

**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI**

**DYNAMIQUE DE LA FORÊT DU BAS-ST-LAURENT DEPUIS LE DÉBUT DE  
L'EXPLOITATION FORESTIÈRE (1820-2000)**

**THÈSE PRÉSENTÉE COMME EXIGENCE PARTIELLE AU PROGRAMME DE  
DOCTORAT EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT**

**PAR  
YAN BOUCHER**

**NOVEMBRE 2008**

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier sincèrement mon directeur de recherche, Dominique Arseneault, pour sa patience, sa confiance, ses conseils et sa rigueur scientifique, qualités qui m'ont permis de rendre à terme ce projet de doctorat. De manière similaire, je veux remercier mon co-directeur, Luc Sirois, titulaire de la Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée (CRFH) pour son appui inconditionnel tout au long du projet. Je voudrais aussi remercier les membres externes du comité d'encadrement, Pierre Drapeau et Daniel Kneeshaw qui m'ont aidé à orienter mes travaux lors de la phase d'élaboration du projet de thèse.

Je veux aussi remercier les assistants de recherche François Boulianne, Alain Caron, Mélanie Chabot, Annaig Kervella, Sébastien Morasse, Jean-François Lavoie, Johanne Parent et François Villeneuve qui ont participé aux travaux de terrain et de laboratoire. Je veux aussi remercier les étudiants chercheurs de la CRFH et des autres laboratoires de l'UQAR : Maud Ablain, Yan Boulanger, Mathieu Côté, Patrick Morin, Arnaud Mosnier, Martin Hughes Saint-Laurent et Marion Vaché qui m'ont grandement aidé lors de mon cheminement doctoral. Je voudrais remercier mes ami(e)s du Saguenay et de Rimouski qui m'ont accompagné durant toutes ces années, ma famille (Robert, Sylvie, David et Jonathan) et tout particulièrement mon amoureuse, Simone, pour m'avoir encouragé pendant cette étape déterminante de ma vie.

Évidemment, je n'aurais pu entreprendre des études doctorales sans l'aide inestimable du Fonds Québécois sur la Nature et les Technologies (FQRNT), de la Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent (Pierre Belleau) et de la CRFH qui m'ont versé une bourse d'étude en milieu de pratique. Finalement, je veux souligner les contributions du Centre d'études nordiques et du groupe de recherche Bionord qui m'ont donné l'occasion de présenter mes recherches à divers congrès nationaux et internationaux et qui m'ont aussi permis de réaliser un stage à l'Université Umeå en Suède en 2004.

## TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
RÉSUMÉ.....	x
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
0.1. La forêt préindustrielle et l'aménagement écosystémique: les fondements.....	1
0.2. Région étudiée .....	2
0.3. Dynamique des perturbations naturelles .....	3
0.4. Exploitation des forêts régionales.....	3
0.5. L'écologie historique : reconstituer les forêts du passé.....	4
0.6. Objectifs de la thèse.....	5
0.7. Organisation de la thèse.....	5
CHAPITRE I	
LOGGING-INDUCED CHANGE (1930-2002) OF A PREINDUSTRIAL LANDSCAPE AT THE NORTHERN RANGE LIMIT OF NORTHERN HARDWOODS, EASTERN CANADA .....	8
1.1. Résumé.....	9
1.2. Abstract.....	10
1.3. Introduction.....	11
1.4. Study region.....	13
1.5. Methods.....	14
1.5.1. Logging history and landscape changes .....	14
1.5.2. Stand-level logging impacts on species recruitment and composition .....	16
1.5.3. Forest cover in 1930 and 2002 versus ecological land classification .....	17
1.6. Results.....	18
1.6.1. Logging history and landscape change.....	18
1.6.2. Detailed study site .....	19

1.6.3. Forest covers in 1930 and 2002 versus ecological land classification.....	21
1.7. Discussion.....	21
1.8. Management implications.....	26
1.9. Acknowledgements.....	26
1.10. References.....	27
<b>CHAPITRE II</b>	
<b>TRANSFORMATION (1820-2000) D'UN PAYSAGE FORTEMENT EXPLOITÉ DE LA FORÊT BORÉALE INFÉRIEURE DE L'EST DU CANADA .....</b>	
	<b>47</b>
2.1. Résumé.....	48
2.2. Introduction.....	49
2.3. Aire d'étude .....	50
2.3.1. Historique d'utilisation du territoire .....	52
2.4. Méthodes.....	53
2.4.1. Analyse cartographique .....	53
2.4.2. Analyse des bois dravés sur la rivière Rimouski .....	53
2.5. Résultats.....	55
2.5.1. Structure des paysages entre 1930 et 2000.....	55
2.5.2. Analyse des billots de bois dravés.....	56
2.6. Discussion.....	57
2.7. Implications pour l'aménagement.....	60
2.8. Remerciements.....	61
2.9. Références.....	61
<b>CHAPITRE III</b>	
<b>IMPACT DES COUPES DU XX<sup>E</sup> SIÈCLE SUR LA STRUCTURE ET LA COMPOSITION DES PAYSAGES FORESTIERS DE L'EST DU CANADA .....</b>	
	<b>73</b>
3.1. Résumé.....	74

3.2. Introduction.....	74
3.3. Région d'étude.....	76
3.4. Méthodes.....	78
3.4.1 Cartes forestières de 1930 et 2000.....	78
3.4.2 Analyses spatiales.....	79
3.5. Résultats.....	80
3.5.1. Évolution des patrons de coupe au XX <sup>e</sup> siècle.....	80
3.5.2. Évolution de la structure d'âge des paysages au XX <sup>e</sup> siècle.....	80
3.5.3 Évolution de la composition des paysages au XX <sup>e</sup> siècle.....	81
3.6. Discussion.....	83
3.6.1. Dynamique des forêts depuis l'introduction des coupes du XX <sup>e</sup> siècle.....	84
3.7. Implications d'aménagement.....	87
3.8. Remerciements.....	88
3.9. Références.....	88
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	104
4.1 Rappel des principales contributions de la thèse.....	104
4.2. Implications des résultats dans la mise en oeuvre d'une stratégie écosystémique.....	107
RÉFÉRENCES DE L'INTRODUCTION ET DE LA CONCLUSION GÉNÉRALES.....	110

## LISTE DES FIGURES

Figure 0.1. Localisation des paysages étudiés au Bas-Saint-Laurent dans le cadre de cette thèse. ....	7
Figure 1.1. Localisation of the Nicolas Riou seignory in eastern Quebec (arrow) and vegetation zones according to Rowe (1972). ....	38
Figure 1.2. Validation of the 1930 forest map using aerial photographs taken in 1941 over two contrasting areas of the Nicolas-Riou seignory.....	39
Figure 1.3. Age classes of the forest cover in 1930 and 2002 at the Nicolas Riou seignory. Age classes have been reclassified as described in Tableau 1.2.....	40
Figure 1.4. Types of forest cover in 1930 and 2002 at the Nicolas Riou seignory.....	41
Figure 1.5. Aerial photograph taken in the winter of 1941 (original scale 1: 22 800), showing the pre-industrial conifer-dominated matrix, along with a recent cutover area surrounding the detailed study site (white square). ....	42
Figure 1.6. Elevation above sea level (a.s.l.) over the Nicolas Riou seignory.....	43
Figure 1.7. Relative abundance of cover type according to elevation bands depicted in the Figure 1.6. ....	44
Figure 1.8. Logging history at the Nicolas Riou seignory as reconstructed from forest maps of 1930, 1948, 1973 and 2002. ....	45
Figure 1.9. Frequency distribution of innermost tree ring according to species (a-e) and growth releases (f) summed over the entire studied surface (15 plots; 0.6 ha) at the detailed study site. ....	46

Figure 2.1. : Localisation de la région d'étude et du bassin versant de la rivière Rimouski. ....	69
Figure 2.2. Âge et perturbation d'origine des forêts du bassin versant de la rivière Rimouski en 1930 (a), 1948 (b), 1975 (c) et 2000 (d). La zone délimitée par la ligne noire épaisse en 1948 correspond au territoire de la réserve Duchénier. ....	70
Figure 2.3. Abondance relative des classes d'âges (a) et des types de couverts (b) en 1930, 1948, 1975 et 2000 dans le paysage du bassin versant de la rivière Rimouski (BVRR). ....	71
Figure 2.4. Année de mortalité des billots récoltés au fond de la rivière Rimouski durant les trois phases d'exploitations forestières (I-II-III). ....	72
Figure 3.1. Encadré A : localisation de l'aire d'étude dans l'Est du Québec et zones de végétation suivant la classification de Rowe (1972) et de Duffield. (1990). ....	99
Figure 3.2. Paysages de Rimouski, Metis et Matane: variation altitudinale et réseau hydrographique principal (a); type de couvert en 1930 (b); type de couvert en 2000 (c). ....	100
Figure 3.3. Territoires coupés en fonction de la distance au réseau hydrographique principal (a) et de l'altitude (b). ....	101
Figure 3.4. Abondance relative des classes d'âges (a) et des types de couverts (b) dans les paysages de Rimouski, Metis et Matane en 1930 et 2000. ....	102
Figure 3.5. Abondance des types de couverts en fonction de l'altitude des paysages de Rimouski, Metis et Matane en 1930 (a) et 2000 (b). ....	103

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1. Scale and type of aerial photographs used to elaborate the forest maps employed in this study.....	33
Tableau 1.2. Correspondence between the 1930 and 2002 age classes and classification used in this study.....	34
Tableau 1.3. Landscape metrics computed from the 1930 and 2002 forest maps. ....	35
Tableau 1.4. Spatially explicit correspondence (percent of total landscape area) of cover types between the 1930 and 2002 forest maps. ....	36
Tableau 1.5. Abundance of taxa among living individuals and coarse woody debris summed over the 15 studied plots (total surface area of 0.6 ha) at the detailed study site.....	37
Tableau 2.1. Échelle et type de photographies aériennes employées dans la confection des cartes forestières.....	67
Tableau 2.2. Correspondance entre les classes d'âge établies dans la présente étude et les classifications des cartes forestières produites en 1930, 1948, 1975 et 2000.....	68
Tableau 3.1. Échelle et type de photographies aériennes employées dans la confection des cartes forestières.....	95
Tableau 3.2. Correspondance entre les classes d'âge établies dans la présente étude et les classifications des cartes forestières produites en 1930 et 2000. ....	96



Tableau 3.3. Correspondance (pourcentage de la superficie totale du paysage) entre  
la composition du couvert en 1930 et 2000.....97

Tableau 3.4. Métriques des paysages pour les quatre grands types de couverts pour  
Rimouski, Metis et Matane en 1930 et 2000.....98

## RÉSUMÉ

Depuis la fin du XX<sup>e</sup> siècle, l'aménagement forestier tend à passer d'une gestion strictement orientée vers la récolte de matière ligneuse vers une gestion des écosystèmes visant aussi le maintien de l'intégrité écologique. C'est ainsi qu'est apparu le concept de l'aménagement forestier écosystémique (AFÉ). L'AFÉ tente de reproduire, par des stratégies d'aménagement et des traitements sylvicoles, la mosaïque d'écosystèmes retrouvés sous un régime de perturbations naturelles. D'après le concept du filtre brut, on assume que le maintien de cette panoplie de conditions, sous un régime d'aménagement forestier, permettra d'offrir la meilleure garantie pour protéger la biodiversité. Dans l'Est du Québec, les connaissances relatives à la forêt préindustrielle du Bas-Saint-Laurent (sapinière à bouleau jaune de l'Est) et à son évolution depuis le début des coupes sont fragmentaires. Le long historique d'exploitation des forêts y rend difficile la documentation des caractéristiques clés des forêts préindustrielles à cause de la rareté des territoires vierges ou faiblement exploités. Dans une telle situation, il est reconnu que les caractéristiques de la forêt préindustrielle, soit avant son exploitation soutenue, constituent une base solide dans le développement de pratiques forestières écosystémiques. L'objectif principal de cette thèse est de documenter, à partir de l'écologie historique, les principales caractéristiques (structure, composition et organisation spatiale) de la forêt préindustrielle de la région du Bas-Saint-Laurent pour mieux comprendre sa transformation depuis le début de l'exploitation forestière dans la perspective de déployer un AFÉ. Les résultats de cette thèse ont permis de documenter la structure et la composition des paysages de la forêt préindustrielle à l'échelle régionale et de retracer les grandes phases d'exploitation forestière qui ont provoqué sa transformation depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle. La phase initiale d'exploitation des forêts (1820-1900) a débuté avec la coupe du pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.), du pin blanc (*Pinus strobus* L.) et des épinettes (*Picea* spp.) de forte dimension le long du réseau hydrographique principal car la drave était à l'époque le principal moyen de transport des bois. À partir du début du XX<sup>e</sup> siècle, on a assisté à une transformation progressive et de plus en plus sévère des forêts régionales. L'exploitation forestière accrue induite par l'intensification de la récolte a entraîné l'extraction massive de l'ensemble des essences conifériennes, notamment le sapin baumier (*Abies balsamea* L.), qui formaient la matrice des paysages forestiers au début du XX<sup>e</sup> siècle.

L'analyse de cartes forestières de 1930 révèle en effet qu'une vaste portion (>75%) des superficies encore non exploitées à ce moment dans les bassins versants des rivières Rimouski, Mitis et Matane (total de 256 000 ha) était composée de vieux peuplements de conifères dont l'âge dépassait 100 ans. Les peuplements mixtes et feuillus étaient toutefois de plus en plus abondants à mesure qu'on s'approchait du sommet des collines. Au cours du XX<sup>e</sup> siècle, la matrice de vieilles forêts conifériennes a été progressivement érodée au profit des jeunes peuplements en régénération. Entre 1930 et 2000, le nombre de plaques de paysage a considérablement augmenté, suggérant une fragmentation croissante du couvert forestier. Au cours de cette période, plus de 60 % des couverts conifériens ont évolué vers des couverts en régénération ou mixtes tandis que les couverts feuillus ont considérablement augmenté (2.3 à 12.4 fois). Dans certaines portions du territoire, comme à l'intérieur de la Seigneurie Nicolas-Riou, une prolifération marquée de l'abondance des essences feuillues (bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.), érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.), érable rouge (*Acer rubrum* L.) et peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx) a été observée à la suite des coupes répétées qui visaient la récolte des essences de conifères (sapin, épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss), thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.), pin rouge et pin blanc). Les coupes de récupération lors de la dernière épidémie de tordeuses des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clemens) (1975-1990) ont favorisé l'implantation massive des plantations d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) et d'épinette de Norvège (*Picea abies* L.) sur de vastes superficies. Depuis le début de l'exploitation forestière régionale, un écart de plus en plus important s'est creusé entre les conditions forestières préindustrielles et actuelles, reflétant une gestion non durable de la forêt selon les critères du maintien de la diversité des écosystèmes. Pour compenser la perte des vieux peuplements de conifères, nous suggérons que l'aménagement écosystémique soit utilisé pour restaurer les forêts et particulièrement pour augmenter l'abondance des forêts de conifères à structure irrégulière.

**Mots-clés:** paysage forestier préindustriel, drave, contraintes d'exploitation, coupes forestières, sapinière mixte, aménagement écosystémique.

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### 0.1. La forêt préindustrielle et l'aménagement écosystémique: les fondements

En Amérique du Nord et dans plusieurs autres régions du globe, la gestion forestière est progressivement passée d'un aménagement strictement orienté vers la production de matière ligneuse vers une gestion qui tient compte de l'ensemble des composantes de l'écosystème forestier (Attiwill 1994; Lindenmayer et Franklin 2002). Le maintien de la diversité biologique dans les forêts aménagées est devenu une préoccupation. L'aménagement forestier écosystémique (AFÉ) est un concept qui fait actuellement l'objet d'un large consensus de la part des gestionnaires et de la communauté scientifique afin d'atteindre les objectifs du développement forestier durable (Seymour et Hunter 1999; Harvey et al. 2002; Lindenmayer et Franklin 2002). Au Québec, la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (Arsenault 2004) a d'ailleurs recommandé que l'AFÉ soit au coeur des prochains plans généraux d'aménagement forestier. Cette commission a défini l'AFÉ comme :

*« Un concept d'aménagement forestier ayant pour objectif de satisfaire un ensemble de valeurs et de besoins humains en s'appuyant sur les processus et les fonctions de l'écosystème et en maintenant son intégrité ».*

D'un point de vue opérationnel, l'AFÉ doit permettre de reproduire, par des stratégies d'aménagement (échelle du paysage) et des traitements sylvicoles (échelle du peuplement), les principales caractéristiques des écosystèmes retrouvés sous un régime de perturbations naturelles (Harvey et al. 2002). Cette vision repose sur le fait que les organismes ont évolué sous un régime de perturbations depuis des millénaires et que le maintien des écosystèmes à l'intérieur de leur limites de variabilité naturelle, sous un régime d'aménagement forestier, est la meilleure assurance contre la perte de biodiversité (Landres et al. 1999 ; Seymour et Hunter 1999; Lindenmayer et Franklin 2002).

Une question importante se pose aux aménagistes forestiers qui veulent implanter l'AFÉ sur une base opérationnelle dans les territoires où il n'y a plus suffisamment de sites et de paysages qui pourraient servir de témoins naturels. Quelles étaient les principales caractéristiques des écosystèmes soumis à un régime de perturbations naturelles ? On convient habituellement que les caractéristiques de structure et de composition de la forêt préindustrielle (i.e. juste avant l'exploitation soutenue au XX<sup>e</sup> siècles), sont des états de référence robustes qui permettent de guider les aménagistes vers l'AFÉ (Fule et al. 1997; Landres et al. 1999; Axelsson et Östlund 2001; Kuluuvainen 2002 ; Frelich et al. 2005).

## 0.2. Région étudiée

La région qui englobe les paysages forestiers étudiés dans cette thèse (Rimouski (117 000 ha), Métis (49 400 ha) et Matane (92 300 ha)) se situe à la limite nord de la région forestière des Grands-Lacs et du Saint-Laurent (Rowe 1972) et s'étend entre les 47°92'N et 48°94'N de latitude et entre les 66°78'O et 68°84'O de longitude (Figure 0.1). D'après le système de classification écologique du Québec, cette région est localisée dans le faciès oriental du domaine de la sapinière à bouleau jaune qui correspond à la section méridionale de la zone boréale (Robitaille et Saucier 1998). Cette région forestière marque la transition entre les vastes forêts de conifères du Nord et les forêts décidues retrouvées plus au sud. Le climat tempéré humide est caractérisé par une température moyenne annuelle de 3.1 °C avec des précipitations annuelles moyennes de 929 mm dont 38% tombent sous forme de neige (Robitaille et Saucier 1998; Environnement Canada 2007). Les forêts actuelles sont majoritairement composées de sapin baumier, de bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.), d'érable à sucre, de bouleau à papier, de peuplier faux-tremble et de thuya occidental (Robitaille et Saucier 1998). Les essences liées aux feux telles que le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), le pin rouge et le pin blanc sont rares et leur répartition spatiale est très limitée (Robitaille et Saucier 1998; Parisien et al. 2004). Le territoire analysé est inclus dans la région administrative du Bas-Saint-Laurent et correspond aux limites bas-laurentiennes des concessions de la compagnie forestière Price Brother's, lesquelles ont été l'objet d'une cartographie forestière détaillée en 1930.

### **0.3. Dynamique des perturbations naturelles**

Au Bas-Saint-Laurent et dans les régions avoisinantes de la forêt mixte de l'Est de l'Amérique du Nord, la dynamique des forêts préindustrielles était principalement contrôlée par les perturbations secondaires comme les épidémies de tordeuse de bourgeons de l'épinette (TBE) et les chablis, plutôt que par les feux (Lorimer 1977; Wein et Moore 1977; Lorimer et White 2003; Boulanger et Arseneault 2004; Fraver et al. 2007). Une recherche menée au Bas-Saint-Laurent indique, qu'au cours des derniers 450 ans, l'intervalle de temps moyen entre les épidémies de TBE a été de 40 ans (Boulanger et Arseneault 2004). Bien qu'on assiste à une constance des événements épidémiques, leur sévérité est variable et elle agissent principalement dans les forêts dominées par le sapin et l'épinette blanche et tuent, dépendamment de la sévérité, une proportion variable des arbres hôtes formant le couvert forestier (MacLean 1980; Morin 1994; Bouchard et al. 2006). La régénération préétablie de sapins et de l'épinette est habituellement épargnée, ce qui permet le retour de la sapinière initiale (Baskerville 1975; Morin 1994). En ce qui a trait à l'influence des feux sur la dynamique forestière, bien peu d'information est disponible concernant la période précoloniale. Toutefois on sait que depuis le début de la colonisation, c'est-à-dire au tournant du XIX<sup>e</sup> et dans la première moitié du XX<sup>e</sup> siècle, des feux d'abattis ont brûlé d'importantes superficies (Guay 1942, 1944; Minville 1944; Fortin et al. 1993). Par contre, l'influence récente (1952-1998) des feux est faible dans la région du Bas-Saint-Laurent avec un cycle de feux estimé à plus de 2 700 ans (Parisien et al. 2004). La faible occurrence des perturbations de grandes ampleurs suggère donc que la dynamique naturelle est plutôt prise en charge par les perturbations secondaires (épidémies de TBE, les trouées et les chablis de superficie variable) qui affectent les peuplement mûres et surannées de cette région (de Romer et al. 2007). Plusieurs éléments de la dynamique naturelle des forêts régionales demeurent toutefois à documenter.

### **0.4. Exploitation des forêts régionales**

Depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle, la région de l'Est du Canada a enregistré de profondes transformations liées à l'exploitation forestière (Fortin et al. 1993; Brisson et Bouchard 2003; Mosseler et al. 2003). Les forêts de cette région, de par leur proximité des

marchés, représentaient des sources facilement accessibles d'approvisionnement en bois. L'établissement d'un important commerce du bois entre le Québec et l'Angleterre au début du XIX<sup>e</sup> siècle a contribué à l'arrivée massive des marchands de bois (Lower 1973; Fortin et al. 1993). Au XIX<sup>e</sup> siècle, l'exploitation des forêts était surtout concentrée sur le bois de forte dimension (pins, épinette blanche et bouleau jaune) qui approvisionnait l'industrie du sciage. Par la suite, l'essor important de l'industrie du sciage et des pâtes et papiers au début du XX<sup>e</sup> siècle a contribué à l'exploitation massive des forêts (Guay 1942). Dans la seconde moitié du XX<sup>e</sup> siècle, la mécanisation a considérablement accéléré l'exploitation et la transformation des forêts, de telle sorte qu'actuellement il n'existe pratiquement plus de peuplements ou de paysages forestiers qui n'ont jamais été soumis à l'exploitation.

#### **0.5. L'écologie historique : reconstituer les forêts du passé**

La rareté des paysages forestiers vierges ou peu aménagés nous pousse à recourir à des sources d'informations alternatives afin de reconstituer les caractéristiques de la forêt préindustrielle et sa transformation sous l'influence des pratiques sylvicoles. Plusieurs techniques permettent de reconstituer, à diverses échelles spatiales et temporelles, les écosystèmes forestiers du passé. On regroupe l'ensemble de ces techniques sous la discipline de l'écologie historique. Un des buts premiers de l'écologie historique est de documenter les forêts du passé, les changements environnementaux au sein de ces écosystèmes et d'en déterminer les agents responsables (Whitney 1994). Habituellement, les sources d'informations utilisées en écologie historique se divisent en deux grandes catégories. D'abord, les informations manuscrites et imprimées comme: les photos aériennes et les cartes forestières historiques (Kadmon et Harari-Kramer 1999; Axelsson et Östlund 2001; Hall et al. 2002), les inventaires forestiers anciens (Östlund et al. 1997; Jackson et al. 2000; Andersson et Östlund 2004), les archives d'arpentage (Siccama 1971; Lorimer 1977; Whitney 1994; Friedman et al. 2001) et les actes notariés (Simard et Bouchard 1996; Brisson et Bouchard 2003). Elles constituent des sources d'informations précieuses. Ensuite, les évidences biologiques retrouvées au sein des écosystèmes sont multiples et permettent aussi de reconstituer les écosystèmes et leur dynamique à des échelles variables. L'étude des forêts vierges (Leak 1975; Payette et al. 1990; Frelich et Reich 1995; Mast et al. 1999), des arbres

morts conservés dans les tourbières (Arseneault et Sirois 2004) ou dans les milieux aquatiques et riverains (Guyette et Cole 1999; Arseneault et al. 2007), de même que les analyses du pollen et des sédiments lacustres (MacDonald et al. 1991 ; Lindbladh et al. 2000) sont toutes des sources d'informations conservées à l'intérieur des écosystèmes et qui permettent de reconstituer la dynamique, la structure et la composition des forêts préindustrielles.

## **0.6. Objectifs de la thèse**

L'objectif général de cette thèse est de documenter la structure et la composition des paysages forestiers préindustriels du Bas-Saint-Laurent et leur évolution, en réponse à l'histoire des coupes des derniers 200 ans. Cette étude s'insère dans le cadre d'un projet à long terme visant à élaborer des cibles et des stratégies pour déployer l'aménagement forestier écosystémique.

## **0.7. Organisation de la thèse**

La thèse est organisée en trois chapitres qui abordent, à diverses résolutions spatiales et temporelles, la forêt préindustrielle de l'Est du Bas-Saint-Laurent et son évolution sous l'action des pratiques forestières. La thèse est basée sur l'analyse détaillée d'anciennes cartes forestières, sur une étude dendrochronologique des bois dravés sur la rivière Rimouski, ainsi que sur une analyse comparative de l'abondance des arbres vivants et des débris ligneux dans un site. Ces approches sont employées seules ou en combinaison pour reconstituer la structure et la composition des paysages et interpréter les changements provoqués par les pratiques forestières.

Dans le premier chapitre, les changements causés par les pratiques forestières ont été documentés dans un paysage forestier de 13 550 ha. L'intérêt de ce dernier est qu'il avait été presque complètement épargné par les coupes avant une première cartographie forestière en 1930. Les types et l'âge des couverts forestiers ont été comparés entre des cartes d'inventaires forestiers établies en 1930 et 2002 pour quantifier l'influence des coupes sur les

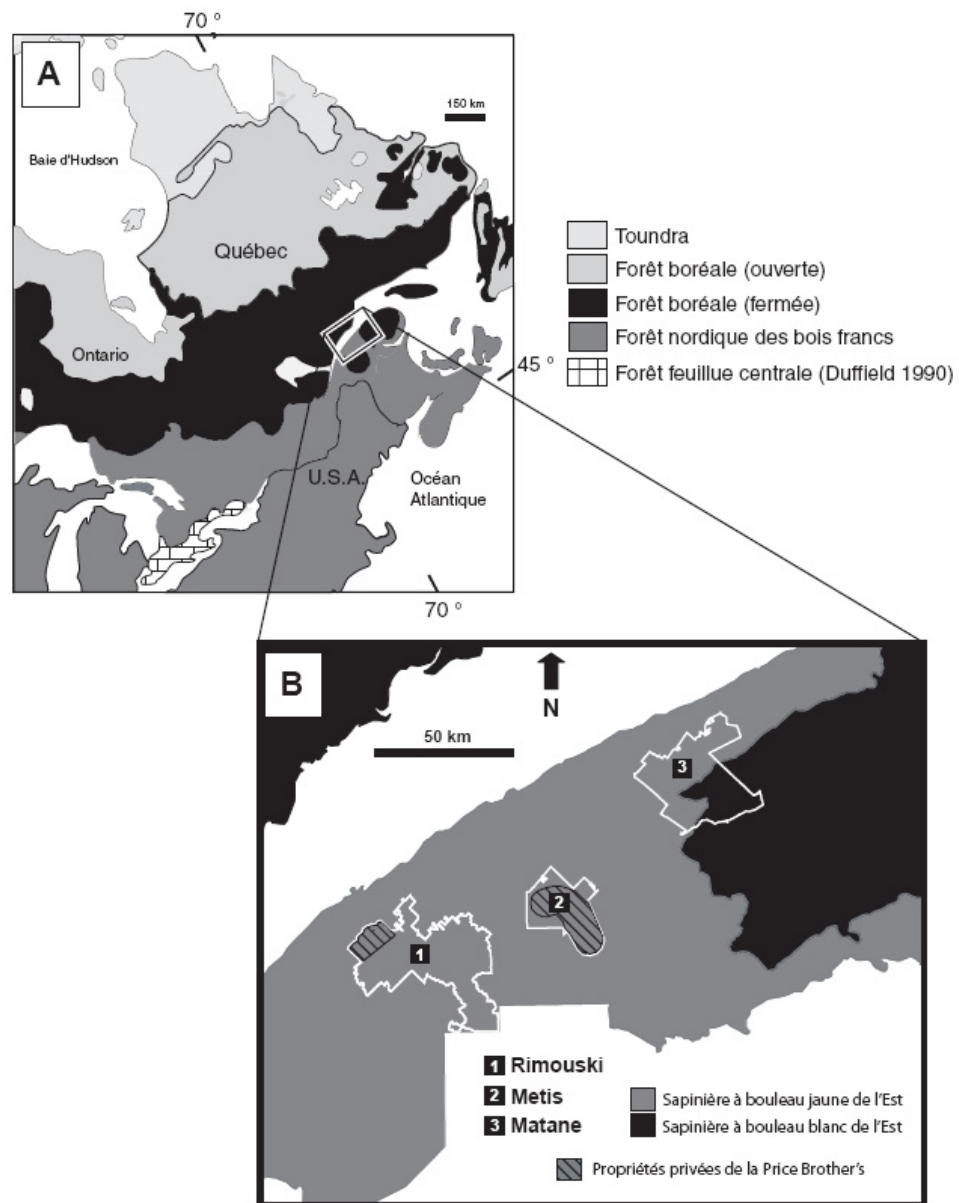


changements de la mosaïque forestière. L'abondance relative des espèces a aussi été comparée entre les arbres vivants et les débris ligneux grossiers pour décrire ces changements à l'échelle d'un site.

