 ans.

Âge moyen des forêts provenant des études détaillées sur le cycle de feu ou de l'analyse des placettes (ex. : $c_k = 150$ ans).

Le modèle de van Wagner (1978)

Classe d'âge	(Éq. 2.1)	(Éq. 2.2)	(Éq. 2.3)
	Superficie (%) entre la classe d'âge et la fin de la distribution	Superficie (%) de la classe d'âge	Superficie (%) au prorata de la classe d'âge
10	93,551	6,449	6,688
20	87,517	6,033	6,257
30	81,873	5,644	5,853
40	76,593	5,280	5,476
50	71,653	4,940	5,122
60	67,032	4,621	4,792
70	62,709	4,323	4,483
80	58,665	4,044	4,194
90	54,881	3,783	3,923
100	51,342 ①	3,539	3,670

460	4,658	0,321	0,333
470	4,357	0,300	0,311
480	4,076	0,281	0,291
490	3,813	0,263	0,273
500	3,567	0,246	0,255
Total:		96,4	100,0



Formation des proportions 1 et 4 de la vignette VA1.6A et régionalisation du territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans.

Tableau 5. Équations mathématiques utilisées dans la définition du paysage naturel estimé

1. Modèle de van Wagner, proportion de superficie H entre une classe d'âge et la fin de la distribution

$$H(u_k, c_k; t) := \begin{cases} \exp(-t/c_k) & \text{pour } t \geq 0 \\ 0 & \text{autrement} \end{cases} \quad (\text{Éq. 2.1})$$

2. Proportion de superficie en pourcentage e_j attribuée à chacune des classes d'âge I_j

$$e_j(u_k, c_k, I_j) := \begin{cases} (1 - H(u_k, c_k; I_j^+)) * 100\% & \text{si } j = 1 \\ (H(u_k, c_k; I_j^-) - H(u_k, c_k; I_j^+)) * 100\% & \text{si } j \geq 2 \end{cases} \quad (\text{Éq. 2.2})$$

3. Superficies résiduelles (plus de 500 ans) réparties *au prorata* de la superficie par classe d'âge

$$w_{jk}(u_k, c_k, I_j) := e_j(u_k, c_k, I_j) / \sum_i e_i(u_k, c_k, I_j) \text{ en notant que } \sum_i w_{jk}(u_k, c_k, I_j) = 100\% \quad (\text{Éq. 2.3})$$

4. Proportion de forêts de plus de 100 ans d'une unité homogène ($f100$) lorsque l'âge moyen c_k est connu

$$f100 = G(c_k) = \int_{100}^{\infty} \exp(-t/c_k) dt * 100\% \quad (\text{Éq. 2.4})$$

5. Âge moyen des forêts c_k correspondant aux diverses proportions de forêts de plus de 100 ans ($f100$)

$$c_k = G^{-1}(f100) \quad (\text{Éq. 2.5})$$

6. Loi de Weibull, proportion de superficie F entre une classe d'âge et le début de la distribution

$$F(\lambda, \sigma, \theta; t) := \begin{cases} 1 - \exp(-(\frac{t-\theta}{\sigma})^\lambda) & \text{si } t \geq \theta \geq 0 \\ 0 & \text{sinon} \end{cases} \quad (\text{Éq. 2.6})$$

où λ est un paramètre qui décrit la forme de la distribution des âges, σ un paramètre qui exprime la dispersion des âges, θ un paramètre de localisation associé à l'âge minimum de la partition et t correspond à l'âge.

7. Proportion de superficie en pourcentage d_j attribuée à chacune des classes d'âge I_j ,

$$d_j(v, s, I_j) := \begin{cases} (F(\lambda_m, \sigma_m, \theta_m; I_j^+) - F(\lambda_m, \sigma_m, \theta_m; I_j^-)) * 100\% & \text{si } \theta_m \leq I_j^- \\ (F(\lambda_m, \sigma_m, \theta_m; I_j^+)) * 100\% & \text{si } I_j^- \leq \theta_m < I_j^+ \\ 0 & \text{si } I_j^+ < \theta_m \end{cases} \quad (\text{Éq. 2.7})$$

8. Proportion de superficie par classe d'âge ($PC1_j$)

$$PC1_{j\tilde{v}s} := 100 * \frac{d_j(\tilde{v}, s, I_j)}{\sum_{s \in S} d_j(\tilde{v}, s, I_j)} \text{ en notant que } \sum_{s \in S} PC1_{j\tilde{v}s} = 100 \quad (\text{Éq. 2.8})$$

9. Première pondération de la proportion de superficie par classe d'âge (par végétation potentielle d'une unité homogène)

$$P1_{jk\tilde{v}s} := \frac{PC1_{j\tilde{v}s} * w_{jk}}{100} \text{ en notant que } w_{jk} = \sum_{s \in S} P1_{jk\tilde{v}s} \quad (\text{Éq. 2.9})$$

10. Seconde pondération de superficie (pour l'ensemble des végétations potentielles d'une unité homogène)

$$P2_{jk\tilde{v}s} := P1_{jk\tilde{v}s} \frac{\text{surf}(\tilde{v})}{\text{surf}(u_k)}. \quad (\text{Éq. 2.10})$$

$I := \{I_1, \dots, I_{N_4}\} = \{[0, 10), [10, 20), [20, 30), [30, 40), [40, 50) \dots, [490, 500)\}$ correspond à l'ensemble des N_4 classes d'âge décrites par les intervalles $[I_j^-, I_j^+)$ où I_j^- est la borne inférieure incluse dans la classe et I_j^+ la borne supérieure exclue. Par exemple, dans la classe $[10, 20)$, 10 correspond à I_2^- et la valeur maximale associée à I_2^+ est $19,999$, la valeur de 20 n'appartient pas à la classe $[10, 20)$.

Chacune des valeurs de H correspond à la proportion de superficie occupée à partir d'une classe âge donnée I_j (ex. : classe de 10 ans) jusqu'à la fin de la distribution (située à plus de 500 ans). Puisque nous sommes intéressés à connaître la proportion de superficie en pourcentage e_j attribuée à chacune des classes d'âge I_j , l'équation 2.2 (Tableau 5) est utilisée.

Il peut subsister des quantités suffisantes de proportions de superficies pour les classes d'âge situées au-delà de 500 ans, de sorte que la sommation des e_j est inférieure à 100 %. Ces proportions augmentent avec l'âge moyen des forêts. Par exemple, sous un cycle de 300 ans, près de 20 % de la superficie excède 500 ans. Ces superficies résiduelles sont réparties *au prorata* de la superficie par classe d'âge $\{I_1, \dots, I_{N_4}\}$ à l'aide de l'équation 2.3 (Tableau 5).

La proportion de forêts de plus de 100 ans d'une unité homogène, notée $f100$, lorsque l'âge moyen c_k est fixé ou obtenu par diverses sources d'information (ex. : études détaillées ou placettes) est calculée au moyen de la sommation de w_{jk} (superficie par classe d'âge à l'intérieur d'une unité homogène) dont l'âge des I_j^+ est supérieur ou égal à 100 ans. L'addition de ces proportions peut se faire directement par l'équation 2.4 (Tableau 5), où $G(c_k)$ correspond à la proportion de forêts de plus de 100 ans pour un âge moyen des forêts c_k donné.

A2.1.2 Le modèle de van Wagner utilisé afin de définir la structure d'âge des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes

Quatre sources d'information ont été utilisées afin de régionaliser le territoire pour obtenir la proportion de forêts de plus de 100 ans (VA1.2). L'âge moyen des forêts c_k correspondant aux diverses proportions de forêts de plus de 100 ans ($f100$) a été calculé à l'aide de l'équation 2.5 (Tableau 5).

De cet âge moyen, le modèle de van Wagner permet de dresser la structure d'âge de chacune des unités homogènes (VA1.7). Pour ce faire, la procédure décrite en A2.1.1 a été appliquée à chacune des unités homogènes u_k .

A2.2 Modélisation de la succession forestière et composition des paysages naturels estimés au sein des unités homogènes

A2.2.1 Modélisation de la succession forestière (VA2.2)

Afin de modéliser la succession forestière, chacune des placettes classée comme étant d'origine naturelle (absence de coupes) lors des travaux de terrain s'est d'abord vue attribuer une végétation potentielle notée v_k . Ainsi, les végétations potentielles du chapitre des notions d'écologie forestière constituent l'ensemble $V := \{MS2, ME1, RS2, RE2, RE3\}$.

Un stade évolutif, noté s_k , a aussi été attribué à chacune des placettes dont les divers stades forment l'ensemble $S := \{S2, S3, S4, S5\}$.

Enfin, l'âge maximum a_k correspond au plus vieux arbre-étude mesuré (généralement au nombre de 3) dans chacune des placettes.

Chaque placette est notée p_k et appartient à l'ensemble $P := \{p_1, \dots, p_{N_2}\}$ qui correspond à la totalité des N_2 placettes sans traces d'activités anthropiques. À chaque $p_k \in P$ correspond un quadruplet $p_k := (u_k, v_k, s_k, a_k)$ où $u_k \in U$ est une unité homogène, $v_k \in V$ est une végétation potentielle, $s_k \in S$ est un stade évolutif et a_k est l'âge maximum de la placette.

L'ensemble des placettes p_k composant P a été partitionné selon l'appartenance de chacune à la forêt boréale de l'Ouest (unités homogènes u_k dont les deux premiers caractères correspondent à RO ou MO), à la forêt boréale de l'Est et de la forêt boréale du Centre (unités homogènes RE, ME, RC). Par la suite, ces deux partitions ont été subdivisées sur la base des combinaisons de végétation potentielle et de stade évolutif (ex. : MS2, S2, Figure 3) en M sous-ensembles notés P_m . Puis une loi de Weibull à trois paramètres ($\lambda_m, \sigma_m, \theta_m$) a été estimée par maximum de vraisemblance (MLE) pour chacune des partitions de placettes P_m au moyen de la fonction de distribution définie à l'équation 2.6 (Tableau 5).

À chacune des valeurs de F correspond la proportion de superficie occupée entre un âge donné t et le début de la distribution (située à la valeur θ_m). Puisque nous sommes intéressés à connaître la proportion de superficie en pourcentage d_j attribuée à chacune des classes d'âge I_j de chacune des M partitions P_m , l'équation 2.7 (Tableau 5) est utilisée.

VA2.2. Modélisation de la succession forestière selon le cheminement des équations mathématiques.

A. Les placettes temporaires partitionnées selon deux ensembles (1 : Ouest, 2 : Est et Centre du territoire).

Placette	Végétation potentielle	Stade évolutif	Âge
2195	RE2	S2	75
2119	RE2	S2	87
2275	RE2	S3	133

B. Les paramètres de la loi de Weibull de chacun des stades évolutifs de la végétation potentielle RE2 de la forêt boréale de l'Ouest.

Végétation potentielle	Stade évolutif	(Éq. 2.6)		
		λ	σ	θ
RE2	S2	3,0149	69	8
	S3	3,1076	75	17
	S4	2,8311	88	12
	S5	2,4326	122	14

C. La loi de Weibull appliquée au couple RE2, S2 de la forêt boréale de l'Ouest (classe d'âge de 30 à 500 ans).

Classe d'âge	RE2_TOT	(a)	(b)	(c)
		(Éq. 2.6)	(Éq. 2.7)	(Éq. 2.8)
30	5 608	3,277	3,277	58,441
40	12 802	9,626	6,348	49,589
50	23 496	20,349	10,723	45,637
60	34 884	34,984	14,635	41,954

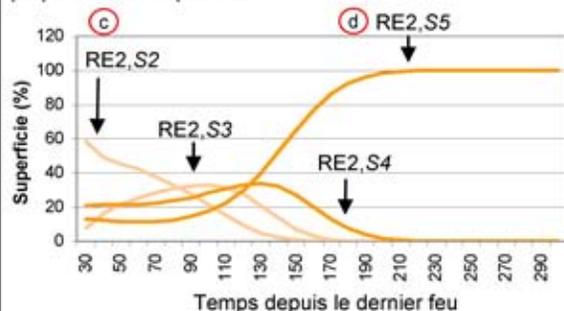
- a. Superficie (%) de la distribution comprise entre l'âge minimal de la distribution (θ) et la borne supérieure d'une classe d'âge donnée
 b. Superficie (%) de la classe d'âge
 3,3 % de la superficie est comprise entre l'âge minimal de la distribution (8 ans) et 30 ans
 6,3 % de la superficie est comprise entre 30 et 40 ans
 c. Proportion de superficie par classe d'âge
 La superficie 3,3 % représente 58 % de toute la superficie des RE2 à 30 ans (RE2_tot) $((3,3/5,6) \cdot 100) = 58 \%$

D. Les proportions de superficie de tous les stades évolutifs de la végétation potentielle RE2 (Éq. 2.8).

Classe d'âge	(c)	(d)	(d)	(d)
	RE2_S2_PC	RE2_S3_PC	RE2_S4_PC	RE2_S5_PC
30	58,441	7,874	20,520	13,165
40	49,589	16,304	21,538	12,569
50	45,637	21,217	21,552	11,594
60	41,954	25,000	21,840	11,206

d. Proportion de superficie pour RS2,S5

E. La modélisation de la succession forestière selon les proportions de superficie.



La valeur de θ_m (âge minimal de la distribution de Weibull) n'excède jamais la valeur de 30 ans dans la présente étude, car nous appliquons la formule $\min(30, \theta_m)$. Ce choix a été fait pour tenir compte du partitionnement des classes d'âge I_j en sachant que le minimum de la dispersion des âges d'un ensemble P_m excède rarement 30 ans (Tableau 3). Aussi, la proportion de superficie comprise entre l'âge minimal θ_m et 30 ans est entièrement attribuée à la classe de 30 ans. Enfin, $\sum d_i(v,s,I_i) \cong 100 \%$ et vaut généralement 100 % pour un âge inférieur à 350 ans.

Les proportions de superficies d_j calculées pour les diverses classes d'âge I_j des partitions P_m (ex. : MS2, S2) sont utilisées afin de définir les modèles de succession forestière. Pour ce faire, il s'agit de transformer ces proportions en pourcentages. Les sommations des proportions de superficies d_j se font en tenant compte de tous les stades évolutifs $s \in S$ d'une même végétation potentielle $\tilde{v} \in V$. Ces sommations sont ensuite utilisées afin de définir une proportion de superficie par classe d'âge, notée $PC1_j$. L'étendue des classes d'âge I_j varie de I_1 (classe de 0-10 ans) à I_{N_4} (classe de 490-500 ans). Les proportions sont calculées selon l'équation 2.8 (Tableau 5).

Les proportions de superficie sont ensuite utilisées pour définir le modèle de succession forestière de chaque sous-ensemble P_m (ex. : RE2, S2).

A2.2 Définition de la composition du paysage naturel estimé au sein des unités homogènes ($N = 43$) (VA2.3)

La définition du paysage naturel estimé de chacune des unités homogènes selon la composition a comme point de départ la régionalisation de la proportion des forêts de plus de 100 ans attribuée à chacune des unités homogènes. Cette régionalisation est utilisée afin de définir un âge moyen de forêt propre à chacune des 43 unités homogènes. Cet âge moyen est soumis au modèle de VAN WAGNER (1978) selon les équations 2.1, 2.2 et 2.3. La distribution théorique de la superficie par classe d'âge issue du modèle de van Wagner est par la suite conjuguée à la dynamique forestière et à la superficie des végétations potentielles par l'intermédiaire de deux pondérations. La première consiste à utiliser les proportions de superficies définies à l'étape précédente ($PC1_{j\tilde{v}s}$) par végétation potentielle $\tilde{v} \in V$ et à les multiplier par les proportions de superficies $w_{jk}(u_k, c_k, I_j)$ définies à l'aide du modèle de VAN WAGNER (1978). Cette opération se formule par l'équation 2.9 (Tableau 5).

VA2.3. Définition des unités homogènes par rapport à la structure d'âge et à la composition de leur paysage naturel estimé selon les équations mathématiques.

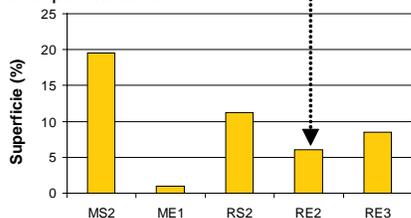
A. Application du modèle de Van Wagner (1978) en tenant compte de l'âge moyen des forêts propre à chacune des unités homogènes (ex. : MOB7a). Formation de RE2, S5_P2.

