Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional

Mémoire de recherche forestière n° 161
Direction de la recherche forestière

par

Yan Boucher, Mathieu Bouchard, Pierre Grondin et Patrice Tardif

Québec

Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional

Mémoire de recherche forestière n° 161

par

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

Mathieu Bouchard, ing.f., *Ph. D.*

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

et

Patrice Tardif, math., *Ph. D.*

Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction de la recherche forestière
2011

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.forestiere@mrnf.gouv.qc.ca
Internet : 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.

ISSN : 1183-3912
ISBN : 978-2-550-61004-5
ISBN (PDF) : 978-2-550-61005-2
F.D.C. 187
L.C. QH541.5.F6

Notes biographiques

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 forestieres 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.

Mathieu Bouchard est ingénieur forestier, diplômé de l'Université Laval depuis 1997. En 2000, le même établissement lui décerne le diplôme de maître ès sciences (entomologie forestière). En 2005, l'Université du Québec à Montréal lui décerne un doctorat en sciences de l'environnement. Entre 2005 et 2008, il réalise un stage post-doctoral à l'Université du Québec à Montréal et à l'Université Laval, portant sur la dynamique des perturbations naturelles. Depuis 2008, il est à l'emploi de la Direction de l'environnement et de la protection des forêts, où il participe à l'intégration des enjeux écologiques dans le cadre du processus de planification forestière.

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).

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'images appliqué à la foresterie, la simulation informatique et les technologies de l'information pour la recherche et l'expérimentation.

Remerciements

Nous tenons à remercier les nombreux collaborateurs du MRNF qui ont contribué à ce travail, dans le cadre de la confection des plans d'aménagement forestier intégrés de 2013 à 2018, notamment ceux de la Direction de l'environnement et de la protection des forêts (DEPF), de la Direction de l'aménagement des forêts publiques et privées (DAFPP), du Bureau du forestier en chef (FEC) ainsi que les membres de l'Équipe provinciale pour l'aménagement écosystémique des forêts (ÉPAEF). Nous voulons également remercier l'ensemble des chercheurs et étudiants-chercheurs qui ont réalisé plusieurs études à la base de ce document. Les Conférences régionales des élus (CRÉ) du Québec ont également réalisé une synthèse régionale de l'information scientifique disponible sur les forêts préindustrielles, travaux qui ont contribué à établir les états de référence; nous tenons à les en remercier. Les commentaires des réviseurs anonymes ont permis d'améliorer une version précédente du mémoire. Finalement, nous voulons remercier l'équipe de la Direction de la recherche forestière qui a participé à l'ensemble des étapes de la production de ce mémoire : Jean Noël (géomatique et base de donnée), Sylvie Bourassa et Maripierre Jalbert (mise en page) et Denise Tousignant (édition du document final). Agathe Cimon et Robert Jobidon ont supervisé l'ensemble de l'étude et ont apporté de judicieux conseils.

Résumé

La structure d'âges et la composition des paysages forestiers naturels, observées avant l'influence anthropique, sont des attributs clés qui servent de références dans le cadre d'un aménagement écosystémique (AÉ). Afin d'identifier les enjeux écologiques et d'élaborer des cibles d'aménagement écosystémique, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune a conçu un registre des états de référence, où sont consignées la structure d'âges (c'est-à-dire l'abondance relative de différentes classes d'âges) et la composition des paysages forestiers naturels. Cette information est présentée pour 17 unités homogènes (UH) de végétation couvrant l'ensemble du Québec méridional. Les structures d'âges ont été déterminées à partir de modélisations basées sur l'information actuellement disponible, concernant les taux de perturbations naturelles dans les différentes régions du Québec. La composition des couverts forestiers naturels a été déterminée à partir d'informations provenant des cartes écoforestières du 1er inventaire décennal (≈ 1970) ou d'inventaires plus anciens (≈ 1900-1930), selon l'historique d'aménagement du territoire.

Les résultats indiquent que le feu est la perturbation ayant le plus d'impact sur la structure d'âges en forêt naturelle. Les intervalles de retour moyens des feux répertoriés pour le Québec méridional varient entre 150 et 1 000 ans. Les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette ont surtout un impact important au sein des forêts des domaines de la sapinière. Les chablis sévères ont un impact négligeable sur la structure d'âges des paysages. Dans l'ensemble des 17 UH du Québec méridional, les vieux peuplements occupent toujours plus de 48 % de la superficie, tandis que les peuplements en régénération n'occupent jamais plus de 13 % du territoire. Les 11 UH où l'intervalle de retour des feux est long (≥ 250 ans) présentent une forte abondance de vieilles forêts (≥ 63 %), combinée à une faible abondance de forêts en régénération (≤ 8 %). En terme de composition, les UH des domaines de la pessière à mousses et de la sapinière à bouleau blanc sont dominées par les couverts résineux. Les couverts mélangés dominent habituellement le domaine de la sapinière à bouleau jaune. Pour l'instant, la composition de quatre UH localisées dans les domaines de la sapinière à bouleau blanc (n = 2) et des érablières (n = 2) n'a pu être déterminée, en raison d'un manque d'informations. Des recherches supplémentaires doivent être mises de l'avant afin de préciser le portrait des forêts naturelles, particulièrement dans la zone tempérée du Québec.

Abstract

The age structure and species composition of preindustrial forest landscapes are key reference characteristics required to implement ecosystem-based management (EBM) targets. The Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) *has done major work to gather and analyse information to create a "reference conditions registry", which presents the age structure (i.e., the relative abundance of various age classes) and species composition of natural forest landscapes in 17 ecoregions, called "homogenous units" (HU), covering the forested regions of Québec. Landscape age structure was modelled, based on available reconstruction studies of stand-replacing disturbances histories (fire, spruce budworm, windthrow). The MRNF's first decadal surveys (≈ 1970) and other historical forest surveys (≈ 1900-1930) served to document the natural forest composition, depending on each territory's management history.*

Results indicate that fire was the main stand-replacing disturbance controlling the landscape age structure in the preindustrial forests. Fire cycles average between 150 and 1 000 years for the study area. Spruce budworm outbreaks were mainly an important disturbance in fir-dominated landscapes. Severe windthrow had only a minor impact on landscape age structure. Overall, in the 17 HU analyzed, old-growth forests take up over 48% of the forested area, while regenerating stands never occupy more than 13% of the territory. The 11 HU characterized by a long fire cycle (≥ 250 years) are dominated by old-growth forests on 63% of the area, with few sectors at the regeneration stage (≤ 8% of the area). The compositions of HU located in the spruce-moss bioclimatic domain, as well as in the balsam fir-white birch bioclimatic domain, are dominated by coniferous species. Mixedwood covers usually dominate in the balsam fir-yellow birch bioclimatic domain. Due to a lack of information, the species composition is still unknown for two HU located in the balsam fir-white birch domain, and two other HU in the sugar maple bioclimatic domains. Further research is needed to refine the portrait of natural forests, particularly in the temperate regions of Québec.

Table des matières

page

Résumé vii

Abstract viii

Table des matières ix

Liste des tableaux xi

Liste des figures xiii

Introduction 1

Chapitre premier – Matériel et méthodes 3

1.1 Aire d'étude 3

1.2 Méthode 3

1.2.1 Structure d'âges des forêts 3

1.2.2 Calcul de la représentativité des classes d'âges selon les régimes de perturbations naturelles 4

1.2.3 Intervalle de retour moyen des feux 5

1.2.4 Intervalle de retour moyen des chablis 5

1.2.5 Intervalle de retour moyen des épidémies de TBÉ 5

1.2.6 Calcul de l'abondance des structures d'âges 6

1.2.7 Composition des couverts forestiers 8

Chapitre deux – Résultats et discussion 9

Conclusion 13

Références bibliographiques 15

Annexe – Répertoire des études couvrant chacune des 17 unités homogènes de végétation 19

Liste des tableaux

page

Tableau 1. Description des structures d'âges en fonction des unités homogènes de végétation de niveau 3 du Québec méridional 4

Tableau 2. Exemple de sources d'informations qui ont servi à déterminer la composition des couverts forestiers 8

Tableau 3. Intervalles de retour moyen des perturbations naturelles sévères, répartition des structures d'âges et composition des couverts au sein des 17 unités homogènes de végétation de niveau 3 du Québec méridional 10

Liste des figures

Figure 1. Carte des 17 unités homogènes de végétation de niveau 3 du Québec méridional (GRONDIN *et al.* 2007) 3

Figure 2. Exemple de la répartition des classes d'âges de l'unité homogène de végétation MOBs observée après l'intégration des perturbations naturelles sévères au sein du modèle 7

Figure 3. Exemple des structures d'âge brutes (feux + chablis) et ajustées pour tenir compte de l'impact des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (feux + chablis + TBÉ), pour l'unité homogène de végétation MOBs 7

Figure 4. Répartition des structures d'âges au sein des 17 unités homogènes de végétation de niveau 3 du Québec méridional 11

Figure 5. Répartition de la composition des couverts forestiers au sein des 17 unités homogènes de végétation de niveau 3 du Québec méridional. 11

Introduction

Depuis la fin du XXe siècle, l'aménagement forestier tend à passer graduellement d'une gestion strictement orientée vers la récolte de matière ligneuse, à une gestion des écosystèmes visant le maintien de leur intégrité écologique et de leur productivité. C'est ainsi que s'est développé le concept de l'aménagement écosystémique (AÉ), par lequel on vise notamment à réduire les écarts entre les caractéristiques de la forêt naturelle et celles de la forêt aménagée (Grenon *et al.* 2009). En accord avec le concept du « filtre brut », on suppose que le maintien des principaux attributs des écosystèmes à l'intérieur des limites de variabilité naturelle offrira la meilleure garantie pour protéger la biodiversité (Lindenmayer et Franklin 2002, Gauthier *et al.* 2008). L'AÉ est également perçu comme pouvant maintenir la résilience des écosystèmes (*sensu* Holling 1973), afin qu'ils puissent continuer à procurer la gamme des services écologiques indispensables au développement des communautés.