Dans le deuxième chapitre, une étude dendroécologique de l'historique des bois dravés (1820-1970) ainsi que l'analyse d'une série de cartes forestières (1930, 1948, 1975 et 2000) ont permis collectivement d'examiner l'historique d'exploitation et de transformation des forêts du bassin versant de la rivière Rimouski (117 000 ha). Cette étude, est à notre connaissance, la première à documenter, par dendrochronologie, les caractéristiques des bois dravés afin de reconstituer l'influence multiséculaire de l'aménagement forestier sur la structure et la composition des paysages forestiers préindustriels.

Dans le troisième chapitre, des cartes illustrant la structure et la composition des couverts forestiers en 1930 et 2000 ont été employées afin de documenter, à l'échelle régionale, comment la structure et la composition des paysages forestiers préindustriels de l'Est du Bas-Saint-Laurent ont évolué en réponse à l'historique des coupes du XX<sup>e</sup> siècle. Ce chapitre compare aussi la répartition de la végétation en fonction du milieu physique entre la forêt préindustrielle et actuelle. Il aborde, entre autres, l'influence des contraintes du milieu physique (réseau hydrographique et altitude) sur le patron de dispersion des coupes au XX<sup>e</sup> siècle.

En conclusion, nous discutons de l'implication des résultats de cette thèse dans le développement des connaissances sur les caractéristiques et le fonctionnement de la forêt boréale inférieure de l'Est du Québec et de leur intégration dans une stratégie d'aménagement écosystémique. Nous terminons en présentant des perspectives de recherche.



**Figure 0.1.** Localisation des paysages étudiés au Bas-Saint-Laurent dans le cadre de cette thèse. 1 : Rimouski; 2 : Metis; 3 : Matane. La seigneurie Nicolas-Riou (NRS) analysée dans le premier chapitre, correspond à la zone hachurée du territoire Rimouski.

**CHAPITRE I**

**LOGGING-INDUCED CHANGE (1930-2002) OF A PREINDUSTRIAL LANDSCAPE  
AT THE NORTHERN RANGE LIMIT OF NORTHERN HARDWOODS, EASTERN  
CANADA**

## 1.1. Résumé

Les changements causés par les coupes forestières ont été documentés dans un paysage de 13 550 ha de l'Est du Québec. Les types et les classes d'âge du couvert forestier ont été comparés entre des cartes forestières établies en 1930 et 2002. L'abondance relative des espèces a aussi été comparée entre les arbres vivants et les débris ligneux grossiers pour quantifier ces changements à l'échelle d'un site. Plus de 90% du paysage de 1930 était âgé de plus de 100 ans alors qu'une matrice coniférienne, vraisemblablement dominée par le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) et l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) occupait 77% de la surface totale du paysage dans les basses terres. Les hautes terres étaient plutôt colonisées par des peuplements mélangés d'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.) et de conifères. À cause des coupes répétées qui ont suivi, le paysage de 2002 était composé à 93% de forêts de moins de 70 ans. Entre 1930 et 2002, 37% du paysage est passé d'un couvert coniférien à un couvert mélangé et 19% est devenu feuillu. Le nombre total de plaques a doublé pour atteindre 193 alors que la superficie moyenne des plaques a été réduite de moitié à 65 ha. L'érable à sucre, l'érable rouge (*Acer rubrum* L.), l'érable de Pennsylvanie (*Acer pensylvanicum* L.) et le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) sont probablement les espèces qui ont affiché les plus fortes hausses d'abondance alors que le sapin baumier, l'épinette blanche et le thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.) sont probablement celles qui ont subi les plus fortes baisses entre 1930 et l'actuel. Parce qu'il ne considère pas la végétation pré-coupe, le système de classification écologique utilisé dans notre région d'étude suggère que les types de couverts de fin de succession devraient être davantage similaires à la végétation actuelle qu'à celle de l'époque préindustrielle.

## 1.2. Abstract

Logging-induced changes from preindustrial (1930) to current conditions (2002) were studied in a landscape covering 13 550 ha in eastern Quebec. Age and types of forest cover were compared between 1930 and 2002 forest maps. In addition, we compared relative species abundance between living stems and coarse woody debris to study these changes at the stand scale. More than 90% of the 1930 preindustrial landscape was composed of forest stands older than 100 years. A balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) – white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss) dominated conifer cover (77% of the landscape area) formed the landscape matrix across the lowlands and was intermingled with mixed stands of sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.) and conifers on the highlands. As a result of recurrent logging, stands less than 70 years old accounted for 93% of the 2002 landscape. From 1930 to 2002, 37% of the landscape was converted from coniferous to mixed forest, and 19% evolved towards a deciduous cover. The total number of cover patches doubled to 193, whereas mean patch size decreased twofold to 65 ha. Sugar maple, red maple (*Acer rubrum* L.), striped maple (*Acer pensylvanicum* L.), and white birch (*Betula papyrifera* Marsh.) probably experienced a greater increase in abundance, whereas balsam fir, white spruce, and eastern white-cedar (*Thuja occidentalis* L.) experienced a more pronounced decrease. Because it does not consider preindustrial landscape patterns, the system of ecological land classification currently in use in this area suggests that potential late-successional cover types should be more similar to present-day than to preindustrial conditions.

### 1.3. Introduction

The northern hardwoods forest type, dominated by species of the genus *Acer*, *Betula*, and *Fagus*, along with various conifers, occurs in eastern North America at the transition between the deciduous and boreal vegetation zones (Rowe 1972; Bailey et al. 1994). In this area, historical records and studies of virgin stands generally suggest a presettlement disturbance regime dominated by small-scale tree-fall gaps with occasional large windthrows and rare fires (Lorimer 1977, 2001; Runkle 1981; Payette et al. 1990). However, repeated logging and other land-use activities have disrupted the dynamics of ecosystems and landscapes (Foster et al. 1998; Abrams 2003). A very large proportion of studies comparing early land survey records and recent forest inventories show a marked increase in the abundance of red maple (*Acer rubrum* L.), sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.), and birch (*Betula* spp.), whereas American beech (*Fagus grandifolia* Ehrh.) has declined sharply (Siccama 1971; Whitney 1994; Abrams 1998; Burgi et al. 2000; Hall et al. 2002; Leahy and Pregitzer 2003). Other common species (e.g., *Quercus* spp., *Pinus strobus* L., *Picea* spp., *Abies balsamea* (L.) Mill., *Tsuga canadensis* (L.) Carrière) have exhibited more localized behaviour, depending on presettlement abundance and postsettlement disturbance history. In addition, compared with preindustrial conditions, present-day forest landscapes tend to be more fragmented, to be composed of younger forest stands, and to demonstrate a modified influence of elevation on forest composition (Mladenoff et al. 1993; Östlund et al. 1997; Foster et al. 1998; Axelsson and Östlund 2001; Andersson and Östlund 2004).

There is increasing recognition that knowledge of presettlement species abundance and landscape structure helps establish baseline conditions and should therefore be considered when planning forest management (Landres et al. 1999; Axelsson and Östlund 2001; Harvey et al. 2002; Lindenmayer and Franklin 2002; Andersson and Östlund 2004). For example, for the northern hardwood zone of the northeastern United States and for similar vegetation zones of Fennoscandia, records of early land surveys have been extensively analysed to document preindustrial tree species abundance and disturbance regime (Whitney 1994; Linder and Östlund 1998; Östlund et al. 1997; Jackson et al. 2000; Axelsson and Östlund 2001; Ericsson et al. 2005; Schulte and Mladenoff 2005). In contrast,

preindustrial forest vegetation and the impact of anthropogenic disturbances are less known for the northern hardwood zone of eastern Canada. This is especially true in Quebec because of the rarity of virgin forest remnants and scarcity of precolonial surveys based on precise, consistent methods. An exhaustive examination of wood sales reported in old notary deeds in an agroforested landscape of southern Quebec (Simard and Bouchard 1996; Brisson and Bouchard 2003) revealed anthropogenic impacts similar to those observed in the northeastern United States (i.e., decrease in beech abundance and increase in maple abundance). However, the nature of the data available in these studies did not allow a detailed examination of the spatial patterning of forest types across the preindustrial landscape, a frequent situation with presettlement forest surveys.

The Nicolas-Riou seignory (hereafter referred to as NRS) is a forest landscape located at the very northern range limit of northern hardwoods in eastern Quebec (Figure 1.1). The NRS consists of about 13 550 ha of private land that had been owned by the Lord Nicolas-Riou family since 1751 and was sold to a sawmill company (The Price Brother's Co.) in 1911. Even though forests in the region have been harvested since the early 19th century (Fortin et al. 1993), no large scale logging occurred in the NRS before detailed forest mapping by the Price Brother's Co. in 1930. The NRS landscape has subsequently experienced several logging and forest mapping episodes, providing a unique opportunity to describe in a spatially explicit manner how forest cover types have evolved in response to recurrent logging. The objectives of the present study are thus (1) to compare forest maps elaborated in 1930, 1948, 1973, and 2002 in order to reconstruct the logging history and quantify landscape structure and composition prior to industrial logging (1930) and thus evaluate subsequent impacts of forest harvesting; (2) to describe the recruitment pattern of tree species and compare their abundance between living trees and coarse woody debris in a representative stand to help explain these landscape changes; (3) to evaluate the management implications of these new data.

#### 1.4. Study region

The NRS is located 30 km southwest of Rimouski in eastern Quebec (Figure 1.1). It is part of the Appalachian geological formation, characterized by sedimentary rocks capped with *in situ* weathering and glacial till (Robitaille and Saucier 1998). The topography consists of low hills in a southwest–northeast axis with elevations between 170 and 390 m a.s.l. Information from the nearest meteorological station (Mont-Joli; 50 km northeast of the SNR landscape) reveals a temperate climate influenced by the St. Lawrence Estuary (Environment Canada 2005). Mean annual temperature is 3.1 °C, and mean annual precipitation is 929 mm, of which 38% falls as snow. The growing season lasts for 160–170 days, with 1402 growing degree-days above 5 °C (Robitaille and Saucier 1998; Environment Canada 2005). The NRS area is at the northern limit of the Great Lakes –St. Lawrence Forest Region (Rowe 1972). More specifically, it is part of the eastern balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) – yellow birch (*Betula alleghaniensis* Britt.) bioclimatic domain (Robitaille and Saucier 1998). The landscape is currently dominated by deciduous stands of sugar maple on hilltops and upper slopes and by varying mixtures of red maple, paper birch (*Betula papyrifera* Marsh), balsam fir, and white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss) on mid and lower slopes (Savoie and Joncquas 1995). Eastern white cedar (*Thuja occidentalis* L.) is frequent in the lowlands. Other less common species include yellow birch, red spruce (*Picea rubens* Sarg.), eastern white pine (*Pinus strobus* L.), and quaking aspen (*Populus tremuloides* Michx.). A study conducted in the southeastern quarter of the NRS indicated that small-scale tree-fall gap was the dominant disturbance during the 18th and 19th centuries (Sorel 2004), presumably in association with low-severity spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) outbreaks, which recurrently affected the species' main hosts, balsam fir and white spruce (Boulanger and Arseneault 2004). No fire larger than 1 km<sup>2</sup> occurred in this part of the NRS landscape during at least the last 300 years (Sorel 2004), and to our knowledge, use of fire by Native Americans has not been documented as yet. In addition, effective fire suppression started around the 1970s (Grenier et al. 2005). The NRS has always been a forested landscape and has never been cleared for agriculture because of unsuitable soil conditions.



## 1.5. Methods

### 1.5.1. Logging history and landscape changes

Landscape changes were reconstructed by comparing age and type of forest cover, as well as logged areas, among forest maps elaborated using vertical aerial photographs taken in 1930, 1948, 1973, and 2002 (Tableau 1.1). Maps were digitalized in vector format using ARC/INFO (ESRI 1995), georeferenced using ARCGIS version 8.3 (ESRI 2003), and incorporated into a raster-based geographic information system using IDRISI32 I32.11 (Eastman 1999), with a pixel size of 100 m<sup>2</sup>. A digital elevation model generated from a data layer of elevation produced by the ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ 2002) in 2000 (scale 1 : 20 000; isoline 10 m) was used to evaluate relationships between forest types and elevation.

All four maps were used to reconstruct the logging history during the 20th century. Every polygon originally depicted as “cutover” (1930 map) or “partial cut” and “clearcut” (1948, 1973, and 2002 maps) was considered to have been logged during the time interval since the previous map. We believe that this procedure may slightly underestimate the area logged during each time interval because small-sized cutovers and partially logged areas may have been missed. In addition, areas logged at the beginning of an interval and not classified as such at the end of that interval are also more likely to exist than areas logged just before the end of an interval and classified as recently logged on both of the two following maps. Validation using successive aerial photographs indicated that most areas that apparently escaped logging between 1930 and 2002 were, in fact, logged; this was especially true for the 1930–1948 time interval.

Cumulative impacts of logging were evaluated by comparing forest age and cover types between the 1930 and 2002 maps. Water bodies were excluded from all computations. The 1930 map originally included five age-classes: 20–40, 40–60, 60–80, 80–100, and >100 years. We assigned the 0–20 age-class to four small patches covering 112 ha (0.9% of the NRS area) and labelled as “recently burned”. Conifer dominated cover types (>75% conifer,

based on canopy coverage), which were labelled as “softwood”, “swamp softwood”, or “black spruce” on the 1930 map, were merged here into the “conifer” type. The 1930 map also included “deciduous” (>75% deciduous), “mixed” (>25% of both deciduous and conifers), and “no cover” (recently disturbed and naturally non-wooded areas) cover types. In addition to these four cover types, the 2002 forest map identified the dominant tree species in each mapped polygon. Field validation in a study area similar to the NRS landscape indicates that the tree species dominating each mapped polygon can be accurately identified from aerial photographs (false-color infrared photos; scale 1 : 15 000) for 80% of polygons (Groupe Optivert inc. 2004). Species identification is even more successful (>95%) when sugar maple is the dominant species. Accordingly, cover types and age from the 2002 map were reclassified to match the 1930 classification (Tableau 1.2), with the added modification that we separated each of the 2002 “mixed” and “deciduous” types into two subtypes based on the dominant hardwood species. We differentiated stands dominated by sugar maple (subtype A) from those dominated by other hardwoods (subtype B). The dominant hardwood species in this latter subtype were red maple (38% of polygons), white birch (15%), quaking aspen (11%), and unidentified as a result of recent logging (26%). Pixel-to-pixel changes between 1930 and 2002 cover types and subtypes were then cross-tabulated (Eastman 1999). In addition, total area, number of patches, and mean patch size were computed for the 1930 and 2002 maps according to cover types using the FRAGSTAT software (McGarigal and Marks 1995).

Although all forest maps used in this study were elaborated for forest inventory purposes, they were based on aerial photographs of varying quality, scale, and resolution. In addition, 1930 photographs have been badly preserved and only persist assembled as a useless, low-quality mosaic. To ensure that our 1930–2002 comparison of forest cover does not reflect methodological differences in the construction of the respective maps, we validated the identification and spatial extent of the 1930 forest cover types using a forest cover map that we elaborated using a set of aerial photographs taken in 1941 (scale 1 : 22 800). Although 1941 photographs were taken in the winter (leafless deciduous trees), they constitute the only data source available to validate the 1930 map. Two sectors that were still unlogged in 1941 and collectively represent 10% of the NRS landscape were selected in areas

dominated by conifers and mixed stands, respectively, on the 1930 map. Pixel-to-pixel comparison showed similarity of cover types (conifer, mixed, deciduous) of more than 95% and 77% between the 1930 and 1941 maps for the conifer- and mixed-stand-dominated areas, respectively (Figure 1.2), which is a fairly good correspondence considering that the 1941 map represents the winter cover. In addition patch size and shape were fairly similar between the two maps (Figure 1.2), indicating robust stand delineation in 1930. Accordingly, we have considered that differences of forest cover between 1930 and 2002 do not predominantly reflect methodological artefacts. We did not explicitly validate the 1930 age-classes because of the lack of appropriate data. However, more than 90% of the NRS was then classified as older than 100 years, a situation apparently in agreement with the old-growth structure of the unlogged forest cover remaining on the 1941 aerial photographs.

### **1.5.2. Stand-level logging impacts on species recruitment and composition**

We evaluated the impact of logging on tree species composition at the stand scale by comparing taxon abundance between live stems and coarse woody debris within a homogeneous 20 ha forest stand located on an upperslope at 190–290 m a.s.l. Only one stand could be studied because of the time consuming sample processing. However, this particular stand was selected because of its representativeness of the most widespread altitudinal band and soil conditions (Humo-Ferric Podzol on well-drained alterite) at the NRS. In addition, the stand's logging history was well known. Comparison of forest maps and successive aerial photographs indicated that the stand experienced severe logging in the 1930s and a few years after 1972. The forest tenant farmer who manages this area of the NRS also indicated that partial logging occurred in 1987 (C. Lemay, personal communication, 2000). Today, the stand is deciduous, whereas the 1930 map indicates that it was mixed.

In total, fifteen 400 m<sup>2</sup> circular plots were systematically located across the stand every 100 m along four transects running perpendicular to the slope. Transects were 100 m apart upslope but spacing increased downslope because of terrain configuration. Living stems were classified into three categories: understory (stem  $\leq 1$  m), subcanopy tree ( $>1$  m and  $<50\%$  crown exposition to direct sunlight), and canopy tree ( $\geq 50\%$  exposition). Because of

high stem density, understory individuals were sampled within one 1 m<sup>2</sup> (genus *Acer*) or 20 m<sup>2</sup> (conifers and other deciduous species) subquadrat. A transversal stem section was taken at ground level in trees less than 15 cm DBH. Stems  $\geq 15$  cm DBH were sampled with a Pressler increment borer 30 cm above soil surface. Each wood sample was finely sanded to count tree rings under a binocular microscope. No correction was made to account for the time lag between stem establishment and growth to the sampled height. Growth releases (growth increases of more than 50% over a 5-year period compared with growth in the previous 5 years) were also dated to identify time periods of canopy openings and associated stem recruitment.

At each plot, all woody debris with maximum diameter  $\geq 10$  cm were grouped into two categories: (1) stump (remaining basal portions of a previously logged tree); (2) bole (standing, uprooted, or snapped trees). Each debris was identified to species or genus from wood anatomy (Hoadley 1990). Bearing in mind the regional species pool, we were able to identify eastern white pine, balsam fir, and eastern white-cedar to the species level. In contrast, spruce and birch specimens were identified to the genera level. Maples were classified into two groups: hard maple (consisting of only sugar maple) and soft maples (consisting of both red maple and striped maple).

### **1.5.3. Forest cover in 1930 and 2002 versus ecological land classification**

We measured the pixel-to-pixel percent similarity between the potential old-growth cover that could develop from the 2002 stands and the cover in 1930 and 2002 maps. We examined the old-growth forest cover (conifer, mixed, deciduous) projected by the system of ecological land classification developed by the MRNQ (Grondin et al. 1999). This system is based on a detailed field description of soil conditions and relative abundance of late-successional herbaceous and woody species from 3031 plots in the bioclimatic domain encompassing our study area. It identifies eight coniferous, five mixed, and three deciduous old-growth forest types. Based on the geological setting, soil conditions, and species abundance, each present-day stand is associated with a potential old-growth forest type. For

example, most successional stands with sugar maple individuals on well-drained soils are suggested to evolve toward old-growth sugar maple – yellow birch stands.

## **1.6. Results**

### **1.6.1. Logging history and landscape change**

In 1930, more than 90% of the NRS landscape was composed of forest stands older than 100 years (Figure 1.3). Most of the younger stands were small ( $14.4 \pm 3.5$  ha; mean  $\pm$  SE), were in the 30-year age-class, were labelled as cutover, and were located along a small river flowing through the NRS from southwest to northeast. The conifer cover type (77% of the NRS area) was much more extensive than the mixed (21%) or deciduous cover types (0.3%) and clearly formed the matrix of the 1930 landscape with a single patch covering 76% of the NRS area (Figs. 1.4 and 1.5). In contrast, the largest mixed and deciduous patches covered only 3% and less than 0.3% of the landscape, respectively. Elevation (and associated environmental conditions) was a strong determinant of cover type in 1930. Abundance of conifer stands progressively decreased from lowlands to uplands, whereas mixed stands displayed the reverse trend (Figure 1.7). The few existing deciduous patches were restricted to the highest upper slopes and hilltops (Figures 1.7).

The NRS landscape was frequently and extensively logged during the 1930-2002 time interval (Figs 1.5 and 1.8). Whereas only 4.2 % of the landscape was labelled as cutover in 1930, 57.8 %, 6.3 %, and 36.7 % of this area was logged during the 1930-1948, 1949-1973, and 1976-2002 time periods, respectively. Consequently, the logging rotation period (i.e. the time needed to disturb an area equivalent to the NRS) averaged only 48 years over the 1930-2002 time interval. In addition, 43.7 %, 39.8 %, 17.4 % and 0.37 % of the landscape was logged at least one, two, three, and four times during the 20<sup>th</sup> century, respectively, creating a complex mosaic of stands with differing logging histories and intensities of forest removal.

The NRS landscape changed markedly between 1930 and 2002. Stands less than 70 years old and less than 50 years old composed 93.0% and 73.1% of the 2002 landscape, respectively (Figure 1.3). The total number of cover patches doubled to 193, whereas mean patch size decreased twofold to 65 ha (Tableau 1.3). The coniferous forest disappeared from 63% of its former area, such that in 2002 it covered only 14% of this landscape (Figure 1.4). Conversely, mixed and deciduous covers emerged over an additional 24% and 30% of the NRS landscape to occupy 45% and 31% of its 2002 surface area, respectively. Abundance of no-cover type increased from 1.6% to 10.7% of the NRS area. The size of the largest coniferous patch decreased from 9947 to 212 ha, while the size of the largest mixed and deciduous patches increased from 413 to 2331 ha and from 10 to 478 ha, respectively (Tableau 1.3).

Pixel-to-pixel comparison between the 1930 and 2002 maps (Tableau 1.4) indicated that 37% of the NRS landscape was converted from coniferous to mixed forest (1.3% subtype A; 35.3% subtype B), whereas 19% evolved towards a deciduous cover (11.2% subtype A; 7.4% subtype B). Accordingly, abundance of conifer stands strongly decreased over the entire altitude gradient (Figure 1.7). Conversely, the mixed cover type tended to persist, mainly as subtype B, or to evolve towards a deciduous cover of subtype A. Relative to 1930 conditions, subtype B of the mixed cover increased progressively downslope, such that the mixed cover as a whole no longer displayed a clear relationship with altitude. Collectively, these results indicate that mixed stands of subtype B have tended to replace conifer stands on lower slopes, whereas deciduous stands of subtype A replaced conifer and mixed stands on upper slopes (Figure 1.7). In 2002, sugar maple (i.e., cover subtype A) was the dominant species in only 5% of the mixed stands, but it dominated 70% of all deciduous stands (Tableau 1.4).

### **1.6.2. Detailed study site**

Deciduous species, particularly sugar maple, largely dominated all canopy layers at the detailed study site. Excluding the understory layer (stems less than 1 m high), the stand was clearly two storied with canopy and subcanopy stems averaging  $933.3 \pm 72.0$  and  $4046.7$

$\pm 447.8$  individuals/ha, respectively (Figure 1.9). Sugar maple accounted for 60.1% of all individuals in the canopy layer and was followed in dominance by striped maple (12.9%), balsam fir (7.8%), red maple (7.5%), yellow birch (7.1%), paper birch (2.3%), and quaking aspen (1.4%). Similarly, the subcanopy layer consisted of sugar maple (66.0%), along with striped maple (16.0%), balsam fir (10.1%), yellow birch (5.1%), red maple (2.0%), and paper birch (0.6%). Conifer species were rare apart from balsam fir, only one eastern white-cedar and five white spruce individuals were present. The understorey layer ( $8.7 \times 10^5 \pm 1.6 \times 10^5$  stems/ha) consisted of a dense seedling bank of sugar maple (89.5% of all individuals), in association with striped maple (7.0%), red maple (2.7%), and balsam fir (0.7%).

Tree recruitment and associated growth releases closely followed the three logging events (ca. 1930–1941, ca. 1973, and 1987) documented from maps, aerial photographs, and anecdotal reports from the forest manager. In fact, recruitment and release pulses help to precisely date the first two logging events (around 1936 and 1973) and to confirm the 1987 logging (Figure 1.9). Although relative species abundance prior to logging is difficult to quantify, sugar maple, yellow birch, eastern white-cedar, and balsam fir were growing at this site before 1936 (Figure 1.9, inset). Recruitment dates indicate that present-day canopy individuals of all species were recruited after the ca. 1936 and 1973 loggings, whereas subcanopy trees were mostly recruited following the 1973 and 1987 loggings. The 1973 and 1987 logging events occurred a few years before or during the last spruce budworm outbreak (1975–1992) recorded in this area.

Relative abundance of live stems versus coarse woody debris differed between coniferous and deciduous taxa. All conifer taxa were more numerous among woody debris than live trees, whereas all deciduous taxa were more abundant among live trees than debris (Tableau 1.5). For example, 88% of total sugar maple specimens (live or debris) were living, whereas 96% of all eastern white-cedar specimens were woody debris. In addition, all conifer species had more logged stumps than live trees, whereas all deciduous species had more live trees than logged stumps. Balsam fir was by far the most abundant taxon among logged stumps (53%), followed by sugar maple (18%), *Betula* spp. (13%), eastern white-cedar (7%), *Picea* spp. (7%), the soft maples (red and striped maples; 2%), and eastern white pine (0.6%).

### **1.6.3. Forest covers in 1930 and 2002 versus ecological land classification**

The potential vegetation map is similar to the 2002 landscape for 84% (conifer), 81% (mixed), and 62% (deciduous) of its pixels (75% overall). Conversely, the 1930 cover types differed from those suggested at the successional endpoint of the present-day vegetation for 70% of all pixels, a value similar to the 66.6% dissimilarity expected by randomly assigning the three potential cover types across the 1930 landscape. The potential vegetation suggested by the ecological classification system underestimated the coniferous cover in the preindustrial forest, as 84% of the misclassified pixels were coniferous in 1930.

## **1.7. Discussion**

This study provides the first evaluation of preindustrial landscape patterns at the northern range limit of northern hardwoods in eastern Canada. Before large-scale logging during the 20th century, a landscape matrix dominated by old-age conifer stands on the lowlands and lower slopes was intermingled with mixed stands on the upper slopes. This marked influence of elevation on cover types suggests that landform and associated drainage and soil conditions, as well as disturbances such as windthrow susceptibility (Foster and Boose 1992), were the primary factors influencing forest landscape structure and composition in the study area, as is the case in several documented presettlement forest landscapes (Siccama 1971; Mladenoff et al. 1993; White and Mladenoff 1994; Abrams and Ruffner 1995; Foster et al. 1998; Cogbill et al. 2002). Because large stand-replacing disturbance was uncommon, succession was of relatively low importance in structuring cover type and age at the landscape scale. In fact, a natural disturbance regime dominated by small-scale treefall gaps with occasional large windthrows and rare fires is a common finding throughout the northern hardwood zone (Runkle 1981; Payette et al. 1990; Brisson et al. 1994; Schulte and Mladenoff 2005). The widespread distribution of the >100 years age-class in 1930 (more than 90% of the NRS) indicates that such a disturbance regime prevailed in the NRS landscape, at least during the few centuries prior to logging. This is also supported by the widespread occurrence of eastern white-cedar, a late-successional species (Bergeron 2000; Park et al. 2005), which displayed a high number of contained tree rings and infrequent growth releases



prior to logging in NRS (Sorel 2004). In northern Maine (about 100 km southwest of NRS), presettlement fire and large windthrow each recurred at intervals of more than 800 years, such that more than 80% of the landscape reached an advanced successional stage (Lorimer 1977).