Classe d'âge	Éq. 2.1 (e)	Éq. 2.2 (f)	Éq. 2.3 (g)	Éq. 2.8 (d)	Éq. 2.9 (h)	Éq. 2.10 (i)
30	81.982	18,018	18.700	13,165	2,462	0,323
40	76.728	5,253	5,452	12,569	0,685	0,090
50	71.812	4,917	5,103	11,594	0,592	0,078
60	67.210	4,602	4,776	11,206	0,535	0,070
-	-	-	-	-	-	-
500	3,647	0,250	0,259	100,000	0,259	0,034
						Total: 6,057

Van Wagner (1978)

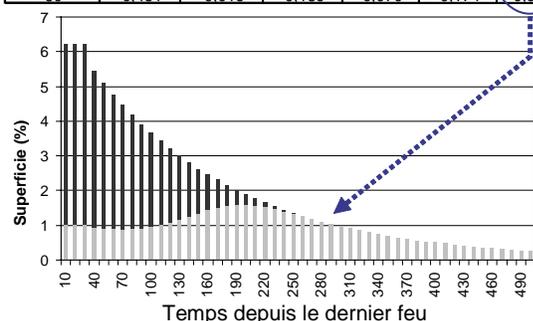
- (e) Superficie (%) ≥ à la classe d'âge, (Éq. 2.1)
- (f) Superficie (%) de la classe d'âge, (Éq. 2.2)
- (g) Superficie (%) au prorata de la classe d'âge, (Éq. 2.3)
- Proportion de superficie
- (d) RE2, S5_pc (VA2.2D, Éq. 2.8)
- Les deux pondérations
- (h) RE2, S5_p1, Éq. 2.9) (modélisation)
- (i) RE2, S5_p2, Éq. 2.10) (superficies)

B. Présentation du paysage estimé selon la composition. Exemple du stade d'équilibre (S5) pour les cinq végétations potentielles.



C. Paysage estimé selon la composition et l'âge. Exemple du stade d'équilibre (S5) de l'ensemble des végétations potentielles selon les classes d'âge.

Classe d'âge	MS2,S5	ME1,S5	RS2,S5	RE2,S5	RE3,S5	TOT S5
10	0.549	0.003	0.355	0.108	0.002	1,018
20	0.549	0.003	0.355	0.108	0.002	1,018
30	0.549	0.003	0.355	0.108	0.002	1,018
40	0.528	0.010	0.240	0.090	0.068	0,936
50	0.486	0.013	0.207	0.078	0.132	0,916
60	0.451	0.016	0.189	0.070	0.174	0,900



- (j) La superficie des classes de 10 à 30 ans est répartie en trois parties égales

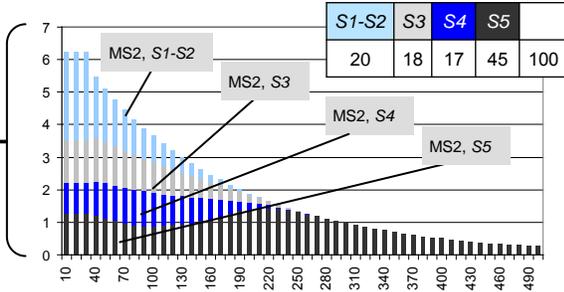
Une seconde pondération est introduite afin de tenir compte de la superficie relative de chacune des végétations potentielles $\tilde{v} \in V$ occupée par unité homogène $u_k \in U$, ce qui donne l'équation 2.10 (Tableau 5).

Ces diverses superficies proviennent des cartes écoforestières. On peut noter que les proportions de superficie calculées par végétation potentielle selon les deux pondérations du modèle de van Wagner sont identiques à celles issues des cartes écoforestières (VA2.4). Enfin, la sommation des proportions de la courbe théorique de la répartition des superficies par classe d'âge donne 100 %, c'est-à-dire :

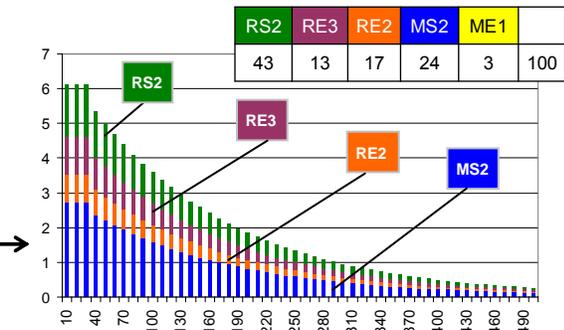
$$\sum_j \sum_{s \in S} \sum_{v \in V} P2_{jks} = 100\% .$$

VA2.4. Précisions sur le calcul des proportions utilisées afin de définir le paysage naturel estimé.

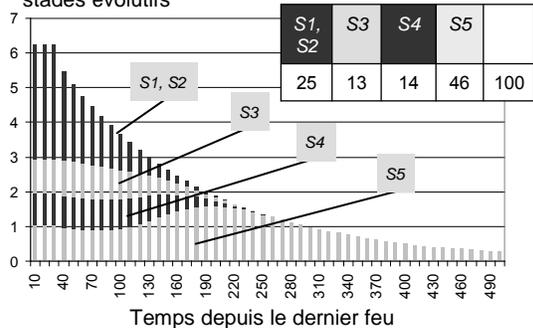
P1 : Proportions de superficies théoriques de van Wagner réparties selon les stades évolutifs d'une même végétation potentielle (ex. : MS2 de MOBt7a).



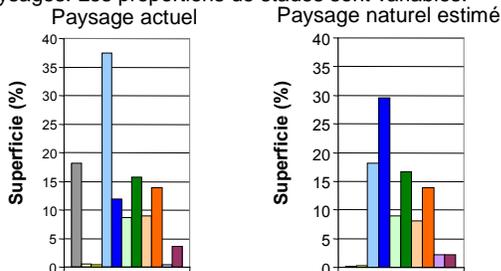
P2 : Proportions de superficies théoriques de van Wagner réparties selon l'importance relative de superficie des végétations potentielles (ME1 n'est pas prise en compte sur le graphique en raison de sa faible superficie).



Présentation du paysage naturel estimé selon les stades évolutifs



Paysage actuel et naturel estimé de MOB-t. La superficie des végétations potentielles est constante dans les deux paysages. Les proportions de stades sont variables.



	MS2, S2-S3	MS2, S4-S5	Total
Paysage estimé	18 %	30 %	48 %
Paysage actuel	37 %	11 %	48 %

Annexe 3

Analyse critique des notions d'écologie et du cheminement utilisés afin de définir les paysages actuels et les comparer aux paysages naturels estimés

A3.1 Le cadre de référence des unités homogènes de végétation

Ce mémoire repose sur les unités homogènes de végétation lesquelles visent à optimiser les liens entre la végétation et ses variables explicatives (GRONDIN *et al.* 2007a). Le fait d'avoir utilisé les unités homogènes a fait évoluer le concept. Le premier élément de bonification porte sur la définition des paysages naturels estimés de chacune des unités homogènes (N = 43), ce qui a pour effet d'extraire l'influence anthropique des territoires aménagés depuis plusieurs décennies. En effet, le principal questionnement au sujet des unités homogènes de végétation (GRONDIN *et al.* 2007a) est un biais causé par la prise en compte des perturbations humaines. Si ce biais était réel, ce cadre de référence devrait être modifié régulièrement afin de tenir compte de la progression des activités anthropiques, notamment les coupes. Jusqu'à maintenant, nous avons insisté sur le fait que la prise en compte des perturbations humaines dans la description des unités homogènes (GRONDIN *et al.* 2007a) avait permis de mieux cerner leur influence sur les paysages naturels. Par exemple, la limite nord de l'unité homogène ROEm1a (Figure 1) nous semble d'origine anthropique. Cette hypothèse découle d'une bonne connaissance des activités anthropiques sur ce territoire. Dans le cadre de la présente étude, nous avons défini des paysages naturels estimés exempts d'influences anthropiques. Cette approche pourrait être utilisée afin de caractériser chacun des districts écologiques de la partie sud de la forêt boréale (N = plus de 2000), selon son paysage forestier naturel estimé, et d'analyser cette information selon une méthode apparentée à celle de GRONDIN *et al.* (2007a).

Le second élément de bonification du concept des unités homogènes (N = 43) porte sur le regroupement de ces dernières sur la base de la composition des paysages naturels estimés. Ces unités homogènes regroupées (N = 6, N = 14) ont été utilisées afin de dresser une première esquisse des liens entre les paysages actuels, les paysages naturels contemporains et les paysages holocènes. Ces liens définissent la variabilité naturelle à long terme des paysages et permettent de porter un jugement sur leur état d'équilibre. Il serait maintenant opportun de bonifier ces liens dans le but de

préciser la variabilité naturelle à long terme des 14 unités homogènes regroupées de la partie de la forêt boréale à l'étude. En d'autres termes, nous avons démontré que les unités homogènes regroupées représentent un niveau de perception adéquat de la définition des paysages, de leur comparaison et de l'énoncé à venir de leurs *états de référence*. Ces unités regroupées sont apparentées aux unités homogènes de végétation de niveau 3 de GRONDIN *et al.* (2007a) (N = 11, Figure 1). La différence est une subdivision plus fine de la forêt boréale de l'Ouest (Figure 9).

A3.2 La régionalisation du territoire selon la proportion de forêts de plus de 100 ans

Ce mémoire présente une synthèse des perturbations naturelles contemporaines de la partie sud de la forêt boréale québécoise par le biais d'une régionalisation selon la proportion de forêts de plus de 100 ans (Figure 4a). Cette régionalisation est utilisée afin de définir la structure d'âge du paysage naturel (de 10 à plus de 100 ans) de chacune des unités homogènes. Elle revêt une grande importance en raison de son implication pour l'aménagement forestier et du changement de paradigme proposé par l'aménagement écosystémique (Introduction). L'enjeu relatif à *l'inversion de la matrice forestière*, c'est-à-dire le passage d'une structure d'âge des paysages naturels dominée par des peuplements âgés vers une structure d'âge des paysages aménagés formée essentiellement de jeunes peuplements y est directement associé (COMITÉ SCIENTIFIQUE SUR LES ENJEUX DE BIODIVERSITÉ 2007).

Quatre sources d'information sont à la base de la régionalisation (VA1.2) :

- les études sur les paysages analysés relativement au cycle de feu (âge moyen des forêts);
- les études sur les paysages analysés selon la proportion de forêts de plus de 100 ans;
- les cartes forestières anciennes (SIFORT) et
- les placettes du MRNF.

Les deux premières sources d'information sont précises et vérifiées scientifiquement. Il en est de même pour l'évaluation de la proportion des forêts de plus de 100 ans à l'aide des cartes forestières

anciennes (SIFORT) pour la partie nord du territoire dominée par des paysages naturels (VA1.3). Par contre, dans les paysages aménagés (partie sud du territoire), les superficies de forêts de plus de 100 ans ainsi que l'âge des placettes sont fortement influencés par les activités anthropiques dont l'effet n'a pu être corrigé totalement. Bien que ces deux dernières sources présentent des lacunes, elles ont été utilisées pour appuyer les études détaillées sur l'âge moyen des forêts (cycle de feu) et sur la proportion de forêts de plus de 100 ans.

Sous un autre point de vue, on note que les relations entre la régionalisation de la proportion des forêts de plus de 100 ans (Figure 5) et la cartographie des unités homogènes regroupées (Figure 9) ne sont pas parfaites. Par exemple, l'unité homogène regroupée *ROE-t3* contient deux proportions de forêts âgées : 35 et 50 %. Plusieurs discordances du même type sont également notées dans la forêt boréale de l'Est. Les deux documents proviennent de sources différentes. La régionalisation des forêts de plus de 100 ans provient des quatre sources définies à la vignette VA1.2 alors que la cartographie des unités homogènes regroupées est issue des paysages naturels estimés des 43 unités homogènes (vignette VA1.11). Par ailleurs, les distinctions notées entre les deux approches ne mènent jamais au regroupement d'unités appartenant aux deux grands cycles de feu observés sur le territoire, soit inférieur à 150 ans (50 % ou moins de forêts de plus de 100 ans, partie ouest du territoire) et supérieur à 300 ans (70 % ou plus de forêts âgées, partie est du territoire). Il serait pertinent de mieux comprendre les discordances entre des données descriptives des régimes de perturbation (régionalisation de la proportion de forêts de plus de 100 ans) et des données descriptives de paysages forestiers (unités homogènes regroupées).

A3.3 Le modèle de van Wagner

Le modèle de VAN WAGNER (1978) a été utilisé à trois occasions :

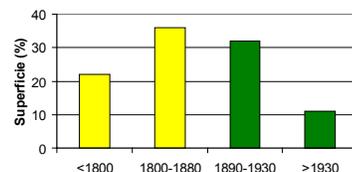
- le transfert de l'âge moyen des forêts d'une unité homogène donnée vers une proportion de forêts de plus de 100 ans (VA1.2);
- la définition du paysage naturel estimé par rapport à la structure d'âge et à la composition au sein des unités homogènes (VA1.7 et VA1.10);
- la présentation de la notion du paysage à l'état d'équilibre dont l'une des caractéristiques porte sur une structure d'âge apparentée à une répartition de la superficie par classe d'âge similaire à une exponentielle inverse (Chapitre premier).

Le modèle de VAN WAGNER (1978) est critiqué à plusieurs égards, notamment parce qu'il donne une répartition théorique des superficies par classe d'âge reposant sur une probabilité de feu constante d'une année à l'autre (Annexe 2). Puisque la superficie incendiée varie passablement d'une année à l'autre, il en résulte une forte disparité entre la répartition des superficies par classes d'âge de la distribution théorique par rapport à celle du paysage naturel.

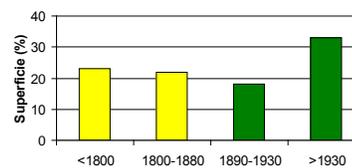
À la défense du modèle de VAN WAGNER (1978), on note que les différences entre le paysage naturel (répartition théorique) et les superficies des études détaillées sur les paysages dynamisés par les feux s'estompent lorsque les classes d'âge portent sur plusieurs décennies (ex. : 10-30 ans, 30-90 ans, plus de 90 ans) (VA3.1). Ces différences seraient encore plus faibles si la fenêtre temporelle utilisée afin de présenter les superficies incendiées était étendue à une période plus longue, de l'ordre de 1 000 ans par exemple.

VA3.1. Comparaison des proportions par classe d'âge provenant d'une répartition réelle et d'une répartition issue de van Wagner (1978).

A. Répartition réelle des superficies par classe d'âge selon une étude détaillée réalisée en Abitibi : 56 % des peuplements ont une année d'origine antérieure à 1900.



B. Répartition estimée de la superficie selon un âge moyen soumis au modèle de van Wagner (1978) : 44 % des peuplements ont une année d'origine antérieure à 1900.



Par ailleurs, certains auteurs argumentent que le modèle de VAN WAGNER (1978) est inadéquat sur les territoires où les feux surviennent rarement et couvrent de vastes superficies, à l'exemple de la Côte-Nord (BOUCHARD *et al.* 2008). Nous appuyons cet énoncé à la fin de la section 4.3.2 où l'on signale que la combinaison entre le modèle de succession de la végétation potentielle de la sapinière à épinette noire (RS2) et son stade de début de succession (S2), d'une part, et la répartition théorique de la

superficie par classe d'âge issue du modèle de van Wagner, d'autre part, mène à une surévaluation de la superficie occupée par la combinaison RS2, S2. Malgré les lacunes soulevées, peu de suggestions ou d'approches pratiques ont été proposées. Toutefois, l'article d'origine de VAN WAGNER (1978) résumé par l'équation 2.1 (Annexe 2) permet d'entrevoir une piste de solution pour pallier au problème. En effet, van Wagner, en l'absence de toute autre information, suppose que la probabilité de feu annuelle est constante dans le temps, ce qui est confirmé par son équation exponentielle. Il serait possible à ce stade d'introduire une probabilité de feu annuelle laquelle serait fonction des diverses variables environnementales (climat, composition du paysage, etc.) et préserverait la logique du modèle de probabilité géométrique sous-tendant la composition du paysage issu de feux. L'évaluation de cette probabilité représente un défi, mais l'apport des méthodes bayésiennes pourrait conduire à des percées significatives.

Le modèle de VAN WAGNER (1978) est également jugé inadéquat pour établir le relais entre une proportion de forêts de plus de 100 ans (fournie par les études détaillées des paysages naturels dynamisés par les épidémies d'insectes) et l'âge moyen de forêts de certains territoires (VA1.7). Cet exercice peut conduire à une sous-évaluation de l'âge des forêts (temps écoulé depuis le dernier feu). Par exemple, les forêts de la Côte-Nord présentent une proportion élevée de forêts âgées, de l'ordre de 70 %. Cette proportion est le reflet d'un ensemble de processus écologiques, notamment les épidémies d'insectes et la sénescence naturelle des forêts. L'utilisation du modèle de van Wagner donne un âge moyen de l'ordre de 400-500 ans (VA1.7B). Or, cet âge pourrait être beaucoup plus élevé s'il était défini selon le temps écoulé depuis le dernier feu, soit plus de 500 ans (BOUCHARD *et al.* 2008) et même plus de 1 000 ans. Des cycles beaucoup plus longs que ceux avancés dans la présente étude pourraient donc caractériser l'ensemble de la forêt boréale de l'Est. Par ailleurs, il est possible qu'en bien des endroits, la rareté des feux rende inappropriée la notion de cycle de feu. Une fréquence par millénaire ou par période de l'Holocène serait alors plus juste.

Une piste de solution visant à parfaire la relation entre la proportion de forêts de plus de 100 ans et l'âge moyen des forêts serait d'ajouter les autres perturbations, comme les épidémies d'insectes et les chablis, à celle de la probabilité de feu p du modèle de van Wagner (équation 2.1 de l'annexe 2).

Pour ce faire, il s'agirait de modifier la valeur de p constante par une fonction plus complexe qui incorporerait la probabilité de ces événements à l'aide de modèles de mélanges de distributions. Cela aurait l'avantage de préserver la méthode de définition du paysage naturel estimé de ce mémoire et de limiter les interventions au modèle de van Wagner dont la généralisation serait plus adaptée à la dynamique des écosystèmes forestiers de la partie est de la forêt boréale québécoise.