La détermination de la structure d'âges et de la composition des paysages forestiers naturels (ou préindustriels), que nous appelons ici les « états de référence », constitue une étape déterminante de la mise en œuvre de l'AÉ au sein des régions forestières du Québec (Boucher *et al.* 2009 a, b). À l'échelle tactique, les états de référence seront traduits en cibles d'aménagement, en fonction de seuils acceptables au regard des risques écologiques et des conséquences socioéconomiques (Villard et Jonsson 2009, Rompré *et al.* 2010). Les objectifs de ce document sont 1) de présenter la méthodologie utilisée pour déterminer les états de référence en fonction des informations écologiques disponibles, et 2) d'utiliser cette approche afin de quantifier la structure d'âges et la composition des paysages forestiers naturels dans différentes régions du Québec méridional.

Chapitre premier

Matériel et méthodes

1.1 Aire d'étude

L'aire d'étude couvre les zones tempérée et boréale du Québec méridional selon le système de classification écologique du MRNF (Saucier *et al.* 2009). Plus précisément, elle couvre, du nord au sud, les domaines de la pessière à mousses, de la sapinière à bouleau blanc, de la sapinière à bouleau jaune, de l'érablière à bouleau jaune, de l'érablière à tilleul et de l'érablière à caryer. Afin de tenir compte des derniers développements en matière de classification écologique et d'études sur la dynamique forestière, la compilation du registre des états de référence a été réalisée sur la base des unités homogènes (UH) de végétation. Cette classification, récemment développée, comporte cinq niveaux de perception et est complémentaire au système de classification écologique du MRNF (Grondin *et al.* 2007). L'UH permet de regrouper des territoires forestiers ayant une végétation et un régime de perturbations similaires, ce qui est tout désigné dans le cadre de l'AÉ. Nous avons choisi d'utiliser le troisième niveau de perception qui compte 17 UH de végétation (Figure 1), afin que le niveau d'agrégation s'arrime avec des objectifs de gestion.

1.2 Méthode

1.2.1 Structure d'âges des forêts

En forêt naturelle, la structure d'âges peut être définie comme la proportion relative des différentes classes d'âges des peuplements présents dans un paysage ou une région donné. Cette structure d'âges est essentiellement déterminée par les régimes de perturbations naturelles sévères propres à chaque région (Gauthier *et al.* 2008, Kneeshaw *et al.* 2008). Les régions où les perturbations sévères sont fréquentes contiennent généralement une plus faible proportion de vieux peuplements, combinée à une plus grande abondance de jeunes forêts, que dans les régions où les perturbations naturelles sévères sont peu fréquentes. La structure d'âges

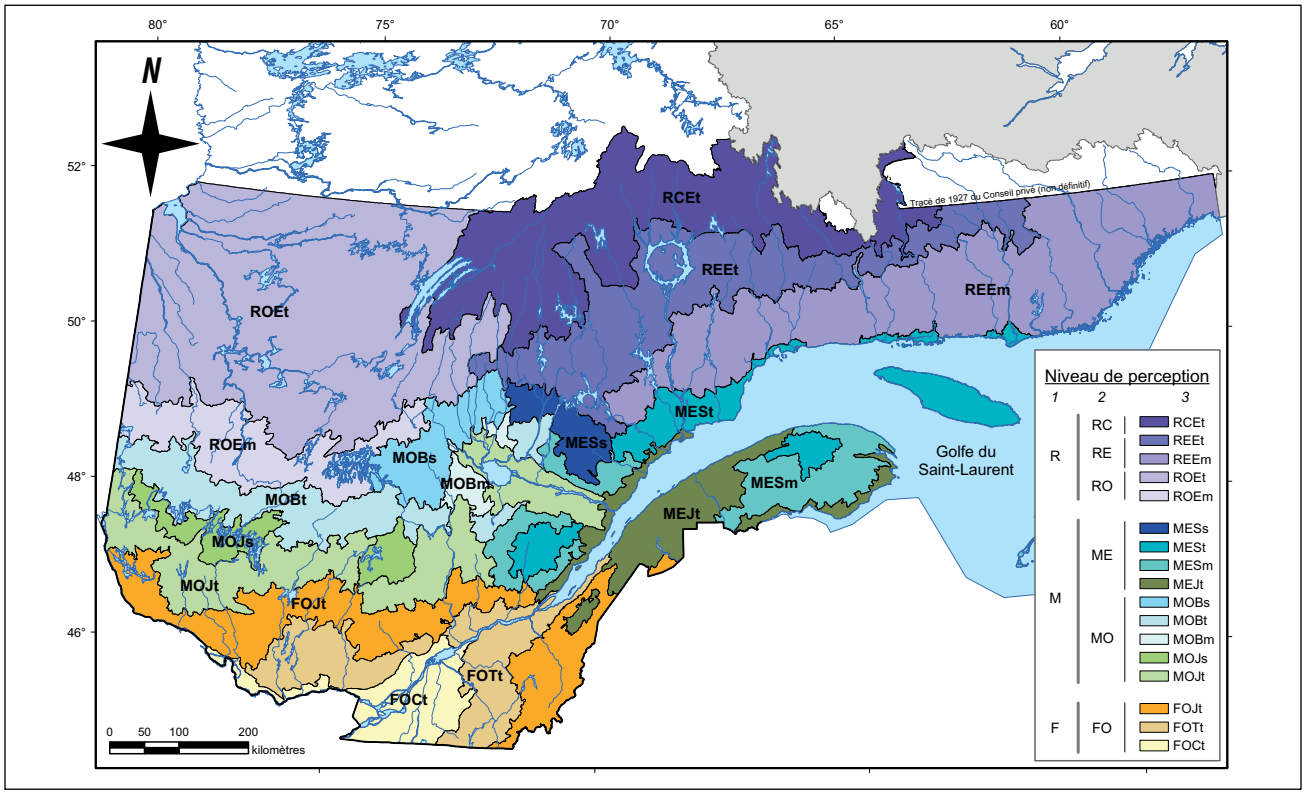

Figure 1. Carte des 17 unités homogènes de végétation de niveau 3 du Québec méridional (Grondin *et al.* 2007). L'annexe 1 définit les codes d'appellation des UH.

des forêts est une caractéristique fondamentale des écosystèmes forestiers, et elle se traduit par des conditions distinctes d'habitat pour les différentes espèces présentes (Fischer *et al.* 2006). Dans le cadre de cette étude, nous utilisons les quatre structures d'âges suivantes pour quantifier les enjeux de structure d'âges des forêts : régénération, intermédiaire, vieux et vieux irrégulier (Bouchard *et al.* 2010). Ces classes se succèdent, en fonction de la maturation, de la sénescence des arbres et du temps écoulé depuis la dernière perturbation majeure. Les seuils d'âges permettant de séparer ces classes tiennent compte à la fois de la hauteur des peuplements (pour séparer les classes d'âges régénération et intermédiaire), et de la probabilité d'observer certains attributs comme de gros arbres sénescents et du bois mort (pour séparer les classes d'âges intermédiaire et vieux). Les seuils ont également été ventilés par domaine bioclimatique, pour tenir compte du fait que la croissance des peuplements est plus rapide dans le sud, et que, selon l'essence dominante, l'acquisition de caractéristiques de vieux peuplements se fera plus ou moins rapidement (Tableau 1, Kneeshaw et Gauthier 2003). Cette définition « simplifiée » des stades successionnels est également compatible avec les données forestières disponibles (cartes écoforestières, compilations d'inventaires); elle permet donc un bon arrimage avec les autres outils actuellement développés par le MRNF pour l'aménagement écosystémique des forêts.