Large-scale logging shifted the NRS disturbance regime from gap-phase dynamics to stand-replacing disturbance. Before 1930, logging had been restricted close to a river's course because of the prevalent use of waterways at that time for floating timber from inland forests to sawmills (Fortin et al. 1993). Extensive and repeated logging during the 20th century resulted in a fast rotation period of 48 years, a value that is markedly different from any natural stand replacing disturbance regime that has occurred in forests of eastern Canada over the last 300 years (Bergeron et al. 2001; Grenier et al. 2005). Further, the spatially heterogeneous history of logging fragmented cover types and age-class distribution to generate patterns similar to those reported for several post-logging landscapes of eastern North America and Scandinavia. Relative to natural conditions, these altered landscapes frequently exhibit greater fragmentation, larger coverage by young and even-aged stands, more abundant and larger open habitats, an altered site-vegetation relationship, and a transitory nature due to dominance by younger successional stages (Mladenoff et al. 1993; White and Mladenoff 1994; Östlund et al. 1997; Fuller et al. 1998; Axelsson and Östlund 2001; Löfman and Kouki 2003). Contrary to 1930 conditions, post-logging succession is certainly a predominant cause of heterogeneity in the present-day NRS landscape.

Because logging is a relatively recent phenomenon in the NRS area, the exclusion and (or) introduction of tree species have probably not yet occurred at the landscape scale. First, although logging increased disturbance frequency and the size of the disturbed patches, all of the most long-lived, late-successional, and tolerant species historically present in eastern Quebec (eastern white-cedar, eastern white pine, white spruce, red spruce, black spruce, balsam fir, sugar maple), as indicated by paleoecological data (Richard et al. 1992; Richard and Larouche 1994) and a 1938 forest survey (Guay 1942), are still present in the NRS landscape. Second, the most intolerant, fast growing, and early-successional species (quaking aspen, white birch, red maple) that could have benefited from the modified

disturbance regime were also present in the primitive forests (Richard and Larouche 1994). Third, except for the marginal aspen and white pine, species composition is similar between coarse woody debris and live trees at the detailed study site. Thus, although some tree species may have been introduced or excluded at the stand level, the present-day species pool is probably very similar to primitive conditions, although relative species abundance has changed. Several comparisons of present-day forest inventory and presettlement land survey data suggested similar trends in the temperate zone of eastern North America (Zhang et al. 2000; Hall et al. 2002).

Dominant tree species in 1930 can be confidently identified from several sources of information. The 1938 forest survey for eastern Quebec (Guay 1942) indicates that balsam fir (32% by volume), white spruce (13%), eastern white cedar (2%), white birch (37%), yellow birch (15%), sugar maple (0.8%), and other maple species (presumably red maple; 0.4%) were the only species to occur in measurable amounts in stands older than 100 years across the Rimouski River watershed (1635 km<sup>2</sup>), which includes the NRS. Because balsam fir and white spruce are still widespread and locally abundant in the NRS landscape (Savoie and Joncquas 1995), they likely dominated the extensive pre-logging conifer matrix. As indicated by their present-day abundance in several stands previously dominated by conifers, white birch and red maple were probably co-occurring species. Conversely, sugar maple most likely dominated the 1930 mixed stands on the uplands of the study area. This is indicated by the strong present-day dominance of this species in upper slope post-logging stands, its occurrence in the only two virgin stands known to persist in a similar topographic situation (D. Arseneault, unpublished data), its apparent dominance in the detailed study site prior to logging (Figure 1.9, inset), and the occurrence of four sugar camps in mixed stands on the 1930 map (Figure 1.4). A study conducted in unlogged areas of the northern hardwood – boreal forest transition in the Great Lakes area revealed similar landform influence on sugar maple versus conifer dominance and hypothesized that sugar maple is restricted to uplands because of cold-air drainage into the lowlands (Barras and Kellman 1998). Such a landform effect is also a likely explanation of the preindustrial landscape pattern in the NRS. The present-day occurrence of eastern white-cedar woody debris throughout the NRS (Sorel 2004) indicates that this species, although less abundant than fir and spruce, certainly grew in

most conifer and mixed stands, a situation that is in contrast with its current almost complete restriction to swamps and cliffs (Savoie and Joncquas 1995; Robitaille and Saucier 1998). A similar presettlement fir–spruce–cedar forest, along with sugar maple – yellow birch stands, also occurred in northern New Brunswick (Etheridge et al. 2005), northern Maine (Lorimer 1977), and nearby regions of the northeastern United States (Siccama 1971; Cogbill et al. 2002).

Our landscape analysis revealed the demise of conifers over the entire altitudinal gradient during the 20th century. These results are paralleled by the contrasting abundance of conifers between live and dead stems at the detailed study site, even when considering that the decomposition rate varies among species (Chueng and Brown 1995; Harmon et al. 2000). For example, present-day abundance of the decay resistant cedar is by far insufficient to explain its abundance among woody debris (1 vs. 24 individuals). Similarly, the difference between the number of living and dead fir individuals (79 versus 128) would imply that debris of this species persist for about two generations of live trees, an extreme value considering the fast decomposition rate of fir wood (Lambert et al. 1980; Foster and Lang 1982).

Such a decrease of conifers is not surprising given that historically, the regional sawmill industry used almost exclusively conifers rather than hardwoods (Fortin et al. 1993). For example, in 1938 spruce and fir (88%) and cedar (9%) composed the bulk of the trees used by the forest industry in the Rimouski region (Guay 1942). The last spruce budworm outbreak in 1976–1992 is certainly an additional factor explaining the decrease in the abundance of conifers. Based on intensity and duration of associated growth depressions in host species, this event is consistently reported as the most severe outbreak of the last 200 years in eastern Canada (Jardon 2001; Boulanger and Arseneault 2004). In addition, this outbreak triggered extensive salvage logging that may have further reduced conifer abundance. For example, 92 000 m<sup>3</sup> of softwood lumber were harvested in NRS during the 1984–1988 time interval, compared with less than 6000 m<sup>3</sup> of hardwood (Dallain 1989). The abundant balsam fir stumps at the detailed study site probably reflect the 1973 and 1987 logging events, which occurred in association with the last outbreak. However, if the effects

of logging are not considered, the spruce budworm outbreak probably remains an insufficient explanation of the decreased conifer abundance, as demonstrated by the still strongly conifer-dominated landscape after a relatively severe outbreak in 1914–1923 (Jardon 2001; Boulanger and Arseneault 2004).

Sugar maple dominated deciduous stands (subtype A) have replaced mixed stands on the upper slopes. A large number of studies have reported that logging has greatly and consistently increased the abundance of sugar maple across the northern hardwood zone (Siccama 1971; Jackson et al. 2000; Hall et al. 2002; Brisson and Bouchard 2003; Whitney and DeCant 2003; Etheridge et al. 2005). Results from our detailed study site illustrate how sugar maple may have benefited from logging near its northern range limit in the NRS area. Logging of fir, spruce, cedar, and pine individuals, in conjunction with outbreaks of the spruce budworm and post-logging windthrow (Sorel 2004), triggered massive recruitment of sugar maple. Many factors help explain the ecological success of sugar maple following conifer deletion, including a dense seedling bank (Houle and Payette 1991; Goldblum and Rigg 2002), a wide regeneration niche (Barras and Kellman 1998), high shade tolerance, and rapid growth rate in canopy openings (Canham 1985, 1988). Striped maple, a low-stature gap-phase specialist, also dominated at the detailed study site because of large recruitment peaks following logging (Hibbs et al. 1980; Hannah 1999).

Conversely, red maple, white birch, or aspen dominated mixed stands (subtype B) replaced conifers on the lower slopes. This result concurs with several studies showing that these three species are also among those that have exhibited the greatest abundance or frequency increase following logging across their respective geographical ranges (Siccama 1971; Whitney 1994; Abrams 1998; Weir and Johnson 1998; Whitney and DeCant 2003). High shade tolerance and wide ecological niche (maple), abundant seed production and rapid growth (all three species), long distance seed dispersal (aspen), a persistent seed bank (birch), opportunistic seed banking (maple), and abundant sprouting following disturbances (maple and aspen) are some of the characteristics that may have favored these species (Burns and Honkala 1990; Abrams 1998; Lambers and Clark 2005).

## **1.8. Management implications**

Although we have not documented the range of natural variability, our study revealed an unexpectedly high abundance of conifers in the NRS landscape prior to logging. The 1930 landscape, which represented one point within the natural range of variability, consisted of a matrix of late-successional, conifer-dominated forest stands in the lowlands and a greater proportion of conifers in the uplands as compared with present-day conditions. Because the system of ecological land classification currently used to identify late-successional forest stands is calibrated on the present-day landscape, along with the fact that this landscape no longer contains indications that conifers were much more important in the preindustrial forest, the system tends to reproduce the current landscape and thus underestimate conifer abundance in late-successional stands. Consequently, any management guidelines based on such ecological classification, without consideration of historical landscape patterns, will tend to maintain ecosystems and landscapes away from pre-logging conditions. If sustainable forest management based on natural ecosystem dynamics is to be a goal in the NRS and similar landscapes at the northern range limit of northern hardwoods, then the once extensive conifer-dominated landscape matrix should be restored to a suitable level. Further studies documenting variability of natural disturbance regime and associated tree species dynamics are much needed to refine such a management target.

## **1.9. Acknowledgements**

We thank F. Boulianne, A. Caron, A. Coté, J. Doucet, A. Gilbert, S. Morasse, and J. F. Parent for field and laboratory assistance. Two anonymous reviewers made useful comments on a previous version of this paper. This study has been financially supported by the Network of Centres of Excellence in Sustainable Forest Management of the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada; by the Lower St. Lawrence Model Forest; the Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée; and by the Université du Québec à Rimouski (FUQAR program). The first author has been financially supported by a Fonds Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies scholarship in association with the Lower St. Lawrence Model Forest.

## 1.10. References

- Abrams, M. D. 1998. The red maple paradox. *Bioscience* 48: 355-364.
- Abrams, M. D. 2003. Where has all the white oak gone? *Bioscience* 53: 927-939.
- Abrams, M. D., et Ruffner, C. M. 1995. Physiographic analysis of witness-tree distribution (1765-1798) and present forest cover through north central Pennsylvania. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 659-668.
- Andersson, R., et Östlund, L. 2004. Spatial patterns, density changes and implications on biodiversity for old tress in the boreal landscape of northern Sweden. *Biological Conservation* 118: 443-453.
- Axelsson, A. L., et Östlund, L. 2001. Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *Forest Ecology and Management* 147: 109-122.
- Bailey, R. G., Avers, P. E., King, T., et McNab, W. H., eds. 1994. *Ecoregions and subregions of the United States (map)*. USDA Forest Service. 1:7,500,000, Washington, DC.
- Barras, N., et Kellman, M. 1998. The supply of regeneration micro-sites and segregation of tree species in a hardwood/boreal forest transition zone. *Journal of Biogeography* 25: 871-881.
- Bergeron, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology* 81: 1500-1516.
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P., et Lesieur, D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 384-391.
- Boulanger, Y., et Arseneault, D. 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1035-1043.
- Brisson, J., Bergeron, Y., Bouchard, A., et Leduc, A. 1994. Beech-maple dynamics in an old-growth forest in southern Québec, Canada. *Ecoscience* 1: 40-46.
- Brisson, J., et Bouchard, A. 2003. In the past two centuries, human activities have caused major changes in the tree species composition of southern Quebec, Canada. *Ecoscience* 10: 236-246.
- Burgi, M., Russell, E. W. B., et Motzkin, G. 2000. Effects of postsettlement human activities on forest composition in the north-eastern United States: a comparative approach. *Journal of Biogeography* 27: 1123-1138.

- Burns, R. M., et Honkala, M. C. 1990. *Silvics of North America, Vol. 2 Hardwoods*. Handbook No. 654, United States Department of Agriculture, Washington DC.
- Canham, C. D. 1985. Suppression and release during canopy recruitment in *Acer saccharum*. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 112: 134-145.
- Canham, C. D. 1988. Growth and canopy architecture of shade-tolerant trees: response to canopy gaps. *Ecology* 69: 786-795.
- Chuang, N., et Brown, S. 1995. Decomposition of silver maple (*Acer saccharinum* L.) woody debris in central Illinois bottomland forest. *Wetlands*. 15: 232-241.
- Cogbill, C. V., Burk, J., et Motzkin, G. 2002. The forests of presettlement New England, USA: spatial and compositional patterns based on town proprietor surveys. *Journal of Biogeography* 29: 1279-1304.
- Dallain, D. 1989. *Projet d'aménagement intensif des seigneuries Métis et Nicolas-Riou*. Rapport interne de la compagnie Abitibi-Price, Division Beauré.
- Eastman, J. R. 1999. IDRISI 32. Clark University, Worcester, Massachusetts.
- Environment Canada. 2005. *Canadian Climate Normals or Averages 1971-2000*. Meteorological Service of Canada. Available from: [http://www.msc.ec.gc.ca/-climate/climate\\_normals](http://www.msc.ec.gc.ca/-climate/climate_normals) [accédé 19 mai 2005].
- ESRI. 1995. *ARC/INFO version 7.0. User's manual*. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- ESRI. 2003. *ArcGis 8.3. User's manual*. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- Ericsson, T. S., Berglund, H. et Östlund L. 2005. History and forest biodiversity of woodland key habitats in south boreal Sweden. *Biological Conservation* 122: 289-303.
- Etheridge, D. A., MacLean, D. A., Wagner, R. G. et Wilson, J. S. 2005. Changes in landscape composition from 1945-2002 on an industrial forest in New-Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1965-1977.
- Fortin, J.-C., et Lechasseur, A. 1993. *Histoire du Bas-Saint-Laurent*. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Foster, J.R., et Lang, G.E. 1982. Decomposition of red spruce and balsam fir boles in the White Mountains of New Hampshire. *Canadian Journal of Forest Research* 12: 617-626.

- Foster, D. R., Motzkin, G., et Slater, B. 1998. Land-use history as long-term broad-scale disturbance: regional forest dynamics in central New-England. *Ecosystems* 1: 96-119.
- Fuller, T. L., Foster, D. R., McLachlan, T. S., et Drake, N. 1998. Impact of human activity on regional forest composition and dynamics in central New-England. *Ecosystems* 1: 76-95.
- Goldblum, D., et Rigg, L. S. 2002. Age structure and regeneration dynamics of sugar maple at the deciduous/boreal forest ecotone, Ontario, Canada. *Physical Geographer* 23: 115-129.
- Grenier, D. J., Bergeron, Y., Kneeshaw, D., et Gauthier, S. 2005. Fire frequency for the transitional mixewood forest of Timiskaming, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 656-666.
- Grondin, P., Blouin, J., et Racine, P. 1999. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers, Québec.
- Groupe Optivert inc. 2004. Validation de l'appellation cartographique à partir de l'information en provenance des placettes-échantillons temporaires. Rapport remis à la commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Québec.
- Guay, J.-E. 1942. Inventaire des ressources naturelles du comté municipal de Rimouski, section forestière. Ministère de l'Industrie et du Commerce et Ministère des Terres et Forêts, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec.
- Hall, B., Motzkin, G., Foster, D. R., Syfert, M., et Burk, J. 2002. Three hundred years of forest and land-use change in Massachusetts, USA. *Journal of Biogeography* 29: 1319-1335.
- Hannah, P. R. 1999. Species composition and dynamics in two hardwood stands in Vermont: a disturbance history. *Forest Ecology and Management* 120: 105-116.
- Harmon, M. E., Krankina, O. N., et Sexton, J. 2000. Decomposition vectors: a new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 76-84.
- Harvey, B. D., Leduc, A., Gauthier, S., and Bergeron, Y. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155: 369-385.
- Hibbs, D. E., Wilson, B. F., et Fischer, B. C. 1980. Habitat requirements and growth of striped maple (*Acer pensylvanicum* L.). *Ecology* 61: 490-496.



- Hoadley, R. B. 1990. Identifying wood: accurate results with simple tools. Taunton Press, Newtown, CT.
- Houle, G., et Payette, S. 1991. Seed dynamics of *Abies balsamea* and *Acer saccharum* in a deciduous forest of northeastern North America. *American Journal of Botany* 78: 895-905.
- Jackson, S. M., Pinto, F., Malcolm, J. R., et Wilson, E. R. 2000. A comparison of pre-European settlement (1857) and current (1981-1995) forest composition in central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 605-612.
- Jardon, Y. 2001. Long term analysis of spruce budworm outbreak in a large scale area, a dendrochronological approach. Thèse de doctorat. Université du Québec à Montréal, Montréal.
- Lambers, J. H. R., et Clark, J. S. 2005. The benefits of seed banking for red maple (*Acer rubrum*): maximizing seedling recruitment. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 806-813.
- Lambert, R.L., Lang, G.E., et Reiners, W.A. 1980. Loss of mass and chemical change in decaying boles of a subalpine balsam fir forest. *Ecology* 61: 1460-1473.
- Landres, P. B., Morgan, P., et Swanson, F. J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9: 1179-1188.
- Leahy, M. J., et Pregitzer, K. S. 2003. A comparison of presettlement and present-day forests in northeastern lower Michigan. *American Midland Naturalist* 149: 71-89.
- Levasseur, J. M. 1979. Mosaïque rimouskoise. Le comité des fêtes du cent cinquantième de la paroisse St-Germain de Rimouski. Rimouski. 810 p.
- Lindenmayer, D. B., et Franklin, J. F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity*. Island Press, Washington, DC.
- Linder, P. et Östlund, L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest Landscapes. 1885-1996. *Biological Conservation* 85: 9-19.
- Lofman, S. et J. Kouki. 2003. Scale and dynamics of a transforming forest landscape. *Forest Ecology and Management* 175: 247-252.
- Lorimer, C. G. 1977. The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine. *Ecology* 58: 139-148.
- Lorimer, C. G. 2001. Historical and ecological roles of disturbance in eastern North American forests: 9,000 years of change. *Wildlife Society Bulletin* 29: 425-439.

- McGarigal, K., et B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service, General Technical Report PNW-351, Portland, Oregon.
- Ministère des ressources naturelles (MRNQ), Gouvernement du Québec. 2000. Carte topographique numérique du Québec 1/20 000. Photocartotheque québécoise. Québec, Québec.
- Mladenoff, D. J., White, M. A., Pastor, J., et Crow, T. R. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscape. *Ecological Applications* 3: 294-306.
- Östlund, L., Zackrisson, O., et Axelsson, A. L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1198-1206.
- Park, A., Kneeshaw, D., Bergeron, Y., et Leduc, A. 2005. Spatial relationships and tree species associations across a 236-year boreal mixewood chronosequence. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 750-761.
- Payette, S., Filion, L., et Delwaide, A. 1990. Disturbance regime of a cold temperate forest as deduced from tree-ring patterns: the Tantaré Ecological Reserve, Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 1228-1241.
- Richard, P. J. H., et Larouche, A. C. L. 1994. Histoire postglaciaire de la végétation et du climat dans la région de Rimouski, Québec. Pages 49-89. *in* C. Chapdelaine Editor: Il y a 8000 ans à Rimouski. Paléoécologie et archéologie d'un site de la culture Plano. Collection Paléo-Québec no. 22.
- Richard, P. J. H., Larouche, A. C. L., et Lortie, G. 1992. Paléophytogéographie et paléoclimats postglaciaires dans l'ouest du Bas-Saint-Laurent, Québec. *Géographie Physique et Quaternaire* 46: 151-172.
- Robitaille, A., et Saucier, J.-P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Direction de la gestion des stocks forestiers et Direction des relations publiques, Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Les publications du Québec, Québec.
- Rowe, J. S. 1972. Forest regions of Canada. Publication. # 1300, Canadian Forestry Service, Ottawa.
- Runkle, J. R. 1981. Gap regeneration in some old-growth forest of the eastern United States. *Ecology* 62: 1041-1051.
- Savoie, R., et Joncquas, G. 1995. Plan d'aménagement multiressource de la seigneurie de Nicolas-Riou. La forêt modèle du Bas-Saint-Laurent, Rimouski.

- Schulte, L. A., et Mladenoff, D. J. 2005. Severe wind and fire regimes in northern forests: Historical variability at the regional scale. *Ecology* 86: 431-445.
- Siccama, T. G. 1971. Presettlement and present forest vegetation in northern Vermont with special reference to Chittenden County. *American Midland Naturalist* 85: 153-172.
- Simard, H., et Bouchard, A. 1996. The precolonial 19th century forest of the Upper St.Lawrence Region of Quebec: a record of its exploitation and transformation through notary deeds of wood sales. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1670-1676.
- Sorel, C. 2004. Impacts des perturbations anthropiques du XX<sup>e</sup> siècle sur deux forêts du Bas-Saint-Laurent (Québec). Université du Québec à Rimouski, 45 p. Mémoire de maîtrise.
- Weir, J. M. H., et Johnson, E. A. 1998. Effects of escaped settlement fires and logging on forest composition in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 459-467.
- White, M. A., et Mladenoff, D. J. 1994. Old-Growth Forest Landscape Transitions from Pre-European Settlement to Present. *Landscape Ecology* 9: 191-205.
- Whitney, G. G. 1994. *From Coastal Wilderness to Fruited Plain. A History of Environmental Change in Temperate North America from 1500 to the Present.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Whitney, G. G., et DeCant, J. P. 2003. Physical and historical determinants of the pre- and post-settlement forests of northwestern Pennsylvania. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1683-1697.
- Zhang, Q. F., Pregitzer, K. S., et Reed, D. D. 2000. Historical changes in the forests of the Luce District of the Upper Peninsula of Michigan. *American Midland Naturalist* 143: 94-110.

**Tableau 1.1.** Scale and type of aerial photographs used to elaborate the forest maps employed in this study. BW: black and white; IR: false-color infrared.

Map	Photo scale and type	Map scale	Smallest Polygon	Source
1930	1: 32 000; BW	1: 32'000	1 ha	Quebec's National Archives at Chicoutimi, Price Fund, Maps and plans
1948	1: 35 000; BW	1: 50 000	4 ha	Université du Québec à Rimouski's Archives
1973	1: 15 000; BW	1: 20 000	4 ha	Ministère des Terres et Forêts, Gouvernement du Québec. 1 <sup>er</sup> inventaire décennal. 1975
2002	1: 15 000; IR	1: 20 000	4 ha	Ministère des Ressources Naturelles du Québec. 3 <sup>ième</sup> inventaire décennal. 1993

**Tableau 1.2.** Correspondence between the 1930 and 2002 age classes and classification used in this study.

Present study	1930 map	2002 map
10 yrs	Recently burn	Clear cut, Plantation, 10 yrs
30 yrs	20-40 yrs	30 yrs, 30-50* yrs, 30-70* yrs, Young uneven-aged
50 yrs	40-60 yrs	50 yrs, 50-90* yrs
70 yrs	60-80 yrs	70, 70-30* yrs, 70-50* yrs
90 yrs	80-100 yrs	90 yrs, 90-30* yrs, 90-50* yrs
>100 yrs	>100 yrs	120 yrs, Old uneven-aged

\*: Two-storied stands.

**Tableau 1.3.** Landscape metrics computed from the 1930 and 2002 forest maps.

Cover type	Total area (ha)	No. of patches	Patch size (ha)	
			Mean $\pm$ SD	Range
1930				
Conifer	10 044	12	836 $\pm$ 2 869	1.7 - 9 947
Mixed	2 698	54	50 $\pm$ 89	1.5 - 413
Deciduous	38	6	6 $\pm$ 3	2.2 - 10
No cover	231	19	12 $\pm$ 16	1.0 - 54
All	13 011	91	143 $\pm$ 1 042	1.0 - 9 947
2002				
Conifer	1 739	64	26 $\pm$ 37	4.2 - 212
Mixed	5 771	40	143 $\pm$ 384	4.7 - 2 331
Deciduous	3 914	52	75 $\pm$ 100	4.4 - 478
No cover	1 376	37	33 $\pm$ 81	4.0 - 476
All	12 800	193	65 $\pm$ 190	4.0 - 2 231

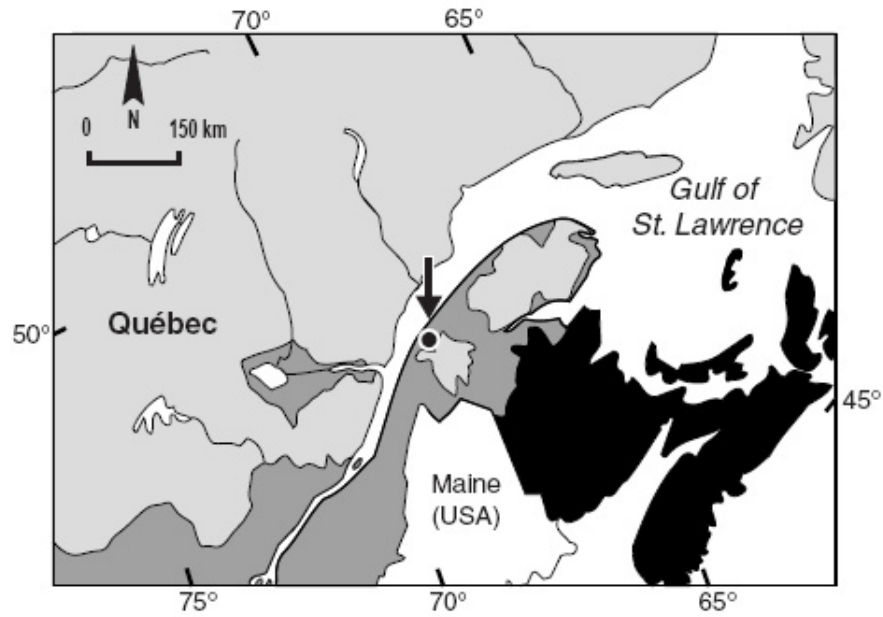
**Tableau 1.4.** Spatially explicit correspondence (percent of total landscape area) of cover types between the 1930 and 2002 forest maps.

		2002						
		Conifer	Mixed		Deciduous		No cover	Total
		er						
1930		Subtype A		Subtype B				
Conifer	12.2	1.3	35.3	11.2	7.4	9.5	76.9	
Mixed	0.9	1.1	7.0	9.9	1.4	0.9	21.1	
Deciduous	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.2	
No cover	0.3	0.0	1.5	0.2	0.2	0.2	1.6	
Total	13.5	2.4	42.8	21.5	9.1	10.7	100.0	

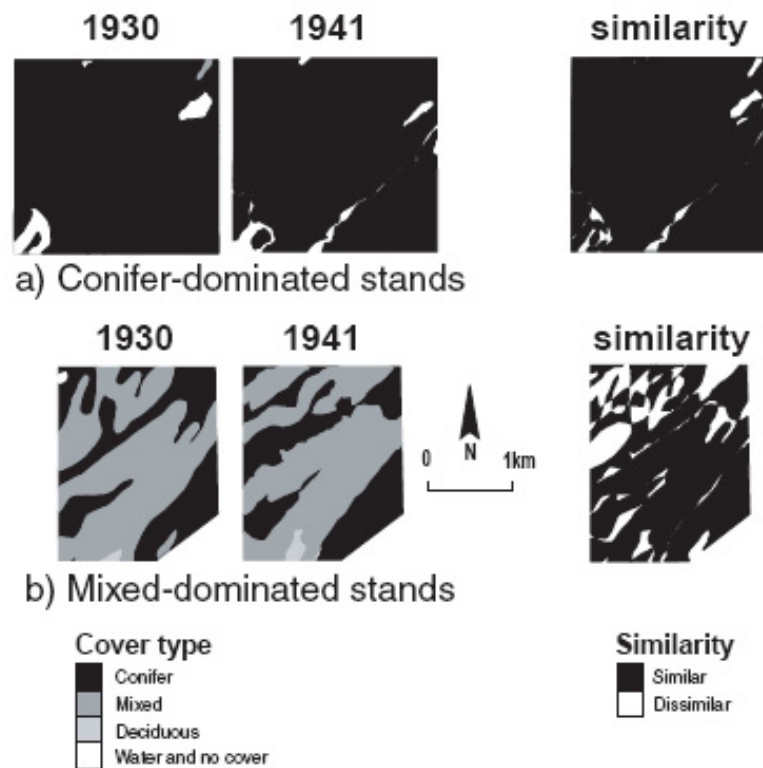
**Tableau 1.5.** Abundance of taxa among living individuals and coarse woody debris summed over the 15 studied plots (total surface area of 0.6 ha) at the detailed study site. Only individuals with maximum diameter equal or greater than 10 cm are considered.