A3.4 La notion de végétation potentielle

La végétation potentielle est un concept utilisé dans ce mémoire afin d'exprimer la dynamique forestière (chronoséquence) d'un segment spécifique de la toposéquence. Au sens initial attribué par CLEMENTS (1916, 1936), la végétation potentielle était fortement assujettie au déterminisme et à la stabilité. La dynamique de succession ainsi que la permanence des paysages, autant en ce qui a trait à la structure d'âge et aux proportions des stades évolutifs, étaient favorisées. La notion de la végétation potentielle était alors définie d'après les principes suivants :

- une certaine stabilité de la composition des essences après perturbation (patron relativement constant d'essences de début de succession);
- une chronoséquence caractérisée par l'apparition de nouvelles essences (ex. : apparition du thuya avantagée par la présence de bois mort – chronoséquence de la sapinière à bouleau blanc);
- une évolution de la végétation vers un stade de fin de succession ou de climax et
- une étroite relation entre un milieu physique particulier et une dynamique forestière.

Ces principes ont été retenus durant plusieurs décennies, notamment sur des territoires caractérisés par une dynamique de succession, à l'exemple de la forêt mélangée à sapin et bouleau jaune (REY 1960, BLOUIN et GRANDTNER 1971). Or, les recherches des dernières décennies, notamment celles effectuées en forêt boréale, montrent que :

- les stades de régénération sont constitués d'une grande diversité d'essences. Cette diversité est la conséquence des caractéristiques intrinsèques de la forêt avant-perturbation (composition, âge), des caractéristiques de la perturbation (superficie, fréquence, sévérité) et des conditions qui prévalent après la perturbation, tant au niveau des semenciers que des lits de germination (BERGERON et DUBUC 1989);

- la succession forestière débute par un assemblage d'essences de début et de fin de succession, lesquelles luttent pour la lumière et dominent tour à tour le couvert;

- les caractéristiques propres aux feux (cycle, sévérité) ou à la combinaison des épidémies d'insectes et des feux, peuvent induire a) une dynamique cyclique de peuplements de début de succession, b) une dynamique régressive et c) un passage d'une végétation potentielle à une autre sur un même site selon le temps écoulé depuis le dernier feu. Par exemple, la transformation graduelle d'une pessière noire à mousses de drainage subhydrique après feu en pessière noire à sphaignes (SIMARD *et al.* 2008);

- un même milieu physique peut aussi être occupé par plusieurs végétations potentielles (DAMMAN 1971). Par exemple, les tills mésiques de mi-pente d'un territoire peuvent être occupés principalement par la sapinière à bouleau blanc (végétation potentielle) et, parfois, par la sapinière à épinette noire. Les causes de cette diversité de végétations potentielles sur un même milieu physique sont probablement multiples.

Le déterminisme et la permanence attribués à la végétation potentielle doivent être nuancés pour tenir compte de la variabilité des perturbations naturelles (fréquence, sévérité, superficie), des caractéristiques des forêts avant la perturbation ainsi que des caractéristiques des sols et de la disponibilité des semences après la perturbation (PERRY 2002). Nous posons donc l'hypothèse que la végétation potentielle est le reflet de l'ensemble des composantes observées sur un site donné, soit son milieu physique et les perturbations qui y sont survenues (contemporaines et holocènes). C'est dans cette perspective d'intégration de l'ensemble des variables explicatives (comprenant la dimension historique, MESSAOUD *et al.* 2007) que la notion de végétation potentielle devrait évoluer.

A3.5 La modélisation de la succession forestière

Une modélisation basée sur les végétations potentielles et les stades évolutifs

La modélisation de la dynamique forestière a été effectuée au moyen de placettes qualifiées selon la végétation potentielle, le stade évolutif et l'âge. On peut émettre des réserves sur la caractérisation des placettes relativement à chacun de ces attributs. De plus, les variables descriptives de l'origine des peuplements notées dans les bases de données ne permettent pas d'exclure les placettes issues de vieilles coupes.

Une autre approche de modélisation aurait pu faire appel à une variable permanente du milieu physique comme premier descripteur, notamment le dépôt de surface (ex. : till, sable, argile, tourbe). Cette approche, utilisée par GAUTHIER *et al.* (1996, 1998), n'a pas été retenue puisqu'un même milieu physique peut être occupé par plusieurs végétations potentielles et que notre objectif est de modéliser la dynamique forestière propre à chacune de ces végétations. Par ailleurs, la végétation potentielle et le stade évolutif auraient pu être substitués par l'emploi de la notion de la cohorte (GAUTHIER *et al.* 2008b).

Une modélisation limitée à la forêt boréale de l'Est et la forêt boréale de l'Ouest

Dans le cadre de la présente étude, la modélisation de la succession forestière a porté sur deux grands territoires : l'Ouest (RO, MO) et l'Est (RE, ME, RC) de la forêt boréale. À titre comparatif, des modèles ont également été conçus pour les quatre territoires suivants : la forêt résineuse de l'Ouest (RO), la forêt mélangée de l'Ouest (MO), la forêt résineuse de l'Est (RE) et la forêt mélangée de l'Est (ME). Toutefois, ce travail se termine sans que l'on connaisse le nombre de modèles de succession nécessaires pour modéliser correctement, par exemple, la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc sur l'ensemble du territoire d'étude. De plus, le lien entre la quantité de placettes disponibles de chacune des combinaisons de végétation potentielle et de stade évolutif (ex. : MS2, S2) et la superficie réellement couverte par ces diverses entités n'est pas établi avec rigueur. Éventuellement, la modélisation de la succession forestière devrait intégrer les statistiques spatiales afin de tenir compte de ces divers aspects. Par ailleurs, les modèles de succession forestière pourraient être estimés en tenant compte de l'ensemble des placettes plutôt que de chacune des combinaisons de végétation potentielle et de stade évolutif. Une telle approche réglerait en partie le problème lié au poids de l'échantillonnage et améliorerait la précision des estimations.

A3.6 L'analyse des écarts

L'analyse des écarts a porté sur la comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé des unités homogènes regroupées (N = 14). L'analyse a pris en compte des éléments relatifs à la structure d'âge, à la combinaison de la structure d'âge et de la composition forestière ainsi qu'à la composition forestière. Les résultats sont accompagnés d'un écart-type calculé à partir de l'ensemble des unités homogènes (N = 43) composant les unités homogènes regroupées. Aucune comparaison de

moyenne n'a été effectuée afin de savoir s'il y avait une différence significative entre les unités comparées. Les prochaines analyses des écarts devraient faire l'objet d'analyses statistiques.

Par ailleurs, l'interprétation des écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel estimé demeure délicate. La première difficulté concerne l'identification des causes responsables des écarts, notamment lorsqu'il s'agit de séparer celles des perturbations naturelles (feux, épidémies d'insectes) de celles des perturbations d'origines anthropiques (coupes, feux de colonisation). Par exemple, l'écart relatif à la proportion de pessières noires à mousses de plus de 100 ans de l'unité *ROE-t6* est associé à des perturbations naturelles (feux) en raison des faibles activités anthropiques menées dans ce secteur (V2.3). Il en est de même pour l'île

d'Anticosti dont on associe la perte de sapinières âgées aux récentes épidémies d'insectes (décennie 1970). Ailleurs, la majorité des écarts ont été mis en relation avec les activités anthropiques, sans que l'on connaisse la part de la perte ou du gain de superficie attribuable aux perturbations naturelles. En définitive, l'interprétation des écarts repose sur une bonne connaissance du territoire. Enfin, une seconde difficulté liée à la comparaison des paysages actuels et des paysages naturels réside dans l'interprétation donnée aux écarts élevés ou très élevés des faibles superficies couvertes par les divers attributs des paysages étudiés (Figures 13, 14 et 15). Dans la présente étude, on n'a pas pris en compte les écarts lorsque les superficies concernées étaient de l'ordre de 5-10 % ou moins.

Annexe 4

Description des unités homogènes regroupées et de leur variabilité naturelle

Les unités homogènes regroupées du sud de la forêt boréale québécoise sont présentées selon deux grands ensembles. Le premier comprend 6 unités et le second, plus raffiné, en comprend 14. Chaque unité de ce dernier niveau est décrite selon son paysage actuel (naturel ou aménagé), son paysage naturel estimé et ses paysages holocènes. La description est accompagnée de fiches comparatives du paysage actuel et du paysage naturel sur la base de leurs attributs de structure et de composition (Fiches 1 à 14).

La forêt résineuse de l'Ouest sur argile ou dépôt organique

(ROa, ROE-t7 et ROE-t5), (Fiches 1 et 2)

La forêt résineuse de l'Ouest sur argile ou dépôt organique (ROa) est localisée à l'extrémité nord-ouest du territoire d'étude (Figure 9). Le relief est relativement plat, l'altitude est faible alors que les dépôts organiques et argileux abondent. Les paysages actuels ainsi que les paysages naturels estimés sont dominés par les végétations potentielles de la pessière noire à sphaignes (RE3), de la pessière noire à mousses (RE2) et de la pessière noire à peuplier faux-tremble (ME1) (CARLETON et MAYCOCK 1978, GERARDIN 1980, GAUTHIER *et al.* 2004, MORNEAU 2009) (Figure 11).

Dans l'unité ROE-t7 (Les pessières noires à sphaignes de l'Abitibi), la proportion de forêts de plus de 100 ans caractérisant le paysage naturel est de l'ordre de 70 % (Figure 5, Fiche 1). Le cycle de feu, estimé à environ 300 ans, favorise la venue de peuplements de fin de succession, notamment de pessières noires. Bon nombre d'entre elles sont âgées (classe d'âge de 120 ans). Certaines pessières noires à mousses sur argile et au drainage subhydrique sont l'objet d'un entourage au fur et à mesure que le temps écoulé depuis le dernier feu s'allonge (ROWE et SCOTTER 1973, PAYETTE 2001, BELLEAU et LÉGARE 2008, SIMARD *et al.* 2008). Cet entourage est accompagné d'une diminution de l'abondance du peuplier faux-tremble et du pin gris dans les peuplements forestiers, faisant en sorte que l'épinette noire prend de plus en plus d'importance dans les paysages (GAUTHIER *et al.* 2004). La dynamique des pessières noires est également influencée par la sévérité des feux. Un feu peu sévère et peu destructif de la matière organique de surface créera un écosystème différent d'un feu sévère qui met à nu le sol minéral (LECOMTE *et al.* 2006, BELLEAU et LÉGARE 2008).

Dans l'unité ROE-t5 (Les pessières noires à peuplier faux-tremble de l'Abitibi), la proportion de forêts de plus de 100 ans est de l'ordre de 50 %. Le cycle de feu favorise la venue de nombreux peuplements de début de succession, notamment de pinèdes grises (végétation potentielle RE2) et de tremblaies (végétation potentielle ME1). L'aménagement forestier intensif des dernières décennies fait en sorte que les coupes couvrent aujourd'hui près de 30 % de la superficie. Ces dernières ont provoqué la prolifération des feuillus de lumière (peuplier faux-tremble). Les tremblaies à maturité abondent aujourd'hui dans la partie sud de cette unité en raison des activités anthropiques liées à la période 1930-1970 (coupes et feux). En bien des endroits, l'enrichissement du sol créé par le peuplier faux-tremble favorise également l'installation et la croissance du sapin (GRONDIN et CIMON 2003, LAQUERRE 2007, LAQUERRE *et al.* 2009, SAINTE-MARIE 2009).

L'histoire holocène nous enseigne que cette unité homogène regroupée (ROa) a été le siège d'importants changements de ses paysages forestiers. L'élément le plus marquant est l'arrivée de plusieurs essences sur le territoire lors de l'Holocène moyen (8 000 à 4 000 ans avant aujourd'hui : AA). Le sapin et le thuya (*Thuja occidentalis* L.) s'y seraient répandus et y auraient été relativement abondants. Le pin blanc (*Pinus strobus* L.) aurait atteint sa limite septentrionale à cette époque, à plus de 100 km au nord de sa limite actuelle localisée près du lac Abitibi (RITCHIE 1987). L'érable rouge (*Acer rubrum* L.) était étendu jusqu'à une latitude avancée dans la forêt résineuse où il est encore présent (LALONDE 1991, TREMBLAY *et al.* 2002). Ces essences de fin de succession ont cependant été défavorisées par une période climatique plus froide et propice aux feux, laquelle s'est étendue depuis environ 4 000 ans jusqu'à la fin du Petit Âge glaciaire. Les essences de début de succession, notamment le pin gris, profitèrent de ces conditions pour devenir plus abondantes et étendre leur aire de répartition jusqu'à la mer d'Hudson (DESPONTS et PAYETTE 1993). Aujourd'hui, les sapinières colonisent surtout les habitats protégés des feux, notamment les refuges topographiques (ex. : position abritée dans les collines), alors que le thuya se limite principalement à la bordure de quelques lacs et tourbières minérotrophes (GRONDIN et OUZILLEAU 1980).

Fiche 1. La forêt résineuse de l'Ouest sur argile ou dépôt organique (ROa) : **les pessières noires à sphaignes de l'Abitibi (ROE-t7)**
- unité homogène ROE7a de la figure 1



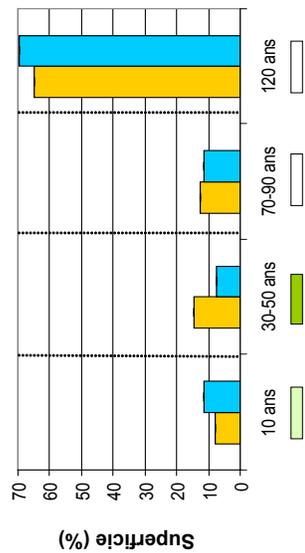
Température annuelle moyenne (°C) : 0 à -2, **précipitations annuelles totales (mm) :** 700 à 900
Dépôts (superficie %) : organique (70 %), till argileux (20 %), argile lacustre (10 %)
Relief : plaines
Altitude (m) : 0 à 250

Perturbations naturelles : feux, cycle estimé à 300 ans
Influence anthropique : faible à modérée. Les coupes sont récentes et plusieurs sont exécutées en hiver sur les sols gelés
Paysage actuel : pessières noires, tourbières, aulaïnes

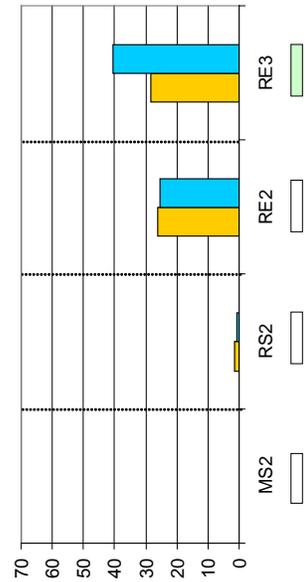
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤ 20 %)

1. Structure d'âge

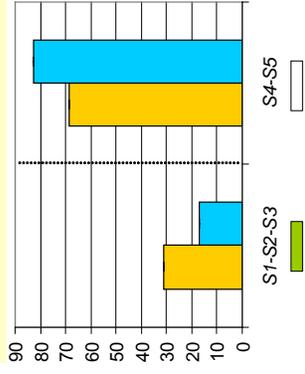


2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) de fin de succession (S4-S5) selon la végétation potentielle

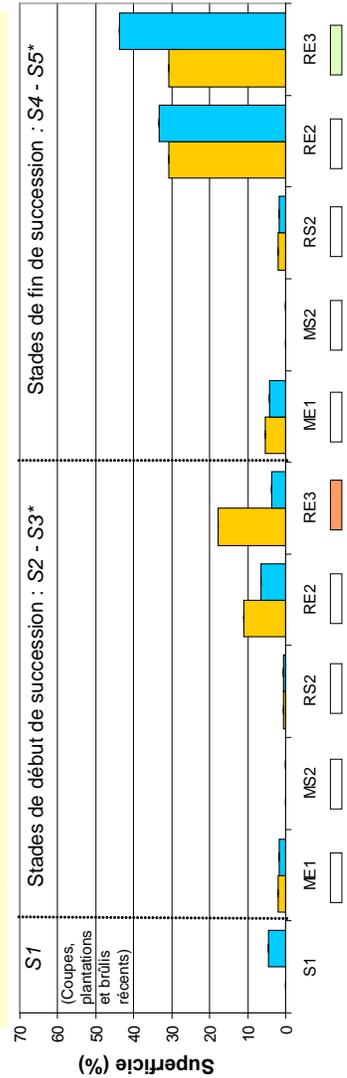


3. Stades évolutifs

S1 : Pionnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciés, S5 : Équilibre



4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), pessière noire à peuplier faux-tremble (ME1), sapinière à épinette noire à mousses (RE2), pessière noire à sphaignes (RE3)



5. Écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel

- 1- Les changements dans la structure d'âge sont considérés comme mineurs et faisant partie de la variabilité naturelle.
- 2- Les forêts âgées appartenant actuellement à la végétation potentielle RE3 sont légèrement plus abondantes que celles estimées. Cet écart est faible et lié à la méthode utilisée afin de définir les paysages (texte, section 4.3.2).
- 3, 4 - Le modèle de succession de la végétation potentielle RE3 surestime légèrement la proportion des peuplements de début de succession (RE3, S2-S3) au détriment des peuplements de fin de succession (RE3, S4-S5). Les écarts notés ne doivent pas être interprétés comme significatifs (texte, section 4.3.2).