1.2.2 Calcul de la représentativité des classes d'âges selon les régimes de perturbations naturelles

La représentativité des classes d'âges en forêt naturelle peut être quantifiée de différentes manières (Pinna *et al.* 2009a). L'approche privilégiée par le MRNF, dans le cadre des états de référence, est de calculer des proportions théoriques en fonction de ce que l'on connaît des régimes de perturbations naturelles, particulièrement au niveau de la fréquence des perturbations sévères. Cette approche présente trois avantages. Premièrement, puisque les études sur les régimes de perturbations naturelles existent en plusieurs endroits au Québec, cette méthode nous permet d'obtenir une bonne couverture de la province. Deuxièmement, comme ces études tiennent habituellement compte des variations spatiales et temporelles de la mortalité sévère produite par les perturbations, cette méthode intègre indirectement la variabilité naturelle. Troisièmement, le fait de quantifier individuellement les différents types de perturbations fournit des informations importantes dans un contexte d'aménagement écosystémique. En effet, leur empreinte sur le paysage peut varier fortement, notamment au niveau spatial (taille et répartition de la mortalité sévère) ou de la composition des espèces (les différentes perturbations ne favorisant pas la venue des mêmes essences).

Tableau 1. Description des structures d'âges en fonction des unités homogènes de végétation de niveau 3 du Québec méridional. Les domaines bioclimatiques du MRNF sont présentés comme repères*

UH / Domaine bioclimatique	**Structure d'âges**			
	Régénération (0-4m)	*Intermédiaire (forêt fermée régulière)*	*Vieux (début de sénescence)*	*Vieux irrégulier (forêt irrégulière)*
REE - ROE / Pessière à mousses	0-20 ans	21-100 ans	≥ 101 ans	≥ 201 ans
MOB- MES / Sapinière à bouleau blanc	0-15 ans	16 à 80 ans	≥ 81 ans	≥ 201 ans
MOJ-MEJ / Sapinière à bouleau jaune	0-15 ans	16 à 80 ans	≥ 81 ans	≥ 201 ans
FOT-FOC-FOJ / Érablières	0-10 ans	11 à 100 ans	≥ 101 ans	≥ 201 ans

* Pour certaines unités homogènes de végétation, la correspondance entre le domaine bioclimatique diffère légèrement du tableau 1. Dans ce cas, la classification des UH a préséance sur le domaine bioclimatique pour la quantification des structures d'âges.

Afin d'estimer la distribution des classes d'âges observée sous un régime de perturbations naturelles, nous avons d'abord colligé l'ensemble des études scientifiques disponibles qui quantifiaient la fréquence des perturbations naturelles au Québec et dans les régions environnantes (Annexe). Seules les perturbations naturelles entraînant une mortalité « sévère », c'est-à-dire causant plus de 75 % de mortalité du couvert à l'échelle du peuplement, ont été considérées dans cette analyse. La fréquence moyenne de trois types de perturbations naturelles sévères (feux, chablis et épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette [TBÉ]) a été estimée sous la forme d'un intervalle de retour[1] moyen, qui correspond au nombre d'années nécessaires pour perturber une superficie équivalente à la taille de l'aire d'étude (JOHNSON et GUTSELL 1994). Dans ce contexte, l'intervalle de retour moyen représente donc une moyenne de la variabilité naturelle historique qui a pu être observée pour un territoire de référence donné (JOHNSON et GUTSELL 1994, BERGERON *et al.* 2006).

1.2.3 Intervalle de retour moyen des feux

L'intervalle de retour moyen des feux a été établi pour chaque UH à partir des études de reconstitution du régime des feux réalisées à travers le Québec (pour des exemples de compilations, voir BERGERON *et al.* [2006] et GAUTHIER *et al.* [2008]). Dans la plupart des cas, les études reposent sur une analyse statistique des superficies affectées par les feux sévères au cours des 200 à 300 dernières années, dans des territoires non soumis à la protection. Bien qu'il ait souvent été observé que les intervalles de retour des feux varient dans le temps, notamment en fonction des variations climatiques, nous utilisons pour le moment une moyenne observée sur toute la période touchée par l'étude (intervalle de retour moyen). Lorsque plusieurs études sont disponibles pour une même UH, une moyenne pondérée a été calculée en fonction de la superficie et de critères de représentativité écologique. Pour les UH qui ne sont pas couvertes par des études de reconstitution du régime des feux, un intervalle de retour moyen a été attribué en fonction des informations disponibles dans les UH écologiquement similaires.

1.2.4 Intervalle de retour moyen des chablis

L'impact associé aux chablis provient d'études portant sur l'analyse des chablis sévères répertoriés entre le 1er et le 3e inventaire décennal (≈1965-2000), et compilés à l'échelle des domaines bioclimatiques de la pessière à mousses, de la sapinière à bouleau blanc et de la sapinière à bouleau jaune (voir VAILLANCOURT [2008] et BOUCHARD *et al.* [2009]). Dans le cas des domaines de l'érablière, qui présentent un long historique d'exploitation, des études plus localisées, mais portant sur une période plus longue (XIXe et début XXe siècles), ont été utilisées afin de décrire l'impact historique des chablis sévères (ex. : CANHAM et LOUCKS 1994, ROY *et al.* 2009).

1.2.5 Intervalle de retour moyen des épidémies de TBÉ

Comme les épidémies de TBÉ constituent une perturbation cyclique (à tous les 30-40 ans; BOULANGER et ARSENEAULT 2004) dont l'impact varie fortement d'une épidémie à l'autre, il est difficile de caractériser la mortalité sévère qu'elles entraînent sous la forme d'un intervalle de retour moyen. Cet exercice est d'autant plus complexe que la littérature scientifique récente suggère que l'impact associé aux épidémies du XXe siècle aurait été significativement plus important que celui des épidémies survenues lors des siècles ou même des millénaires précédents, particulièrement en forêt boréale (BLAIS 1983, SIMARD *et al.* 2006, MORIN *et al.* 2008).

Afin de quantifier l'impact moyen attribuable aux épidémies dans différentes régions, nous avons d'abord utilisé les études mesurant l'impact des trois dernières épidémies de TBÉ du XXe siècle, habituellement en fonction des informations provenant de cartes forestières ou de photographies aériennes. Pour la présente version des états de référence, nous avons supposé que les deux dernières épidémies du XIXe siècle, survenues approximativement entre 1850 et 1899, n'ont entraîné aucune mortalité majeure (BLAIS 1983, JARDON *et al.* 2003, BOUCHARD *et al.* 2006, MORIN *et al.* 2008). L'impact moyen des épidémies a donc été calculé sur une période de référence de 150 ans, mais en ne considérant, pour la mortalité, que les trois dernières épidémies du XXe siècle. Par ailleurs, lors de l'intégration de l'impact des épidémies dans le calcul d'abondance des structures d'âges, nous avons présumé que la mortalité associée à la TBÉ survient exclusivement dans les vieux peuplements. Cette hypothèse tient compte du fait qu'en forêt naturelle, les jeunes peuplements contiennent relativement peu d'espèces hôtes pour la TBÉ (sapin, épinette blanche), particulièrement lorsqu'ils proviennent de feux (BERGERON et LEDUC 1998, BOUCHARD *et al.* 2007). Pour le moment, aucun impact de la TBÉ n'a été estimé dans la forêt feuillue, par manque d'informations.

[1] La fréquence des perturbations peut aussi être présentée sous la forme d'un taux (1 / intervalle de retour moyen), soit la proportion du territoire affectée annuellement.

Nous estimons que cette procédure est raisonnable, étant donné le peu de renseignements actuellement disponibles sur l'impact réel des épidémies TBÉ en forêt naturelle, sur des périodes de temps représentatives pour les écosystèmes forestiers (plusieurs centaines d'années). Cette approche permet notamment de tenir compte du risque encouru si l'on ne s'était fié qu'à la période de temps relative aux épidémies les plus récentes, ce qui aurait pu nous conduire à surestimer l'impact des épidémies sur la structure d'âges des forêts. Les hypothèses utilisées vont se préciser au fur et à mesure que l'impact réel et à long terme des épidémies de TBÉ (ou d'autres insectes) en forêt naturelle sera mieux documenté.