	No. of individuals		% living	No. of stumps
	Living	Debris		
Eastern white pine	0	2	0.0	1
Eastern white cedar	1	24	4.0	13
<i>Picea</i> spp.	5	14	26.3	12
Balsam fir	79	128	38.2	95
<i>Betula</i> spp.	42	38	52.5	23
Soft maples	110	38	74.3	4
Sugar maple	392	54	87.9	32
Quaking aspen	7	0	100.0	0

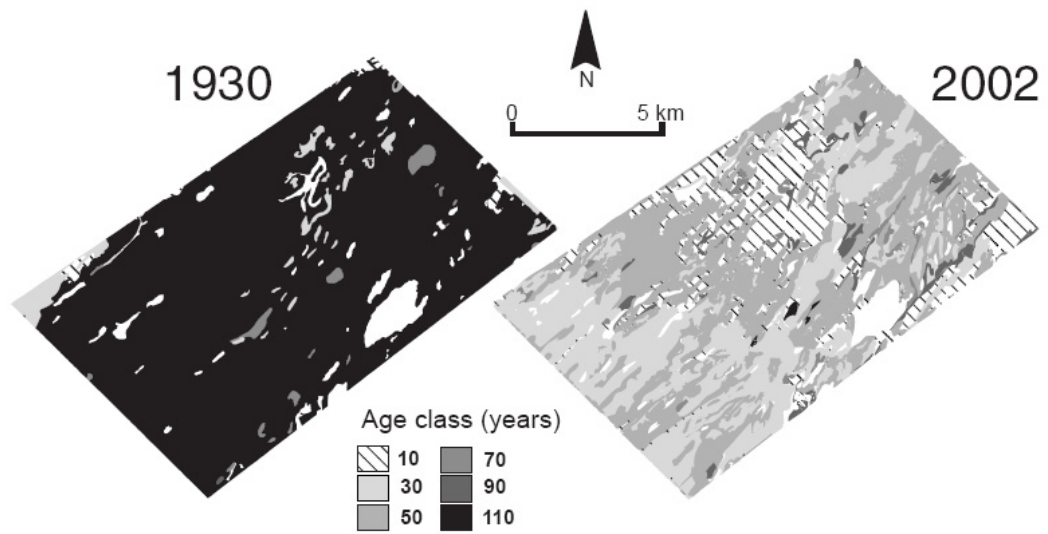




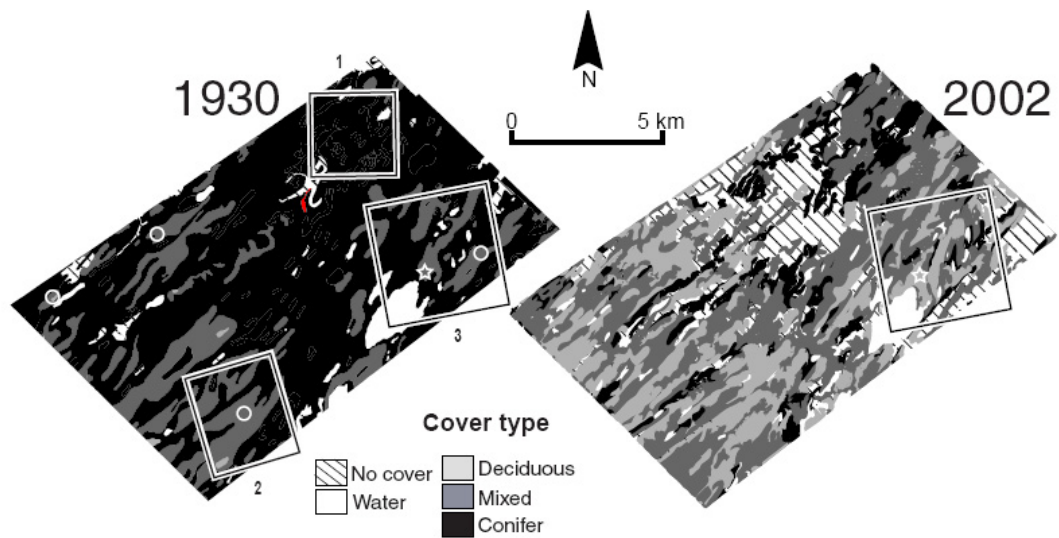
**Figure 1.1.** Localisation of the Nicolas Riou seignory in eastern Quebec (arrow) and vegetation zones according to Rowe (1972). The Acadian (black), and Great Lakes-St.Lawrence (dark grey) forest zones are mixed coniferous-deciduous. The Boreal forest zone (light grey) is mostly coniferous.



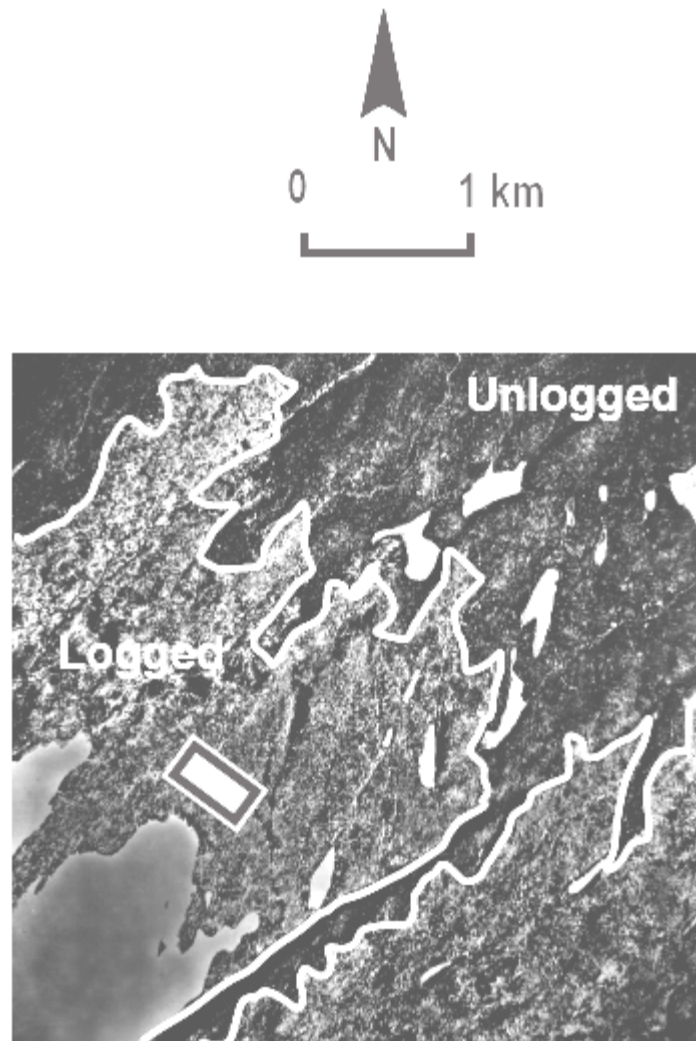
**Figure 1.2.** Validation of the 1930 forest map using aerial photographs taken in 1941 over two contrasting areas of the Nicolas-Riou seignory. Similarity between the two maps is depicted by a black area whereas dissimilarity is indicated by a white area. The 1941 maps were built using the same cover types definition as the 1930 mapping and the same smallest polygon threshold of 4 ha as the 2002 mapping.



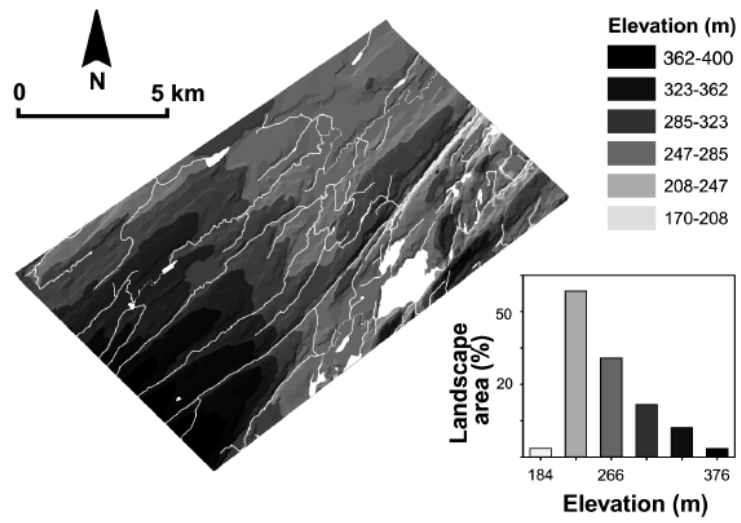
**Figure 1.3.** Age classes of the forest cover in 1930 and 2002 at the Nicolas Riou seignory. Age classes have been reclassified as described in Tableau 1.2.



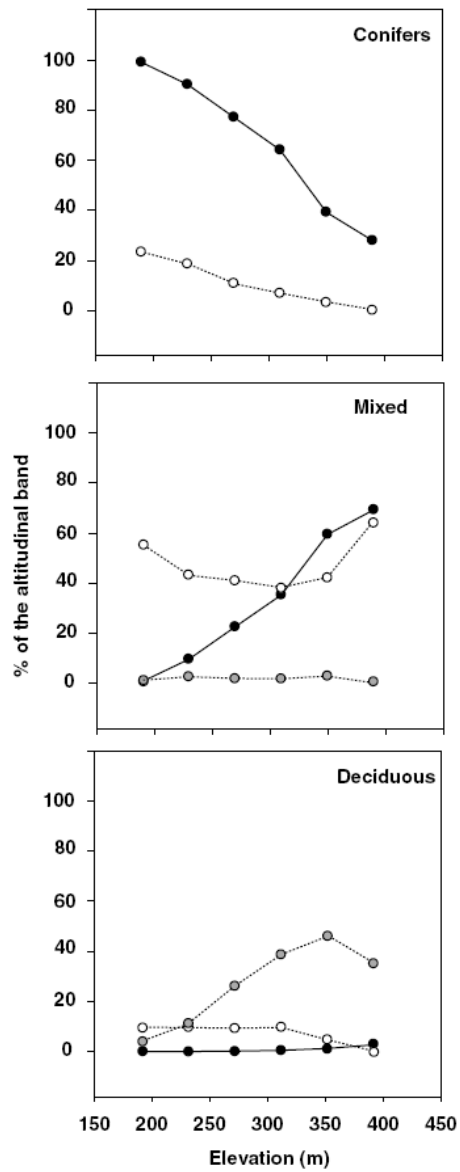
**Figure 1.4.** Types of forest cover in 1930 and 2002 at the Nicolas Riou seignory. Enclosed squares 1 and 2: areas depicted in Figure 1.2; enclosed square 3: area depicted in Figure 1.5 star; detailed study site; circle: sugar camp indicated on the 1930 map.



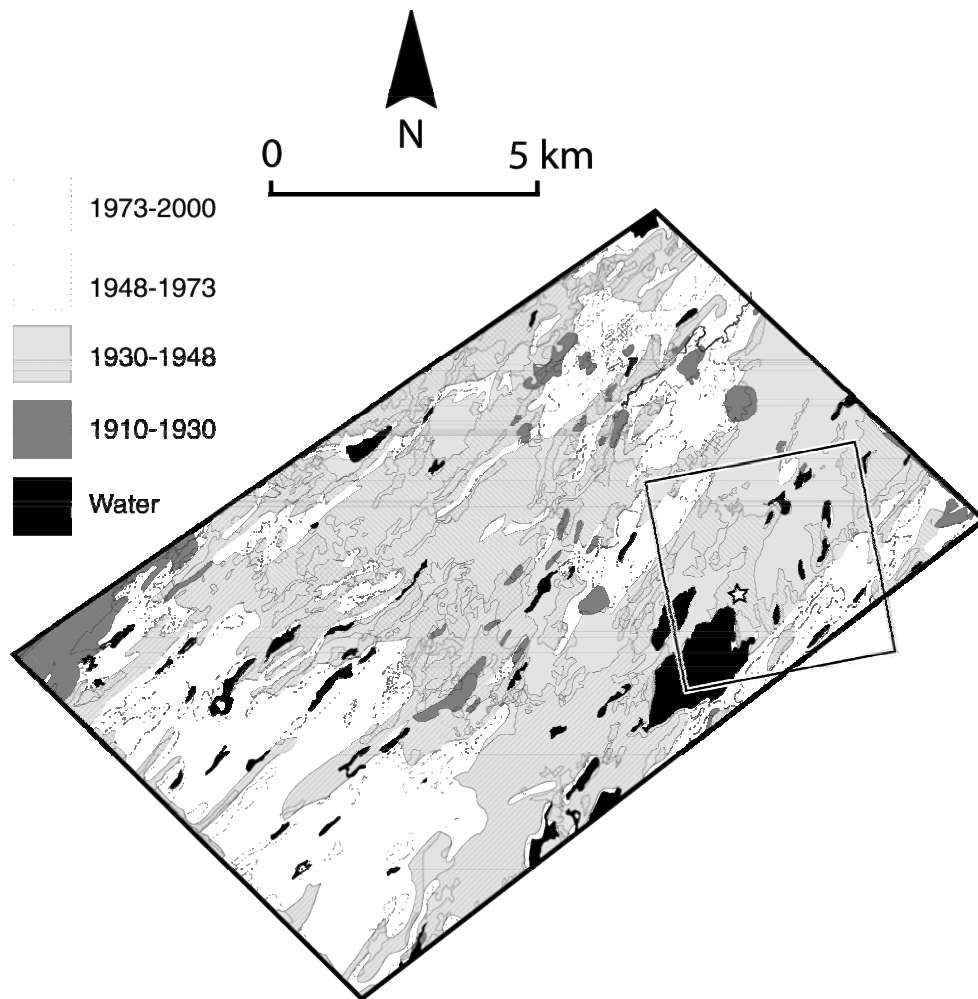
**Figure 1.5.** Aerial photograph taken in the winter of 1941 (original scale 1: 22 800), showing the pre-industrial conifer-dominated matrix, along with a recent cutover area surrounding the detailed study site (white square).



**Figure 1.6.** Elevation above sea level (a.s.l.) over the Nicolas Riou seignory. Water courses and lakes are in white. The histogram shows the area occupied by each elevation band.

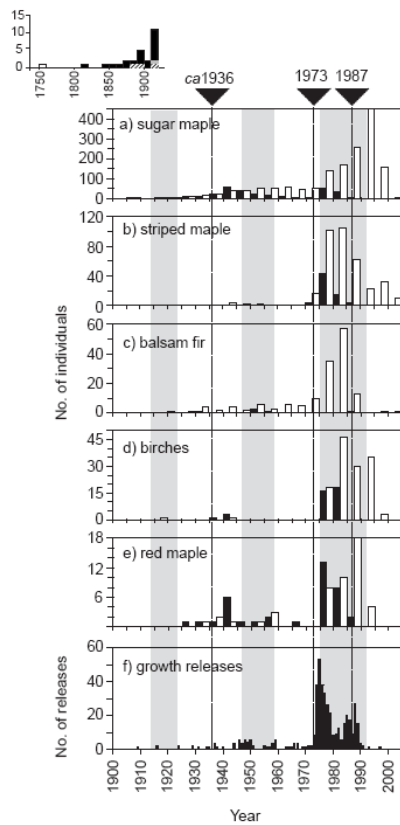


**Figure 1.7.** Relative abundance of cover type according to elevation bands depicted in the Figure 1.6. Solid circles: 1930 covers; grey circles: 2002 covers (subtype A; deciduous component dominated by sugar maple); open circles: 2002 covers (subtype B; deciduous component not dominated by sugar maple).



**Figure 1.8.** Logging history at the Nicolas Riou seignory as reconstructed from forest maps of 1930, 1948, 1973 and 2002. Enclosed square: area depicted in Figure 1.4; star: detailed study site.





**Figure 1.9.** Frequency distribution of innermost tree ring according to species (a-e) and growth releases (f) summed over the entire studied surface (15 plots; 0.6 ha) at the detailed study site. Solid bar: canopy tree; empty bar: subcanopy tree (a-e). Most (70%) balsam fir individuals of the canopy layer could not be sampled because of wood decay. Marginal species (quaking aspen, white spruce, eastern white cedar and eastern white pine) are not shown. Gray bars refer to spruce budworm outbreaks reconstructed from tree rings at a nearby site (2 km away; Boulanger and Arseneault 2004) and vertical dashed lines indicate the logging events. The inset shows the frequency of innermost tree rings prior to 1920. Solid bar: sugar maple; hatched bar: yellow birch; grey bar: balsam fir; empty bar: eastern white cedar.

## **CHAPITRE II**

### **TRANSFORMATION (1820-2000) D'UN PAYSAGE FORTEMENT EXPLOITÉ DE LA FORÊT BORÉALE INFÉRIEURE DE L'EST DU CANADA**

## 2.1. Résumé

Une étude dendrochronologique de l'historique des bois flottés au XIX<sup>e</sup> et au XX<sup>e</sup> siècle combinée à l'analyse d'une série de cartes forestières établies en 1930, 1948, 1975 et 2000 ont permis d'examiner l'historique d'exploitation et de transformation des forêts du bassin versant de la rivière Rimouski (117 000 hectares) entre le début des coupes (1820) et l'actuel (2000). Au XIX<sup>e</sup> siècle, une exploitation sélective visait le pin blanc (*Pinus strobus* L.), le pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.) et le genre *Picea*. À la suite d'une forte augmentation du taux de coupe vers 1900, le sapin baumier (*Abies balsamea* L.) est devenu l'espèce la plus exploitée. La forêt préindustrielle était dominée par de vieilles forêts de conifères composées de sapinières et par des peuplements mixtes. L'analyse dendroécologique suggère que le pin rouge était probablement plus abondant dans la forêt préindustrielle qu'actuellement. L'augmentation progressive de la sévérité des pratiques forestières entre le début du XIX<sup>e</sup> et la fin du XX<sup>e</sup> siècle a considérablement rajeuni la structure d'âge, a provoqué la raréfaction des vieilles forêts et a favorisé l'implantation massive de plantations du genre *Picea*, de sorte qu'un écart important s'est continuellement creusé entre la forêt préindustrielle et les conditions actuelles. La forêt doit être restaurée selon les principes de l'aménagement écosystémique afin d'éviter les états peu susceptibles de maintenir la biodiversité et la productivité des écosystèmes.

## 2.2. Introduction

L'exploitation multiséculaire des forêts a considérablement affecté leur dynamique à l'échelle planétaire (Noble et Dirzo 1997 ; Östlund et al. 1997; Foster et al. 1998; Frelich 2002). Dans la plupart des régions d'Europe et d'Amérique du Nord, l'impact des pratiques forestières a surpassé celui des perturbations naturelles pour induire un tout nouveau régime de perturbations. Des études rétrospectives ont en effet montré que les pratiques forestières telles que les coupes, la suppression des feux et les plantations à grande échelle ont fortement diminué l'âge des forêts, baissé l'abondance des arbres morts, favorisé la prolifération des essences pionnières et homogénéisé la structure et la composition des paysages (Foster 1992; Whitney 1994; Östlund et al. 1997; Kouki et al. 2001; Andersson et Östlund 2004). L'ensemble de ces changements à l'intérieur des territoires aménagés suggère des impacts majeurs sur la biodiversité et la productivité des écosystèmes (Fisher et Lindenmayer 2007).

Plusieurs auteurs ont suggéré que l'aménagement forestier devrait s'inspirer de la structure et la composition des forêts préindustrielles afin d'y préserver la biodiversité (Attiwill 1994; Harvey et al. 2002; Kuuluvainen 2002). Une difficulté majeure dans le développement de telles pratiques est le manque de sites témoignant des conditions naturelles des écosystèmes, particulièrement dans les territoires fortement exploités (Axelsson et Östlund 2001). À défaut de témoins naturels, l'écologie historique permet de reconstituer les écosystèmes du passé et de documenter leur transformation sous l'action des activités anthropiques. Aux États-Unis, le recensement des arbres témoins lors de l'arpentage des terres pour la colonisation a permis de documenter la composition des forêts précoloniales (Lorimer 1977; Friedman et al. 2001) de même que leur transformation en réponse aux activités anthropiques (Siccama 1971; Friedman et Reich 2005). Au Canada, les actes notariés ont permis de dresser un portrait de la végétation précoloniale avant l'influence marquée des coupes et de l'agriculture (Simard et Bouchard 1996; Brisson et Bouchard 2003). En Amérique du Nord et en Scandinavie, des cartographies forestières du début du XX<sup>e</sup> siècle ont aussi permis de documenter d'une manière spatialement explicite, la structure et la composition des forêts et leur transformation sous l'influence des pratiques forestières (Hessburg et al. 1999; Axelsson et Östlund 2001; Etheridge et al. 2005; Boucher et al. 2006).

L'objectif général de cette étude est de reconstituer la structure et la composition de la forêt préindustrielle du bassin versant de la rivière Rimouski dans l'Est du Canada et les transformations survenues depuis le début de l'exploitation au début du XIX<sup>e</sup> siècle. Ce territoire a été sélectionné car il est représentatif des secteurs fortement exploités dans l'Est de l'Amérique du Nord et que des cartes forestières historiques sont disponibles afin d'examiner l'influence des coupes du XX<sup>e</sup> siècle. Ainsi, dans un premier temps, nous documentons, grâce à l'analyse de cartes forestières (1930, 1948, 1975 et 2000), la transformation de la structure et de la composition des paysages en réponse aux pratiques forestières du XX<sup>e</sup> siècle. Deuxièmement, à défaut de photos ou de plans d'aménagement forestier anciens pour reconstituer la période antérieure à 1930 nous avons dû recourir à une source d'information alternative et inédite. Nous avons reconstitué l'historique de la flottaison des bois sur la rivière Rimouski entre 1820 et 1970. Au XIX<sup>e</sup> et XX<sup>e</sup> siècle, le flottage constituait, dans la plupart des régions du monde, le principal mode de transport du bois coupé (Whitney 1994; Barros et Uhl 1995; Nilsson et al. 2005). La technique consistait à rassembler le bois sur la rive et sur les lacs gelés, de sorte qu'il soit transporté au moment de la crue printanière jusqu'aux moulins habituellement localisés à l'embouchure des rivières (Judd 1989; Törnlund et Östlund 2002). Au cours du voyage une fraction des billots coulait au fond de l'eau (Cayford et Scott 1973). Les informations tirées des caractéristiques (composition en espèce, période de vie) de ces billots conservés au fond de la rivière offre un portrait direct des forêts vierges et de seconde venue qui furent exploitées depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle dans le bassin versant de la rivière Rimouski.

### **2.3. Aire d'étude**

La région d'étude est située au Bas-Saint-Laurent dans l'Est du Canada et est comprise dans la zone de transition entre les forêts boréale et décidue de l'Amérique du Nord (Rowe 1972). Le paysage analysé correspond aux limites du territoire ayant fait l'objet d'une cartographie forestière en 1930, par la compagnie Price Brother's dans le bassin versant de la rivière Rimouski. Ce territoire est dominé par les forêts et draine une superficie de 117 000 ha, soit 72% de la superficie totale du bassin versant de la rivière Rimouski (Figure 2.1). La rivière Rimouski coule du sud au nord à partir du Nouveau-Brunswick et termine sa course

environ 110 km plus loin dans l'Estuaire du Fleuve Saint-Laurent à la hauteur de la ville de Rimouski. Cette région fait partie de la formation géologique des Appalaches composée de roches sédimentaires (Lajoie 1972; Robitaille et Saucier 1998). Dans les sections occidentale et orientale, les principaux dépôts sont respectivement composés de matériaux d'altération et de till glaciaire. La topographie est peu accidentée dans la section occidentale et l'altitude varie entre 100 et 300 m au-dessus du niveau des mers. À l'opposé, le relief est plus montueux dans la section orientale et l'altitude oscille entre 250 m et 650 m (Lajoie 1972; Robitaille et Saucier 1998). La température annuelle moyenne est de 2.5 °C et les précipitations sont de 929 mm annuellement, dont 37% tombe sous forme de neige. La saison de croissance dure de 150 à 170 jours avec 1 381 degrés-jours de croissance >5 °C (Environnement Canada 2007).

D'après la classification écologique du Québec, le territoire appartient au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune qui forme la section méridionale de la zone boréale (Grondin et al. 1998). La végétation régionale actuelle est principalement composée d'un mélange de sapin baumier et de bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.) sur les sites mésiques. Les sommets et les hauts de pente sont colonisés par l'érable à sucre et le bouleau jaune tandis que le sapin baumier, le thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.) et l'épinette noire (*Picea mariana* Mill.) occupent les bas de pente et les sites hydriques (Robitaille et Saucier 1998). Les jeunes plantations du genre *Picea* (*P. mariana*, *P. glauca* et *P. abies* L.) couvrent 20% du territoire, comparativement à 23% pour les peuplements dominés par le sapin, 10% pour les érablières, 9% pour les feuillues intolérants (bouleaux, peupliers) et 7% pour les cédrières. Le reste du territoire est occupé par des forêts de composition indéterminée car la végétation est trop jeune pour être photo interprétée. Les peuplements dominés par les pins (*P. strobus*, *P. banksiana* Lamb. et *P. resinosa*) sont rares et principalement localisés dans les secteurs inaccessibles. Aucune perturbation naturelle de grande ampleur, à l'exception de la dernière épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clemens)) entre 1975 et 1990 (Boulanger et Arseneault 2004), n'a affecté le territoire depuis 1930.

En se basant sur des études réalisées dans notre secteur (Boucher 2002; Sorel 2004; Boulanger et Arseneault 2004) et dans les régions périphériques (Wein et Moore 1977; Lorimer 1977; Etheridge et al. 2006; Fraver et al. 2007), le régime des perturbations naturelles était dominé par des perturbations secondaires telles que des petites trouées, des chablis, des épidémies d'insectes et de rares feux. Les communautés autochtones locales ne semblaient pas avoir un impact significatif sur le régime des feux comme ce qui est avancé pour d'autres régions d'Amérique du Nord (Day 1953; Whitney 1994). En contrepartie, les activités de colonisation ont résulté, à la fin du XIX<sup>e</sup> et au début du XX<sup>e</sup> siècle, en d'importantes superficies brûlées en périphérie des secteurs habités (Guay 1942; Minville 1944; Fortin et al. 1993).

### **2.3.1. Historique d'utilisation du territoire**

Depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle, la région de l'Est du Canada a enregistré de profondes transformations liées à l'exploitation forestière (Brisson et Bouchard 2003; Mosseler et al. 2003). La région de Rimouski fut colonisée vers la fin du XVIII<sup>e</sup> siècle avec le défrichage des terrasses littorales pour l'agriculture (Fortin et al. 1993). L'établissement d'un important commerce du bois entre le Québec et l'Angleterre au début du XIX<sup>e</sup> siècle a contribué à l'arrivée massive des marchands de bois qui ont accéléré le développement du territoire (Lower 1973; Fortin et al. 1993). La rivière Rimouski a été utilisée de manière soutenue par les industriels forestiers au XIX<sup>e</sup> et XX<sup>e</sup> siècle. L'analyse des archives d'arpentage relatif à la cartographie de la rivière (Lebel 1875; Leclerc 1927) de même qu'une synthèse historique (Larocque 2006) révèlent qu'entre 1826 et 1963 plusieurs moulins ont été en opération aux abords de la rivière (Figure 2.1). Les principaux moulins ont été construits dans la section aval à moins de 5 km de l'embouchure, le premier fut installé en 1826 à environ 3 km de l'embouchure (Figure 2.1). Parmi les plus importants, deux moulins ont été construits successivement par la compagnie Price Brother's. Une scierie (1901 à 1964 ; #1 sur la Figure 2.1) a été installée tout près de l'embouchure tandis que deux ans plus tard, une pulperie (1903 à 1927 ; #2 sur la Figure 2.1) a été installée tout juste en amont de la scierie.