• Les types forestiers associés aux stades de succession des diverses végétations potentielles sont indiqués à la figure 3. Les paysages actuels sont décrits à l'aide des cartes écoforestières de la fin du troisième programme d'inventaire décennal - 2003 (vignette V2.3)

Fiche 2. La forêt résineuse de l'Ouest sur argile ou dépôt organique (ROa) : les pessières noires à peuplier faux-tremble de l'Abitibi (ROE-f5) - unités homogènes ROEm1a, ROEt5a, ROEt5b de la figure 1

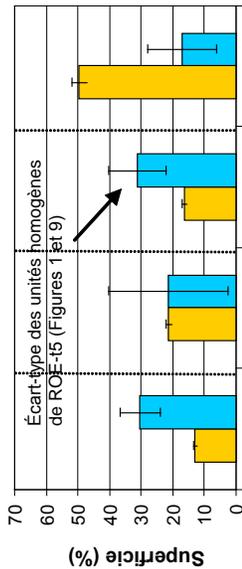


Température annuelle moyenne (°C) : 1 à -1, **précipitations annuelles totales (mm) :** 900 à 1000
Dépôts (superficie %) : argile lacustre (50 %), till (10 %), fluvioglacière et roc (10 %) (till concentré dans le nord-est)
Relief : plaines et coteaux **Altitude (m) :** 250 à 350
Perturbations naturelles : feux, cycle estimé de 150 ans, TBÉ (tordeuse des bourgeons de l'épinette), livrée des forêts (peuplier faux-tremble)
Influence anthropique : très élevée (surtout la partie sud), long historique de coupes forestières et de feux de colonisation
Paysage actuel : coupes, pessières noires à sphaignes, pessières noires à mousses (parsemées de peuplier faux-tremble), pinèdes grises, tremblaies

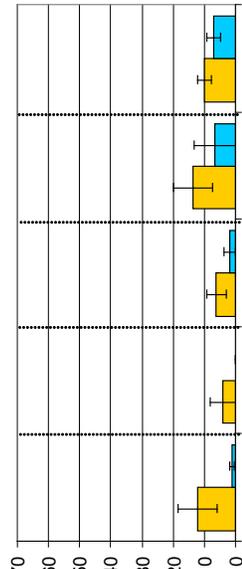
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤ 20 %)

1. Structure d'âge

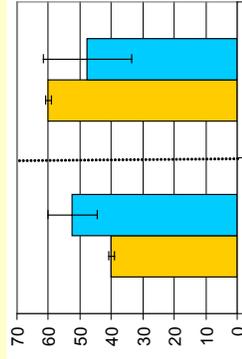


2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) de fin de succession (S4-S5) selon la végétation potentielle

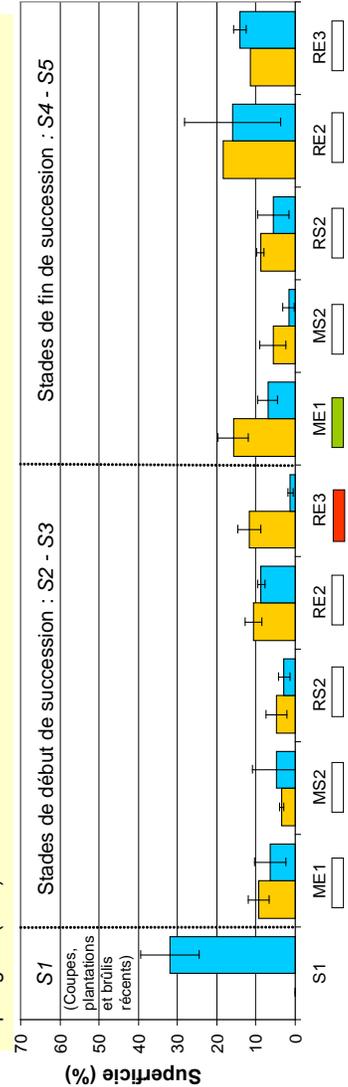


3. Stades évolutifs

S1 : Pionnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciès, S5 : Équilibre



4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), pessière noire à peuplier faux-tremble (ME1), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphaignes (RE3)



5. Écart entre le paysage actuel et le paysage naturel

- 1- Perte de forêts mûres et âgées, abondance de forêts en régénération et diminution de l'âge moyen des forêts. L'abondance de forêts de 70-90 ans semble liée aux feux de la période 1920.
- 2- Perte de peuplements âgés des végétations potentielles ME1 et RE2.
- 3- Augmentation de peuplements au stade de début de succession (S1-S2-S3) au détriment de peuplements de fin de succession (S4-S5) des paysages actuels.
- 4- Coupes abondantes. Les sites riches (végétation potentielle ME1) sont propices à l'enfeuillement. Diminution modérée des stades de fin de succession de ME1. L'enfeuillement est plus marqué dans la portion sud du territoire (unité ROEm1a, Figure 1). La modélisation surestime la proportion de peuplements de début de succession de RE3 (voir texte, section 4.3.2). L'écart ne doit pas être interprété comme significatif.

La forêt résineuse de l'Ouest sur till

(RO, ROE-t3 et ROE-t6), (Fiches 3 et 4)

La forêt résineuse de l'Ouest sur till occupe la partie nord du Réservoir Gouin. Le relief est principalement formé de coteaux. L'altitude est légèrement supérieure à l'unité précédente. Les pessières noires à mousses (RE2) dominent les paysages. Les sapinières à épinette noire (RS2) sont présentes, mais leur importance relative en superficie est inférieure à 30 %. Les sapinières à bouleau blanc (MS2) sont rares et concentrées dans la partie sud du territoire où elles recouvrent environ 15 % de la superficie (Figure 1, unité ROEm2a).

L'unité ROE-t3 (Les pessières noires à mousses du Réservoir Gouin) se caractérise par une proportion relativement élevée de peuplements de fin de succession de la végétation potentielle de la pessière noire à mousses (RE2). De plus, les sapinières à épinette noire (RS2) marquent les paysages. Ces dernières semblent conséquentes d'un relief dominé par les coteaux (plus de 60 % de till) et d'un cycle de feu probablement plus long que celui des sites occupés par la végétation potentielle RE2.

L'unité ROE-t6 (Les pinèdes grises de l'ouest du lac Mistassini) se distingue de l'unité ROE-t3 par l'abondance de peuplements de début de succession (S2-S3, pinèdes grises, pinèdes grises à épinette noire) appartenant à la végétation potentielle de la pessière noire à mousses (RE2). Une partie de cette unité (de l'ordre de 5 %) est même occupée par des landes (Figure 7). Ces dernières résulteraient d'une dynamique régressive, causée par un cycle de feu très court. À cause de cette dynamique, l'unité ROE-t6 est classée en état de *semi-équilibre* (sous influence naturelle, voir la section traitant de l'état d'équilibre du chapitre sur les notions d'écologie).

L'histoire holocène de ce territoire (RO) a été marquée par des migrations d'essences moins importantes que celles de l'unité homogène regroupée précédente (ROa), notamment à cause de sols plus pauvres. Le thuya, par exemple, était présent dans cette région à l'Holocène moyen, mais son abondance y était minime comparative-ment à celle sur les argiles de l'Abitibi (GARRALLA et GAJEWSKI 1992). Aujourd'hui, cette essence est rare et essentiellement restreinte à la bordure de quelques plans d'eau. L'Holocène supérieur a été caractérisé par l'arrivée et le développement optimum des essences de début de succession,

notamment le pin gris. Au cours de cette période (et principalement au cours des 2 000 dernières années), le phénomène d'ouverture de la pessière fermée et de sa transformation subséquente en pessière à lichens et même en landes aurait été actif, notamment dans l'unité homogène regroupée ROE-t6.

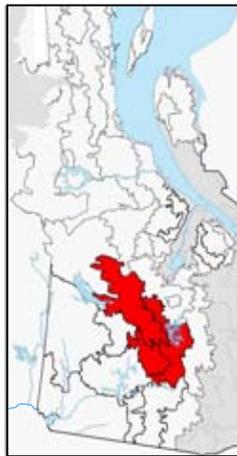
La forêt résineuse du Centre

(RC, RCE-t), (Fiche 5)

La forêt résineuse du Centre est localisée, comme son nom l'indique, dans la partie centrale de la forêt résineuse (HARE 1959). Le relief est formé de coteaux et l'altitude est relativement élevée (550-700 m). La mosaïque forestière est hétérogène et composée d'éléments dont les affinités sont communes à la fois avec la forêt boréale de l'Est, par la végétation potentielle de la sapinière à épinette noire (RS2), et avec celle de l'Ouest, par les peuplements de la végétation potentielle de la pessière noire à mousses (RE2). Cette unité contient des landes dont les proportions de superficie varient de 10 (partie sud) à près de 20 % (partie nord).

Ce territoire faisait encore partie de l'Inlandsis laurentidien il y a 8 400 ans (RITCHIE 1987, RICHARD 1995, RICHARD et GRONDIN 2009). Après le retrait du glacier, des pessières noires relativement fermées se sont installées à la faveur des conditions climatiques favorables de l'Holocène moyen. À l'Holocène supérieur, les pessières se sont ouvertes graduellement sous l'effet des feux répétés et bon nombre de ces forêts se sont transformées en pessières à lichens et en landes. Il semblerait que cette dynamique régressive se soit effectuée de préférence sur les sols relativement secs, de forte pierrosité et de topographie plane ou ondulée, comme les moraines de décrépitude. Les collines, plus fortement enneigées et au dégel tardif, auraient été moins touchées par les feux, de sorte que plusieurs d'entre elles sont encore recouvertes de forêts (pessières noires à sapin) de bonne densité et relativement âgées (HARE 1959, PAYETTE 1993). Sous l'effet des conditions climatiques actuelles, les feux rares et de faible sévérité semblent favoriser l'expansion des pessières à lichens et des landes (GIRARD *et al.* 2008, 2009). Par la présence de landes toujours en formation et de la dynamique régressive qui leur est associée, l'unité RCE-t est classée en état de *semi-équilibre* (à cause de l'influence des perturbations naturelles).

Fiche 3. La forêt résineuse de l'Ouest (RO) : **la pessière noire à mousses du Réservoir Gouin (ROE-t3)**
 - unités homogènes ROEm2a, ROEt3a et ROEt4a de la figure 1



Température annuelle moyenne (°C) : 1 à -2, **précipitations annuelles totales (mm) :** 900 à 1100
Dépôts (superficie %) : till (70 %), organique (20 %), fluvio-glaciaire (10 %)
Relief : coteaux
Altitude (m) : 350 à 450

Perturbations naturelles : feux, cycle estimé de 100 à 150 ans, Tordeuse des bourgeons de l'épinette (partie sud)

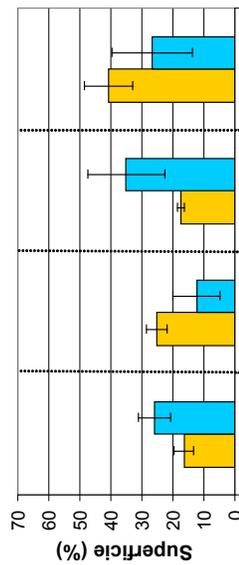
Influence anthropique : modérée, coupes plus récentes qu'en Abitibi et au lac Saint-Jean

Paysage actuel : coupes, pessières noires, pinèdes grises, tourbières, sapinières, sapinières et peuplements de cette dynamique concentrés dans la partie sud de l'unité

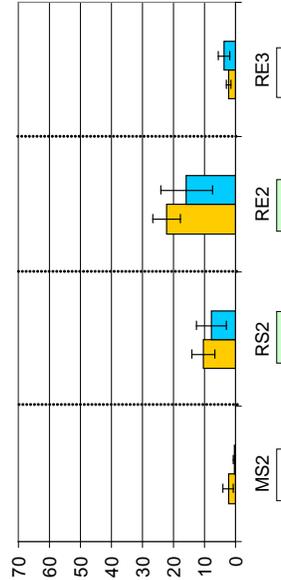
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤ 20 %)

1. Structure d'âge

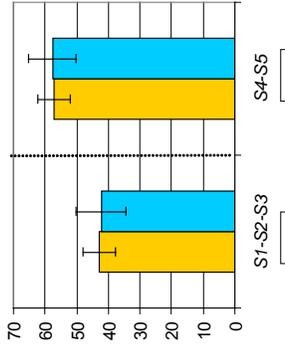


2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) de fin de succession (S4-S5) selon la végétation potentielle

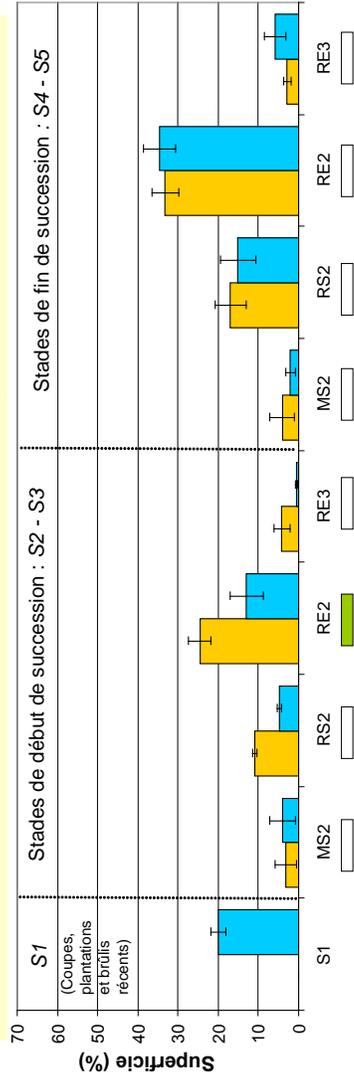


3. Stades évolutifs

S1 : Plonnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciès, S5 : Équilibre



4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphagnes (RE3)



5. Écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel

- 1- Structure d'âge passablement irrégulière. L'abondance de forêts de 70-90 ans semble liée aux feux de la période 1920.
- 2- Perte de peuplements de fin de succession (S4-S5) des végétations potentielles RS2 et RE2.
- 3- Maintien des proportions de peuplements de début (S1-S2-S3) et de fin de succession (S4-S5).
- 4- Légère perte de peuplements de début de succession de la végétation potentielle RE2. Il s'agit notamment de pinèdes grises (RE2-S2) et de pinèdes grises à épinette noire (RE2-S3).

Fiche 4. La forêt résineuse de l'Ouest (RO) : les pinèdes grises de l'ouest du lac Mistassini (ROE-t6) - unités homogènes ROE16a et ROE16b de la figure 1

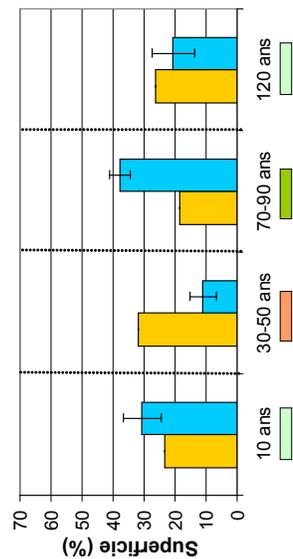


Température annuelle moyenne (°C) : 0 à -3, **précipitations annuelles totales (mm) :** 800 à 1000
Dépôts (superficie %) : till (60 %), organique (30 %), fluvio-glaciaire (10 %)
Relief : coteaux **Altitude (m) :** 250 à 450
Perturbations naturelles : feux, cycle estimé à 75 ans. Les feux récents couvrent près de 15 % de la superficie
Influence anthropique : faible (territoire peu touché par les coupes)
Paysage actuel : pinèdes grises, pessières noires, tourbières, landes

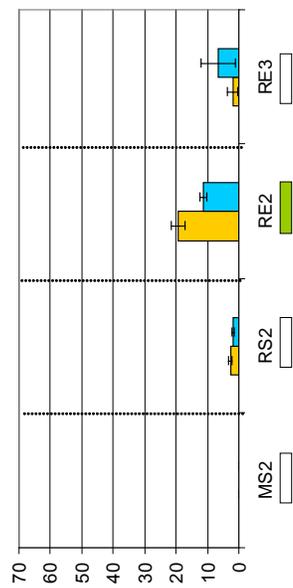
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible ($\leq 20\%$)

1. Structure d'âge

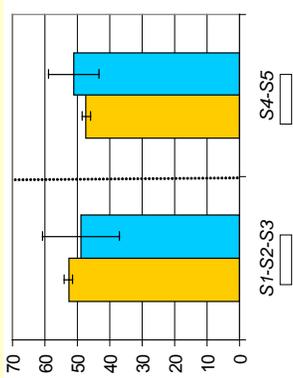


2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) de fin de succession (S4-S5) selon la végétation potentielle

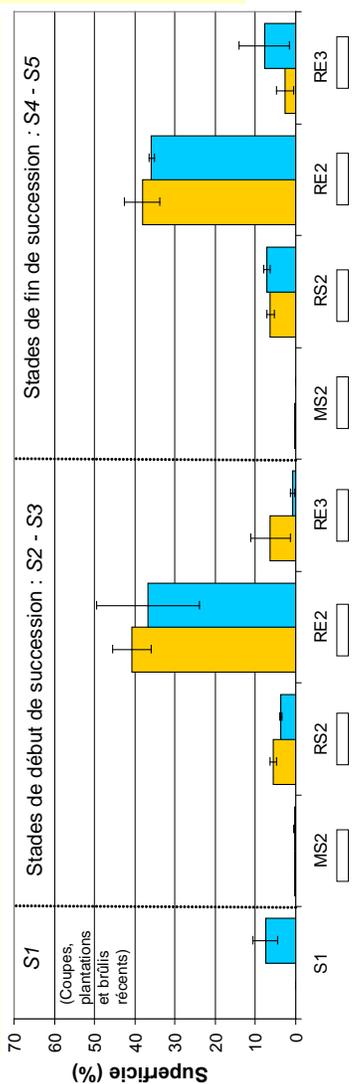


3. Stades évolutifs

S1 : Plonnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciès, S5 : Équilibre



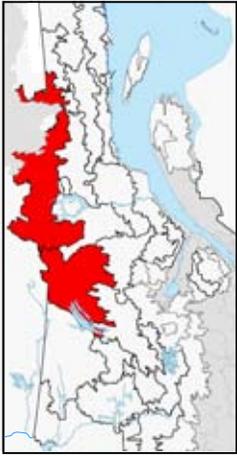
4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphaignes (RE3)



5. Écart entre le paysage actuel et le paysage naturel

1- Perte de peuplements des classes d'âge 30-50 ans ainsi que 70-90 ans. Ces pertes semblent consécutives aux feux du XX^e siècle.
 2- Perte de forêts âgées de la végétation potentielle RE2. Cette perte est probablement naturelle (dynamique de régression).
 3, 4- Le paysage actuel s'apparente au paysage naturel sur la base de la composition forestière.
 Les résultats présentés ne tiennent pas compte des landes, dont la superficie varie de 5 à 10 % (Figure 7). Ces dernières résultent probablement d'une dynamique de régression.