1.2.6 Calcul de l'abondance des structures d'âges

À partir des intervalles de retour moyens des perturbations naturelles sévères déterminés pour chaque UH, la fraction du territoire occupée par chacune des classes d'âges a été calculée comme suit. Dans une première étape, nous avons attribué à chaque UH des seuils pour les structures d'âges en fonction de leur localisation par rapport aux domaines bioclimatiques (Tableau 1). Dans une seconde étape, la répartition des classes d'âges a été calculée en fonction des intervalles de retour des feux et des chablis, à l'aide du modèle de l'exponentielle négative. D'après Johnson et Gutsell (1994) et Lorimer et White (2003), la probabilité que ces perturbations surviennent sur le territoire étudié est indépendante de l'âge du peuplement. Les figures 2 et 3 illustrent un exemple. La répartition des classes de la structure d'âges de l'UH a été calculée avec la formule : $F(t) = \exp(-t/b)/b$, où $F(t)$ est la proportion du territoire occupée par la population dont l'âge est supérieur à t, et b est l'intervalle de retour moyen combiné des perturbations catastrophiques associées aux feux et aux chablis. Pour obtenir la proportion rattachée à une classe d'âges délimitée par t_1 et t_2, notée (t_1, t_2), il suffit de calculer la différence $F(t_1)$ - $F(t_2)$, en sachant que $F(0) = 1$. Ce résultat est la conséquence du présent modèle, où la probabilité d'être perturbé $p = 1/b$ suit une distribution statistique de Bernoulli, dont le temps d'attente serait de t années pour qu'un évènement perturbateur se produise, ce qui s'exprime par $p(1-p)^t$. Cette dernière expression est un cas particulier d'un processus de Markov (Meyn et Tweedie 2009) dont la matrice de transition est :

$$\begin{pmatrix} p & p & p & \cdots & p \\ 1-p & 0 & 0 & \cdots & 0 \\ 0 & 1-p & 0 & \cdots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \ddots & \ddots & 0 \\ 0 & \cdots & 0 & 1-p & 1-p \end{pmatrix}$$

Il est donc plus intéressant de recourir à cette forme plus générale, qui facilite l'intégration de nouveaux paramètres dans la modélisation, tel que l'impact de la TBÉ (Figure 3). Dans une dernière étape qui vise à intégrer l'impact des épidémies de TBÉ, qui n'affectent que la structure d'âge « vieux », le modèle retranche, dans la structure d'âge « vieux » de l'UH concernée, la probabilité d'une épidémie de TBÉ (p_e), comme suit :

$$\mathbf{M} = \begin{pmatrix} p & p & p & \cdots & p+p_e \\ 1-p & 0 & 0 & \cdots & 0 \\ 0 & 1-p & 0 & \cdots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \ddots & \ddots & 0 \\ 0 & \cdots & 0 & 1-p & 1-p-p_e \end{pmatrix}$$

À partir d'un vecteur de distribution de la population au temps t, noté $\mathbf{x}(t)$, un modèle de Markov nous donnera la distribution au temps $t+1$ à l'aide de l'expression $\mathbf{x}(t+1) = \mathbf{M}\mathrm{x}(t)$.

Le modèle est aussi disponible en ligne, sous la forme d'un chiffrier permettant de calculer, pour chaque UH, la proportion de chacune des structures d'âge pour différents intervalles de retour moyen des perturbations sévères. Ce chiffrier se trouve sur la page Internet du ministère des Ressources naturelles et de la Faune consacrée à l'aménagement écosystémique des forêts, dont l'adresse est la suivante : http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/amenagement/amenagement-ecosystemique.jsp.

Aux fins de la validation des résultats du modèle, nous avons comparé la répartition des structures d'âges, lorsque possible, à des portraits de forêts naturelles obtenus à partir d'observations directes (inventaires et cartographies anciens; Bergeron *et al.* 2004, Bouchard *et al.* 2008, Boucher *et al.* 2009a, Pinna *et al.* 2009b, Barrette *et al.* 2010). L'analyse montre une bonne concordance entre les deux sources d'informations.

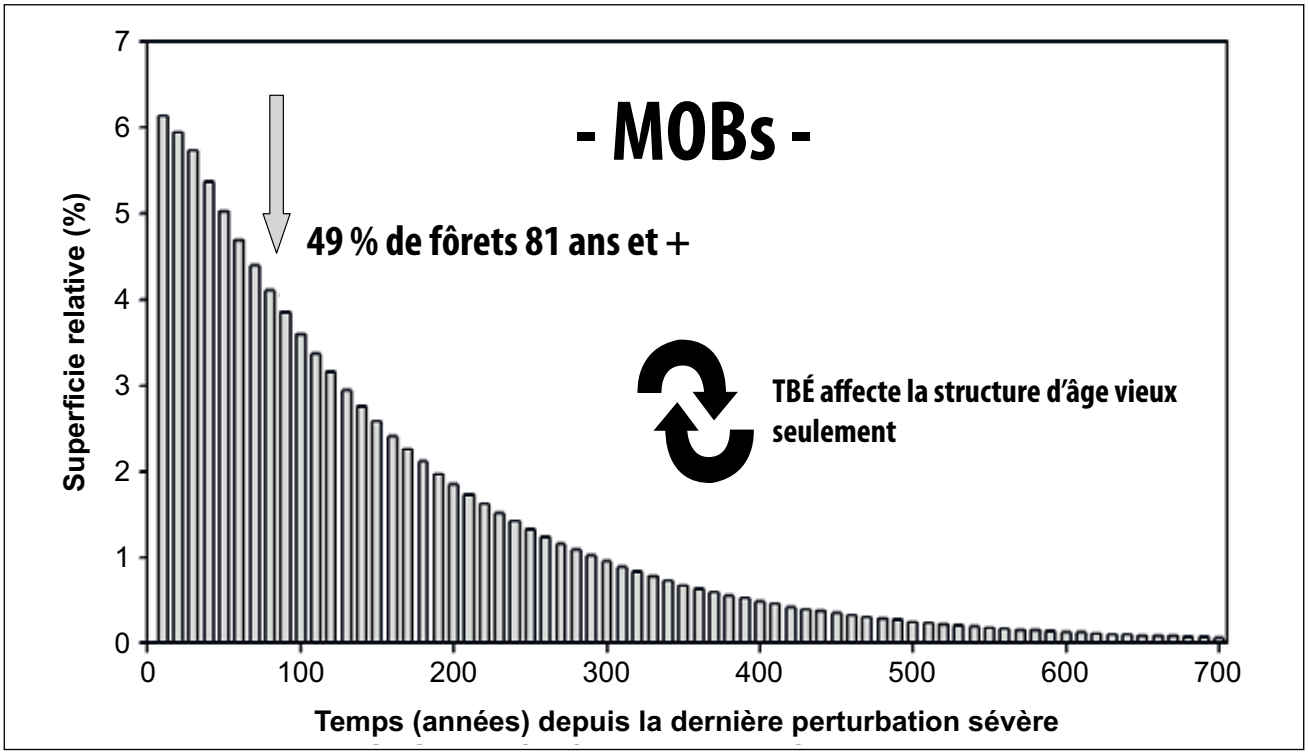

Figure 2. Exemple de la répartition des classes d'âges de l'unité homogène de végétation MOBs observée après l'intégration des perturbations naturelles sévères au sein du modèle.

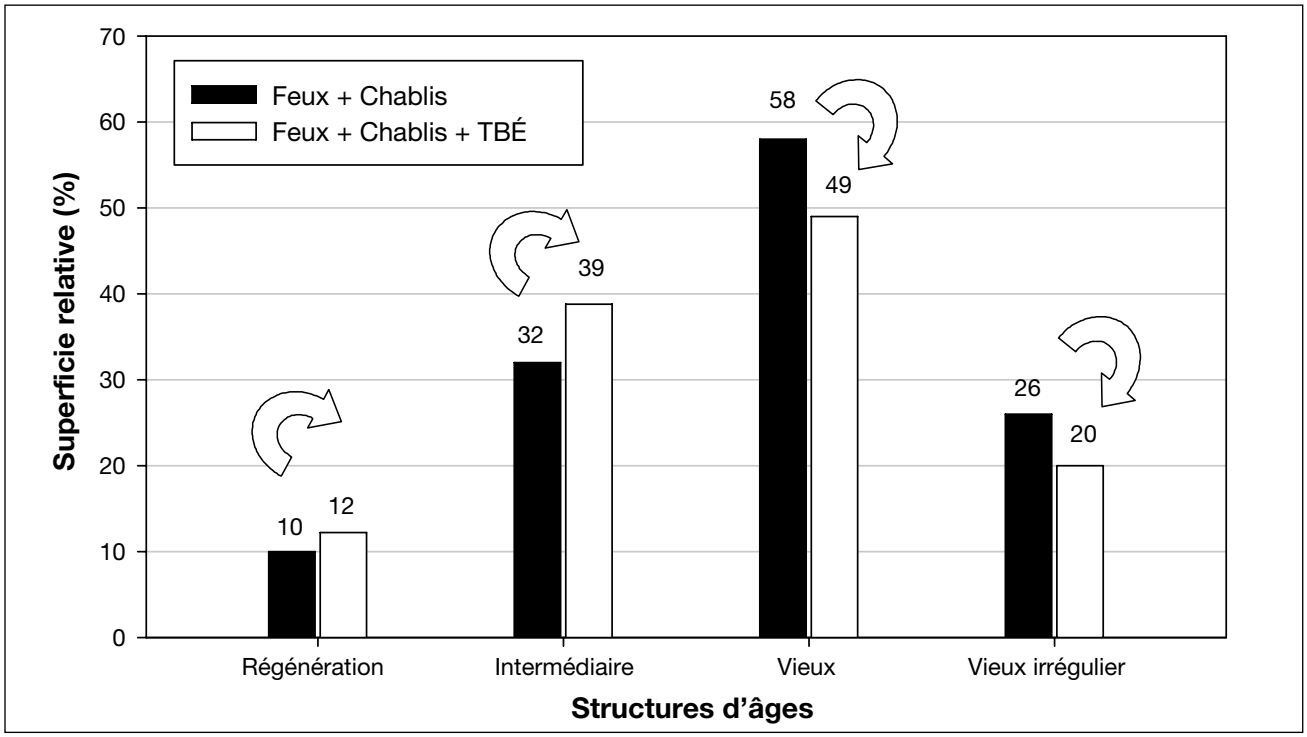

Figure 3. Exemple des structures d'âge brutes (feux + chablis) et ajustées pour tenir compte de l'impact des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (feux + chablis + TBÉ), pour l'unité homogène de végétation MOBs. À noter que « vieux irrégulier » représente, en fait, une sous-classe de la classe « vieux »; sur une base de 100 %, sa superficie relative ne doit donc pas être additionnée à celle des autres classes.