## **2.4. Méthodes**

### **2.4.1. Analyse cartographique**

Une série de cartes forestières (1930, 1948, 1975 et 2000) a été employée afin de reconstituer la transformation des paysages au XX<sup>e</sup> siècle. Chacune des cartes a été produite à des fins d'inventaire forestier et a été réalisée à partir de photographies aériennes d'échelles et de résolutions variables (Tableau 2.1). Les cartes ont été numérisées en format vectoriel et géoréférencées à l'aide de ARCGIS 8.3 (ESRI 2003). L'abondance relative des classes d'âges et des types de couvert de chacune des périodes a été calculée en utilisant le logiciel V-LATE 1.1 (Lang et Tiede 2003). Les informations concernant l'âge et la composition des couverts forestiers ont été reclassifiées afin de permettre la comparaison entre chacune des périodes (Tableau 2.2). Les classes d'âge des couverts forestiers ont été reclassifiées en quatre catégories qui correspondent aux stades de développement du sapin baumier (Burns et Honkala 1990; Uhlig et al. 2001), l'espèce qui dominait le paysage étudié en 1938 (Guay 1942). Les peuplements ont ainsi été reclassifiés en quatre types: "régénération 10 ans", "jeune 30 ans" (20-40 ans), "mature 50 ans" (40-60 ans) et "vieux 70 ans et plus". De même, la composition des couverts forestiers présentée sur chacune des cartes originales a été reclassifiée en cinq types: 1- "régénération" (l'âge compris entre 0 et 20 ans), 2- "coniférien" (>75% du couvert est dominé par les conifères), 3- "mixte" (>25% du couvert dominé par les conifères et >25% de feuillus), 4- "feuillu" (>75% du couvert est dominé par les essences feuillues) et 5- "autres" qui correspondent aux superficies non-forestières telles que les surfaces recouvertes par l'eau et celles naturellement non-boisées. Pour chaque carte, les feux (délimités par l'analyse d'une série de photos aériennes) et les superficies récemment coupées (jeunes forêts < 40 ans) ont également été considérés.

### **2.4.2. Analyse des bois dravés sur la rivière Rimouski**

Afin de mettre en relation l'exploitation forestière et les changements de végétation observés à l'échelle du paysage, nous avons récolté des informations sur la composition et la période de vie des billots coulés au fond de la rivière Rimouski durant l'ère du flottage des



bois ( $\approx 1825-1965$ ). Des sites renfermant des billots ont été recherchés selon deux critères. Premièrement, ils devaient être situés dans la section aval du bassin versant en amont des principaux moulins. Deuxièmement, ils devaient se retrouver dans une configuration fluviale susceptible de favoriser l'accumulation d'un nombre important de billots pendant toute la période de drave. Un seul site présentant ces critères a été découvert et correspond à un tronçon de rivière d'une superficie de 3.9 hectares localisé dans la zone concave d'un large méandre. L'ensemble de la superficie a été ratissé à l'aide d'une sonde et tous les billots de bois déposés au fond de la rivière et arborant une marque de coupe (trait de scie ou entaille de hache) ont été récoltés à l'aide d'un crochet forestier et d'un tourne-bille.

Les billots ( $n = 614$ ) ont été amenés sur le rivage où un disque transversal a été prélevé au diamètre maximum pour les analyses anatomique et dendrochronologique. Tous les disques ont été identifiés à l'espèce ou au genre en laboratoire en observant les structures anatomiques d'un échantillon de bois (Hoadley 1990). En considérant les espèces susceptibles d'être rencontrées dans la région d'étude, l'analyse anatomique a permis l'identification à l'espèce des spécimens de sapin baumier, de pin rouge, de pin blanc, de thuya occidental et de mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch). Les épinettes (*Picea* spp.), les bouleaux (*Betula* spp.), les peupliers (*Populus* spp.) et les frênes (*Fraxinus* spp.) n'ont pu être identifiés à l'espèce et ont été regroupés au genre (Hoadley 1990). Chaque disque a été séché puis sablé mécaniquement en employant un papier sablé de plus en plus fin afin de discerner et de dénombrer chacun des cernes annuels de croissance. La largeur des cernes a été mesurée avec à l'aide du logiciel OSM (Sciem 2003) le long de deux rayons opposés numérisés à 4 800 ppp. La datation des billots sur l'échelle calendaire a été accomplie à l'aide du logiciel PAST 4 (Sciem 2003) grâce à des chronologies régionales développées antérieurement par Sorel (2004), Boulanger et Arseneault (2004) et complémentées par nos propres données. Les procédures habituelles de validation ont été exécutées à l'aide du logiciel COFECHA (Holmes 1983). La présence du dernier cerne correspondant à l'année de mort de l'arbre (précision de  $\pm 1$  ans) a été validée en examinant si la surface externe des échantillons était lisse ou érodée.

## 2.5. Résultats

### 2.5.1. Structure des paysages entre 1930 et 2000

En 1930, le paysage du territoire d'étude était dominé par les vieilles forêts conifériennes et mixtes (70 ans et plus) qui, ensemble, formaient 62% de la superficie totale. Par contre, une portion significative (33%) du paysage avait déjà été exploitée (Figure 2.2). Les superficies coupées, qui correspondaient aux forêts de 30 ans, étaient dispersées le long de la rivière Rimouski, ses principaux tributaires et dans les basses terres (Figure 2.2). Les couverts en régénération (10 ans) formaient 6% du territoire (Figure 2.2 et 2.3). La majorité (>90%) de la superficie occupée par les couverts en régénération originait d'un feu de 1923 apparemment d'origine anthropique (Figure 2.2.; Boucher 2002; Sorel 2004).

Des changements majeurs, entre 1930 et 1948, se sont traduits par une réduction considérable de la surface des vieilles forêts (70 ans et plus) au profit des stades successionnels jeunes. Alors que les vieilles forêts formaient la matrice du paysage en 1930, elles occupaient seulement 36% des superficies en 1948. Durant cette même période, la superficie des jeunes forêts (30 ans) a progressée de 29% à 44%. Ces jeunes forêts étaient dispersées à proximité du réseau hydrographique et dans les basses terres (Figure 2.2). Les couverts en régénération ont pratiquement doublé entre 1930 et 1948 pour atteindre 10% de la superficie du territoire étudié. En même temps, l'abondance des superficies dominées par les conifères a fortement décru, passant de 61% en 1930 à 47% en 1948 (Figure 2.3).

L'abondance de la plupart des stades successionnels est demeurée relativement stable entre 1948 et 1975, même si la superficie occupée par les vieilles forêts (>70 ans) a continué de décroître pour s'établir à 25% de la superficie totale du paysage. En 1975, les massifs de vieilles forêts étaient disposés majoritairement dans la section orientale du bassin versant tandis que les jeunes forêts étaient concentrées dans la section occidentale (Figure 2.2).

Un second épisode de transformation majeure est survenu entre 1975 et 2000 et s'est traduit par la forte augmentation des couverts en régénération qui sont passés de 10% en 1975

à 46% en 2000. Les forêts dont l'âge était inférieur à 40 ans représentaient ainsi en 2000 plus de 58% du paysage (Figure 2.3a). De plus, 51% des superficies en régénération de 2000, soit 20% du territoire, étaient constituées de plantations du genre *Picea* (Figure 2.3b). Par ailleurs, les jeunes forêts (30 ans) étaient dispersées sur l'ensemble du territoire tandis que les parterres en régénération (plantations) étaient concentrés dans la section orientale (Figure 2.2d).

### 2.5.2. Analyse des billots de bois dravés

Parmi les 614 billots retirés du fond de la rivière, le sapin baumier formait 63,7% des spécimens, les épinettes 17,4%, le pin rouge 14,7%, le pin blanc 2,6%, le mélèze 0,7% et le thuya occidental seulement 0,5%. L'ensemble des feuillus, comprenant les genres *Betula*, *Populus* et *Fraxinus*, formait moins de 1% des billots récoltés. Les espèces feuillues étaient habituellement peu dravées compte-tenu de leur densité élevée qui les amenait à couler au fond des rivières. Au total, 201 billots sur les 614 récoltés (32,7%) ont été interdatés par dendrochronologie, ce qui a permis d'estimer leur période de vie et l'année de la coupe (Figure 2.4). Les années de coupe des spécimens datés s'évaluaient entre 1827 et 1967. On observe une étroite correspondance entre le nombre de billots datés par décennie et les périodes d'exploitation des principaux moulins à l'embouchure de la rivière (voir numérotation 1 à 5; Figure 2.4).

Seulement 19 des spécimens datés (9,5%) ont été coupés au XIX<sup>e</sup> siècle, la majorité d'entre eux était des pins blancs (36,8%), des épinettes (26,3%) et des pins rouges (21,1%). Le thuya occidental (10,5%) et le sapin baumier (5,3%) formaient les autres espèces coupées à cette époque. Le nombre d'individus datés par décennie au XIX<sup>e</sup> siècle (1820-1900), était relativement stable et ne dépassait jamais cinq individus par décennie (Figure 2.4). Au XX<sup>e</sup> siècle, le nombre d'arbres interdatés s'est accru fortement par rapport au XIX<sup>e</sup> siècle. Plus de 90% des spécimens datés, soit 182, ont été coupés au XX<sup>e</sup> siècle. À partir de la décennie 1900-1909 où 7 spécimens ont été datés, le taux d'arbres datés a augmenté graduellement jusqu'à atteindre un sommet dans la décennie 1930-1939 avec 75 spécimens datés, pour ensuite diminuer et s'estomper dans la décennie 1960-1969 (Figure 2.4). Le sapin baumier était de

loin, l'espèce la plus fréquemment interdatée avec 59.3% de toutes les tiges de cette période. Le pin rouge (35.2%), le pin blanc (3.3%) et les épinettes (2.2%) constituaient le reste des billes datées au XX<sup>e</sup> siècle. En terme de composition par décennie, le sapin baumier formait plus de 70% des individus datés entre la décennie 1900-1909 et 1960-1969 à l'exception de la décennie 1930-1939 où l'espèce affichait une abondance relative de 30.7% comparativement à 61.3% pour le pin rouge (Figure 2.4).

## 2.6. Discussion

Cette étude a permis de retracer les transformations de structure et de composition qui se sont produites dans un bassin versant fortement exploité de l'Est du Canada. La réduction progressive d'abondance des vieilles forêts de conifères sous l'impact de plus en plus sévères des pratiques forestières est en accord avec d'autres travaux réalisées ailleurs en Amérique du Nord et en Scandinavie (Wallin et al. 1996; Östlund et al. 1997; Jackson et al. 2000; Friedman et al. 2005; Boucher et al. 2006).

Avant son exploitation, le territoire étudié étaient composé de vieilles forêts dominées par les conifères. L'inventaire forestier gouvernemental de 1938, réalisé systématiquement sur le territoire du Québec méridional, nous renseigne sur les espèces formant ces forêts (Guay 1942). Les données correspondant au bassin versant de la rivière Rimouski indiquent que les vieilles forêts étaient composées de sapin baumier (36%; par volume des arbres >8" de diamètre), de bouleau blanc (26%), d'épinette blanche (23%), de bouleau jaune (13%) et de thuya occidental (2%). La dominance des vieilles forêts et la présence d'espèce tolérantes de fin de succession (sapin baumier, épinette blanche, thuya occidental) suggèrent que la dynamique naturelle était plutôt dominée par des perturbations secondaires qui entraînent une mortalité partielle du peuplement que par des perturbations sévères qui provoquent la régénération de grands territoires comme les feux. L'inventaire de 1938 indiquait d'ailleurs qu'une majorité des peuplements vierges présentait une structure irrégulière ou multi-cohorte, générée par des chablis partiels (Guay 1939). Dans les forêts adjacentes du nord du Maine et du Nouveau-Brunswick, une végétation similaire dynamisée

par des perturbations secondaires formait les paysages forestiers avant leur exploitation à grande échelle (Lorimer 1977; Wein et Moore 1977; Etheridge et al. 2005).

Les coupes forestières des derniers 180 ans ont considérablement modifié la matrice forestière. Nos données permettent de diviser l'historique de transformation des forêts en trois grandes phases (Figure 2.4). La première phase d'exploitation (1827-1900) correspond à l'époque de la coupe sélective des plus gros arbres, notamment les pins et les épinettes. Nos résultats indiquent d'ailleurs que le pin blanc, le pin rouge et l'épinette spp. composaient plus de 84% des billots datés entre la période 1827-1900. Ces résultats sont en accord avec les pratiques forestières du XIX<sup>e</sup> siècle où les pins (*P. resinosa*, *P. strobus*) et l'épinette blanche (*P. glauca*) constituaient les principales espèces récoltées (Lower 1973; Whitney 1994). L'analyse des actes notariés de vente de bois montre aussi qu'à cette époque le pin rouge constituait une part importante des arbres exploités aux abords de la rivière Rimouski. Par exemple, dans la seule année de 1829, la livraison de 28 000 billots de pins (principalement du pin rouge) a été convenue aux abords de la rivière Rimouski (Y. Boucher données non publiées). À la même période, une situation similaire était observée dans le nord de la Suède alors que seuls les pins sylvestres (*Pinus sylvestris* L.) de grandes tailles étaient récoltés (Östlund 1995). Le faible nombre de billots de thuya occidental récoltés est surprenant compte tenu de son abondance apparente dans les reliques de vieilles forêts du territoire et aussi dans les recensements réalisés lors de l'arpentage des forêts primitives de la région (Dupuis, en préparation). La présence potentiel d'un moulin de bardeaux localisé en amont de notre site de récolte (non-recensé dans cette étude), pourrait expliquer la faible densité du thuya occidental dans nos données. Le faible nombre de billots datés pour cette période est probablement attribuable à la capacité industrielle plus réduite qu'au XX<sup>e</sup> siècle et au fait que la drave limitait les exploitations aux abords du réseau hydrographique (Lower 1973). Le mode d'exploitation de l'époque suggère donc que les modifications de la mosaïque forestière ont été relativement mineures et spatialement restreintes bien que d'importants volumes de pins et d'épinettes pourraient avoir été prélevés dans la forêt vierge.

La seconde phase (1901-1960) correspond à l'exploitation industrielle intensive qui a débuté avec la construction du moulin à scie (1901) et de la pulperie (1903). En plus

d'observer une accélération des coupes, la proportion relative de chacune des espèces exploitées au XX<sup>e</sup> a changé radicalement. En effet, d'une industrie où les pins et l'épinette dominaient les volumes récoltés au XIX<sup>e</sup> siècle, c'est le sapin baumier, qui est le plus fortement exploité au XX<sup>e</sup> siècle (Figure 2.4). L'essor de l'industrie des pâtes et papiers au début du XX<sup>e</sup> siècle, en plus de celle du sciage, a sûrement favorisé l'utilisation du sapin qui, auparavant, n'était qu'une espèce considérée comme secondaire à cause de sa faible taille. C'est ainsi que la réduction importante de l'abondance des vieilles forêts observée entre 1930 et 1948 (Figure 2.3), alors que la scierie de Rimouski était l'une des plus importantes de l'Est du Canada (Fortin et al. 1993), serait attribuable à l'exploitation intensive du sapin baumier dans les années 1930-50 alors qu'il composait probablement une part importante des forêts préindustrielles. La forte exploitation des forêts à cette époque se reflète également par une fréquence maximum de bois dravé daté (Figure 2.4) probablement associée à la période où la drave fut la plus intense. La fraction importante de pin rouge parmi les arbres datés en 1930-1950 semble attribuable à l'exploitation du secteur Duchénier entre 1930 et 1948 (Encadré sur Figure 2.2(b), l'unique secteur où ils existent encore des concentrations notables de pin rouge.

La troisième phase d'exploitation (1960-2000), qui correspond à l'implantation des coupes totales mécanisées suivies de plantations, a été associée à des modifications majeures de la composition forestière. Au début des années 60', les activités du moulin de la compagnie Price et le flottage du bois sur la rivière Rimouski ont cessés. L'exploitation des forêts s'est toutefois poursuivie et les activités de sciage ont été transférées dans un autre moulin. Le faible nombre de billots datés entre 1961 et 1970 s'explique par la fermeture du moulin et l'arrêt de la drave sur la rivière Rimouski (Figure 2.4).

Entre 1975 et 2000, on a observé, d'après l'analyse cartographique, une forte progression des superficies en régénération et l'implantation extensive de plantations du genre *Picea*. Ces transformations extraordinaires des forêts au cours de la troisième phase d'exploitation s'expliquent par plusieurs facteurs. Premièrement, à partir du début des années 1960, la coupe totale mécanisée a été de plus en plus employée (Jackson et al. 2000; Etheridge et al. 2006). Comparativement aux coupes à diamètre limite du début du siècle, la

coupe totale favorise le remplacement complet du couvert et la création de conditions favorables pour l'implantation de stades successionnels jeunes dominés par les essences feuillus pionnières (Archambault et al. 1998; Jackson et al. 2000; Boucher et al. 2006; Archambault et al. 2006). Deuxièmement, une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette, considérée comme très sévère, a touché le territoire entre 1975 et 1992 (Boulanger et Arseneault 2004). L'épidémie de tordeuse et les coupes de récupération associées ont favorisé l'implantation de vastes parterres de coupes qui ont été régénérés en grande partie à l'aide de plantations d'épinette noire, d'épinette blanche et d'épinette de Norvège. Ces perturbations successives dans la dernière moitié du XX<sup>e</sup> siècle ont fortement affecté la structure et la composition actuelle des paysages forestiers et ont continué de creuser l'écart avec les conditions préindustrielles.

## **2.7. Implications pour l'aménagement**

L'exploitation forestière des deux derniers siècles a fortement affecté la structure et la composition des forêts du territoire étudié. Avec le temps, les pratiques forestières ont été de plus en plus sévères et ont engendré un paysage qui s'est de plus en plus écarté des conditions préindustrielles. L'exploitation intensive des vieilles forêts de conifères a conduit à une inversion de la matrice forestière et à d'importantes conséquences. Dans un contexte d'aménagement écosystémique, la foresterie devra innover et développer des pratiques qui s'inspirent de la mosaïque préindustrielle et de l'impact des perturbations naturelles. L'adoption de pratiques plus diversifiées, comme des coupes partielles, constituerait une alternative sylvicole qui restaurerait la structure multi-cohorte normalement observée dans les vieilles forêts dynamisées par des trouées et des chablis (Wallin et al. 1996; Fortin et al. 2003; Ruel et al. 2007). Puisque la dynamique naturelle était probablement dominée par des perturbations secondaires de petites envergures, la coupe totale basée sur une révolution de 50 à 70 ans est inadaptée car elle ne permet pas de maintenir la structure et la composition des paysages préindustriels. De même, les objectifs de composition devraient quant à eux s'inspirer des assemblages d'espèces de l'époque préindustrielle et éviter l'implantation massive, de surfaces dominées par des plantations d'épinettes. De telle sorte qu'il faudra réduire, par des programmes de restauration, l'écart sans cesse grandissant avec les

conditions de référence afin de ramener les écosystèmes à l'intérieur des limites de variabilité naturelle. Des études supplémentaires doivent donc être entreprises afin de mieux décrire la forêt préindustrielle et sa dynamique pour aider à planifier l'aménagement écosystémique.

## **2.8. Remerciements**

Nous remercions F. Boulianne, A. Caron, M. Chabot, A. Kervella, J. F. Lavoie, J. Parent et F. Villeneuve pour leur aide lors de la numérisation des cartes, des travaux de terrain et de laboratoire de même que L. Côté (MRNF) pour les informations sur l'historique du territoire. Cette étude a été financée par la Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée, la Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent (Pierre Belleau), le Fonds Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies (FQRNT), le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG) et l'Université du Québec à Rimouski (programme FUQAR). Le premier auteur a été supporté financièrement par le programme de bourse en milieu de pratique du FQRNT en association avec la Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent.

## **2.9. Références**

- Archambault, L., Delisle, C., Larocque, G. R., Sirois, L., et Belleau P. 2006. Fifty years of forest dynamics following diameter-limit cuttings in balsam fir–yellow birch stands of the Lower St. Lawrence region, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2745-2755.
- Archambault, L., Morissette, J., et Bernier-Cardou, M. 1998. Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir–yellow birch ecosystems of eastern Quebec, Canada. *Forest Ecology and Management* 102: 61-74.
- Andersson, R., et Östlund, L. 2004. Spatial patterns, density changes and implications on biodiversity for old trees in the boreal landscape of northern Sweden. *Biological Conservation* 118: 443-453.
- Attwill, P. M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.
- Axelsson, A. L., et Ostlund, L. 2001. Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *Forest Ecology and Management* 147: 109-122.



- Barros, A. C., et Uhl, C. 1995. Logging along the Amazon river and estuary - patterns, problems and potential. *Forest Ecology and Management* 77: 87-105.
- Brisson, J., et Bouchard, A. 2003. In the past two centuries, human activities have caused major changes in the tree species composition of southern Quebec, Canada. *Écoscience* 10: 236-246.
- Boucher, Y. 2002. Reconstitution du développement de deux forêts du Bas-Saint-Laurent (Québec) en réponse aux perturbations du XX<sup>e</sup> siècle. Université du Québec à Rimouski, 52 p. Mémoire de maîtrise.
- Boucher, Y. Arseneault, D., et Sirois, L. 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.
- Boulanger, Y., et Arseneault, D. 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1035-1043.
- Burns, R. M., et Honkala, B. H. 1990. *Silvics of North America, Volume 1, Conifers*. Washington DC: U.S.D.A. Forest Service Agriculture Handbook 654. [http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics\\_manual/table\\_of\\_contents.htm](http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/table_of_contents.htm), [accédé le 6 Juin 2007].
- Cayford, J. E., et Scott, R. E. 1973. Underwaterlogging. *New Logger* 21: 42-46.
- Day, G. M. 1953. The Indian as an ecological factor in the northeastern forest. *Ecology* 34: 329-346.
- Environnement Canada. 2007. Canadian Climate Normals or averages 1971-2000. Meteorological service of Canada. Disponible à: [http://www.msc.ec.gc.ca/climate/climate\\_normals](http://www.msc.ec.gc.ca/climate/climate_normals) [accédé le 16 Avril 2007].
- ESRI. 1995. ARC/INFO version 7.0. User's manual. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- ESRI. 2003. ArcGis 8.3. User's manual. Environmental systems research institute, Inc., Redlands, California.
- Etheridge, D. A., MacLean, D. A., Wagner, R. G., et Wilson, J. S. 2005. Changes in landscape composition and stand structure from 1945-2002 on an industrial forest in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1965-1977.
- Etheridge, D., MacLean, D., Wagner, R., et Wilson, J. 2006. Effects of intensive forest management on stand and landscape characteristics in northern New Brunswick, Canada (1945-2007). *Landscape Ecology* 21:509-524.

- Fischer, J., et Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- Fortin, M., Bégin, J., et Bélanger, L. 2003. Evolution of the diameter structure and composition of old-growth mixed stands of balsam fir and red spruce after diameter-limited cutting at the Ouareau River observation station. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 691-704.
- Fortin, J. C., Lechasseur, A., Morin, Y., Harvey, F., Lemay, J., et Tremblay, Y. 1993. *Histoire du Bas-Saint-Laurent*. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec.
- Foster, D. R. 1992. Land-use history (1730-1990) and vegetation dynamics in central New-England, USA. *Journal of Ecology* 80: 753-772.
- Foster, D. R., Motzkin, G., et Slater, B. 1998. Land-use history as long-term broad-scale disturbance: regional forest dynamics in central New-England. *Ecosystems* 1: 96-119.
- Fraver, S., Seymour, R. S., Speer, J. H., et White, A. S. 2007. Dendrochronological reconstruction of spruce budworm outbreaks in northern Maine, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 523-529.
- Frelich, L. E. 2002. *Forest dynamics and disturbance regimes, studies from temperate evergreen-deciduous forests*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Friedman, S. K., Reich, P. B. et Frelich, L. E. 2001. Multiple scale composition and spatial distribution patterns of the northeastern Minnesota forest. *Journal of Ecology* 89: 538-554.
- Friedman, S. K., et Reich, P. B. 2005. Regional legacies of logging: departure from presettlement forest conditions in northern Minnesota. *Ecological Applications* 15: 726-744.
- Grondin, P., Blouin, J., et Racine, P. 1998. *Rapport de classification écologique : sapinière à bouleau jaune de l'Est*. Rapport # RN99-3046. Direction des inventaires forestiers. Ministère des Ressources naturelles du Québec. Québec.
- Guay, J.-E. 1939. *Rapport préliminaire, inventaire forestier régional des comtés de Matapédia, Matane, Rimouski*, 1938. Ministère des affaires municipales, de l'industrie et du commerce, Québec.
- Guay, J.-E. 1942. *Inventaire des ressources naturelles du comté municipal de Rimouski, section forestière*. Ministère de l'Industrie et du Commerce et Ministère des Terres et Forêts, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec.

- Harvey, B. D., Leduc, A., Gauthier, S., et Bergeron, Y. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155: 369-385.
- Hessburg, P. F., Smith, B. G. et Salter, R. B. 1999. Detecting change in forest spatial patterns from reference conditions. *Ecological Applications* 9: 1232-1252.
- Hoadley, R. B. 1990. *Identifying wood: accurate results with simple tools*. Taunton press, Newtown, CT.
- Holmes, R. L. 1983. Computer assisted quality control in tree-ring dating and measurements. *Tree-Ring Bulletin* 43: 69-78.
- Jackson, S. M., Pinto, F., Malcolm, J. R., et Wilson, E. R. 2000. A comparison of pre-European settlement (1857) and current (1981-1995) forest composition in central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 605-612.
- Judd, R. W. 1989. *Aroostook: A century of logging in northern Maine*. University of Maine Press, Orono, Maine. 351 pp.
- Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S., et Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research* S3: 27-37.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 97-125.
- Larocque, P. L'affirmation du fait urbain. Chapitre 5. 2006. Rimouski depuis ses origines. Larocque, P. Coordonnateur. Société d'histoire du Bas-Saint-Laurent, Société de généalogie et d'archives de Rimouski, GRIDEQ. Rimouski, Québec.
- Lajoie, J. 1972. Région de Rimouski et de Lac-des-Baies (moitié ouest), comtés de Rimouski et de Rivière-du-Loup. Rapport manuscrit DP-0064, Ministère des richesses naturelles, Québec. 41 pp.
- Lang, S., Tiede, D. 2003. vLATE Extension für ArcGIS - vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse, ESRI Anwenderkonferenz 2003. Innsbruck.
- Lebel, L.H. 1875. Rivière Rimouski. Bureau de l'arpenteur général. Québec, Québec.
- Leclerc, G. 1927. Rivière Rimouski et ses tributaires (Comté de Rimouski). Bureau de l'arpenteur général du Québec. Québec, Québec.

- Lorimer, C. G. 1977. The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine. *Ecology* 58: 139-148.
- Lower, R. M. 1973. Great Britain's woodyard. *British America and the timber trade, 1763-1867*. McGill-Queen's University press. Montreal.
- Minville, E. 1944. *La forêt*. Fides, Montréal, Québec.
- Mosseler, A., Lynds, A., et Major, J. E. 2003. Old-growth forests of the Acadian forest region. *Environmental Review* S1: S47-S77.
- Nilsson, C., Lepori, F., Malmqvist, B., Tornlund, E., Hjerdt, N., Helfield, J. M., Palm, D., Ostergren, J., Jansson, R., Brannas, E. et, Lundqvist, H. 2005. Forecasting environmental responses to restoration of rivers used as log floatways: An interdisciplinary challenge. *Ecosystems* 8: 779-800.
- Noble, I.R., et Dirzo, R. 1997. Forests as human-dominated ecosystems. *Science* 277: 522-525.
- Östlund, L. 1995. Logging the virgin forest: Northern Sweden in the early-nineteenth century. *Forest Conservation History* 39: 160-171.
- Östlund, L., Zackrisson, O., et Axelsson, A. L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1198-1206.
- Robitaille, A., et Saucier, J.-P. 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Direction de la gestion des stocks forestiers et Direction des relations publiques, Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Les publications du Québec, Québec.
- Rowe, J. S. 1972. *Forest regions of Canada*. Publication # 1300, Canadian Forestry Service, Ottawa.
- Ruel, J. C., Roy, V., Lussier J, M, Pothier, D., Meek, P., et Fortin, D. 2007. Development of a silviculture adapted to the irregular boreal forest. *Forestry Chronicle* 83: 367-374.
- SCIEM. 2003. PAST 4. User manual. Vienna. Disponible au: <http://www.sciem.com>.
- Siccama, T. G. 1971. Presettlement and present forest vegetation in northern Vermont with special reference to Chittenden County. *American Midland Naturalist* 85: 153-72.