Fiche 5. La forêt résineuse du Centre (RC) : les pessières noires et les landes du Réservoir Manicouagan (RCE-t) - unités homogènes RCE1a et RCE1b de la figure 1



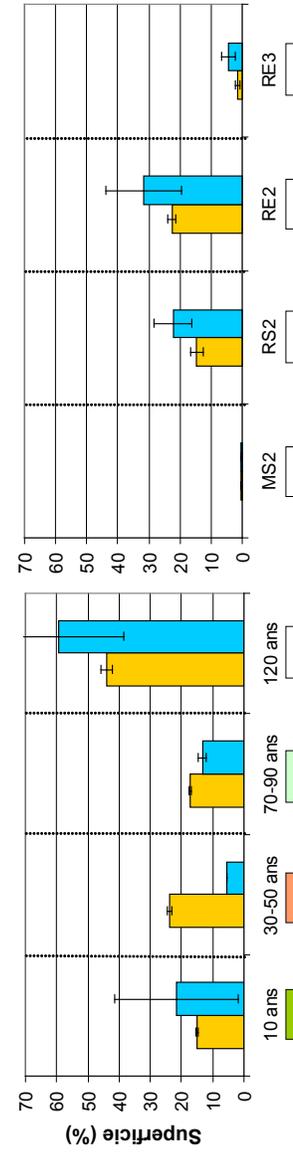
Température annuelle moyenne (°C) : -2 à -4, **précipitations annuelles totales (mm) :** 800 à 1100
Dépôts (superficie %) : till (60 %), organique (20 %), moraine de décrépidité (10 %), fluvioglacière et roc (10 %)
Relief : coteaux **Altitude (m) :** 550 à 700
Perturbations naturelles : feux (cycle variable)
Influence anthropique : faible (les coupes semblent actuellement concentrées à l'est du lac Mistassini)
Paysage actuel : pessières noires à mousses, pessières noires à lichens, pessières noires à sapin, pinèdes grises, landes, brûlis, tourbières. Les landes ainsi que les pessières noires à lichens couvrent près de 30 % de la superficie

Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

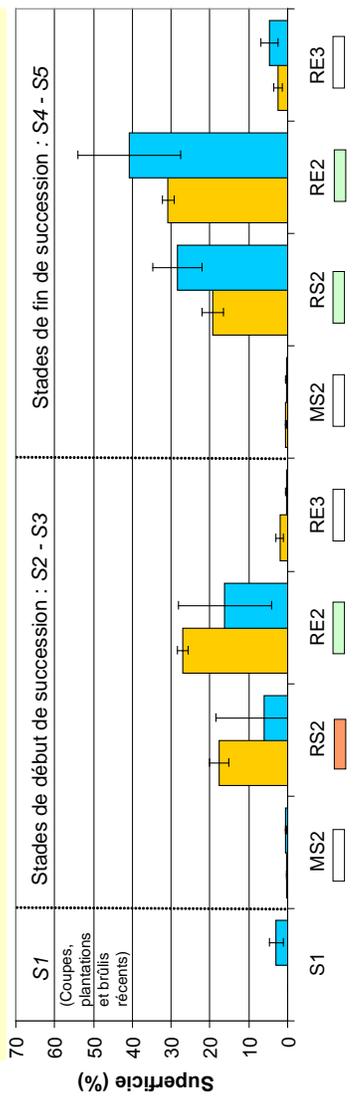
Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤ 20 %)

1. Structure d'âge

3. Stades évolutifs
 S1 : Plonnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciès, S5 : Équilibre



4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphaignes (RE3)



5. Écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel
 1- Abondance de peuplements âgés dans les paysages actuels. Perte de peuplements de la période 30-50 ans. Cette perte semble liée aux feux relativement récents.
 2, 3, 4- Le paysage naturel estimé montre une proportion notable de peuplements de début de succession (S2-S3) de la végétation potentielle RS2, S4-S5). La définition du paysage de fin de succession (RS2, S4-S5). La définition du paysage naturel actuel (cartes écoforestières datant de 2003, vignette V2.3) donne un portrait plus exact du paysage naturel que celui estimé (texte, section 4.3.2).
 Les résultats présentés ne tiennent pas compte des landes, dont la superficie varie de 10 à près de 25 % (Figure 7). Ces dernières résultent possiblement d'une dynamique régressive.

La forêt mélangée de l'Ouest

(MO, *MOB-t* et *MOB-s*), (Fiches 6 et 7)

La forêt mélangée de l'Ouest s'étend depuis l'Abitibi jusqu'au Lac-Saint-Jean. Le relief est formé de coteaux et de collines. L'altitude augmente graduellement de l'ouest vers l'est. Le paysage naturel estimé montre une proportion significative de forêts de plus de 100 ans (de l'ordre de 50 %) et de peuplements de fin de succession (de l'ordre de 45 %). Ces derniers se composent principalement de sapinières à bouleau blanc (MS2), de sapinières à épinette noire (RS2) et de pessières noires à mousses (RE2). Cette diversité de milieux écologiques (végétations potentielles) bien représentés en superficie est une particularité de ce territoire.

Dans l'unité *MOB-t* (Les bétulaies blanches à sapin du lac Saint-Jean et de l'Abitibi), le paysage actuel est surtout composé de peuplements de début de succession de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2, S2-S3). Par contre, le paysage naturel estimé est légèrement dominé par les sapinières à bouleau blanc de fin de succession (MS2, S4-S5) (Figure 11). Cette inversion de la matrice forestière relativement aux stades évolutifs est également observée au niveau de la structure d'âge. Tous ces changements, qui ont eu pour effet de modifier le paysage actuel par rapport au paysage naturel seraient le résultat de l'action combinée des perturbations naturelles (feux et épidémies d'insectes) et des perturbations d'origines anthropiques. Ces dernières auraient cependant joué un rôle prépondérant, notamment la coupe, les feux de colonisation (abattis) et, sans les négliger, les feux allumés par les locomotives à vapeur. Les activités anthropiques ont surtout marqué la période 1900-1940 (LESIEUR *et al.* 2002a, BOUCHARD *et al.* 2007, DUCHESNE et OUMET 2008, GRONDIN et LEDUC 2009). En raison de ces divers attributs, cette unité homogène est qualifiée d'état en *semi-équilibre et de résilience*.

Dans l'unité *MOB-s* (Les sapinières à épinette noire du nord-ouest du lac Saint-Jean), les activités anthropiques ont favorisé la venue de vastes peuplements de début de succession, notamment des bétulaies blanches et des pinèdes grises. Les coupes récentes abondent et couvrent près de 40 % de la superficie totale. Le paysage naturel est dominé par les sapinières à épinette noire de fin de succession (RS2, S4-S5) ainsi que par des pessières noires de fin de succession (RE2, S4-S5). On estime que cette unité homogène se situe à l'extérieur des limites de variabilité naturelle

à long terme. Elle peut être qualifiée d'état en *semi-équilibre* en lien avec des activités anthropiques de forte sévérité.

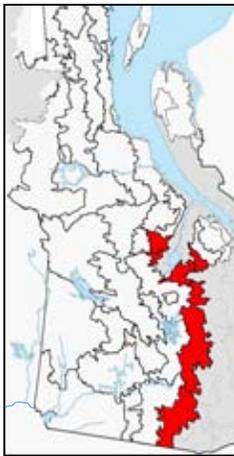
L'histoire holocène de la forêt mélangée de l'Ouest (MO) nous enseigne que les espèces forestières ont colonisé ce territoire il y a près de 9 000 ans. Les essences se sont établies selon le zonage latitudinal actuel. Les pessières noires auraient colonisé le territoire avant de céder leur place aux sapinières sur les sites favorables à ces dernières (collines). Les terrains plats et bien drainés auraient pour leur part avantagé l'épinette noire et le pin gris. Les derniers millénaires (Holocène supérieur) s'inscrivent dans la tendance générale du refroidissement amorcée depuis 4 000 ans environ. Ces conditions auraient été favorables aux feux et à l'augmentation des espèces de début de succession (RICHARD 1993, RICHARD et GRONDIN 2009). On peut donc poser comme hypothèse que le bouleau blanc, le peuplier faux-tremble et le pin gris seraient en premier lieu devenus abondants sous l'influence des feux naturels de l'Holocène supérieur puis, récemment, encore plus abondants en raison des activités anthropiques.

La forêt résineuse de l'Est

(RE, *REE-m* et *REE-t*), (Fiches 8 et 9)

La forêt résineuse de l'Est se distingue de l'ensemble des unités précédentes par un climat plus humide, un relief plus accidenté (hautes collines et collines), l'abondance de sols minces (till mince et roc) et un régime de perturbation associé à une dynamique de trouée causée par l'effet combiné de la sénescence des forêts et des épidémies d'insectes. Les paysages actuels ainsi que les paysages naturels sont dominés par des peuplements de fin de succession de la végétation potentielle de la sapinière à épinette noire (RS2) (FOSTER 1984, FOSTER et KING 1986, LAVOIE 1989, DE GRANDPRÉ *et al.* 2008, MORNEAU 2009) (Figure 11). Une proportion importante de forêts ont plus de 100 ans (de l'ordre de 70 %). Les feux sont rares mais couvrent de vastes superficies. Leur sévérité, généralement faible, ne réduit pas suffisamment l'humus épais des forêts âgées, ce qui a pour effet de limiter la régénération forestière qui préfère les sols minéraux (FOSTER 1983, BOUCHARD *et al.* 2008). Une dynamique régressive semble donc active et provoque le passage de pessières noires à sapin (RS2) et de pessières noires à mousses (RE2) vers des pessières noires de faible densité (RE2) et même des landes (LAVOIE 1989, GIRARD 2008, 2009).

Fiche 6. La forêt mélangée de l'Ouest (MO) : **les bétulaies blanches à sapin du lac Saint-Jean et de l'Abitibi (MOB-t)** - unités homogènes MOBm6a, MOBm6b, MOBt7a, MOBt8a, MOBt8b et MOBt8c de la figure 1

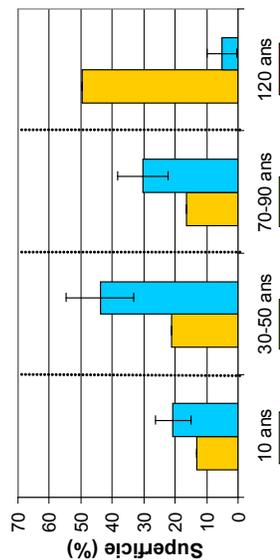


Température annuelle moyenne (°C) : 0 à 2, **précipitations annuelles totales (mm)** : 900 à 1100
Dépôts (superficie %) : till (80 %), fluvioglacière (10 %), organique (10 %) (partie est), argile (20 %), lacustre (30 %), till (20 %), organiques (20 %) et roc (10 %) (MOBt7)
Relief : coteaux et collines **Altitude (m)** : 250 à 450
Perturbations naturelles : Tordeuse des bourgeons de l'épinette et feux (cycle estimé à 150 ans)
Influence anthropique : élevée, long historique de coupes forestières et des feux de colonisation
Paysage actuel : coupes, bétulaies blanches à sapin, bétulaies blanches, sapinières à bouleau blanc, tremblades (surtout dans MOBm6a, MOBm6b, MOBt7a), pessières noires et pinèdes grises

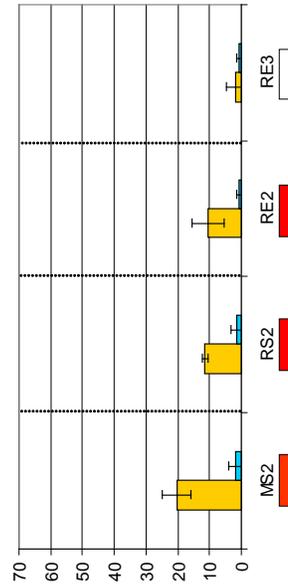
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤ 20 %)

1. Structure d'âge

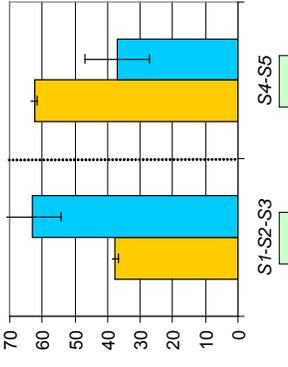


2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) de fin de succession (S4-S5) selon la végétation potentielle

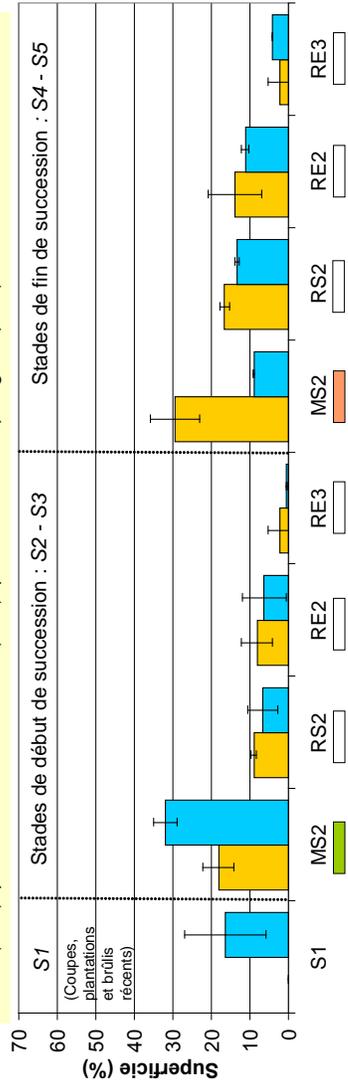


3. Stades évolutifs

S1 : Plonnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciés, S5 : Équilibre



4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphagnum (RE3)



5. Écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel

- 1- Perte de forêts mûres et âgées, abondance de forêts en régénération et diminution significative de l'âge moyen des forêts
- 2- Perte de forêts âgées de plusieurs végétations potentielles (MS2, RS2, RE2).
- 3- Augmentation de peuplements de début de succession (S1-S2-S3) au détriment de peuplements de fin de succession (S4-S5).
- 4- Augmentation des peuplements de début de succession (S2-S3) de la végétation potentielle MS2 au détriment des peuplements de fin de succession (MS2, S4-S5).