1.2.7 Composition des couverts forestiers

Dans plusieurs régions du Québec, et particulièrement dans la zone des forêts tempérées, les changements de composition du couvert forestier dominant représentent un enjeu écologique majeur, parfois même plus important que les enjeux de structure d'âges des forêts. Pour répondre à cette préoccupation, le registre des états de référence contient des informations sur la proportion relative des couverts forestiers (résineux, mélangé, feuillu) dans les différentes UH. Quoique cette information ne permette pas de poser des diagnostics sur la raréfaction d'espèces individuelles (Grondin et Cimon 2003), nous estimons qu'elle demeure d'une grande utilité, puisqu'elle est disponible pour plusieurs régions du Québec, et qu'elle permet d'identifier immédiatement certains grands enjeux de composition, comme par exemple, l'enfeuillement massif observé dans certaines régions, sur une période de plusieurs décennies (Varady-Szabo *et al.* 2008, Boucher *et al.* 2009a). Cette première analyse pourra être raffinée par la suite, selon les informations disponibles sur une base régionale, pour identifier plus précisément les essences concernées.

La méthodologie utilisée pour déterminer la composition des couverts forestiers (résineux, mélangé, feuillu) tient compte de l'historique d'aménagement des différentes UH au moment du 1er inventaire décennal (≈ 1970). Dans le cas des UH de la pessière à mousses (RO), qui présentaient un faible niveau d'aménagement, nous avons déterminé la composition forestière en utilisant les données du 1er inventaire décennal (SIFORT 1, Pelletier *et al.* 1996). En effet, dans la pessière, les interventions forestières sont généralement assez récentes et faciles à circonscrire sur les cartes écoforestières, et les superficies concernées ont été exclues des analyses. Dans ce domaine, l'utilisation du 1er inventaire décennal présente l'avantage de fournir rapidement une information de qualité sur la représentativité des différents types de couverts, et ce, pour l'ensemble de l'UH. Ces informations seront bonifiées dans le futur pour tenir compte de l'avancement des connaissances, notamment en ce qui concerne les fluctuations potentielles dans l'abondance des différents types de couverts.

Dans le cas des UH affichant un plus long historique d'aménagement, l'utilisation systématique des informations du 1er inventaire décennal pourrait introduire un biais, puisque celles-ci ne reflètent plus adéquatement la mosaïque forestière préindustrielle. Dans ce contexte, la composition forestière a plutôt été reconstituée à partir d'études scientifiques relevant de l'écologie historique, et basées sur des données d'archives (anciennes photographies aériennes, cartes, inventaires forestiers terrestres). Le tableau 2 présente des exemples de sources d'informations employées pour décrire la composition des unités homogènes ayant un long historique d'exploitation. La liste complète des références est présentée en annexe.

Tableau 2. Exemple de sources d'informations qui ont servi à déterminer la composition des couverts forestiers

Unité homogène	Sources d'informations
FOJt	Bouffard *et al.* 2003, Barrette et Bélanger 2007
MOJt	Bouffard *et al.* 2003, Barrette et Bélanger 2007
MOJs	Lesieur *et al.* 2004, Alvarez 2009
MEJt	Boucher *et al.* 2009b, Pinna *et al.* 2009b
MOBt	Lesieur *et al.* 2004
MESm	Pinna *et al.* 2009b, Boucher *et al.* 2009b
MESt	Pinna *et al.* 2009b; Boucher et Grondin, soumis

Finalement, dans le cas de certaines UH situées dans les forêts feuillue et mélangée (FOCt, FOTt, MOBm et MOBs), il n'a pas été possible d'obtenir l'information nécessaire pour déterminer les proportions de couverts en forêt naturelle. En effet, les informations du 1er inventaire décennal n'ont pas été jugées suffisamment fiables (long historique d'aménagement) et aucune étude scientifique n'est actuellement disponible. Dans certains cas, des études étaient disponibles mais ne couvraient pas une portion suffisamment représentative de l'UH.

Chapitre deux

Résultats et discussion

Le régime des perturbations naturelles a une influence déterminante sur la répartition des structures d'âges au sein de chaque UH (Tableau 3, Figure 4). Le feu est la perturbation la plus fréquente parmi celles considérées, et se révèle le facteur qui conditionne le plus fortement la répartition des structures d'âges des UH. Pour l'ensemble des UH du Québec méridional, l'intervalle de retour moyen des feux varie entre 150 et 1 000 ans (Tableau 3). Les 11 UH où l'intervalle de retour moyen des feux est long[1] (≥ 250 ans) présentent une forte abondance de vieilles forêts (≥ 63 %) combinée à une faible abondance du stade régénération (≤ 8 %). On observe généralement que l'influence des feux diminue de l'ouest vers l'est, de même que du nord vers le sud, sous l'influence du climat et des régimes de précipitations (Saucier *et al.* 2009).

Les épidémies de TBÉ ont également une influence importante dans les domaines de la sapinière à bouleau blanc et de la sapinière à bouleau jaune (Tableau 3). Ce phénomène s'explique probablement en partie par la plus grande vulnérabilité du sapin, par rapport à l'épinette noire (Morin *et al.* 2008).

Les chablis totaux, quant à eux, ont une influence à long terme qui est négligeable sur la structure d'âge des paysages forestiers (Tableau 3), d'après les études consultées. Les secteurs les plus fortement affectés par les chablis (0,067 % par an) sont situés dans les domaines de l'érablière. Dans l'ensemble des UH du Québec méridional, les vieux peuplements occupent toujours plus de 48 % de la superficie, tandis que le stade régénération n'en occupe jamais plus de 13 % (Tableau 3, Figure 4).

La composition des UH des domaines de la pessière à mousses et de la sapinière à bouleau blanc est généralement dominée par les couverts résineux (Figure 5). Le couvert mélangé domine habituellement le domaine de la sapinière à bouleau jaune. La composition des couverts de quatre UH (FOCt, FOTt, MOBm, MOBs) n'a pu être déterminée à partir des informations actuellement disponibles (Tableau 3, Figure 5). Pour le moment, les aménagistes désirant avoir de l'information sur la répartition des types de couverts de ces UH pourraient utiliser celle provenant d'UH adjacentes et jugées équivalentes sur le plan écologique. Il est aussi important de considérer la dynamique successionnelle des territoires analysés afin de répartir au mieux la composition des couverts au sein des structures d'âges de chaque unité homogène. Cette section des états de référence sera bonifiée au fur et à mesure que les informations deviendront disponibles.

Dans l'ensemble, nous estimons que l'abondance relative des structures d'âges, telle qu'évaluée à partir des études sur les intervalles de retour moyens des perturbations, est une information robuste, puisqu'elle repose généralement sur des études rétrospectives détaillées et à long terme. Les informations sur la composition naturelle des couverts forestiers et ses fluctuations dans la zone tempérée demeurent plus incertaines, et devront être précisées dans le futur.

[1] Un cycle de feux est qualifié de long en fonction de la longévité maximale des essences forestières au Québec (Kneeshaw et Gauthier 2003).