- Simard, H., et Bouchard, A. 1996. The precolonial 19th century forest of the Upper St. Lawrence Region of Quebec: a record of its exploitation and transformation through notary deeds of wood sales. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1670-1676.
- Sorel, C. 2004. Impacts des perturbations anthropiques du XX<sup>e</sup> siècle sur deux forêts du Bas-Saint-Laurent (Québec). Université du Québec à Rimouski, 45 p. Mémoire de maîtrise.
- Törnlund, E., et Östlund, L. 2002. Floating timber in Northern Sweden: the construction of floatways and transformation of rivers. *Environmental History* 8: 85-106.
- Uhlig, P.A., Harris, G., Craig, C., Bowling, B., Chambers, B., Naylor, B., et Beemer, G. 2001. Old-growth forest definitions for Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, Queen's Printer for Ontario, Toronto. 27 pp.
- Wallin, D.O., Swanson, F.J., Marks, B., Cissel, J.H., et Kertis, J. 1996. Comparison of managed and pre-settlement landscape dynamics in forests of the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management* 85: 291-309.
- Wein, R. W., et Moore, J. M. 1977. Fire history and rotations in the New Brunswick Acadian Forest. *Canadian Journal of Forest Research* 7: 285-294.
- Whitney, G. G. 1994. *From Coastal Wilderness to Fruited Plain. A history of environmental change in temperate North America from 1500 to the present.* Cambridge University Press, Cambridge.

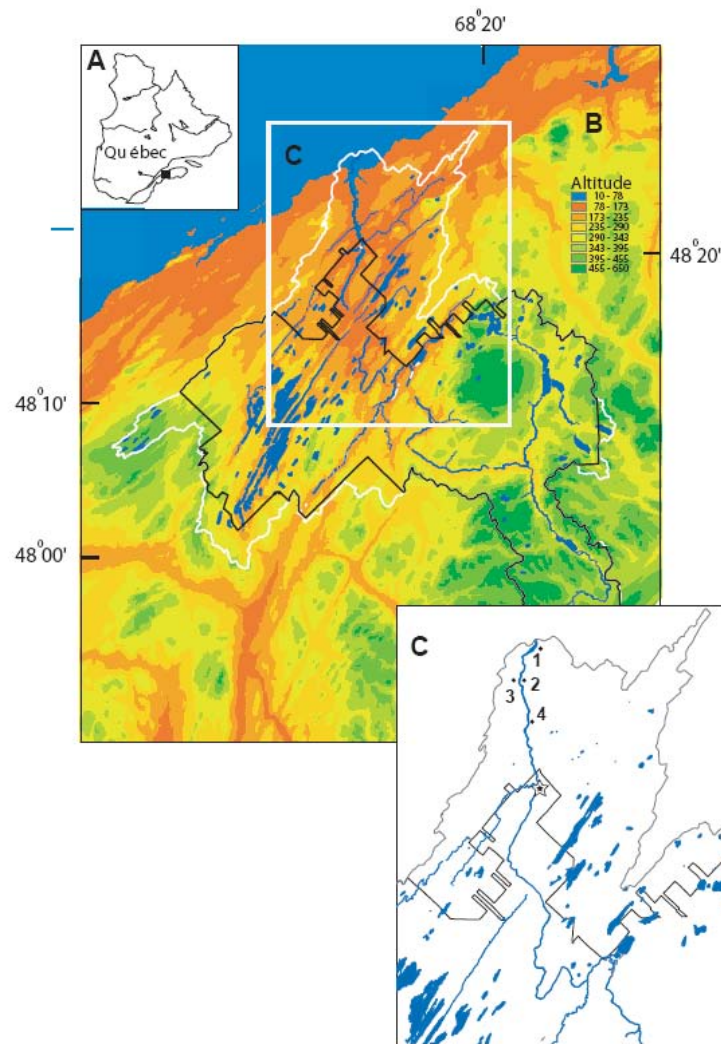
**Tableau 2.1.** Échelle et type de photographies aériennes employées dans la confection des cartes forestières. NB: noir et blanc; IR: infrarouge (fausses-couleurs).

Carte	Échelle type de photo	et de la la carte	Échelle de la carte	Unité cartographique minimale	Source
1930	1: 32 000; NB		1: 32000	1 ha	Archives nationales du Québec à Chicoutimi, Fonds Price, P666. Cartes et plans
1948	1: 35 000; NB		1: 50000	4 ha	Université du Québec à Rimouski, Archives
1975	1: 15 000; NB		1: 20000	4 ha	Ministère des Terres et Forêts, Gouvernement du Québec. 1 <sup>er</sup> inventaire décennal. 1973
2002	1: 15 000; IR		1: 20000	4 ha	Ministère des Ressources Naturelles du Québec. 3 <sup>ième</sup> inventaire décennal. 1993

**Tableau 2.2.** Correspondance entre les classes d'âge établies dans la présente étude et les classifications des cartes forestières produites en 1930, 1948, 1975 et 2000.

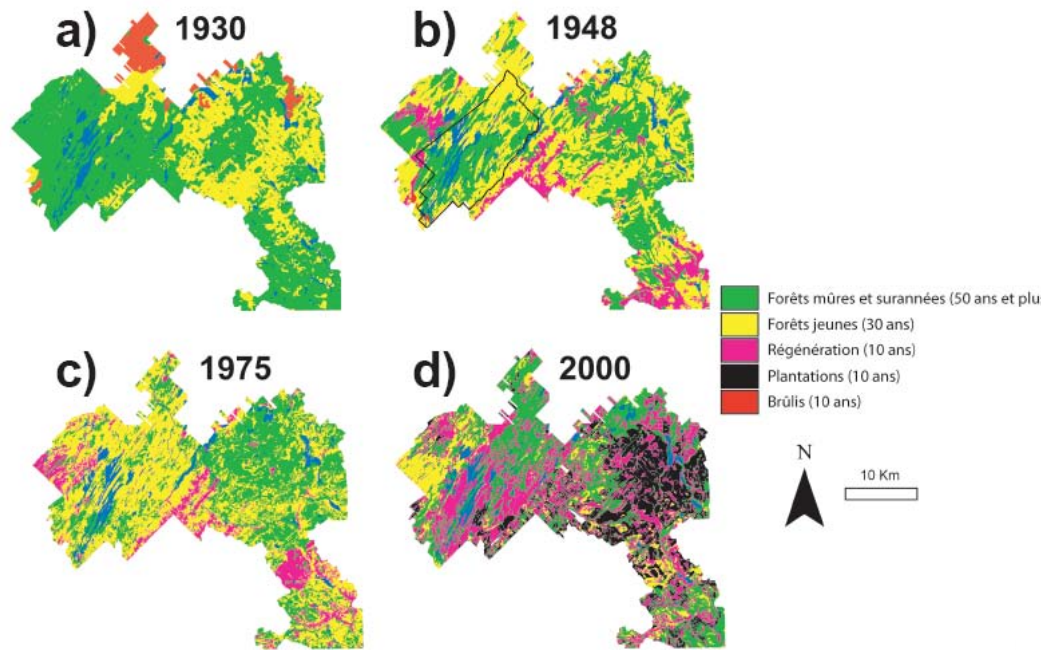
<i>La présente étude</i>	<i>Carte 1930</i>	<i>Carte 1948</i>	<i>Carte 1975</i>	<i>Carte 2000</i>
10 ans (régénération)	Brûlis récent	10 ans, brûlis récent, coupe totale	Brûlis récent, coupe totale	10 ans, Épidémie sévère
30 ans (jeune)	20-40 ans	30 ans, coupe partielle	Jeune immature	30 ans, 30-50* ans, 30-70* ans, jeune inéquien
50 ans (mature)	40-60 ans	50 ans	Mature	50 ans, 50-90* ans
70 ans et plus (vieux)	60-80 ans, 80-100 ans, 100 ans et plus	70 ans, vieux irrégulier	Mûr irrégulier, mûr régulier	70 ans, 70-30* ans, 70-50* ans, 90 ans, 90-30* ans, 90-50* ans 120 ans, vieux inéquien

\* Peuplement bi-étagé

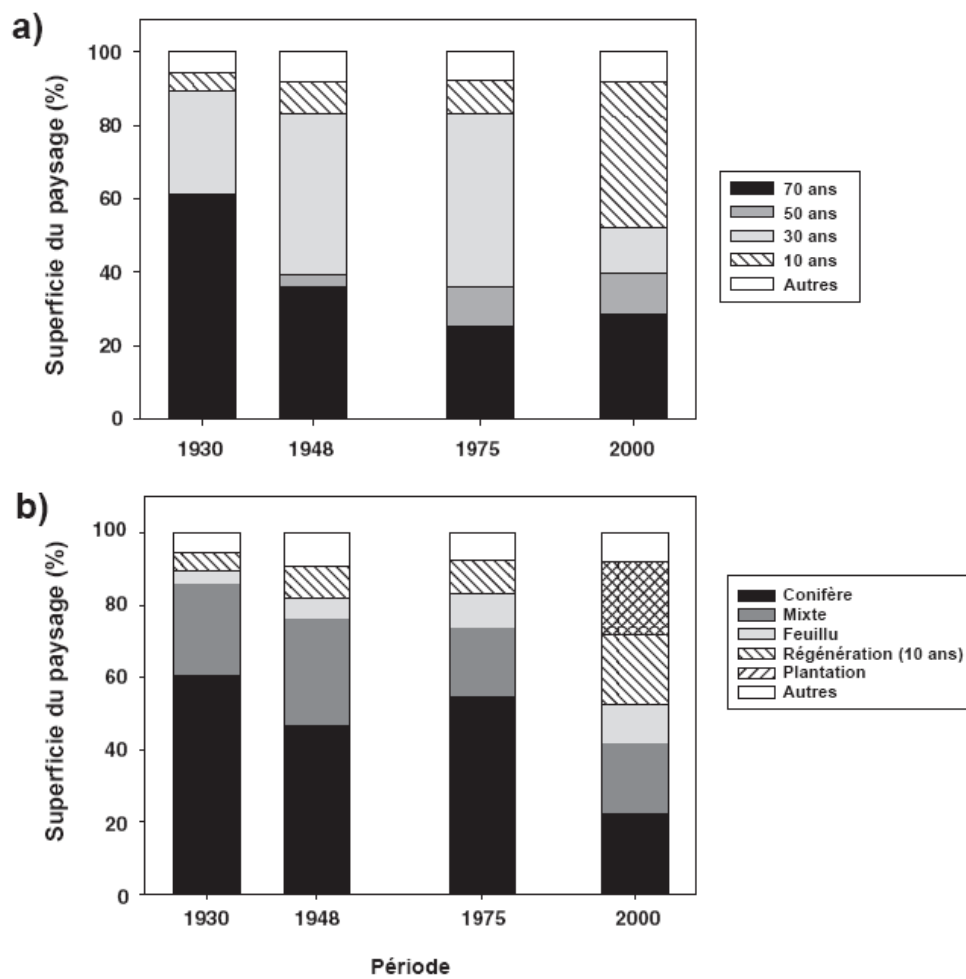


**Figure 2.1.** : Localisation de la région d'étude et du bassin versant de la rivière Rimouski. A. : Les variations de couleurs représentent l'amplitude altitudinale du paysage B. Le trait blanc délimite le pourtour du bassin versant de la rivière Rimouski et la ligne noire représente la section cartographiée par la compagnie Price Brother's en 1930. Le réseau hydrographique principal est présenté en bleu. C : L'étoile indique la position du site de récolte des billots de bois. Les cercles noirs indiquent la position des moulins : # 1 : scierie de la Price Brother's (1826-1964) ; # 2 : scierie Hall (1827-1912) ; #3 : moulin à bardeaux (1825-1931) # 4 : moulin à pâte (1903-1927).

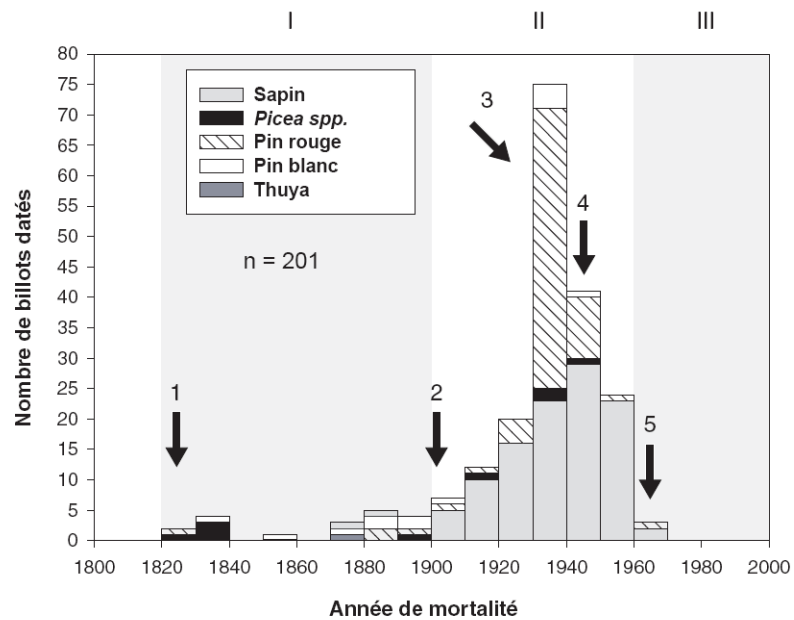




**Figure 2.2.** Âge et perturbation d'origine des forêts du bassin versant de la rivière Rimouski en 1930 (a), 1948 (b), 1975 (c) et 2000 (d). La zone délimitée par la ligne noire épaisse en 1948 correspond au territoire de la réserve Duchénier.



**Figure 2.3.** Abondance relative des classes d'âges (a) et des types de couverts (b) en 1930, 1948, 1975 et 2000 dans le paysage du bassin versant de la rivière Rimouski (BVRR).



**Figure 2.4.** Année de mortalité des billots récoltés au fond de la rivière Rimouski durant les trois phases d'exploitations forestières (I-II-III). Les chiffres (1 à 5) indiquent les événements historiques qui se sont déroulés pendant les trois phases d'exploitation du BVRR. (1) : début de l'exploitation forestière régionale (construction du premier moulin en 1826), (2): construction des importants moulins (1901 (scierie) et 1903 (moulin pâte)), (3): le moulin de la rivière Rimouski est l'un des plus importants de l'Est de l'Amérique du Nord (Fortin et al. 1993), (4): essor du transport du bois par camion (5): fermeture du moulin (1964) et abandon de la drave sur la rivière Rimouski.

### **CHAPITRE III**

## **IMPACT DES COUPES DU XX<sup>E</sup> SIÈCLE SUR LA STRUCTURE ET LA COMPOSITION DES PAYSAGES FORESTIERS DE L'EST DU CANADA**

### 3.1. Résumé

Dans la plupart des régions du monde, les coupes industrielles du XX<sup>e</sup> siècle se sont substituées aux perturbations naturelles ce qui a fortement affecté les paysages forestiers. Dans cette étude, nous avons employé des cartes illustrant l'âge et la composition des couverts forestiers en 1930 et 2000 dans trois paysages de 117 000, 49 400 et 92 300 ha de l'Est du Canada afin de documenter comment la structure et la composition des paysages ont évolué en réponse à l'historique des coupes du XX<sup>e</sup> siècle. Les résultats sont très similaires entre les trois paysages indiquant des transformations importantes de la matrice forestière. En 1930, plus de 75% de la superficie non coupée dans chacun des paysages était dominée par de vieux peuplements dont l'âge dépassait 100 ans. Les peuplements de conifères occupaient les basses terres tandis que les peuplements mixtes et feuillus étaient de plus en plus abondants lorsqu'on se dirigeait vers le sommet des collines. Cette relation qui existait entre la composition de la végétation préindustrielle et l'altitude a été altérée par l'implantation dans les basses terres, des couverts feuillus pionniers issus des activités forestières du XX<sup>e</sup> siècle. En 1930, les coupes étaient concentrées dans les basses-terres et le long des principales rivières tandis qu'actuellement, elles couvrent plus uniformément les paysages. Les pratiques forestières du XX<sup>e</sup> siècle ont inversé la structure d'âge des paysages et provoqué la raréfaction des vieilles forêts de conifères. Entre 1930 et 2000, plus de 63% des couverts conifériens ont évolué vers des couverts en régénération ou mixtes tandis que la superficie des forêts dominées par les essences feuillues a considérablement augmenté (2.3 à 12.4 fois). De nouvelles pratiques sylvicoles devraient être implantées, selon les principes de l'aménagement écosystémique, afin de restaurer des conditions qui s'approchent de la structure et de la composition des paysages forestiers préindustriels.

### 3.2. Introduction

Les patrons de végétation à l'échelle des paysages sont le résultat des interactions entre le milieu physique, la réponse des communautés végétales à ces facteurs et le régime des perturbations (Watt 1947; Urban et al. 1987; Turner 2005). Dans bien des régions du

globe, les activités anthropiques ont modifié la dynamique des paysages en changeant le régime des perturbations (Whitney 1994; Noble et Dirzo 1997; Foster et al. 1998; Kouki et al. 2001). Les pratiques sylvicoles associées à l'ère industrielle (depuis ca. 1900), telles que les coupes et les plantations à grande échelle, ont entraîné de profondes transformations de la structure et de la composition des paysages forestiers (Whitney 1994; Östlund et al. 1997; Friedman et Reich 2005).

Dans l'Est du Canada, la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent couvre la section supérieure des Grands Lacs qui s'étend de la vallée de la rivière Ottawa jusqu'à la vallée du Saint-Laurent, au Québec (Rowe 1972). Les forêts de cette région, située à l'interface entre la forêt décidue et la forêt coniférienne boréale, sont formées d'un cortège d'espèces conifériennes (*Abies balsamea* (L.) Mill, *Tsuga canadensis* L., *Picea glauca* ((Moench.) Voss)) et feuillues (*Acer saccharum* Marsh., *Quercus rubra* L., *Betula alleghaniensis* Britt.). Avant l'ère industrielle, les paysages de la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent étaient dynamisés par des perturbations secondaires (chablis, trouées) de petites envergures (Lorimer 1977; Payette et al. 1990). Les perturbations sévères, comme les grands chablis et les feux étaient plutôt rares avec des périodes de rotation respectivement estimées à 800 ans et plus de 1000 ans (Lorimer 1977; Wein et Moore 1977). Depuis plus d'un siècle, cette région est soumise à un régime de coupes sévères dont les impacts à long terme sont encore méconnus (Friedman et Reich 2005). On sait que les coupes diffèrent des perturbations naturelles par leur sévérité, leur fréquence et leur étendue et qu'elles entraînent le rajeunissement et la fragmentation des forêts et la modification des assemblages d'espèces arborescentes au sein des paysages (Mladenoff et al. 1993; Whitney 1994; Friedman et Reich 2005; Domon et Bouchard 2007). Par exemple, l'analyse comparative des patrons de végétation entre les époques préindustrielle et actuelle suggère que l'influence du milieu physique a été altérée par l'exploitation (Foster et al. 1998).

La structure et la composition des paysages forestiers naturels et leur transformation sous l'influence des pratiques forestières sont des informations essentielles à prendre en compte pour développer des marques référentielles pour l'aménagement écosystémique (Landres et al. 1999; Harvey et al. 2002). Par exemple, la comparaison entre les

caractéristiques du couvert forestier des territoires vierges ou peu affectés et les superficies adjacentes plus fortement exploitées permet d'évaluer l'impact des coupes et de planifier des pratiques forestières compatibles avec la dynamique naturelle des forêts (Mladenoff et al. 1993; Kuuluvainen 2002). Malheureusement, les zones vierges sont souvent localisées à des endroits peu représentatifs (pente forte, altitude élevée) et constituent de mauvais témoins (Kuuluvainen 2002). Dans ce contexte, la comparaison des propriétés (structure et composition) d'une même surface mais à des périodes différentes à l'aide de cartes historiques ou d'anciens inventaires forestiers se révèle une source d'information à privilégier (Axelsson et Östlund 2001; Kuuluvainen 2002).

Dans cette étude, nous analysons l'impact des coupes du XX<sup>e</sup> siècle dans trois paysages forestiers afin de mieux comprendre comment elles ont influencé la structure et la composition des forêts dans l'Est de la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent. La diversité des trois paysages retenus donne l'opportunité d'évaluer, à l'échelle régionale, la réponse des forêts à l'historique des coupes. Plus précisément, nous examinons comment la structure et la composition des paysages ont évolué, entre 1930 et 2000 en réponse à l'historique des coupes et analysons l'implication de ces changements dans l'élaboration d'une stratégie régionale d'aménagement écosystémique.

### **3.3. Région d'étude**

La région qui englobe les trois paysages étudiés se situe à la limite nord de la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent (Rowe 1972) et s'étend entre les 47°92'N et 48°94'N de latitude et entre les 66°78'O et 68°84'O de longitude (Figure 3.1). Elle fait partie de la formation géologique des Appalaches, caractérisée par des roches sédimentaires coiffées de till glaciaire et de matériaux d'altération (Robitaille et Saucier 1998). La topographie est variée et constituée de basses collines le long de la portion littorale (25-150 m a.s.l.) et de hautes collines (350-700 m a.s.l.) dans la section sud-est du territoire. Le climat est caractérisé par une température moyenne annuelle de 3.1 °C avec des précipitations annuelles moyennes de 929 mm dont 38% tombent sous forme de neige (Robitaille et Saucier 1998; Environnement Canada 2007).

Des recherches conduites dans la région d'étude (Sorel 2004; Boulanger et Arseneault 2004; Boucher et al. 2006a) et dans celles adjacentes de la Nouvelle-Angleterre (Lorimer 1977; Lorimer et White 2003) et du Nouveau-Brunswick (Wein et Moore 1977; Taylor et MacLean 2005) indiquent un régime des perturbations préindustrielles dominé par de petites trouées, des chablis, des épidémies d'insectes de sévérité variable et de rares feux. Les communautés autochtones ne semblent pas avoir eu un impact sur le régime des feux contrairement à d'autres régions d'Amérique du Nord (Day 1953; Whitney 1994). En contrepartie, des feux d'abattis allumés durant les périodes de colonisation ont brûlé d'importantes superficies au tournant du XIX<sup>e</sup> et dans la première moitié du XX<sup>e</sup> siècle (Guay 1942, 1944; Minville 1944; Fortin et al. 1993). Même si les Européens ont colonisé le territoire depuis la fin du XVII<sup>e</sup> siècle, il n'a pas été occupé de manière importante avant le début du XIX<sup>e</sup> siècle. Cette occupation coïncide avec la coupe sélective des pins (*Pinus resinosa* Ait. et *P. strobus* L.) pour la construction navale au début du XIX<sup>e</sup> siècle (Lower 1973; Fortin et al. 1993). Ce n'est toutefois qu'au début du XX<sup>e</sup> siècle, avec la forte demande internationale pour le bois d'œuvre et les pâtes et papiers, que s'est amorcée une période de coupes plus sévères, dites industrielles (Whitney 1994).

Les trois paysages analysés, soit ceux de Rimouski (117 000 ha), Metis (49 400 ha) et Matane (92 300 ha), ont été exploités aux XIX<sup>e</sup> et XX<sup>e</sup> siècle par la Price Brother's Co. et leurs successeurs. Chacun des paysages correspond respectivement à 72%, 27%, et 55% des bassins versants des rivières Rimouski, Mitis et Matane. La majorité de la superficie des trois paysages est de tenure publique à l'exception des deux grandes propriétés privées appartenant à la compagnie Price Brother's: la Seigneurie du Lac-Métis (33 900 ha) dans le paysage Metis et la Seigneurie Nicolas-Riou (13 700 ha) dans le paysage Rimouski (Figure 3.1). Les trois paysages font partie du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune, à l'exception des hauts plateaux du paysage Matane (34 000 ha; >500 m a.s.l.) qui sont localisés dans l'étage de la sapinière à bouleau blanc de la zone boréale (Grondin et al. 1998). Les essences communes sont le sapin baumier, les bouleaux (*B. papyrifera* Marsh. et *B. alleghaniensis*), les érables (*A. saccharum* Marsh. et *A. rubrum* L.), le peuplier faux-tremble (*P. tremuloides* Michx.), l'épinette blanche, le thuya occidental (*T. occidentalis* L.) et



l'épinette noire (*P. mariana* (Mill.) BSP.). Les plantations monospécifiques du genre *Picea* (*P. mariana*, *P. glauca* et *P. abies* L.) occupent une portion importante des secteurs coupés après 1985. Les trois paysages analysés ont toujours eu une vocation forestière et n'ont jamais été défrichés étant situés à l'extérieur des secteurs propices à l'agriculture. Depuis 1930, les registres historiques ne retracent aucune perturbation naturelle majeure ayant pu affecter les forêts du territoire d'étude mise à part l'épidémie sévère de tordeuse des bourgeons de l'épinette entre 1975 et 1990 et l'épidémie légère de 1944-1954 (Boulangier et Arseneault 2004). Les feux de colonisation ne sont survenus qu'au pourtour des paysages analysés et n'ont affecté que leurs marges. L'influence récente (1952-1998) des incendies est faible sur les forêts régionales alors que le cycle des feux est actuellement estimé à plus de 2 700 ans (Parisien et al. 2004).

### **3.4. Méthodes**

#### **3.4.1 Cartes forestières de 1930 et 2000**

Les changements de structure et de composition des paysages forestiers entre 1930 et 2000 ont été examinés à l'aide de cartes forestières élaborées à partir de photos aériennes prises respectivement en 1930 et 1993 (Tableau 3.1). Les cartes de 1930, confectionnées par la Price Brother's co., ont été numérisées en format vectoriel et géoréférencées avec le logiciel ArcGis 8.3 (ESRI 2003). Les cartes de 2000 ont été acquises directement en format numérique et proviennent du 3<sup>ième</sup> inventaire forestier décennal, mises à jour en 2000, du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ 2000a). La cartographie de 1930 présentait originalement cinq classes d'âge: 20-40 ans, 40-60 ans, 60-80 ans, 80-100 ans et >100 ans. En plus, nous avons attribué la classe 0-20 ans aux territoires indiqués comme "récemment brûlés". En 1930, les peuplements ayant déjà fait l'objet de coupes à diamètre limite au début du siècle appartenaient à la classe 20-40 ans en association avec la mention "cut-over". Quelques peuplements plus vieux (60-80 ans et >100 ans) présentaient aussi des signes de coupes anciennes et affichaient l'étiquette "old cut-over". Chacun des trois paysages de 1930 a été divisé en deux grandes catégories, selon la présence ou l'absence de coupes antérieures à 1930.

La carte de 1930 contenait également des informations sur la composition du couvert forestier. Les couverts dominés par les essences conifériennes (recouvrement conifériens >75%) et originellement désignés "softwood", "swamp softwood" ou "black spruce" ont été reclassifiés ici comme "conifériens". Les couverts mixtes (>25% du couvert dominé par les conifères et >25% de feuillus) et feuillus (recouvrement de feuillus >75%) étaient également présentés sur la carte de 1930 et ont été considérés comme tel ici. Considérant l'impossibilité d'identifier la composition du couvert des jeunes forêts par photo-interprétation, les superficies de classe d'âge 0-20 ans des deux périodes ont été classifiées comme "surface en régénération". Dans les deux cartographies, les surfaces forestières classées non-productives comme les plans d'eau et les zones terrestres naturellement déboisées ont été exclues de toutes analyses. Les classes d'âge (Tableau 3.2) et les types de couverts de la carte de 2000 ont été reclassifiés afin de correspondre à ceux de 1930. Dans le texte qui suit, les termes "conifères", "mixtes" et "feuillus" réfèrent au type de couvert des peuplements forestiers.

### **3.4.2 Analyses spatiales**

L'abondance relative des classes d'âge et des types de couvert de chacune des périodes a été calculée en utilisant le logiciel V-LATE 1.1 (Lang et Tiede 2003). La structure de chacun des paysages en 1930 et 2000 a été décrite à l'aide de métriques (nombre de plaques, superficie moyenne, médiane et bordure totale par type de couvert) calculées par le programme FRAGSTAT (McGarigal et Marks 1995). Afin de documenter la transformation des paysages entre 1930 et 2000, nous avons incorporé les cartographies dans un système d'information géographique de format matriciel: IDRISI I32.11 (Eastman 1999). En considérant la taille minimale des unités cartographiques de chaque carte (Petit et Lambin 2002), les paysages ont été divisés en grille où chaque pixel présentait une superficie de 1 ha. Les changements de composition du couvert arborescent (couvert 30 ans et plus) entre 1930 et 2000 ont été mesurés en réalisant une tabulation croisée (Eastman 1999). Un modèle numérique d'altitude a également été généré à partir de cartes hypsographiques à l'échelle 1:20 000 (isoligne 10m) du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ 2000b) afin de documenter la relation entre l'altitude, la composition des forêts et le patron des coupes entre 1930 et 2000. Dans le but d'évaluer les contraintes d'accessibilité liées au

flottage du bois sur la transformation des paysages, les superficies coupées pour chaque période ont aussi été compilées en fonction de la distance minimale au réseau hydrographique principal, qui comprend les cours d'eau d'ordre 3 et plus de la classification de Strahler (1952). Ces analyses ont été effectuées à l'aide du plugiciel Spatial Analyst (ESRI 2003).