Fiche 7. La forêt mélangée de l'Ouest (MO) : les sapinières à épinette noire du nord-ouest du lac Saint-Jean (MOB-s) - unités homogènes MOB9a et MOB9b de la figure 1

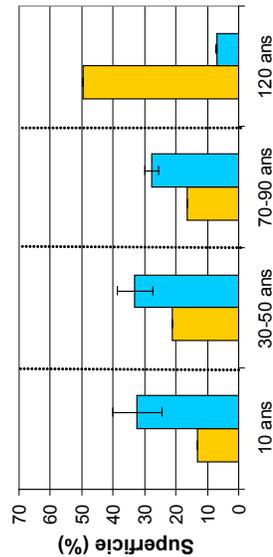


Température annuelle moyenne (°C) : 1 à -1, **précipitations annuelles totales (mm) :** 900 à 1100
Dépôts (superficie %) : till (80 %), fluvio-glaciaire (10 %), organique et roc (10 %)
Relief : collines
Altitude (m) : 350 à 550
Perturbations naturelles : Tordeuse des bourgeons de l'épinette et feux (cycle estimé à 150 ans)
Influence anthropique : très élevée, long historique de coupes forestières
Paysage actuel : coupes, pessières noires, pessières noires à sapin, pinèdes grises, les sapinières et autres peuplements de cette végétation potentielle occupent seulement 20 % de la superficie

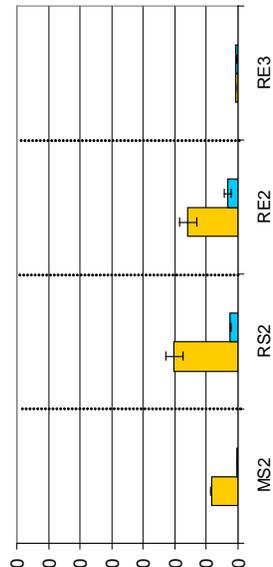
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤ 20 %)

1. Structure d'âge

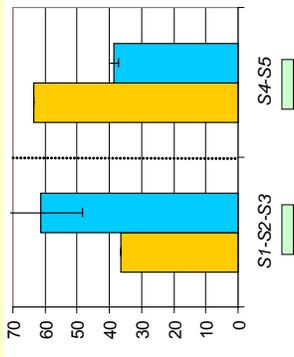


2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) de fin de succession (S4-S5) selon la végétation potentielle

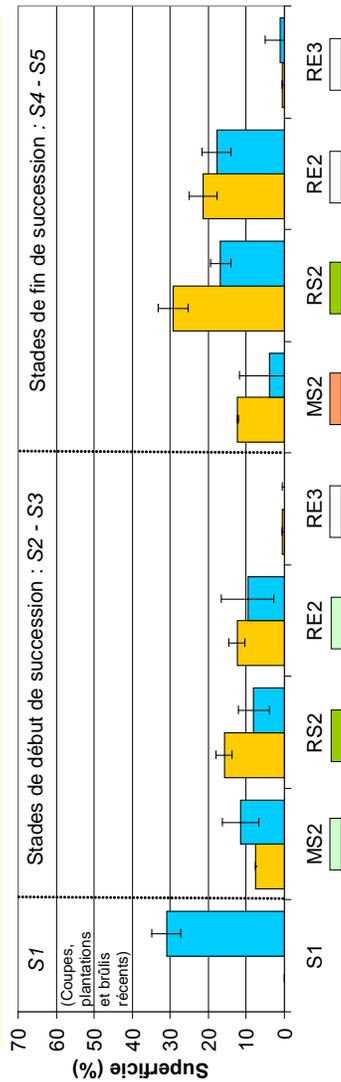


3. Stades évolutifs

S1 : Pionnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciès, S5 : Équilibre



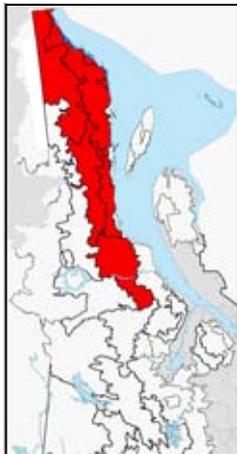
4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphaignes (RE3)



5. Écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel

- 1- Perte de forêts mûres et âgées, abondance de forêts en régénération et diminution significative de l'âge moyen des forêts.
- 2- Perte de forêts de fin de succession âgées appartenant à plusieurs végétations potentielles (MS2, RS2, RE2).
- 3- Augmentation de peuplements de début de succession (S1-S2-S3) au détriment de peuplements de fin de succession (S4-S5).
- 4- Coupes abondantes (S1). Ces dernières ont pour effet de créer des écarts importants entre le paysage actuel et le paysage naturel de plusieurs végétations potentielles et de plusieurs stades évolutifs. Les principaux écarts consistent en un manque de peuplements de fin de succession de MS2 et de RS2.

Fiche 8. La forêt résineuse de l'Est (RE) : les pessières noires à sapin et les landes de la Côte-Nord (REE-m) - unités homogènes REEm1a, REEm1b, REEm2a, REEm4a et REEm4b de la figure 1

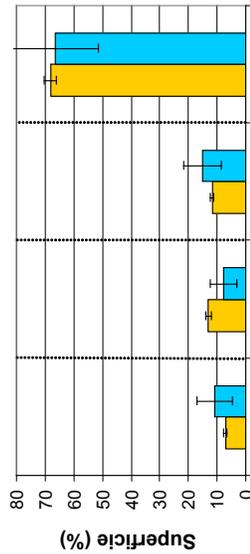


Température annuelle moyenne (°C) : 1 à -2, **précipitations annuelles totales (mm) :** 1000 à 1300
Dépôts (superficie %) : till (50 %), roc (40 %), fluvio-glaciaire et organique (10 %)
Relief : hautes collines (ouest) et collines (est) **Altitude (m) :** 0 à 450
Perturbations naturelles : feux rares (cycle de 300 à 400 ans) et de grande superficie. Tordeuse des bourgeons de l'épinette, arpen-teuse de la pruche, trouées dans les peuplements âgés
Influence anthropique : modérée dans l'ouest (coupes récentes) et faible ailleurs
Paysage actuel : pessières noires à sapin, landes (15 à 30 % de la superficie), pessières noires, sapinières et autres peuplements associés à la végétation potentielle MS2 (5-10 % dans REEm1a, REEm4a, REEm4b et 10-15 % dans REEm1b et REEm2a)

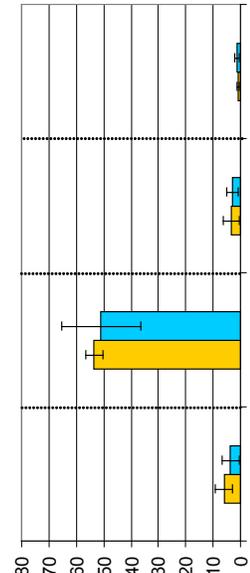
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤ 20 %)

1. Structure d'âge

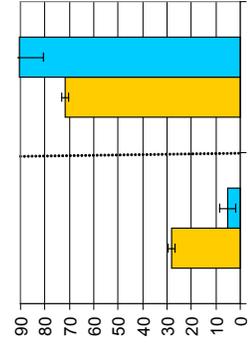


2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) de fin de succession (S4-S5) selon la végétation potentielle

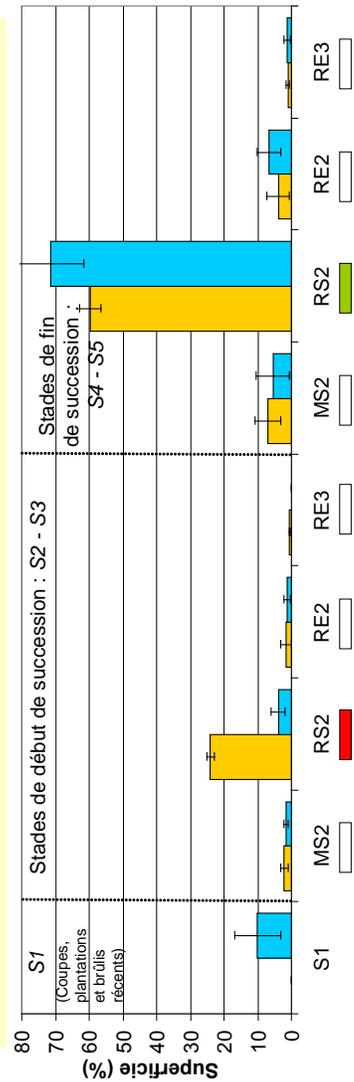


3. Stades évolutifs

S1 : Pionnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciés, S5 : Équilibre



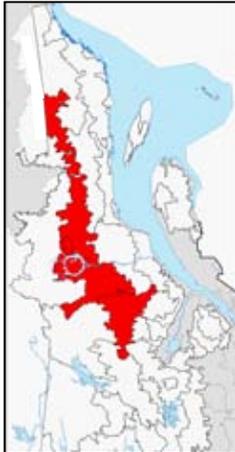
4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphaignes (RE3)



5. Écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel

1- Structure d'âge à l'équilibre.
 2- Présence significative de forêts âgées.
 3, 4- Le paysage naturel estimé montre une proportion notable de peuplements de début de succession (S2-S3) de la végétation potentielle RS2 au détriment de peuplements de fin de succession (RS2, S4-S5). La définition du paysage naturel actuel (cartes écoforestières datant de 2003, vignette V2.3) donne un portrait plus exact du paysage naturel que celui estimé (texte, section 4.3.2). Les écarts de REE-m sont similaires à ceux de REE-t. REE-m se distingue de REE-t par une plus grande abondance de sapin et d'épidémies d'insectes (Figure 7).

Fiche 9. La forêt résineuse de l'Est (RE) : **les pessières noires à sapin de la Côte-Nord (REE-t)** - unités homogènes REEt5a, REEt6a, REEt6b et REEt7a de la figure 1

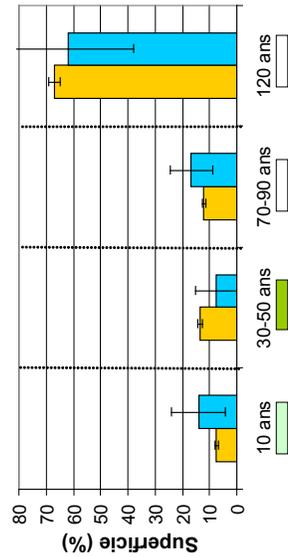


Température annuelle moyenne (°C) : -2 à -3, **précipitations annuelles totales (mm)** : 900 à 1200
Dépôts (superficie %) : till (80 %), fluvio-glaciaire (10 %), organique et roc (10 %)
Relief : collines et hautes collines
Perturbations naturelles : feux (cycle estimé de 300 - partie ouest- à 400 ans - partie est), trouées causées par la chute d'arbres sénescents dans les peuplements âgés
Influence anthropique : faible, les coupes mécanisées de grande superficie y sont exécutées surtout depuis une dizaine d'années. Ces coupes caractérisent la partie ouest de l'unité
Paysage actuel : pessières noires, pessières noires à sapin, sapinières à épinette noire, landes (5 à 15 % de la superficie). Les sapinières et autres peuplements associés à MS2 occupent moins de 5 % de la superficie

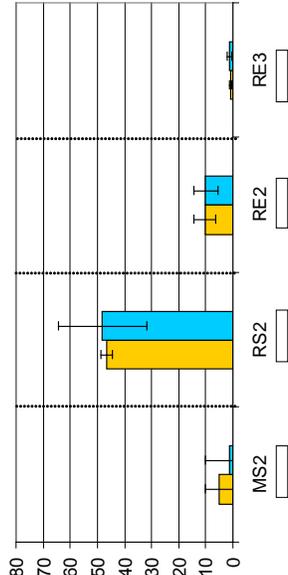
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤ 20 %)

1. Structure d'âge

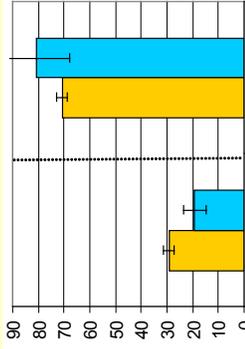


2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) de fin de succession (S4-S5) selon la végétation potentielle

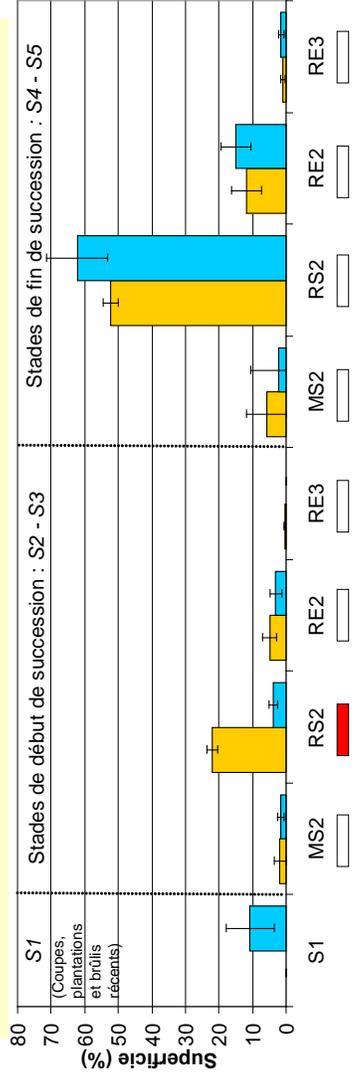


3. Stades évolutifs

S1 : Pionnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciés, S5 : Équilibre



4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphagnes (RE3)



5. Écart entre le paysage actuel et le paysage naturel

- Structure d'âge à l'équilibre.
- Présence significative de forêts âgées.
- Le paysage naturel estimé montre une proportion notable de peuplements de début de succession (S2-S3) de la végétation potentielle RS2 au détriment de peuplements de fin de succession (RS2, S4-S5). La définition du paysage naturel actuel (cartes écoforestières datant de 2003, vignette V2.3) donne un portrait plus exact du paysage naturel que celui estimé (texte, section 4.3.2). Les écarts de REE-m sont similaires à ceux de REE-t. REE-t se distingue de REE-m par une plus grande abondance d'épinette noire (végétation potentielle RE2) (Figure 7).

Dans l'unité *REE-m* (Les pessières noires à sapin et les landes de la Côte-Nord), localisée à basse altitude et en bordure du Golfe du Saint-Laurent, le sapin est présent dans les paysages. Son abondance est suffisante pour entretenir une dynamique forestière influencée par les épidémies d'insectes (tordeuse des bourgeons de l'épinette, arpenreuse de la pruche) (GRONDIN *et al.* 2007a). Par ailleurs, la topographie fortement découpée favorise le passage de forêts vers des landes dans des situations topographiques généralement propices aux feux (ex. : sols minces des sommets de montagnes) (Figure 7). Les études de CYR *et al.* (2007) ainsi que BOUCHARD *et al.* (2008) montrent que le cycle de feu varie selon la longitude et la situation topographique. Cela correspond à nos résultats (Figure 5).

L'unité *REE-t* (Les pessières noires à sapin de la Côte-Nord) est située dans l'arrière-pays de la Côte-Nord à une altitude supérieure à l'unité précédente (*REE-m*). Le till épais y abonde. Les peuplements de la végétation potentielle de la sapinière à épinette noire (RS2) dominent le paysage. Les pessières noires à mousses sont cependant plus abondantes que dans *REE-m* et les sapinières sont rares. La couverture forestière est pratiquement continue alors que les landes couvrent environ 10 % de la superficie.

Le sapin et l'épinette blanche auraient profité des précipitations abondantes et des sols relativement fertiles, mis à nu à la suite du retrait de l'Inlandsis laurentidien, pour dominer les paysages naturels du début de l'Holocène. Il est possible que cette dynamique ait caractérisé davantage l'unité homogène *REE-m* que *REE-t*. Par la suite, les épinettes noires se seraient jointes à l'assemblage d'origine et auraient dominé le paysage entre 6 500 et 6 000 ans AA. Des forêts fermées composées d'épinette noire, de sapin, de bouleau blanc et de mélèze (*Larix laricina* (Du Roi) Koch) épars s'y maintiendraient depuis. Le déclin graduel du sapin baumier en faveur de l'épinette noire serait attribuable à un changement climatique propice aux incendies, ou à une diminution de la qualité des sols causée par l'augmentation de l'épaisseur d'humus (LAMB 1980, ENGSTROM et HANSEN 1985, KING 1986, PAYETTE 1993). L'action conjuguée du climat et des feux doit également être prise en compte, tout comme des changements de la sévérité des feux. Quoiqu'il en soit des causes liées à l'augmentation de l'épinette noire, les sapinières observées dans les paysages actuels seraient des reliques de populations plus importantes (DE LAFONTAINE 2010).

La forêt mélangée de l'Est

(ME, *MES-s*, *MES-t4*, *MES-t6*, *MES-m2* et *MES-m3*), (Fiches 10 à 14)

La forêt mélangée de l'Est est vaste et diversifiée. Elle est principalement formée de sapinières dynamisées par les épidémies d'insectes ainsi que par les chablis (LEBLANC et BÉLANGER 2000, DESPONTS *et al.* 2004, GRONDIN et LEDUC 2009). Le paysage actuel est caractérisé par une abondance de jeunes forêts et de coupes récentes. Le paysage naturel estimé est composé d'une proportion élevée de forêts de plus de 100 ans (de l'ordre de 75 %) et de peuplements de fin de succession (MS2, S4-S5). Cette définition du paysage naturel estimé est appuyée de plusieurs études des paysages naturels contemporains (Figure 16).

L'unité *MES-s* (Fiche 10, Les sapinières à épinette noire de la rive nord du Saint-Laurent) se situe dans l'arrière-pays de Baie-Comeau. Cette unité est constituée, tout comme l'unité *MOB-s*, d'une proportion notable de peuplements de la végétation potentielle de la sapinière à épinette noire (RS2). Ces deux unités homogènes (*MES-s* et *MOB-s*), de latitude relativement élevée, constituent le passage de la forêt mélangée (ME) vers la forêt résineuse (RE). Le paysage actuel de *MES-s* est cependant caractérisé par de nombreux jeunes peuplements provenant de coupes ou de feux récents d'origine anthropique.