Tableau 3. Intervalles de retour moyen des perturbations naturelles sévères, répartition des structures d'âges et composition des couverts au sein des 17 unités homogènes de végétation de niveau 3 du Québec méridional

Nom UH	Intervalle de retour moyen (années)			Taux (% / année)			Structure d'âges* (% UH)				Composition* (% UH)		
	Feux	Chablis	TBÉ	Feux ($x\ 10^{-3}$)	Chablis ($x\ 10^{-4}$)	TBÉ	Reg-	Inter-	Vieux	Vieux-irr	R	M	F
FOCt	1000	1500	0	1,00	6,67	0,00	2	14	84	72	ND	ND	ND
FOTt	680	1500	0	1,47	6,67	0,00	2	17	81	65	ND	ND	ND
FOJt	475	1500	0	2,11	6,67	0,00	3	21	76	57	25	65	10
MOJt	190	1720	850	5,26	5,81	$1,18 \times 10^{-3}$	10	32	58	27	30	60	10
MOJs	255	10205	850	3,92	0,98	$1,18 \times 10^{-3}$	7	26	67	38	36	53	11
MOBm	300	10205	350	3,33	0,98	$2,86 \times 10^{-3}$	8	29	63	36	ND	ND	ND
MOBt	195	10205	850	5,13	0,98	$1,18 \times 10^{-3}$	9	30	61	31	46	46	8
MOBs	150	10205	350	6,67	0,98	$2,86 \times 10^{-3}$	12	39	49	20	ND	ND	ND
MEJt	390	5265	850	2,56	1,90	$1,18 \times 10^{-3}$	5	21	74	49	65	30	5
MESm	450	4165	850	2,22	2,40	$1,18 \times 10^{-3}$	5	19	76	51	63	25	12
MESt	750	4165	2860	1,33	2,40	$3,50 \times 10^{-4}$	3	11	86	69	83	13	4
MESs	180	4165	500	5,56	2,40	$2,00 \times 10^{-3}$	10	34	56	25	84	12	4
ROEm	150	4165	2860	6,67	2,40	$3,50 \times 10^{-4}$	13	38	49	24	73	17	10
ROEt	150	4165	2860	6,67	2,40	$3,50 \times 10^{-4}$	13	38	49	24	89	9	2
REEm	500	3570	2860	2,00	2,80	$3,50 \times 10^{-4}$	5	18	77	60	89	9	2
REEt	270	3570	2860	3,70	2,80	$3,50 \times 10^{-4}$	8	27	65	43	89	9	2
RCEt	270	3570	2860	3,70	2,80	$3,50 \times 10^{-4}$	8	27	65	43	95	5	1

* Légende : TBÉ : tordeuse des bourgeons de l'épinette; Reg-: Régénération; Inter- : Intermédiaire; Vieux-irr : Vieux irrégulier; R : Résineux; M : Mélangé; F : Feuillu; ND : Donnée non disponible. Les données de structures d'âges présentées dans le tableau expriment des valeurs moyennes de la variabilité naturelle observées au cours des 2 à 3 derniers siècles.

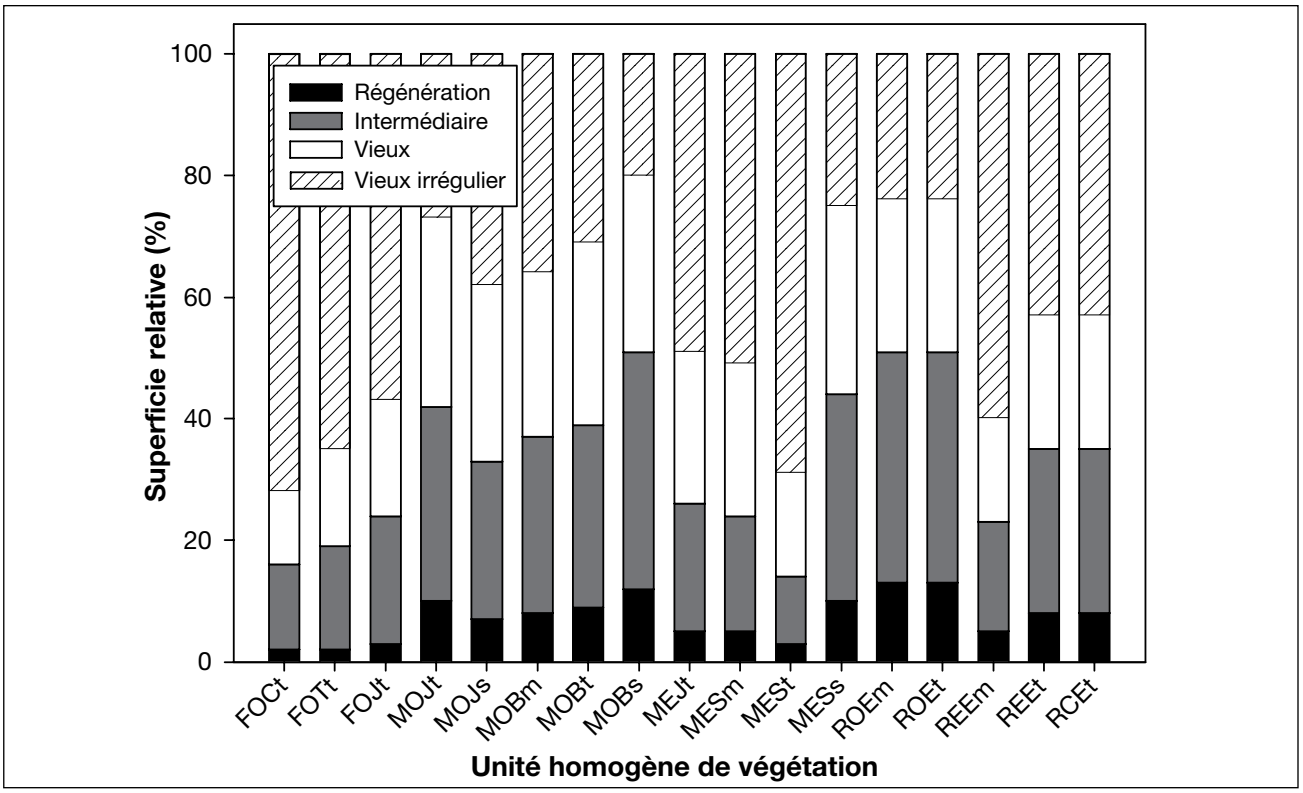

Figure 4. Répartition des structures d'âges au sein des 17 unités homogènes de végétation de niveau 3 du Québec méridional.

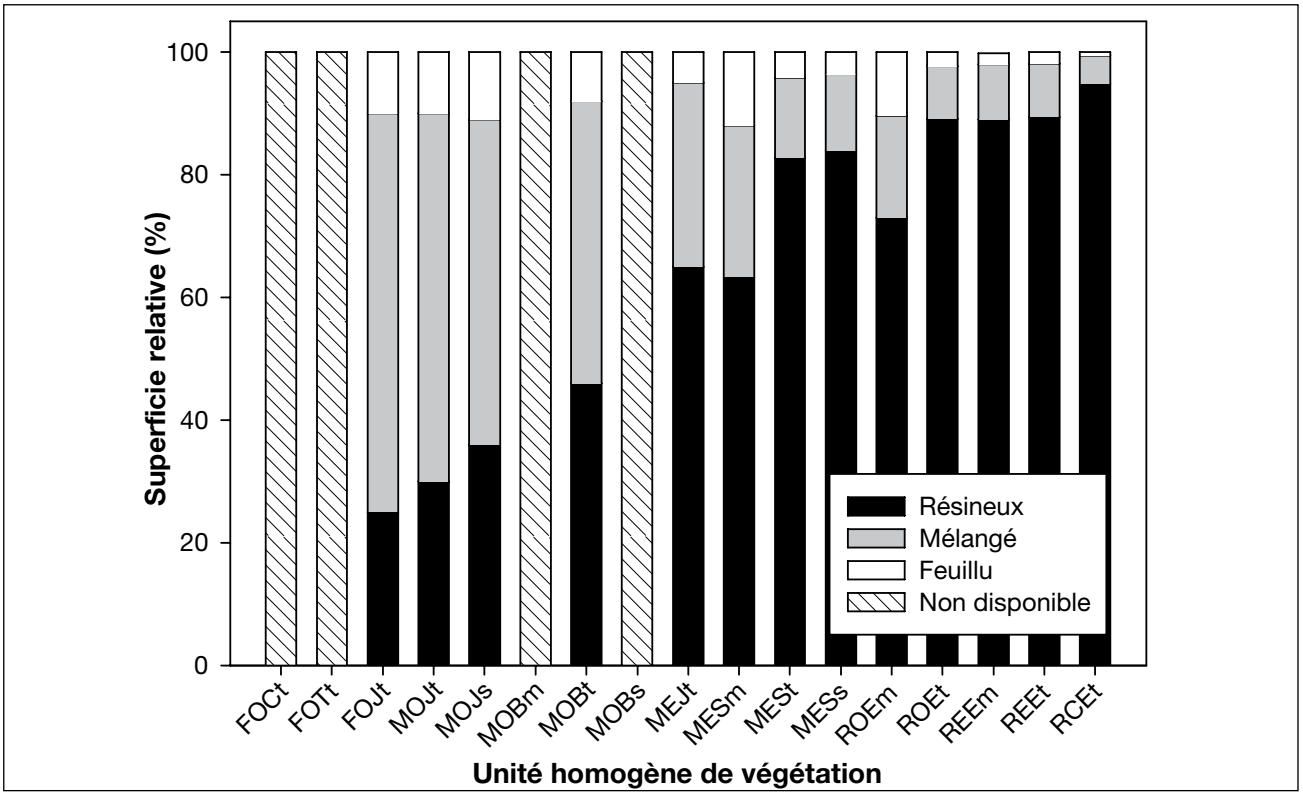

Figure 5. Répartition de la composition des couverts forestiers au sein des 17 unités homogènes de végétation de niveau 3 du Québec méridional.