### **3.5. Résultats**

#### **3.5.1. Évolution des patrons de coupe au XX<sup>e</sup> siècle**

La disposition des coupes a changé considérablement entre 1930 et 2000 en fonction des contraintes liées aux conditions physiques des paysages. En 1930, les paysages de Matane et Rimouski, respectivement coupé à 35% et 33%, étaient plus fortement exploités que le paysage Metis (6%; Figure 3.2). L'importance des superficies coupées à cette époque diminuait généralement en fonction de la distance au réseau hydrographique. Par exemple, dans les paysages de Rimouski et Matane, de 46% à 58% des superficies localisées à moins de 500 m du réseau hydrographique avaient été déjà coupées en 1930, comparativement à moins de 10% pour les superficies situées entre 5 500 et 6 000 m de distance (Figure 3.3a). En même temps, l'altitude était un facteur déterminant de la localisation des coupes avant 1930. Dans les trois paysages, la proportion du territoire coupé en 1930 était maximale dans les basses terres (Figure 3.3b). En revanche, les secteurs récemment coupés en 2000 étaient distribués sans égard à l'altitude ou au réseau hydrographique principal (Figure 3.3ab).

#### **3.5.2. Évolution de la structure d'âge des paysages au XX<sup>e</sup> siècle**

Entre 1930 et 2000, la structure d'âge des trois paysages s'est inversée, reflétant le passage d'une dominance de vieilles à de jeunes forêts (Figure 3.4a). En 1930, les peuplements de plus de 100 ans formaient plus de 76% du territoire non-coupé. Les classes d'âge inférieures à 100 ans ne formaient jamais plus de 18% du paysage non-coupé. Le territoire déjà coupé en 1930 était principalement représenté par la classe d'âge 30 ans qui formait 4% du paysage total à Metis et respectivement 29 et 23% à Rimouski et Matane (Figure 3.4a). Le reste des secteurs coupés était réparti dans les classes 70 et >100 ans où

d'anciennes coupes à diamètre limite avaient été pratiquées (Gérin et al. 1944). Entre 1930 et 2000, l'âge moyen des trois paysages a considérablement diminué (Figure 3.4a). En 2000, la classe d'âge >100 ans affichait partout le plus fort déclin par rapport à 1930 et ne constituait plus qu'une composante mineure, formant entre 5 et 14% des paysages (Figure 3.4a). À Rimouski, Metis et Matane, les forêts de moins de 40 ans couvraient alors respectivement 57%, 62% et 40% du paysage. En 2000, la classe d'âge modale était 10 ans pour les paysages de Rimouski et de Metis et 50 ans pour celui de Matane comparativement à plus de 100 ans pour les trois paysages en 1930 (Figure 3.4a).

### **3.5.3 Évolution de la composition des paysages au XX<sup>e</sup> siècle**

En 1930, la matrice des secteurs non coupés était dominée par les conifères qui représentaient de 55 à 67% de la superficie, tandis que les mixtes (29 à 32%) et les feuillus (1 à 5%) étaient moins abondants (Figure 3.4b). Dans l'ensemble, les superficies en régénération constituaient de 2 à 8% des paysages (Figure 3.4b) et coïncidaient généralement avec les brûlis récents d'origine humaine à la marge des secteurs cartographiés. En 1930, les superficies récemment coupées étaient régénérées essentiellement de conifères (65 à 87%) ou de mixtes (13 à 35%; Figure 3.4b). Sans égard à la présence ou non d'une coupe avant 1930, la composition des forêts en 1930 était contrôlée par l'altitude. Jusqu'à 500 m d'altitude, l'abondance des conifères diminuait progressivement des basses terres vers les sommets, tandis que les mixtes affichaient une tendance inverse. À plus de 500 mètres d'altitude, la relation s'inversait et les couverts conifériens augmentaient aux dépens des mixtes (Figure 3.5a).

L'abondance des types de couvert a changé considérablement après 1930. En 2000, les conifères ne formaient plus que 25 à 28% des paysages, c'est-à-dire de 42 à 45% de leur abondance de 1930. L'abondance des couverts mixtes est néanmoins demeurée relativement stable avec des variations inférieures à  $\pm 29\%$  par rapport à l'abondance de 1930, tandis que la superficie des feuillus (6 à 12%) a augmenté par un facteur allant de 2.3 à 12.4 comparativement aux valeurs de 1930 (Figure 3.4b). Les changements d'abondance relative des types de couverts en fonction de l'altitude montrent une réduction généralisée des

conifères aux profits des mixtes et des feuillus qui s'exprime particulièrement aux basses altitudes (Figure 3.5c). En 2000, les couverts en régénération, correspondant aux parterres de coupes récentes et aux jeunes plantations, se sont considérablement étendus par rapport à la situation de 1930 pour former de 33 à 42% de la superficie des paysages (Figure 3.4b). Les types de couverts ne présentaient plus une relation claire avec l'altitude, les trois types de couverts étant répartis plus également dans toutes les tranches altitudinales (Figure 3.5b).

La transition des couverts entre 1930 et 2000 montre que les paysages ont subis de grandes transformations et que seulement 28.5% à 34.4% des pixels ont conservé le même état (diagonales dans le Tableau 3.3). Dans les paysages de Rimouski et Metis, les changements majeurs sont survenus alors que respectivement 27.7% et 19.8% de ces paysages sont passés d'un couvert coniférien vers un couvert en régénération. À Matane, 24.8% du paysage est passé d'un couvert coniférien vers un couvert mixte. Dans l'ensemble, respectivement 39.3, 37.1 et 42.2% des paysages de Rimouski, Metis et Matane sont passés d'un couvert coniférien vers des couverts en régénération ou mixtes, c'est-à-dire 62, 58 et 64% de l'abondance relative des couverts conifériens en 1930. Les mixtes de 1930 ont évolué en majorité vers des couverts en régénération (43, 36 et 31%). Les feuillus de 2000 qui forme respectivement 11.8, 11.2 et 6.2% du paysage de Rimouski, Metis et Matane étaient principalement identifiés comme conifériens (4.4, 4.4, 3.0) ou mixtes (5.1, 4.3, 2.5%) en 1930.

Entre 1930 et 2000, la superficie occupée par les plaques de conifères a décré respectivement par un facteur de 2.6, 2.4 et 2.4 pour les paysages de Rimouski, Metis et Matane (Tableau 3.4). En même temps, le nombre de plaques de conifères a respectivement progressé par un facteur de 4.2, 14.1 et 3.1 et indique que les plaques sont maintenant plus petites. En 2000, la taille des plaques était aussi beaucoup moins variable qu'en 1930. Le nombre de plaques en régénération a crû d'un facteur variant entre 39.7 et 167.0. Entre 1930 et 2000, la bordure totale a fortement augmenté pour la plupart des types de couverts au sein des trois paysages (Tableau 3.4).

### 3.6. Discussion

Cette étude montre que l'introduction des coupes industrielles au XX<sup>e</sup> siècle a fortement modifié la structure, la composition et la distribution spatiale des couverts forestiers dans l'Est de la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent. La mosaïque forestière préindustrielle était dominée par de vieilles forêts conifériennes dans les basses-terres et par de vieilles forêts mixtes sur le sommet des collines. L'influence marquée de l'altitude sur la composition des paysages est un phénomène documenté dans d'autres régions de l'Est de l'Amérique du Nord (Barrett et al. 1995). En fait, le drainage d'air froid combiné à l'humidité accrue des sols expliquaient la distribution des conifères au bas des collines, tandis que les sommets, plus chauds et mieux drainés, favorisaient le développement des espèces feuillues (Loucks 1962; Barras et Kellman 1998). La dominance des conifères sur les hauts sommets (au-dessus de 500 m) pourrait être attribuable à une meilleure adaptation des conifères aux conditions climatiques rigoureuses (Sprugel 1976).

La composition spécifique des couverts en 1930 peut être partiellement inférée, grâce aux inventaires forestiers réalisés par le Gouvernement du Québec en 1938 (Guay 1942, Guay 1944). Ces inventaires ont été compilés pour l'ensemble du Québec méridional afin de documenter les volumes, la croissance et l'état des forêts. L'inventaire des peuplements >100 ans dans les bassins versants des rivières Rimouski, Mitis et Matane indique que le sapin baumier était l'espèce dominante (33 à 36% du volume total des tiges d'un diamètre >20 cm), les épinettes (*P. glauca* et *P. mariana*; 23 à 40%) et le thuya occidental (1 à 7%) constituaient les autres essences conifériennes abondantes. Le bouleau à papier (12 à 27%), le bouleau jaune (9 à 13%) et l'érable à sucre (≈1%) constituaient les principales espèces feuillues des forêts régionales.

Les informations concernant la structure et la composition des paysages non exploités en 1930 permettent d'inférer la dynamique des perturbations qui prévalaient avant les coupes industrielles. Premièrement, la forte abondance des stades successionnels avancés (>100 ans) suggère la prédominance de perturbations secondaires de petites envergures (Turner et al. 1993). Ensuite, la présence d'espèces susceptibles au feu comme le sapin baumier et le thuya

occidental, combinée à la rareté d'espèces tels que le pin gris ou le peuplier faux-tremble, indiquent que les feux étaient plutôt rares sur le territoire (Frelich et Reich 1995; Park et al. 2005). Troisièmement, l'inventaire de 1938 mentionne que, dans les trois paysages, la plupart des peuplements non-coupés (>80 ans) présentait une structure irrégulière ou multi-cohorte, générée par des chablis partiels (Guay 1939). Dans la région voisine de la Côte-Nord du Québec, où le cycle des feux atteint jusqu'à 600 ans (Bouchard et al. sous-pressé), la même structure irrégulière était observée dans la forêt primitive (Pham et al. 2004; Boucher et al. 2006b). De plus, les recherches menées sur la dynamique des forêts précoloniales de l'Est du Québec (Sorel 2004; Boucher et al. 2006a), du Nouveau-Brunswick (Wein et Moore 1977) et du Maine (Lorimer 1977; Seymour et al. 2002) suggèrent toutes un régime des perturbations similaire dominé par des trouées, où les feux et les grands chablis constituaient des événements rares.

### **3.6.1. Dynamique des forêts depuis l'introduction des coupes du XX<sup>e</sup> siècle**

Déjà en 1930, de vastes superficies des paysages Rimouski et Matane avaient été exploitées au début du XX<sup>e</sup> siècle (Figure 3.2b). D'après leur disposition, les secteurs exploités en 1930 dépendaient étroitement des contraintes physiques. L'emplacement des coupes avait été influencé en grande partie par la proximité au réseau hydrographique et par l'altitude. Les sites de basse altitude, généralement associés à des pentes plus faibles, facilitaient le débardage des billots à l'aide des chevaux tandis que la présence d'un cours d'eau à proximité des parterres de coupe permettait le flottage du bois jusqu'aux scieries. Les mêmes méthodes d'exploitation étaient d'ailleurs employées aux États-Unis et en Europe du Nord (Judd 1989; Törnlund et Östlund 2002) ce qui suggère que le patron de répartition spatiale des coupes devait être similaire. En 2000, la dispersion des coupes était fort différente, alors que les superficies récemment coupées étaient plus uniformément réparties sans égard à l'altitude ou au réseau hydrographique. Les contraintes d'exploitation liées aux conditions physiques qui prévalaient en 1930 ont été considérablement amenuisées par la mécanisation de la récolte et le développement du réseau moderne de chemins forestiers.

Curieusement, les propriétés de la compagnie Price Brother's (Seigneurie Nicolas-Riou et Seigneurie du Lac-Mitis; voir figures 3.1-3.2) ne présentaient qu'un très faible niveau d'exploitation en 1930 malgré de faibles contraintes à l'exploitation. À cet effet, les analyses historiques indiquent qu'au début du XX<sup>e</sup> siècle, les territoires exploités étaient concentrés sur les terres publiques susceptibles d'être colonisées plutôt que sur les terres privées de la Price Brother's (Guay 1939; Fortin et al. 1993). Cette stratégie avait vraisemblablement pour objectif d'exploiter les forêts avant qu'elles ne soient défrichées ou brûlées par les activités de colonisation. Les terres privées de la Price Brother's co. ont ainsi été réservées pour une exploitation ultérieure.

L'historique des coupes du XX<sup>e</sup> siècle a profondément marqué la structure des forêts régionales. Dans les trois paysages, la structure d'âge est passée d'une dominance de vieux peuplements en 1930, vers une dominance de jeunes peuplements en 2000. Déjà en 1970, une étude réalisée sur plus de 397 placettes échantillons du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'Est, montrait que les peuplements >100 ans formaient moins de 10% du territoire (Crête et Marzell 2006). Plusieurs autres études ont montré que l'aménagement forestier, en visant les peuplements anciens, réduit à long terme l'abondance des peuplements matures et surannés à l'échelle des paysages (Mladenoff et al. 1993; Axelsson et Östlund 2001; Etheridge et al. 2005).

Entre 1930 et 2000, le territoire s'est morcelé ce qui s'est traduit par une augmentation du nombre de plaques, la réduction de la superficie moyenne des plaques et une moins grande variabilité de la taille des plaques. Des études réalisées en Scandinavie et en Amérique du Nord ont montré que l'aménagement forestier augmente le nombre de plaques par la dispersion de petits blocs de coupe à l'intérieur des grandes plaques de forêts naturelles (Mladenoff et al. 1993; Östlund et al. 1997). De plus en plus, l'industrie forestière, pour des raisons d'acceptabilité sociale et économique, pratique des coupes de superficie réduite et plus uniforme, qui amènent un morcellement des grandes plaques de forêts naturelles en de plus petites unités homogènes (White et Mladenoff 1994; Etheridge et al. 2005).



En plus de fortement modifier la structure des paysages, les coupes du XX<sup>e</sup> siècle ont modifié la composition. Dans les trois territoires, on a observé au XX<sup>e</sup> siècle, une réduction importante des couverts conifériens et une augmentation des couverts feuillus. Dans la première moitié du siècle, l'exploitation des forêts régionales était dirigée essentiellement vers les conifères, où des coupes à diamètre limite étaient pratiquées afin d'approvisionner l'industrie régionale du sciage (Guay 1939). Un inventaire du gouvernement du Québec, couvrant spécifiquement les trois paysages, rapporte qu'avant 1930 le diamètre minimal d'exploitation était de 25 cm et qu'environ 350 tiges/ha de conifères entre 10 et 25 cm de diamètre étaient conservées sur les parterres de coupe (Gérin et al. 1944). Entre 1930 et 1944, le diamètre minimal a été abaissé à 15-20 cm (Gérin et al. 1944). De telles pratiques pourraient d'ailleurs expliquer pourquoi les peuplements, coupés au début du siècle, étaient toujours dominés par les conifères en 1930.

L'analyse de transition entre 1930 et 2000 indique que les paysages ont été très dynamiques et qu'une proportion importante (>58%) des peuplements de conifères a évolué vers des couverts en régénération ou mixtes. La récupération des peuplements affectés lors de la dernière épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) explique en partie la transition des peuplements de conifères vers des couverts en régénération. Entre 1984 et 1990, on estime que près de 40 000 ha ont été récupérés dans notre secteur d'étude, soit l'équivalent de dix années de récolte (Côté 2001). Au Québec (Côté 2001), comme au Nouveau-Brunswick (Etheridge et al. 2005), le reboisement des superficies récupérées a été réalisé à l'aide de plantations d'épinettes (principalement *P. mariana*) afin de réduire leur vulnérabilité aux futures épidémies de TBE. Quant aux autres secteurs où la régénération s'est opérée naturellement, une large fraction des couverts est actuellement constituée d'espèces feuillues de transition. Or, des études détaillées, réalisées sur le paysage Metis, indiquent que vingt ans après coupe, les feuillus intolérants (bouleau blanc, bouleau jaune) et tolérants à l'ombre (érable à épis (*Acer spicatum* L.) et érable à sucre) persistent toujours aux dépens du sapin et de l'épinette blanche (Archambault et al. 1998; De Grandpré et al. 2000).

Dans la seconde moitié du XX<sup>e</sup> siècle, l'utilisation généralisée de la coupe totale a eu un impact décisif sur l'enfeuillement des forêts régionales. Cette pratique génère plusieurs conditions qui favorisent la régénération des feuillus au détriment des conifères. Premièrement, en visant prioritairement les conifères, les coupes totales retirent les semenciers de conifères et diminuent leur potentiel de régénération (Whitney 1994; Galipeau et al. 1997; Friedman et Reich 2005). Deuxièmement, depuis environ 1960, les coupes totales sont pratiquées toute l'année et le déplacement de la machinerie provoque une destruction de la régénération coniférienne (Harvey et Bergeron 1989). Antérieurement, cette situation était évitée car les coupes étaient surtout pratiquées l'hiver. Troisièmement, les parterres de coupe nouvellement créés constituent des sites riches où s'établissent rapidement les feuillus intolérants à l'ombre qui compétionnent avantageusement les conifères (Carleton et MacLellan 1994; Gutsell et Johnson 2002). De plus, en perturbant l'horizon organique et en exposant le sol minéral, les coupes d'été favorisent la création de microsites qui facilitent la régénération des bouleaux (Erdmann 1990; Archambault et al. 2006). Le même phénomène d'enfeuillement causé par l'emploi des coupes totales a été relevé dans plusieurs régions de l'Est de l'Amérique du Nord (Whitney 1994; Friedman et Reich 2005).

### **3.7. Implications d'aménagement**

Nos résultats ont des implications importantes en ce qui a trait à l'aménagement des forêts de l'Est de la région des Grands Lacs et du Saint-Laurent. D'un paysage dominé par les vieilles forêts de conifères, la structure d'âge a été normalisée et même surnormalisée. Dans un contexte d'aménagement écosystémique visant à maintenir les forêts à l'intérieur de leurs limites de variabilité naturelle, la foresterie devrait restaurer la mosaïque de peuplements produite sous un régime de perturbations naturelles. Considérant la dynamique des forêts préindustrielles, la coupe totale sur une révolution de 50 à 70 ans est inadaptée car elle ne permet pas de maintenir les caractéristiques des paysages naturels. L'adoption de pratiques sylvicoles plus diversifiées, dont certaines coupes partielles (i.e. coupe progressive irrégulière), pourrait constituer une alternative qui restaurerait en partie la structure irrégulière et multi-cohorte des forêts préindustrielles (Seymour et al. 2002; Fortin et al. 2003; Archambault 2006). D'autre part, en s'inspirant de la composition des paysages

préindustriels, les aménagistes devraient permettre la réintroduction de conifères davantage représentés dans les forêts du XIX<sup>e</sup> et du XX<sup>e</sup> siècle dont notamment l'épinette blanche, le thuya occidental et les pins (Guay 1942; Boucher et al. 2006a). Il faudra aussi éviter l'implantation excessive de plantations d'épinette noire au détriment du cortège d'espèces préindustrielles et plutôt concentrer les plantations dans les zones de production intensive. Finalement, des études supplémentaires devront être mises de l'avant afin de préciser, à une échelle plus fine (échelle du peuplement), la structure, la composition et le fonctionnement des forêts préindustrielles afin d'ajuster nos pratiques vers une gestion écosystémique.

### **3.8. Remerciements**

Nous remercions F. Boulianne, A. Caron et A. Kervella pour leur aide lors de la numérisation des cartes, P. Morin pour l'assistance informatique ainsi que L. Côté du MRNF pour les informations concernant les coupes de récupération. Cette étude a été financée par la Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée de l'Université du Québec à Rimouski (UQAR), la Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent, le Fonds Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies (FQRNT), le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG) et l'UQAR (programme FUQAR). Le premier auteur a été supporté financièrement par le programme de bourse en milieu de pratique du FQRNT en association avec la Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent.

### **3.9. Références**

- Archambault, L., Delisle, C., Larocque, G. R., Sirois, L., et Belleau P. 2006. Fifty years of forest dynamics following diameter-limit cuttings in balsam fir – yellow birch stands of the Lower St. Lawrence region, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2745-2755.
- Archambault, L., Morissette, J., et Bernier-Cardou, M. 1998. Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir-yellow birch ecosystems of eastern Quebec, Canada. *Forest Ecology and Management* 102: 61-74.
- Axelsson, A. L., et Östlund, L. 2001. Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *Forest Ecology and Management* 147: 109-122.

- Barras, N., et Kellman, M. 1998. The supply of regeneration micro-sites and segregation of tree species in a hardwood/boreal forest transition zone. *Journal of Biogeography* 25: 871–881.
- Barrett, L. R., Liebens, J., Brown, D. G., Schaetzl, R. J., Zuwerink, P., Cate, T. W., et Nolan, D. S. 1995. Relationships between soils and presettlement forests in Baraga County, Michigan. *American Midland Naturalist* 134: 94–115.
- Bouchard, M., Pothier, D., et Gauthier, S. Sous-presse. Fire frequency and tree species succession along large-scale geographic gradients in the North Shore region of eastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*.
- Boucher, Y. Arseneault, D., et Sirois, L. 2006a. 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, D., De Grandpre, L., Gauthier, S. 2006b. Structural changes in coniferous stands along a chronosequence and a productivity gradient in the northeastern boreal forest of Quebec. *Écoscience* 13: 172-180.
- Boulanger, Y., et Arseneault, D. 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1035-1043.
- Carleton, T. J., et MacLellan, P. 1994. Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: a comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Écoscience* 1: 141–152.
- Côté, L. 2001. Volet stratégies d'aménagement : application en forêt publique. pp 59-60. *Dans* : Actes du colloque. Tordeuse des bourgeons de l'épinette: l'appriivoiser dans nos stratégies, 27-29 mars, Shawinigan.
- Crête, M., et Marzell, L. 2006. Évolution des forêts québécoises au regard des communautés fauniques: analyse des grandes tendances sur trois décennies. *Forestry Chronicle*. 82: 368–382.
- Day, G. M. 1953. The Indian as an ecological factor in the northeastern forest. *Ecology* 34: 329-346.
- De Grandpre, L., Archambault, L., et Morissette, J. 2000. Early understory successional changes following clearcutting in the balsam fir-yellow birch forest. *Écoscience* 7: 92-100.
- Domon, G. et Bouchard, A. 2007. The landscape history of Godmanchester (Quebec, Canada): Two centuries of shifting relationships between anthropic and biophysical factors. *Landscape Ecology* 22:1201-1214.

- Duffied, J. W. 1990. Forest regions of North America and the world. Pages 33-65. *Dans* R. A. Young et R. L. Giese, éditeurs. Introduction to forest science. John Wiley and sons, New York.
- Eastman, J. R. 1999. IDRISI 32. Clark University, Worcester, Massachusetts.
- Environnement Canada. 2007. Canadian Climate Normals or Averages 1971-2006. Meteorological Service of Canada. Disponible à: [http://www.msc.ec.gc.ca/climate/climate\\_normals](http://www.msc.ec.gc.ca/climate/climate_normals) [accédé le 16 Avril 2007].
- Erdmann, G. G. 1990. Yellow birch. *Dans* R. M., Burns, et B.H., Honkala (Coordinateurs techniques.), *Silvics of North America, Volume 2: Hardwoods*. USDA Forest Service, Agriculture Handbook 654. pp. 133-147. Washington, D.C.
- ESRI. 1995. ARC/INFO version 7.0. User's manual. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- ESRI. 2003. ArcGis 8.3. User's manual. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- Etheridge, D. A., MacLean, D. A., Wagner, R. G., et Wilson, J. S. 2005. Changes in landscape composition and stand structure from 1945-2002 on an industrial forest in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1965-1977.
- Fortin, J. C., Lechasseur, A., Morin, Y., Harvey, F., Lemay, J., et Tremblay, Y. 1993. *Histoire du Bas-Saint-Laurent*. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec, Québec.
- Fortin, M., Begin, J., et Bélanger, L. 2003. Evolution of the diameter structure and composition of old-growth mixed stands of balsam fir and red spruce after diameter-limited cutting at the Ouareau River observation station. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 691-704.
- Foster, D. R., Motzkin, G., et Slater, B. 1998. Land-use history as long-term broad-scale disturbance: regional forest dynamics in central New-England. *Ecosystems* 1: 96-119.
- Frelich, L. E., et Reich, P. B. 1995. Spatial patterns and succession in a Minnesota southern-boreal forest. *Ecological Monographs* 15: 157- 167.
- Friedman, S. K., et Reich, P. B. 2005. Regional legacies of logging: departure from presettlement forest conditions in northern Minnesota. *Ecological Applications* 15: 726-744.

- Galipeau, C., Kneeshaw, D., et Bergeron, Y. 1997. White spruce and balsam fir colonization of a site in the southeastern boreal forest as observed after fire. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 139–147.
- Gérin, M., Gosselin, R., et Pléau, J. M. 1944. Étude des plans d'aménagement de Price Brothers pour les concessions de Rimouski, Metis et Matane. Price Brothers co., Rimouski.
- Grondin, P. Blouin, J., et Racine, P. 1998. Rapport de classification écologique : sapinière à bouleau jaune de l'Est. Rapport # RN99-3046. Direction des inventaires forestiers. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec.
- Guay, J.-E. 1939. Rapport préliminaire, inventaire forestier régional des comtés de Matapedia, Matane, Rimouski, 1938. Ministère des affaires municipales, de l'industrie et du commerce, Québec.
- Guay, J.-E. 1942. Inventaire des ressources naturelles du comté municipal de Rimouski, section forestière. Ministère de l'Industrie et du Commerce et Ministère des Terres et Forêts, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec.
- Guay, J.-E. 1944. Inventaire des ressources naturelles du comté municipal de Matane, section forestière. Ministère de l'Industrie et du Commerce et Ministère des Terres et Forêts, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec.
- Gutsell, S. L., et Johnson, E. A. 2002. Accurately ageing trees and examining their height-growth rates: implications for interpreting forest dynamics. *Journal of Ecology* 90: 153-166.
- Harvey, B. D., et Bergeron, Y. 1989. Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in Northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 1458-1469.
- Harvey, B. D., Leduc, A., Gauthier, S., et Bergeron, Y. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155: 369-385.
- Judd, R. W. 1989. *Aroostook: A century of logging in northern Maine*. University of Maine Press, Orono, Maine. 351 pp.
- Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S., et Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research* S3: 27–37.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 97-125.

- Landres, P. B., Morgan, P., et Swanson, F. J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9: 1179-1188.
- Lang S., et Tiede, D. 2003. vLATE Extension für ArcGIS - vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse, ESRI Anwenderkonferenz 2003., Innsbruck.
- Lorimer, C. G. 1977. The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine. *Ecology* 58: 139-148.
- Lorimer, C. G., et White, A. S. 2003. Scale and frequency of natural disturbances in the northeastern US: implications for early successional forest habitats and regional age distributions. *Forest Ecology and Management* 185: 41-64.
- Loucks, O. L. 1962. Ordinating forest communities by means of environmental factors and phytoso-ciological indices. *Ecological Monographs* 32: 137-166.
- Lower, R. M. 1973. Great Britain's woodyard. *British America and the timber trade, 1763-1867*. McGill-Queen's University press, Montreal.
- McGarigal, K., et B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service, General Technical Report PNW-351, Portland, Oregon.
- Ministère des ressources naturelles du Québec (MRNQ). 2000a. Système d'information écoforestier 3<sup>ième</sup> inventaire décennal (SIEF). Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, 16 pages.
- Ministère des ressources naturelles du Québec (MRNQ). 2000b. Carte topographique numérique du Québec 1/20 000. Photocartothèque québécoise. Québec, Québec.
- Minville, E. 1944. *La forêt*. Fides, Montréal, Québec.
- Mladenoff, D. J., White, M. A., Pastor, J., et Crow, T. R. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscape. *Ecological Applications* 3: 294-306.
- Noble, I.R., Dirzo, R. 1997. Forests as human-dominated ecosystems. *Science* 277: 522-525.
- Östlund, L., Zackrisson, O. et Axelsson, A. L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1198-1206.
- Parisien, M.-A., Sirois, L., et Babeau, M. 2004. Distribution and dynamics of jack pine at its longitudinal range limits in Quebec. Pages 247-257 *Dans* R. T. Engstrom, K. E. M. Galley, and W. J. de Groot, eds. *Proceedings of the 22nd Tall Timbers Fire Ecology*

Conference: Fire in Temperate, Boreal and Montane Ecosystems, 15-18 Octobre, 2001, Kananaskis, Alberta. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida, USA.