Selon l'histoire holocène, la glace se serait retirée de ce territoire il y a environ 8 000 ans. Par la suite, les paysages furent dominés par la toundra forestière, la pessière à lichens, la pessière à mousses puis la sapinière (KING 1986). Cette dernière formation végétale domine les paysages depuis près de 7 000 ans. C'est probablement au cours de cette période (Holocène moyen) que le thuya et le pin blanc poursuivirent leur migration postglaciaire depuis le sud vers la Côte-Nord, jusqu'aux environs de Sept-Îles. Par la suite, et notamment au cours de l'Holocène supérieur, l'importance de l'épinette noire et du bouleau blanc se serait accrue sous l'effet des feux (MOTT 1976). Le pin gris aurait migré sur ce territoire (*MES-s*) au cours de l'Holocène supérieur, et surtout depuis 2 500 ans, un peu de la même façon qu'il a progressé depuis l'Abitibi vers la Mer d'Hudson (KING 1986).

Les unités *MES-t* (Fiches 11 et 12) sont localisées en haute altitude (*MES-t4* - Les sapinières de haute altitude de la Réserve faunique des Laurentides et de la Gaspésie) ainsi que sur les territoires à forte

influence maritime (*MES-t6* - Les sapinières de l'île d'Anticosti) où le renouvellement des sapinières est soumis à la dynamique naturelle (épidémies d'insectes et chablis) ou anthropique (coupe). L'effet des épidémies d'insectes a provoqué de légères distinctions régionales, ce que confirment les études sur les paysages naturels contemporains. Les paysages naturels des Laurentides forment une mosaïque hétérogène (diversité de stades de développement) composée de nombreux petits peuplements (LEBLANC et BÉLANGER 2000, BASKERVILLE 1975). En Gaspésie et dans les autres territoires maritimes, notamment l'île d'Anticosti, les sapinières de structure diamétrale irrégulière ou d'âge multi-cohortes dominaient les paysages (BRUNET 2002, DALLAIRE 2004, BOUCHER *et al.* 2009c, BARRETTE *et al.* 2010) (Figure 16).

La dynamique holocène des unités *MES-t* aurait été caractérisée par une installation synchrone du sapin, des épinettes et du bouleau blanc. Les travaux de COLPRON-TREMBLAY (2009) montrent que la sapinière à épinette blanche de la Forêt Montmorency, localisée au nord de la ville de Québec (altitude de l'ordre de 700 m), se serait constituée il y a 9 500 ans et que les feux y auraient été excessivement rares par la suite. Les études en cours de COUILLARD et PAYETTE (2008), effectuées dans la Réserve faunique des Laurentides à une altitude supérieure (800 m et plus) montrent qu'une période de feux aurait persisté jusqu'à la fin de l'Holocène moyen. On pose l'hypothèse que les feux de l'Holocène moyen, jumelés à des conditions climatiques relativement froides et sèches, auraient favorisé l'installation et le maintien de la sapinière à épinette blanche et épinette noire dans les hautes altitudes. Cette dernière communauté (classée avec la végétation potentielle MS2) aurait dominé les paysages forestiers tout au cours de l'Holocène supérieur (depuis 4 000 ans) caractérisé par de rares feux, conséquents à un climat relativement frais et humide (LAVOIE et RICHARD 2000). Des feux humains relativement récents auraient cependant causé la venue de vastes forêts dans lesquelles le bouleau blanc est bien représenté.

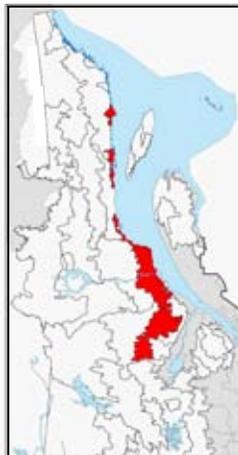
L'histoire holocène de l'île d'Anticosti possède ses caractéristiques propres. Le thuya, possiblement avantagé par la nature calcaire du socle rocheux, aurait été abondant jusqu'à il y a 4 000 ans (la fin de l'Holocène moyen). Cette essence est aujourd'hui

excessivement rare (LAVOIE et FILION 2001, LAVOIE *et al.* 2009). La décroissance du thuya au cours des derniers millénaires demeure incomprise. Elle ne serait pas liée à des épisodes de feu puisque LAVOIE *et al.* (2009) n'en identifient que trois depuis 4 000 ans dans la partie centrale de l'île; il y a de ça 1175, 319 et 55 ans. Par ailleurs, cette essence était déjà très rare au moment de l'introduction du cerf de Virginie à la fin du XX^e siècle (SCHMITT 1904), de sorte que le cervidé ne serait pas en cause dans le déclin du thuya. Enfin, le pin blanc (*Pinus strobus* L.), le frêne noir (*Fraxinus nigra* Marsh.) et l'érable rouge sont aujourd'hui présents sur l'île d'Anticosti et leur arrivée sur l'île est possiblement synchrone avec celle du thuya.

Les unités *MES-m* (Fiches 13 et 14) (*MES-m2* - Les sapinières à bouleau blanc de basse altitude de la Gaspésie, *MES-m3* - Les sapinières à bouleau blanc de basse altitude de la Réserve faunique des Laurentides et de Charlevoix) sont caractérisées par de faibles altitudes propices à l'installation des feuillus de lumière en raison d'une cascade de perturbations naturelles et de perturbations d'origines anthropiques. Les paysages actuels sont considérés comme étant à l'extérieur des limites de leur variabilité naturelle à long terme. Les études des paysages naturels dynamisés par les épidémies d'insectes rapportent que les peuplements âgés et de structure inéquienne occupaient une place prépondérante (LEVESQUE 1997, DÉRY *et al.* 2000, BRUNET 2002, DESPONTS *et al.* 2004, BOUCHER *et al.* 2009c, Figure 16).

Les glaces se sont retirées de la Gaspésie (*MES-m2*) il y a environ 11 000 ans. À l'Holocène moyen (8 000 à 4 000 ans AA), le thuya se serait installé en abondance et son expansion aurait été stimulée par la nature calcicole de l'assise rocheuse. Bien que leur abondance ait été faible, le pin blanc, l'érable rouge et le frêne noir se sont installés dans la partie méridionale de la forêt mélangée de l'Est. L'importance de ces essences semble avoir diminué au cours de l'Holocène supérieur, mais à un niveau moindre que celui décrit pour l'île d'Anticosti (RICHARD et GRONDIN 2009). L'histoire holocène de l'unité *MES-m3* est associée à celle de COLPRON-TREMBLAY (2009) effectuée à la forêt Montmorency (unité *MES-t4*).

Fiche 10. La forêt mélangée de l'Est (ME) : **les sapinières à épinette noire de la rive nord du Saint-Laurent (MES-s)** - unités homogènes MESs8a, MES7b, MES7c et MES7d de la figure 1



Température annuelle moyenne (°C) : -1 à 2, **précipitations annuelles totales (mm)** : 1000 à 1200
Dépôts (superficie %) : till (70 %), roc (20 %) dans l'arrière-pays, marin (40 %), roc (20 %) et organique (30 %) le long du golfe du Saint-Laurent

Relief : hautes-collines et collines **Altitude (m)** : 0 à 450

Perturbations naturelles : Tordeuse des bourgeons de l'épinette, trouées dans les peuplements âgés et feux (cycle estimé à 300 ans)

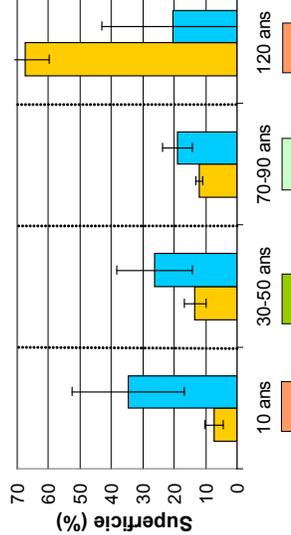
Influence anthropique : élevée, long historique de coupes forestières

Paysage actuel : coupes (MESs8a, MES7b), brûlis (MES7b), landes et tourbières (MES7b, MES7c, MES7d), pessières noires à sapin, pessières noires et sapinières (ensemble du territoire)

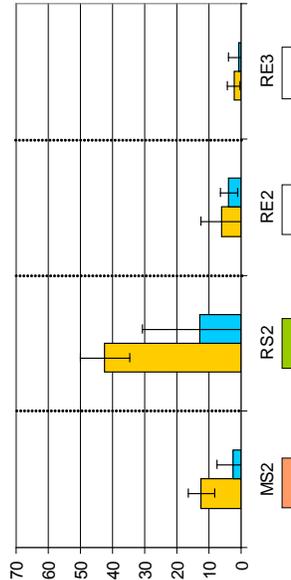
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤ 20 %)

1. Structure d'âge

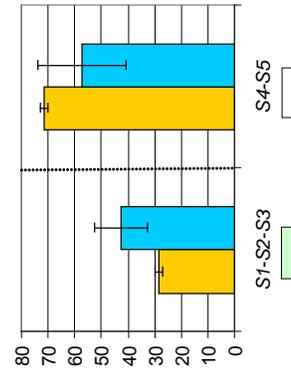


2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) de fin de succession (S4-S5) selon la végétation potentielle

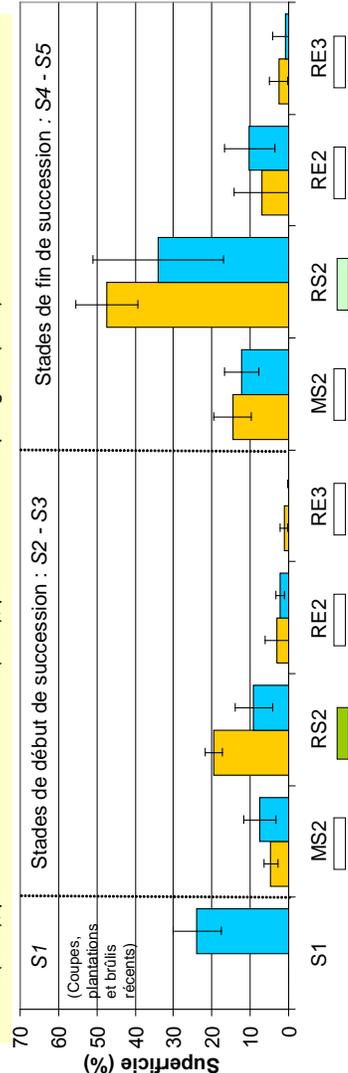


3. Stades évolutifs

S1 : Plonnieux, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciès, S5 : Équilibre



4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphagnum (RE3)



5. Écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel

- 1- Perte de forêts âgées, abondance de forêts en régénération et diminution significative de l'âge moyen des forêts.
- 2- Perte de forêts de fin de succession âgées (MS2 et RS2).
- 3- Légère perte de peuplements de fin de succession (S4-S5) au profit des peuplements de début de succession (S1-S2-S3).
- 4- Abondance de coupes récentes (surtout dans MES7b, Figure 1). Le paysage naturel estimé montre une proportion notable de peuplements de début de succession (S2-S3) de la végétation potentielle RS2 au détriment de peuplements de fin de succession (RS2, S4-S5). La proportion de peuplements de début de succession du paysage naturel estimé est trop élevée (texte, section 4.3.2). On devrait favoriser le passage des peuplements en régénération (S1) vers des peuplements de fin de succession de RS2, S4-S5.

Fiche 11. La forêt mélangée de l'Est (ME) : **les sapinières de haute altitude de la réserve faunique des Laurentides et de la Gaspésie (MES-t4)** - unités homogènes MES14a et MES14b de la figure 1



Température annuelle moyenne (°C) : 0 à -2, **précipitations annuelles totales (mm) :** 1500 à 1600 (Laurentides) 1100 à 1400 (Gaspésie)

Dépôts (superficie %) : Laurentides : tili (80 %), autres (20 %)

Gaspésie : tili (60 %), alternation (20 %) et autres (20 %)

Relief : monts **Altitude (m) :** 600 à 900 (Laurentides), 550 à 750 (Gaspésie)

Perturbations naturelles : Tordeuse des bourgeons de l'épinette, trouées dans les peuplements âgés et feux (cycle estimé à 400 ans)

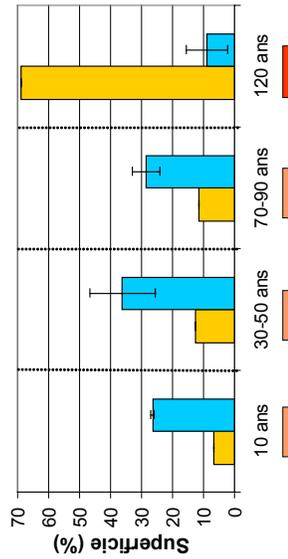
Influence anthropique : élevée, long historique de coupes forestières

Paysage actuel : coupes, sapinières, pessières noires et pessières noires à sapin

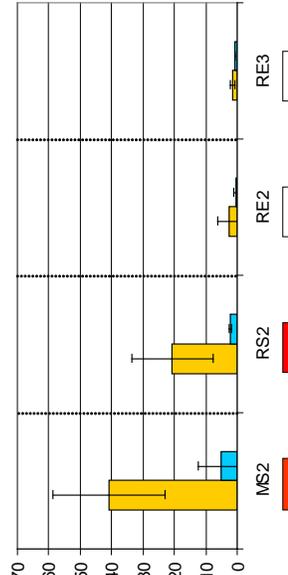
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤ 20 %)

1. Structure d'âge

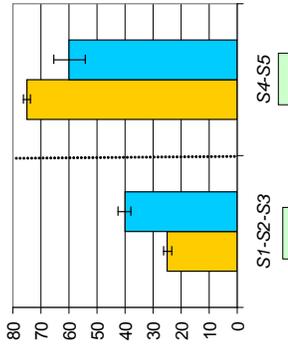


2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) selon la végétation potentielle et le stade d'équilibre (S5)

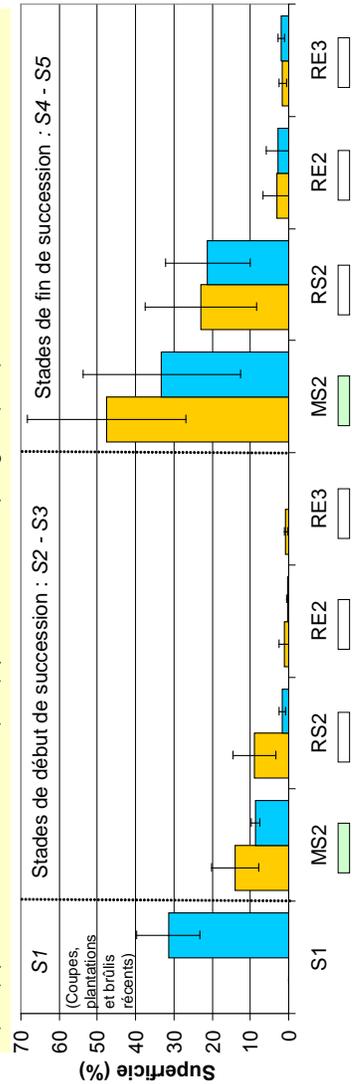


3. Stades évolutifs

S1 : Pionnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciés, S5 : Équilibre



4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphaignes (RE3)



5. Écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel

1- Perte de forêts âgées, abondance de forêts en régénération (10 ans), jeunes (30-50 ans) et à maturité (70-90 ans). Diminution significative de l'âge moyen des forêts.
 2- Perte de forêts de fin de succession âgées des végétations potentielles MS2 et RS2.
 3, 4- Légère perte de peuplements de fin de succession (S4-S5) au profit des peuplements de début de succession (S1-S2-S3). L'abondance de coupes récentes cause cette différence.
 Le paysage naturel estimé montre que l'importance des peuplements de début de succession (MS2 et RS2) devrait être de l'ordre de 25 %. Malgré ces estimations, on juge que les paysages actuels ne sont pas en déficit de peuplements de début de succession.