Conclusion

Le registre des états de référence présenté ici a été établi grâce à une méthodologie éprouvée et des informations validées spécifiquement dans chacune des régions du Québec. Il sera revu périodiquement afin d'intégrer les nouvelles connaissances scientifiques, notamment celles développées pour la composition forestière des forêts tempérées. Pour l'instant, la variabilité naturelle de la structure d'âges et de la composition des forêts est estimée à partir d'une valeur moyenne; les connaissances actuelles ne permettent pas d'estimer avec précision la variabilité naturelle à l'aide de bornes minimale et maximale (Boucher *et al.* 2009b, Cyr *et al.* 2009). De plus, il est important de retenir que les états de référence contenus dans le registre reflètent avant tout le contexte climatique qui existait aux XIXe et XXe siècles, soit la période de référence utilisée dans la plupart des études consultées. Il est probable que les caractéristiques de la mosaïque forestière se soient écartées de ces moyennes à certains moments lors des siècles précédents (Morin *et al.* 2008, Cyr *et al.* 2009). Nous considérons toutefois que la forêt préindustrielle qui existait entre 1800 et 2000 satisfait aux conditions requises pour le maintien de la biodiversité, et qu'elle fournit un point de départ adéquat pour fixer des cibles d'aménagement écosystémique en matière de structure d'âges et de composition des espèces (Boucher *et al.* 2009b). Les changements climatiques et leurs impacts anticipés sur les régimes de perturbations devront également être considérés afin d'ajuster les états de référence.

Références bibliographiques

Alvarez, E., 2009. *Influence d'un siècle de récolte forestière sur la forêt mélangée tempérée de la Mauricie*. Thèse de doctorat, Université Laval. 172 pages.

Barrette, M. et L. Bélanger, 2007. *Reconstitution historique du paysage préindustriel de la région écologique des hautes collines du Bas-Saint-Maurice*. Revue canadienne de recherche forestière 37 : 1147-1160.

Barrette, M., L. Bélanger et L. De Grandpré, 2010. *Preindustrial reconstruction of a perhumid mid-boreal landscape, Anticosti Island, Québec.* Revue canadienne de recherche forestière 40 : 928-942.

Bergeron, Y. et A. Leduc, 1998. *Relationships between change in fire frequency and mortality due to spruce budworm outbreak in the southeastern Canadian boreal forest.* Journal of Vegetation Science 9 : 493-500.

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., D. Cyr, C.R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D.D. Kneeshaw, E. Lauzon, A. Leduc, H. Le Goff, D. Lesieur et K. Logan, 2006. *Past, current, and future fire frequencies in Québec's commercial forests: Implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management.* Revue canadienne de recherche forestière 36 : 2737-2744.

Blais, J.R., 1983. *Trends in the frequency, extent and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada*. Revue canadienne de recherche forestière 13 : 539-547.

Bouchard, M., D. Kneeshaw et Y. Bergeron, 2006. *Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests*. Ecology 87 : 2319-2329.

Bouchard, M., D. Kneeshaw et C. Messier, 2007. *Forest dynamics following spruce budworm outbreaks in the northern and southern mixedwoods of central Québec*. Revue canadienne de recherche forestière 37 : 763-772.

Bouchard, M., D. Pothier et J.-C. Ruel, 2009. *Stand-replacing windthrow in the boreal forests of eastern Québec*. Revue canadienne de recherche forestière 39 : 481-487.

Bouchard, M., S. Déry, H. Jacqmain, J.-P. Jetté et M. Leblanc, 2010. *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I - Analyse des enjeux (version préliminaire 1.0)*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts.117 p.

Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois et L. Blais, 2009a. *Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada.* Landscape Ecology 24 : 171-184.

Boucher, Y., P. Grondin et 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. et P. Grondin, (soumis). *Impact of industrial logging and natural stand-replacing disturbances on high-elevation boreal forest landscape dynamics (1950-2005) in Eastern Canada*. Forest Ecology and Management FORECO8578.

Bouffard, D., É. Forget et F. Doyon, 2003. *Historique et dynamisme écologique de la végétation forestière de la réserve faunique Rouge-Matawin de 1930 à nos jours. (Version 1.0)*. Rapport scientifique. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue. 113 p.

Boulanger, Y. et D. Arseneault, 2004. *Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years*. Revue canadienne de recherche forestière 34 : 1035–1043.

Canham, C.D. et O.L. Loucks, 1984. *Catastrophic windthrow in the presettlement forests of Wisconsin*. Ecology 65 : 803-809.

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.

Fischer, J., D.B. Lindenmayer et A.D. Manning, 2006. *Biodiversity, ecosystem function and resilience: Ten guiding principles for off-reserve conservation*. Frontiers in Ecology and the Environment 4 : 80-86.

Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, D.D. Kneeshaw, P. Drapeau, L. De Grandpré, Y. Claveau et D. Pare, 2008. *Aménagement forestier écosystémique : origines et fondements.* Chapitre 1 dans : S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec. p. 13-40.

Grenon, F., J.-P. Jetté et M. Leblanc, 2010. *Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec. Module 1 - Fondements et démarche de la mise en oeuvre, Québec.* Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts. 51 p.

Grondin, P. et A. Cimon, 2003. *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*. Gouvernement du Québec, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier. 216 p.

Grondin, P., J. Noël et D. Hotte, 2007. *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.

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

Jardon, Y., H. Morin et P. Dutilleul, 2003. *Périodicité et synchronisme des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec*. Revue canadienne de recherche forestière 33 : 1947–1961.

Johnson, E.A. et S.L. Gutsell, 1994. *Fire frequency models, methods and interpretations.* Advances in Ecological Research 25 : 239-283.

Kneeshaw, D.D. et S. Gauthier, 2003. *Old-growth in the boreal forest at stand and landscape levels*. Dossiers Environnement 11 : s99-s114.

Kneeshaw, D.D., E. Lauzon, A. de Romer, 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.* Chapitre 9 dans : S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec. p. 215-240.

Lesieur, D., P. Lefort, Y. Bergeron et E. Lauzon, 2004. *Reconstitution de l'historique des perturbations naturelles et de la composition de la forêt préindustrielle au sud de Val d'Or*. Chaire industrielle CRSNG-UQAM-UQAT en aménagement forestier durable. Montréal, Québec. Rapport de recherche. 34 p.

Lindenmayer, D.B. et J.F. Franklin, 2002. *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington. 351 p.

Lormier, C.G. et A.S. White, 2003. *Scale and frequency of natural disturbances in the northeastern United States: implications for early successional forest habitat and regional age distributions.* Forest Ecology and Management 185: 41-64.

Meyn, S.P. et R.L. Tweedie, 2009. *Markov Chains and Stochastic Stability. Second edition.* Cambridge University Press. United Kingdom. 622 p.

Morin, H., D. Laprise, A.-A. Simard et S. Amouch, 2008. *Régime des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'est de l'Amérique du Nord*. Chapitre 7 dans : S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec. p. 165-192.

Pelletier, G., Y. Dumont, M. Bédard et J. Bergeron, 1996. *SIFORT, un système hybride des modes vectoriel et matriciel pour une nouvelle approche de l'analyse forestière*. Arpenteur-géomètre 23 : 8-9.

Pinna, S., H. Jacqmain, M. Bouchard, Y. Boucher, M. Barrette et M. Côté, 2009a. *Aménagement écosystémique des forêts au Québec - Guide d'élaboration d'un portrait de la forêt préindustrielle comme paysage naturel de référence, Québec.* Consortium en foresterie Gaspésie – Les-Îles et ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 28 p.

Pinna, S., A. Malenfant, B. Hébert et M. Côté, 2009b. *Portrait forestier historique de la Gaspésie*. Consortium en foresterie Gaspésie – Les-Iles, Gaspé. 203 p.

Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côté et W.D. Robinson, 2010. *Conservation de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés : utilisation des seuils critiques d'habitat*. The Forestry Chronicle 86 : 572-579.

Roy, M.-È., V. McCullough, É. Forget et F. Doyon, 2009. *Portrait forestier historique du territoire des unités d'aménagement forestier 064-52 & 061-51*. Rapport technique. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue et M.C. Forêt Inc. 58 p.

Saucier, J.-P., P. Grondin, A. Robitaille, J. Gosselin, C. Morneau, P.J.H. Richard, J. Brisson, L. Sirois, A. Leduc, H. Morin, E. Thiffault, S. Gauthier, C. Lavoie et S. Payette, 2009. *Écologie forestière.* Chapitre 4 dans : Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (éds.). Manuel de foresterie. Éditions MultiMondes. Québec, Canada. p. 167-315.

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.

Vaillancourt, M.-A., 2008. *Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation et Service de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques. Revue de littérature #F 2008-8211. 58 p.

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, Gaspé*. Consortium en foresterie de la Gaspésie–Les Îles et ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 61 p.

Villard, M.-A. et B.G. Jonsson, 2009. *Setting Conservation Targets for Managed Forest Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 411 p.

Annexe

Répertoire des études couvrant chacune des 17 unités homogènes de végétation

Nom UH	Description	Liste des références
FOCt	Forêt feuillue de l'Ouest à érable à sucre et caryer cordiforme typique	14, 17, 25
FOTt	Forêt feuillue de l'Ouest à érable à sucre et tilleul typique	14, 17, 25, 26
FOJt	Forêt feuillue de l'Ouest à érable à sucre et bouleau jaune typique	2, 12, 14, 17, 18, 25
MOJt	Forêt mélangée de l'Ouest à bouleau blanc, sapin et bouleau jaune typique	2, 6, 12, 18, 25, 29
MOJs	Forêt mélangée de l'Ouest à bouleau blanc, sapin et bouleau jaune septentrionale	1, 4, 6, 18, 23, 25, 29
MOBm	Forêt mélangée de l'Ouest à bouleau blanc et sapin méridionale	6, 9, 19, 25, 29
MOBt	Forêt mélangée de l'Ouest à bouleau blanc et sapin typique	4, 6, 23, 24, 25, 29
MOBs	Forêt mélangée de l'Ouest à bouleau blanc et sapin septentrionale	6, 19, 24, 25, 29
MEJt	Forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau jaune typique	6, 11, 15, 25, 27, 29
MESm	Forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau jaune méridionale	3, 6, 9, 11, 13, 16, 19, 20, 22, 25, 28, 29, 30
MESt	Forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau blanc typique	10, 13, 16, 19, 20, 22, 25, 28, 29
MESs	Forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau blanc septentrionale	6, 15, 19, 25, 29
ROEm	Forêt résineuse de l'Ouest à épinette noire et pin gris méridionale	5, 19, 24, 25, 29
ROEt	Forêt résineuse de l'Ouest à épinette noire et pin gris typique	5, 19, 21, 25, 29
REEm	Forêt résineuse de l'Est à épinette noire et sapin méridionale	7, 8, 19, 25
REEt	Forêt résineuse de l'Est à épinette noire et sapin typique	7, 8, 19, 25, 29
RCEt	Forêt résineuse de l'Est à épinette noire typique	7, 8, 19, 25, 29

Liste des études citées dans l'annexe

1. Alvarez, E., 2009. *Influence d'un siècle de récolte forestière sur la forêt mélangée tempérée de la Mauricie*. Thèse de doctorat, Université Laval. 172 p.

2. Barrette, M. et L. Bélanger, 2007. *Reconstitution historique du paysage préindustriel de la région écologique des hautes collines du Bas-Saint-Maurice*. Revue canadienne de recherche forestière 37 : 1147-1160.

3. Barrette, M., L. Bélanger et L. De Grandpré, 2010. *Preindustrial reconstruction of a perhumid midboreal landscape, Anticosti Island, Québec*. Revue canadienne de recherche forestière 40 : 928-942.

4. 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.

5. 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*. Revue canadienne de recherche forestière 31 : 384-391.

6. Bouchard, M., D. Kneeshaw et C. Messier, 2007. *Forest dynamics following spruce budworm outbreaks in the northern and southern mixedwoods of central Québec*. Revue canadienne de recherche forestière 37 : 763-772.

7. Bouchard, M., D. Pothier et J.-C. Ruel, 2009. *Stand-replacing windthrow in the boreal forests of eastern Québec*. Revue canadienne de recherche forestière 39 : 481-487.

8. Bouchard, M., D. Pothier et S. Gauthier, 2008. *Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Québec*. Revue canadienne de recherche forestière 38 : 1621-1633.

9. Boucher, Y., 2010. *Analyse de la cartographie de la compagnie Price Brother's pour les bassins versants des concessions South Kenogami et South of Saguenay dans le cadre du projet pilote de la réserve faunique des Laurentides*. Conférence prononcée le 11 janvier 2010 devant le Comité des solutions du projet pilote de la réserve faunique des Laurentides. Université Laval, Québec.

10. Boucher, Y. et P. Grondin, (soumis). *Impact of industrial logging and natural stand-replacing disturbances on high-elevation boreal forest landscape dynamics (1950-2005) in Eastern Canada*. Forest Ecology and Management FORECO8578.

11. Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois et L. Blais, 2009. *Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada*. Landscape Ecology 24 : 171-184.

12. Bouffard, D., É. Forget et F. Doyon, 2003. *Historique et dynamisme écologique de la végétation forestière de la réserve faunique Rouge-Matawin de 1930 à nos jours. (Version 1.0).* Rapport scientifique. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue. 113 p.

13. 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.

14. Canham, C.D. et O.L. Loucks, 1984. *Catastrophic windthrow in the presettlement forests of Wisconsin*. Ecology 65 : 803-809.

15. 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.

16. Delisle-Boulianne, S., Y. Boucher, L. Bélanger et M.-H. Brière, 2011. *Les inventaires forestiers anciens : de précieuses sources d'informations pour établir le portrait des forêts naturelles*. Le Naturaliste Canadien. (sous presse).

17. Drever, C.R., C. Messier, Y. Bergeron et F. Doyon, 2006. *Fire and canopy species composition in the Great Lakes-St. Lawrence forest of Temiscamingue, Québec*. Forest Ecology and Management 231 : 27-37.

18. Grenier, D., Y. Bergeron, D. Kneeshaw et S. Gauthier, 2005. *Fire frequency for the northern limit of the temperate forest of southwestern Québec, Canada*. Revue canadienne de recherche forestière 35 : 656-666.

19. Grondin, P., D. Hotte, Y. Boucher, P. Tardif et J. Noël, 2010. *Comparaison des paysages forestiers actuels et des paysages forestiers naturels du sud de la forêt boréale du Québec à des fins d'aménagement écosystémique*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 158. 96 p.

20. Lauzon, E., Y. Bergeron, S. Gauthier et D. Kneeshaw, 2006. *Les cycles de feu et l'aménagement forestier : une nouvelle approche pour la forêt boréale canadienne*. Traduit de l'anglais. Titre original : *Fire Cycles and Forest Management: An Alternative Approach for Management of the Canadian Boreal Forest.* Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton, Alberta. 16 p.

21. 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.

22. 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, Québec. Mémoire de recherche n° 136. 91 p.

23. Lesieur, D., P. Lefort, Y. Bergeron et E. Lauzon, 2004. *Reconstitution de l'historique des perturbations naturelles et la composition de la forêt préindustrielle au sud de Val d'Or*. Chaire industrielle CRSNG-UQAM-UQAT en aménagement forestier durable. Montréal, Québec. Rapport de recherche. 34 p.

24. Lesieur, D., S. Gauthier et Y. Bergeron, 2002. *Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Québec, Canada*. Revue canadienne de recherche forestière 32 : 1996-2009.

25. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009. *Le portrait de l'évolution de la forêt publique sous aménagement du Québec méridional des années 1970 aux années 2000*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers et Direction de l'environnement et de la protection des forêts. 142 p.

26. Nolet, P., S. Sougavinsky et F. Doyon, 1999. *Caractérisation du régime des perturbations naturelles de la Réserve Faunique Papineau-Labelle*. Écoforesterie Consultants. 44 p.

27. Parisien, M.A., L. Sirois et M. Babeau, 2004. *Distribution and dynamics of jack pine at its longitudinal range limits in Québec*. Dans : Engstrom, R.T., K.E.M. Galley et W.J. de Groot (eds.). *Proceedings of the 22nd Tall Timbers Fire Ecology Conference*. Kananaskis, Alberta, Canada. 1999.

28. Pinna, S., A. Malenfant, B. Hébert et M. Côté, 2009. *Portrait forestier historique de la Gaspésie*. Consortium en foresterie Gaspésie – Les-Iles, Gaspé. 203 p.

29. Vaillancourt, M.-A., 2008. *Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation et Service de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques. Revue de littérature #F 2008-8211. 58 p.

30. 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, Gaspé*. Consortium en foresterie de la Gaspésie – Les-Îles et ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 61 p.

Les études en écologie et en modélisation de la dynamique des écosystèmes forestiers menées par la Direction de la recherche forestière procurent des informations déterminantes afin de mettre en oeuvre des stratégies d'aménagement durable des forêts. Les résultats qui découlent de ces recherches serviront, entre autres, à identifier des enjeux écologiques et des cibles d'aménagement écosystémique, basées sur les meilleures connaissances scientifiques actuellement disponibles.

Ressources naturelles et Faune
Québec

Le papier des pages intérieures de ce Mémoire de recherche forestière est fabriqué à 100% avec des fibres recyclées.