Fiche 12. La forêt mélangée de l'Est (ME) : **les sapinières de l'île d'Anticosti (MES-t6)**
 - unités homogènes MEST6a, MEST6b et MEST7a de la figure 1

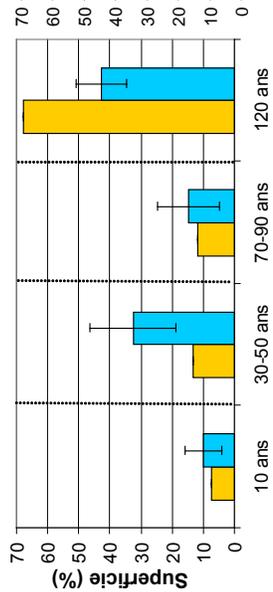


Température annuelle moyenne (°C) : 1 à 3, **précipitations annuelles totales (mm) :** 1000 à 1200
Dépôts (superficie %) : altération (50 %) (hautes altitudes), till (30 %) (basses altitudes), organique (20 %) (surtout ouest)
Relief : plaines et coteaux **Altitude (m) :** 0 - 200
Perturbations naturelles : Tordeuse des bourgeons de l'épinette, arpenteuse de la pruche, trouées dans les peuplements âgés et feu (cycle estimé de 300 à 400 ans)
Influence anthropique : élevée dans la partie ouest (coupes de la période 1930-1970), faible ailleurs
Influence du cerf de Virginie : transformation significative de la sapinière maritime en pessière blanche
Paysage actuel : pessières blanches (portie ouest), sapinières, pessières noires à sapin, brûlis principalement survenus au cours de la décennie 1950 (partie centrale), tourbières (partie est)

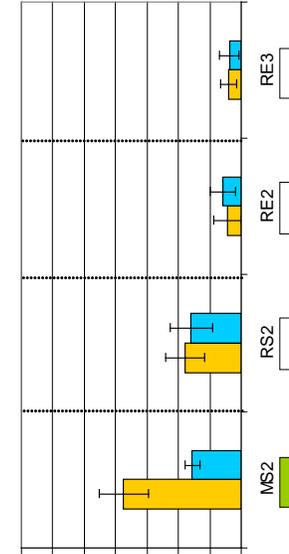
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤ 20 %)

1. Structure d'âge

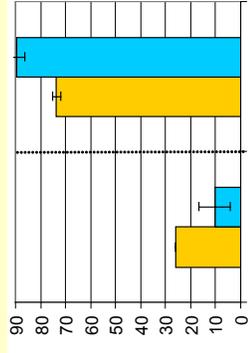


2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) selon la végétation potentielle et le stade d'équilibre (S5)

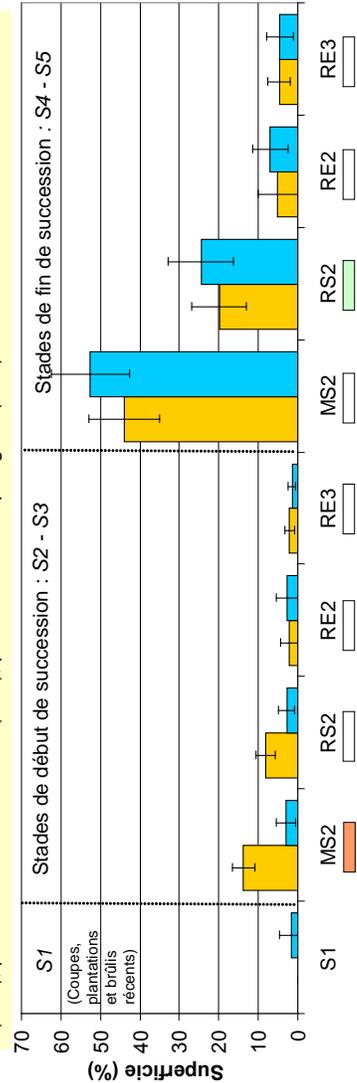


3. Stades évolutifs

S1 : Pionnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciés, S5 : Équilibre



4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphagnum (RE3)



5. Écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel

- 1- Perte de forêts âgées, abondance de forêts jeunes et diminution significative de l'âge moyen des forêts. Les épidémies d'insectes (décennie 1970) semblent responsables de cette différence. Le paysage actuel provient des cartes écoforestières dont la mise à jour date de 2003. La présence de coupes était alors peu significative sur l'île (vignette V2.3 et figure 11).
- 2- Perte de sapinières âgées (MS2, S4-S5).
- 3, 4- La modélisation propose une proportion de peuplements de début de succession de l'ordre de 20-25% (MS2 et RS2). Ce seuil n'est pas atteint, notamment pour la végétation potentielle MS2. Malgré cet écart, on juge que le paysage actuel de cette unité n'est pas en déficit de peuplements de début de succession.

Fiche 13. La forêt mélangée de l'Est (ME) : **les sapinières à bouleau blanc de basse altitude de la Gaspésie (MES-m2)**
- unités homogènes MESm2b et MESm2c de la figure 1

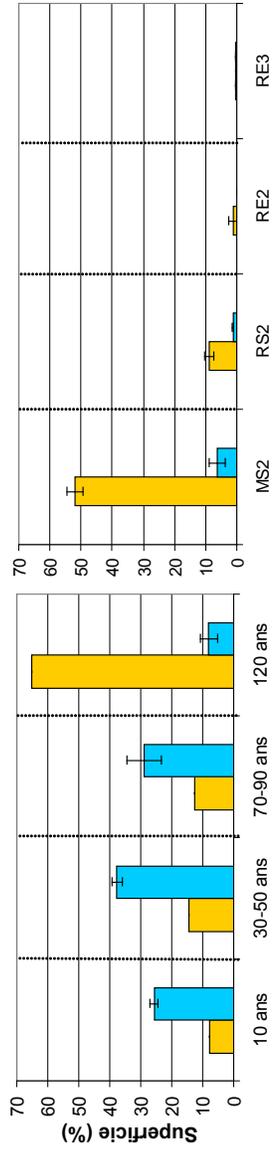


Température annuelle moyenne (°C) : 0 à 2, **précipitations annuelles totales (mm) :** 1000 à 1300
Dépôts (superficie %) : alteration (70 %), till (20 %), autres (10 %)
Relief : monts et hautes-collines **Altitude (m) :** 350 à 500
Perturbations naturelles : Tordeuse des bourgeons de l'épinette, trouées dans les peuplements âgés et feux dont le cycle est estimé à 300 ans
Influence anthropique : élevée, long historique de coupes forestières et de feux de colonisation
Paysage actuel : coupes, sapinières, bétulaies blanches à sapin, pessières noires à sapin, pessières noires

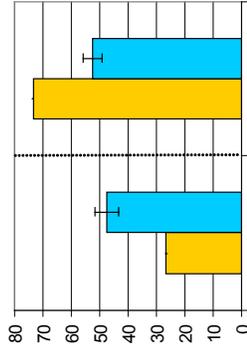
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤20 %)

1. Structure d'âge



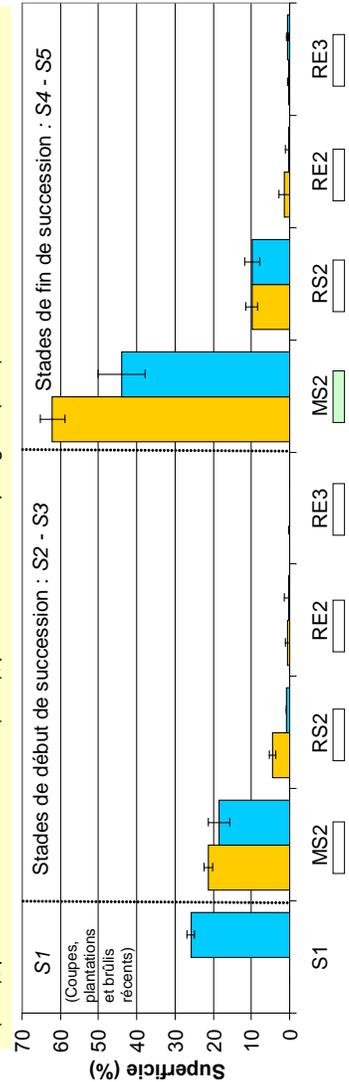
2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) selon la végétation potentielle et le stade d'équilibre (S5)



3. Stades évolutifs

S1 : Pionnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciés, S5 : Équilibre

4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphagnums (RE3)



5. Écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel

- 1- Perte de forêts mûres et âgées, abondance de forêts en régénération et diminution significative de l'âge moyen des forêts.
- 2- Perte de sapinières (MS2-SS) et de sapinières à épinette noire (RS2-SE) âgées.
- 3- Perte de peuplements de fin de succession (S4-S5) au détriment des peuplements de début de succession (S2-S3).
- 4- Perte de sapinières (MS2, S4-S5).

Fiche 14. La forêt mélangée de l'Est (ME) : **les sapinières à bouleau blanc de basse altitude de la Réserve faunique des Laurentides et de Charlevoix (MES-m3)** - unités homogènes MESm2a, MESm3a et MESm3b de la figure 1

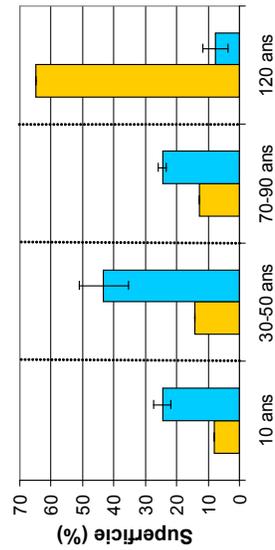


Température annuelle moyenne (°C) : 0-2, **précipitations annuelles totales (mm) :** 1300 à 1500
Dépôts (superficie %) : till (80 %), fluvioglacière (10 %), organique et roc (10 %)
Relief : hautes-collines **Altitude (m) :** 500 à 700
Perturbations naturelles : Tordeuse des bourgeons de l'épinette, trouées et feux dont le cycle est estimé à 300 ans
Influence anthropique : élevée, long historique de coupes forestières et de feux de colonisation
Paysage actuel : coupes, bétulaies blanches, bétulaies blanches, bétulaies blanches à sapin, pessières noires et pessières noires à sapin

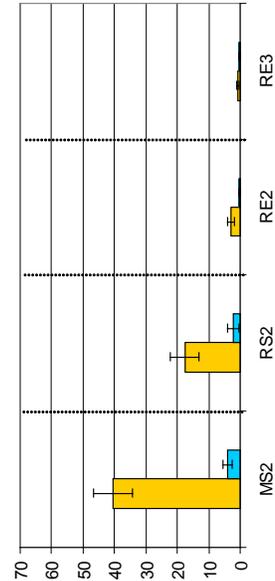
Comparaison du paysage actuel et du paysage naturel estimé

Écart très élevé (plus de 80 %) Élevé (61-80 %) Moyen (41 à 60 %) Faible (21-40 %) Très faible (≤ 20 %)

1. Structure d'âge

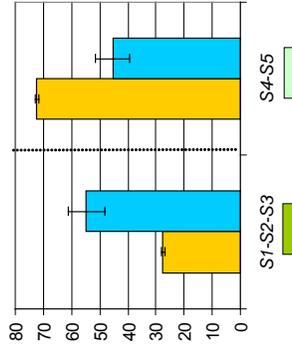


2. Composition des forêts âgées (plus de 100 ans) selon la végétation potentielle et le stade d'équilibre (S5)

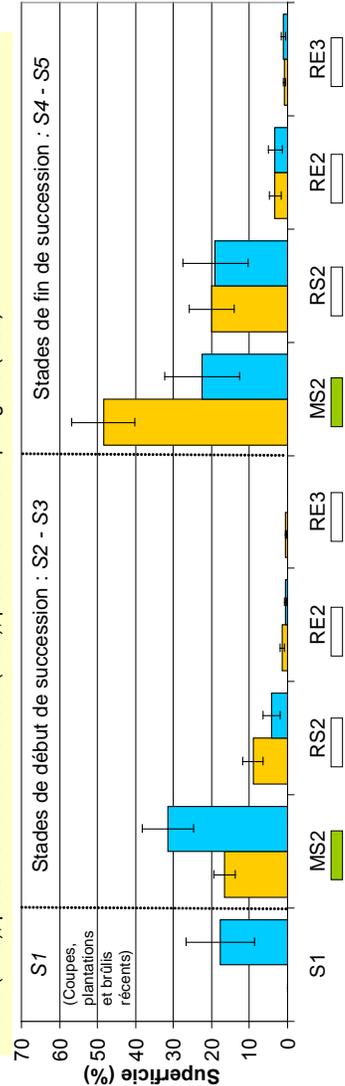


3. Stades évolutifs

S1 : Pionnier, S2 : Essences de lumière, S3 : Intermédiaire, S4 : Faciés, S5 : Équilibre



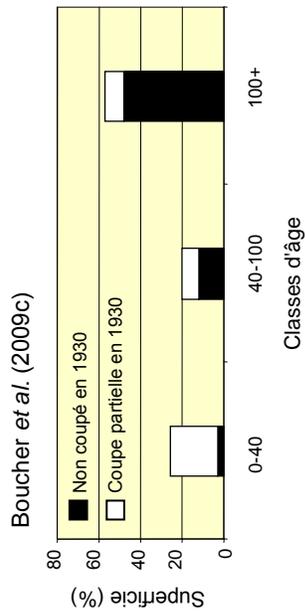
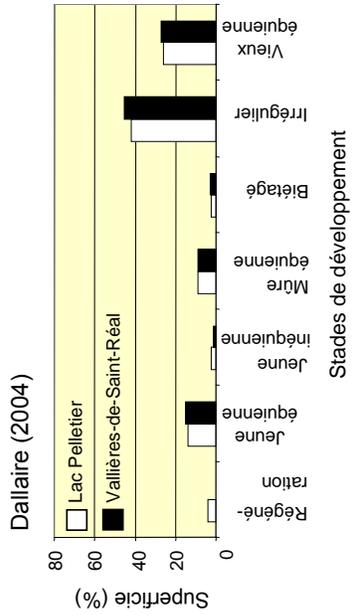
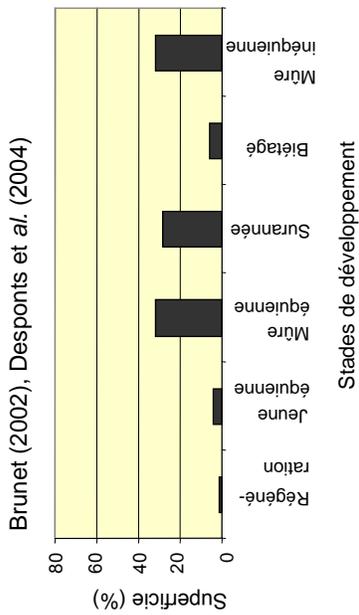
4. Végétations potentielles et stades évolutifs. Sapinière à bouleau blanc (MS2), sapinière à épinette noire (RS2), pessière noire à mousses (RE2), pessière noire à sphaignes (RE3)



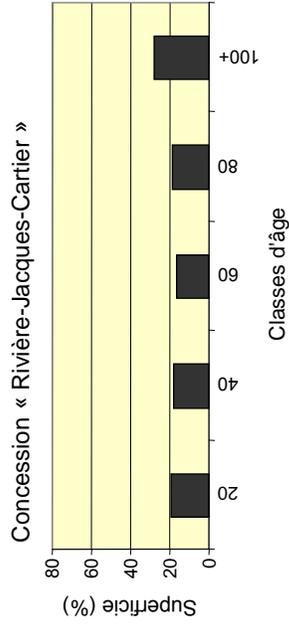
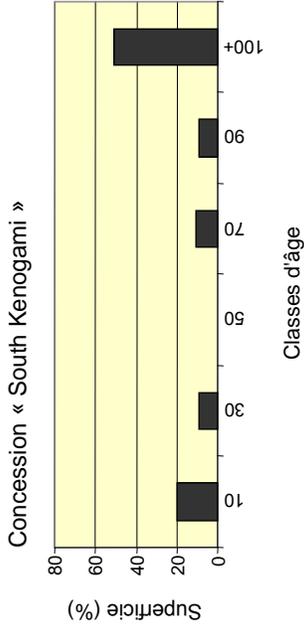
5. Écarts entre le paysage actuel et le paysage naturel

- 1- Perte de forêts mûres et surannées, abondance de forêts en régénération et diminution significative de l'âge moyen des forêts.
- 2- Perte de sapinières (MS2-SS) et de sapinières à épinette noire (RS2-SE) âgées.
- 3- Augmentation de peuplements de début de succession (S1-S2-S3) au détriment de peuplements de fin de succession (S4-S5).
- 4- Augmentation des peuplements de début de succession (S2-S3) au détriment des peuplements de fin de succession (S4-S5) de la végétation potentielle MS2.

Gaspésie



Réserve faunique des Laurentides (Leblanc et Bélanger 2000)



île d'Anticosti

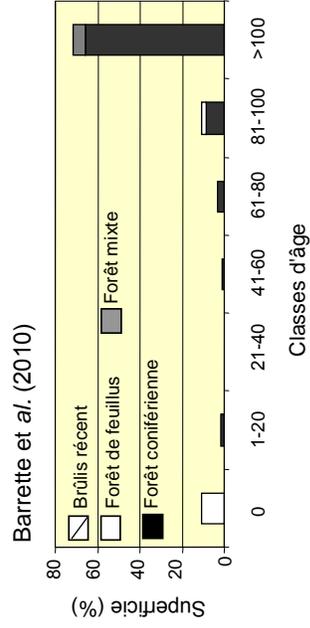
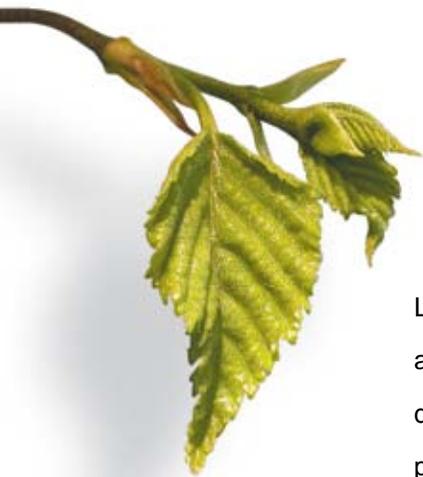


Figure 16. Structure d'âge et stades de développement de quelques paysages naturels contemporains de la forêt mélangée de l'Est.



Le ministère des Ressources naturelles et de la Faune a comme mandat de s'assurer de la gestion durable des forêts publiques québécoises. À cette fin, et plus précisément dans le contexte de la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique (AÉ), ce mémoire présente la comparaison des paysages actuels et des paysages naturels d'unités homogènes de végétation de la partie sud de la forêt boréale (550 000 km²). Les paysages naturels correspondent à ceux que l'on retrouvait avant l'exploitation industrielle de la forêt ou ceux encore observés de nos jours sur les territoires n'ayant pas fait l'objet d'aménagement forestier. L'analyse comparative porte sur deux attributs des paysages forestiers : la structure d'âge et la composition forestière. Les résultats obtenus devraient faciliter l'identification d'enjeux écologiques relatifs à l'AÉ.