- Park, A., Kneeshaw, D., Bergeron, Y., et Leduc, A. 2005. Spatial relationships and tree species associations across a 236-year boreal mixewood chronosequence. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 750-761.
- Payette S., Filion L., et Delwaide, A. 1990. Disturbance regime of a cold temperate forest as deduced from tree-ring patterns: the Tantaré Ecological Reserve, Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 1228-1241.
- Petit, C. C., et Lambin, E. F. 2002. Impact of data integration technique on historical land-use/land-cover change: Comparing historical maps with remote sensing data. *Landscape Ecology* 17: 117-132.
- Pham, A. T., De Grandpre, L., Gauthier, S., et Bergeron, Y. 2004. Gap dynamics and replacement patterns in gaps of the northeastern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 353-364.
- Robitaille, A., et Saucier, J.-P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Direction de la gestion des stocks forestiers et Direction des relations publiques, Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Les publications du Québec, Québec.
- Rowe, J. S. 1972. Forest regions of Canada. Publication # 1300, Canadian Forestry Service, Ottawa.
- Seymour, R. S., White, A. S., et deMaynadier, P. G. 2002. Natural disturbance regimes in Northeastern North America - evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management* 155: 357-367.
- Sorel, C. 2004. Impacts des perturbations anthropiques du XX<sup>e</sup> siècle sur deux forêts du Bas-Saint-Laurent (Québec). Université du Québec à Rimouski, 45 p. Mémoire de maîtrise.
- Sprugel, D. G. 1976. Dynamic structure of wave-regenerated *Abies balsamea* forests in the north-eastern United States. *Journal of Ecology* 64: 889-911.
- Strahler, A. N. 1952. Dynamic basis of geomorphology. *Geological Society of America Bulletin* 63: 923-938.
- Taylor, S. L., et MacLean, D. A. 2005. Rate and causes of decline of mature and overmature balsam fir and spruce stands in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 2479-2490.



- Törnlund, E., et Östlund, L. 2002. Floating timber in Northern Sweden : the construction of floatways and transformation of rivers. *Environmental History* 8: 85-106.
- Turner, M. G., Romme, W. H., Gardner, R. H., O'Neill, R. V., et Kratz, T. K. 1993. A revised concept of landscape equilibrium: disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology* 8: 213-227.
- Turner, M. G. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 36: 319-344.
- Urban, D. L., O'Neill, R. V., et Shugart, H. H. 1987. Landscape ecology. *Bioscience* 37: 119-127.
- Watt, A. S. 1947. Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology* 35: 1-22.
- Wein, R. W., et Moore, J. M. 1977. Fire history and rotations in the New Brunswick Acadian Forest. *Canadian Journal of Forest Research* 7: 285-294.
- White, M. A., et Mladenoff, D. J. 1994. Old-growth forest landscape transitions from pre-european settlement to present. *Landscape Ecology* 9: 191-205.
- Whitney, G. G. 1994. *From Coastal Wilderness to Fruited Plain. A history of environmental change in temperate North America from 1500 to the present.* Cambridge University Press, Cambridge.

**Tableau 3.1.** Échelle et type de photographies aériennes employées dans la confection des cartes forestières. NB: noir et blanc; IR: infra-rouge (fausses-couleurs).

Carte	Échelle et type de photos aériennes	Échelle de la carte	Taille minimale de l'unité cartographique	Source
1930	1: 32 000; NB	1: 32 000	1 ha	Archives nationales du Québec à Chicoutimi, Fonds Price, Cartes et plans P666
2000	1: 15 000; IR	1: 20 000	4 ha	Ministère des Ressources naturelles du Québec. 3 <sup>ième</sup> inventaire décennal. 1993

**Tableau 3.2.** Correspondance entre les classes d'âge établies dans la présente étude et les classifications des cartes forestières produites en 1930 et 2000.

La présente étude	Carte 1930	Carte 2000
10 ans	Brûlis récent	Parterre de coupe, plantation, 10 ans
30 ans	20-40 ans	30 ans, 30-50* ans, 30-70* ans, jeune inéquien
50 ans	40-60 ans	50 ans, 50-90* ans
70 ans	60-80 ans	70, 70-30* ans, 70-50* ans
90 ans	80-100 ans	90 ans, 90-30* ans, 90-50* ans
>100 ans	>100 ans	120 ans, vieux inéquien

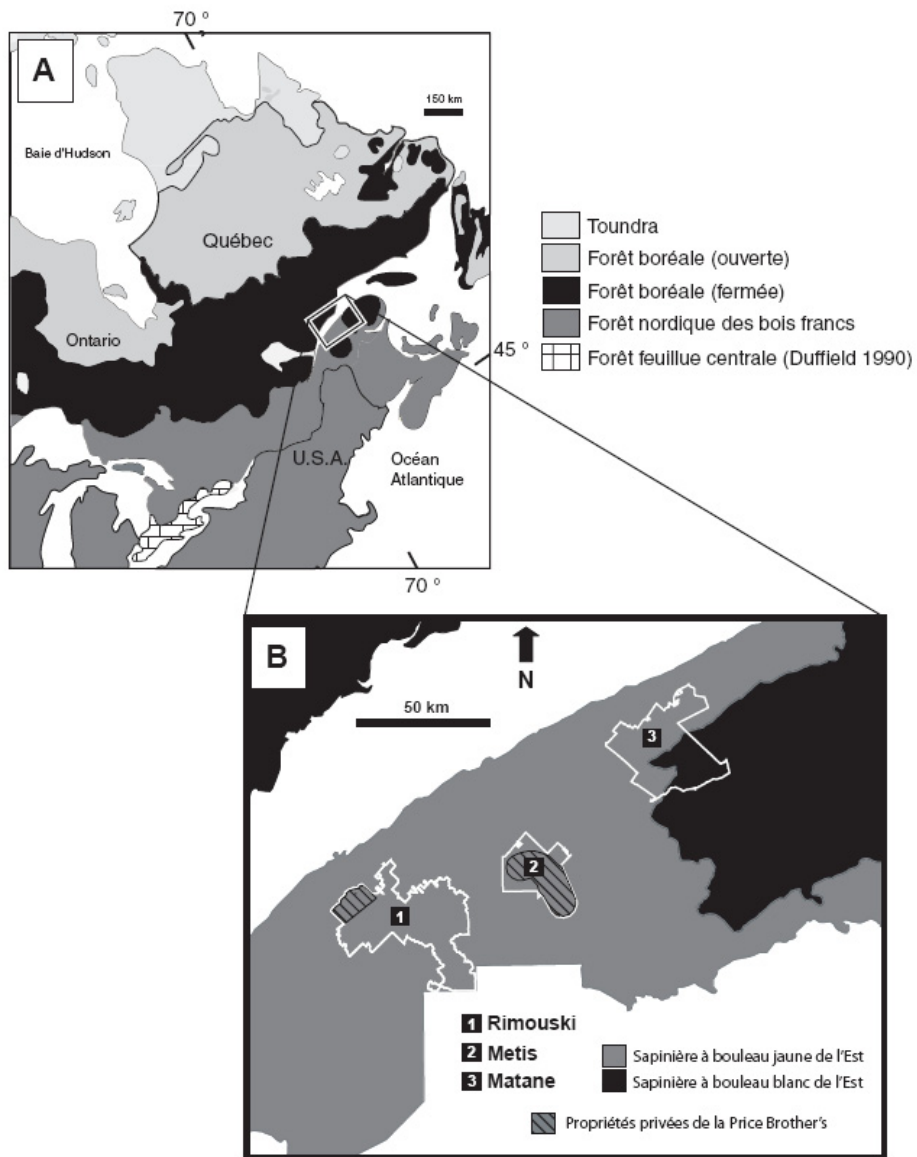
\*: Peuplement bi-étagé

**Tableau 3.3.** Correspondance (pourcentage de la superficie totale du paysage) entre la composition du couvert en 1930 et 2000. C : conifères; M : mixtes; F : feuillus; R (10) : régénération (0-20 ans). Chaque valeur correspond au pourcentage total du paysage qui a transité d'une classe vers une autre entre 1930 et 2000.

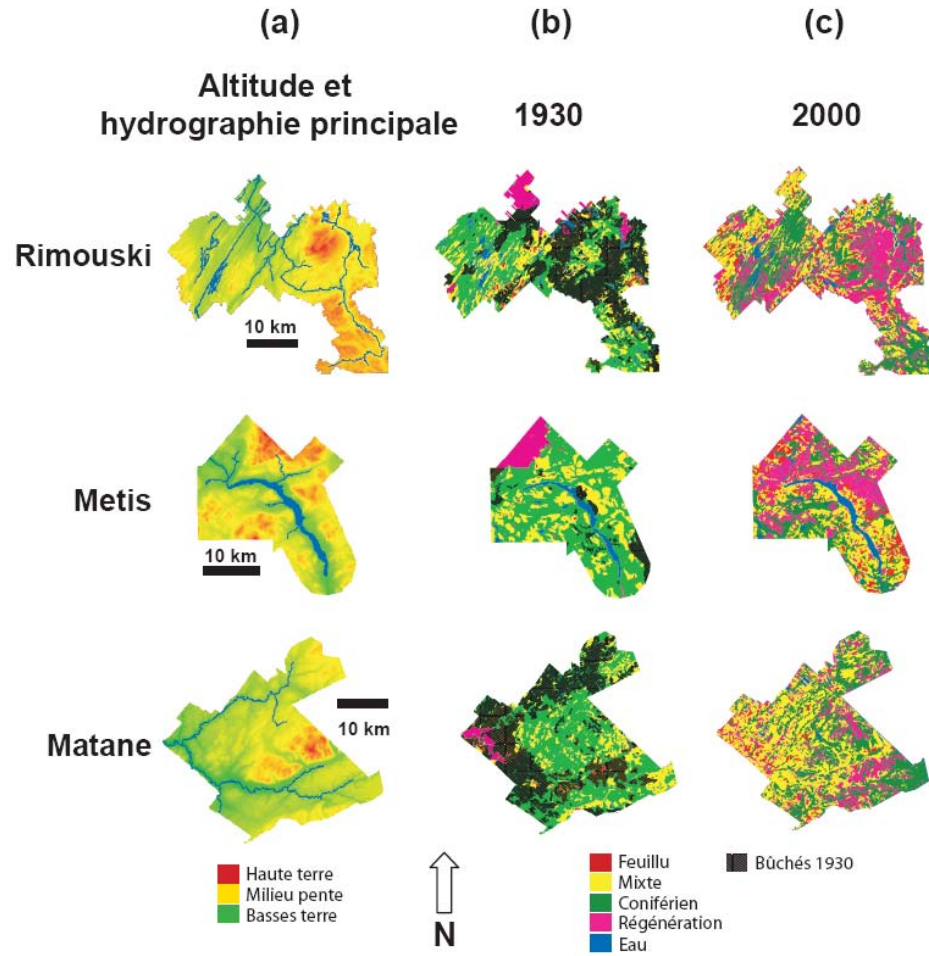
1930	2000				Total
	C	M	F	R (10)	
<b>Rimouski</b>					
C	19.6	11.9	4.4	27.7	63.6
M	3.8	6.8	5.1	11.9	27.6
F	0.3	0.6	1.2	1.4	3.4
R (10)	0.9	2.4	1.2	0.9	5.4
Total	24.6	21.8	11.8	41.9	100
<b>Metis</b>					
C	22.0	17.3	4.4	19.8	63.5
M	3.9	10.1	4.3	10.4	28.7
F	0	0.3	0.2	0.3	0.9
R (10)	1.3	1.3	2.3	2.1	7.52
Total	27.2	28.9	11.2	32.7	100
<b>Matane</b>					
C	20.8	24.8	3.0	17.4	66
M	6.9	12.4	2.5	9.8	31.6
F	0	0.4	0.2	0.2	0.8
R (10)	0	0.7	0.5	0.4	1.6
Total	27.7	38.2	6.2	27.9	100

**Tableau 3.4.** Métriques des paysages pour les quatre grands types de couverts pour Rimouski, Metis et Matane en 1930 et 2000

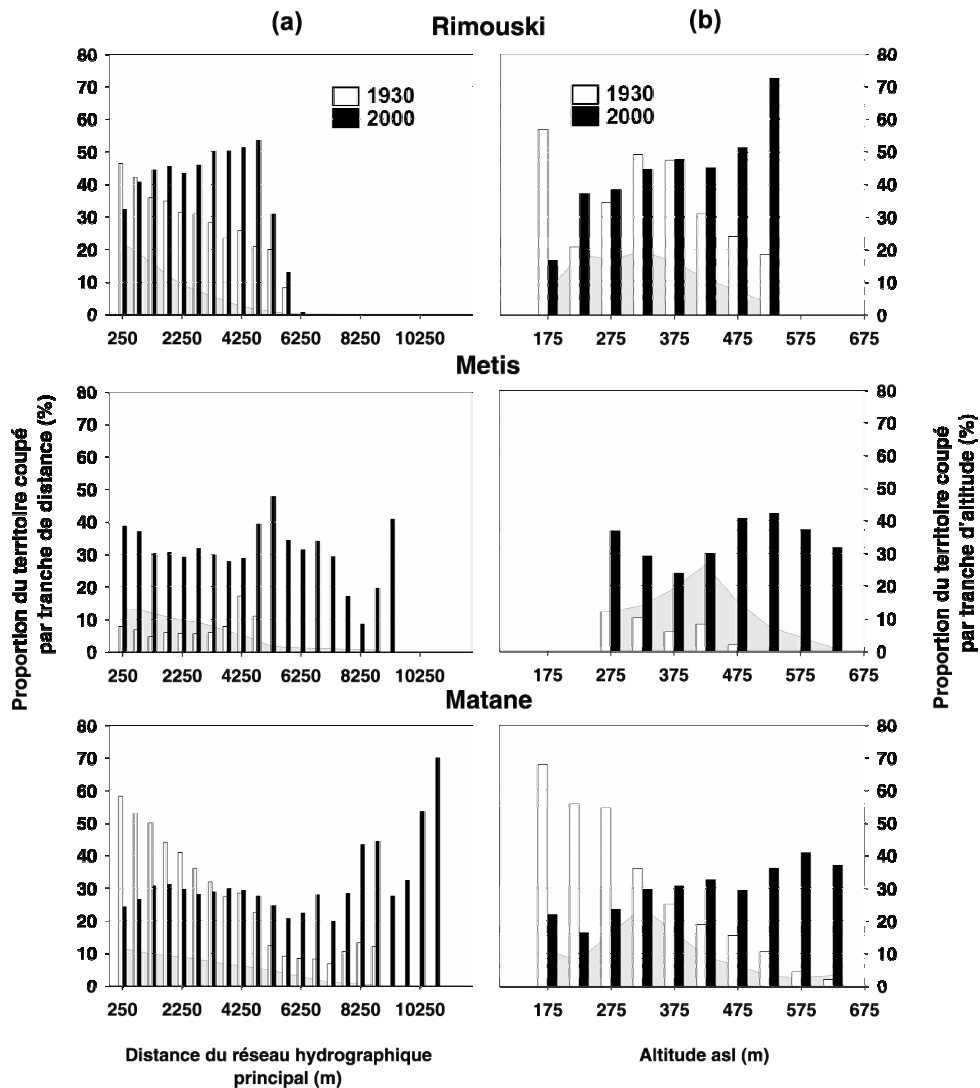
		Superficie (ha)		Nombre de plaques		Superficie moyenne (ha)		Médiane (ha)		Erreur type (ha)		Bordure totale (m)	
		1930	2000	1930	2000	1930	2000	1930	2000	1930	2000	1930	2000
Couvert													
Riki	R (10)	5 756	45 028	35	769	164	59	37	8	401	383	24	387
	F	3 606	12 294	113	422	32	29	12	15	67	46	30	150
	M	29 071	22 697	395	603	74	38	16	13	172	127	191	304
	C	67 479	25 649	196	621	344	41	6	9	2652	218	291	351
Metis	R (10)	3 294	15 160	4	391	4	39	2	4	1 327	308	7	144
	F	392	5 052	31	141	31	36	9	16	8	52	5	55
	M	13 004	13 056	116	271	116	48	35	13	199	136	66	145
	C	29 017	12 312	27	187	27	66	6	10	5 392	291	94	140
Matane	R (10)	1 376	24 337	16	664	39	37	14	8	185	154	8	284
	F	693	5 393	36	202	36	27	7	16	24	35	6	68
	M	27 613	33 191	388	547	48	61	11	10	259	347	169	327
	C	57 622	24 250	247	546	66	44	5	11	1 821	197	221	295



**Figure 3.1.** Encadré A : localisation de l'aire d'étude dans l'Est du Québec et zones de végétation suivant la classification de Rowe (1972) et de Duffield. (1990). Encadré B : position des paysages Rimouski, Metis et Matane d'après le système de classification écologique du Québec (Grondin et al. 1998) et localisation des grandes propriétés privées de la Price Brother's.

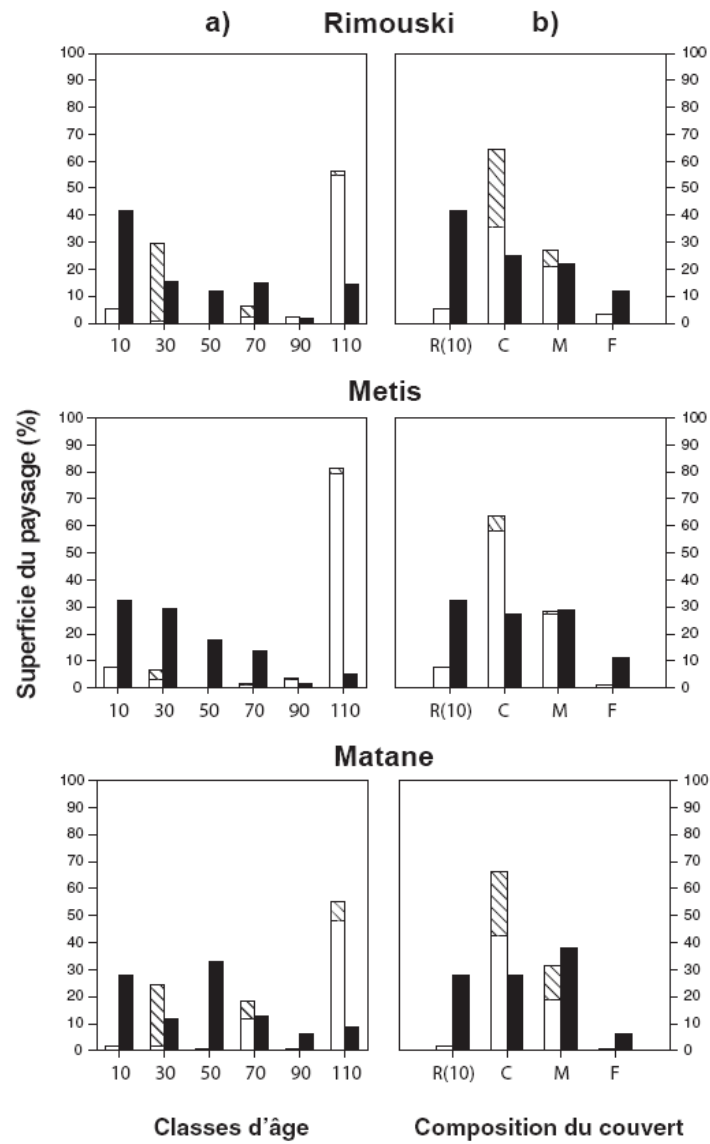


**Figure 3.2.** Paysages de Rimouski, Metis et Matane: variation altitudinale et réseau hydrographique principal (a); type de couvert en 1930 (b); type de couvert en 2000 (c). La zone hachurée (bûchés de 1930) permet de voir le couvert sous-jacent dans le fichier vectoriel (.eps) de la figure originale qui sera soumise.

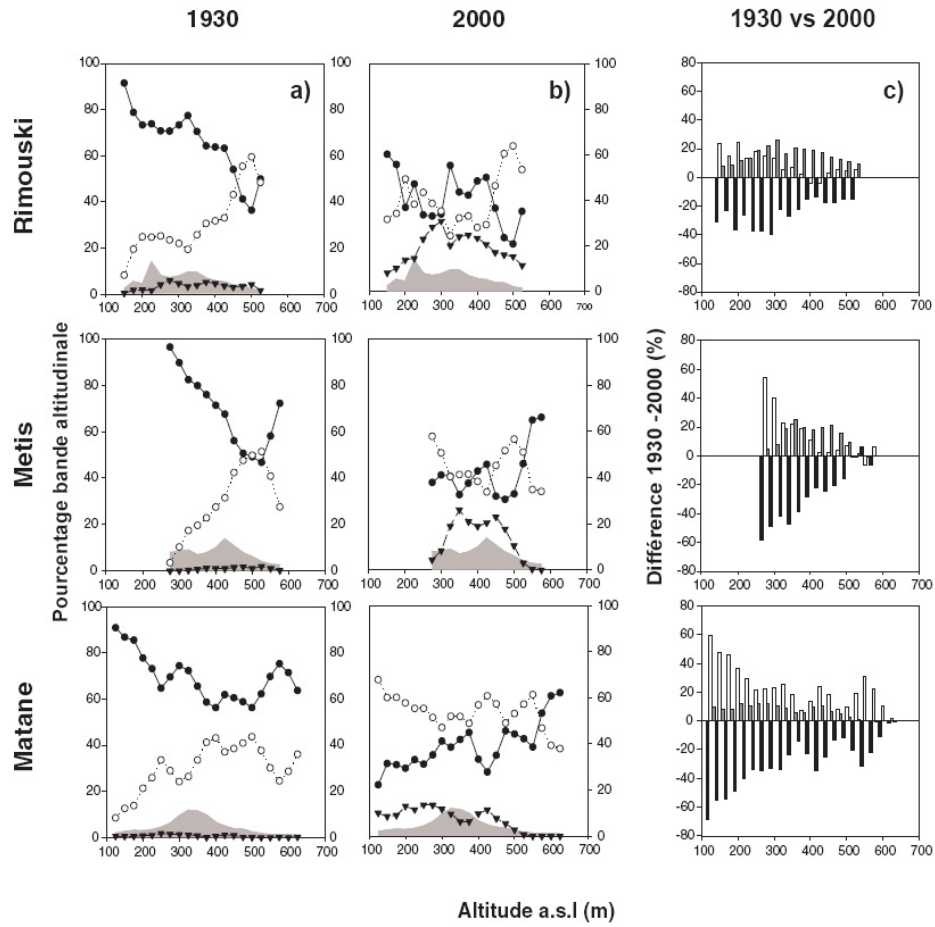


**Figure 3.3.** Territoires coupés en fonction de la distance au réseau hydrographique principal (a) et de l'altitude (b). Barres blanches : territoire récemment coupé avant 1930; barres noires : territoire récemment coupé avant 2000; surface ombragée: aire occupée par chaque tranche de distance du réseau hydrographique ou d'altitude dans chaque paysage.





**Figure 3.4.** Abondance relative des classes d'âges (a) et des types de couverts (b) dans les paysages de Rimouski, Metis et Matane en 1930 et 2000. Barre noire: paysage total en 2000; barre hachurée: coupé en 1930; barre blanche: non coupé en 1930. R(10): surface en régénération dont la composition est indéterminée; C: conifères; M: mixtes; F: feuillus.



**Figure 3.5.** Abondance des types de couverts en fonction de l'altitude des paysages de Rimouski, Metis et Matane en 1930 (a) et 2000 (b). Cercles noirs: conifères; cercles blancs: mixtes; triangle noir: feuillus. Seules les données d'altitude situées entre le 2.5 et le 97.5 percentile ont été employées afin d'éliminer les valeurs extrêmes. (c) Différence d'abondance entre 1930 et 2000 pour chaque type de couvert en fonction de sa position altitudinale. Barres noires: conifères; barres grises: mixtes; barres blanches: feuillus. Surface ombragée: aire occupée par chaque tranche d'altitude dans chaque paysage.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

Cette thèse apporte une contribution majeure à nos connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers préindustriels du Bas-Saint-Laurent. Mis à part les études de Lorimer (1977) dans le nord du Maine et les travaux d’Etheridge et al. (2005) au Nouveau-Brunswick, très peu d’études avaient auparavant permis de reconstituer les principales caractéristiques de la forêt préindustrielle du Nord-est américain et son patron de transformation sous l’influence des pratiques forestières. *À l’ensemble des échelles observées, les pratiques forestières ont progressivement creusé l’écart entre le paysage actuel et préindustriel.* Le long historique d’exploitation des forêts de cette région a largement contribué à faire disparaître les témoins naturels qui auraient permis de documenter plus aisément les principales caractéristiques de la forêt préindustrielle. Dans cette étude, nous avons pallié à cette situation grâce à l’utilisation de méthodes de l’écologie historique (cartes forestières anciennes et dendrochronologie) qui ont démontré leur efficacité dans l’atteinte des objectifs fixés dans cette thèse.

Dans cette dernière section, nous reviendrons sur les contributions majeures de la thèse en portant une attention particulière aux caractéristiques du paysage de la forêt préindustrielle du Bas-Saint-Laurent et à l’impact à long terme des pratiques forestières sur son évolution. Finalement, nous évaluons l’implication des résultats dans l’élaboration de stratégies d’aménagement forestier écosystémique (AFÉ) et présentons des perspectives de recherche en lien avec l’AFÉ.

### 4.1 Rappel des principales contributions de la thèse

Les résultats de cette étude permettent de dégager trois contributions majeures en ce qui a trait aux caractéristiques et à la dynamique du paysage forestier préindustriel du Bas-Saint-Laurent

### **C1. L'exploitation des forêts régionales (1820-2000) s'est opérée en trois phases distinctes**

Les forêts de la région d'étude ont été exploitées depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle selon une sévérité qui s'est accrue avec le temps. Dans la première phase d'exploitation (1820-1900), une exploitation sélective des tiges de pin blanc, de pin rouge et d'épinettes (*Picea* spp.) de fortes dimensions a été pratiquée. À ce moment, l'industrie régionale du sciage, représentée par la compagnie Price Brother's, alimentait le marché anglais des bois pour la construction navale. L'étude dendrochronologique du bois dravé montre que, comparativement au XX<sup>e</sup> siècle, les volumes de bois exploités au XIX<sup>e</sup> siècle étaient plus faibles, probablement en raison d'une capacité industrielle réduite et au fait que la drave limitait les exploitations aux abords des réseaux hydrographiques.

Lors de la deuxième phase (1900-1960), l'essor de l'industrie du sciage et des pâtes et papiers a favorisé l'implantation de nouveaux moulins qui ont favorisé l'extraction de l'ensemble des espèces de conifères, et particulièrement le sapin baumier qui étaient, d'après les inventaires nationaux, l'espèce la plus abondante du territoire, en terme de volume, au début du XX<sup>e</sup> siècle. Bien que l'industrie forestière du Bas-Saint-Laurent ait été l'une des plus importantes de l'Est du Canada, les coupes forestières étaient, à cette période, encore restreintes dans les basses-terres aux abords des réseaux hydrographiques où la drave et le débardage aisé des billots facilitaient le transport des bois de la forêt aux moulins, localisés aux embouchures des rivières. À ce moment d'importantes superficies forestières moins accessibles n'avaient toujours pas été exploitées. Les coupes partielles étaient réalisées en hiver et visaient presque exclusivement les conifères d'un diamètre supérieur à 25 cm avant 1930 et supérieur à 15-20 cm pour la période 1930-1945.

La troisième phase d'exploitation des forêts régionales (1960-2000) correspond à l'avènement de la mécanisation de l'exploitation et des traitements sylvicoles beaucoup plus sévères que les coupes sélectives pratiquées antérieurement. Les coupes totales réalisées durant toute l'année tant sur les espèces conifériennes et feuillues ont eu des répercussions importantes sur la structure et la composition forestière des paysages forestiers régionaux. La plantation massive d'épinettes noires et de Norvège à la fin du

XX<sup>e</sup> siècle a modifié la composition forestière des paysages, notamment celui de Rimouski.

**C2. La forêt préindustrielle était dominée par une matrice de vieilles forêts de conifères au travers de laquelle l'abondance des peuplements mixtes et feuillus augmentait avec l'altitude.**

À l'échelle du paysage, la matrice de la forêt préindustrielle était dominée par des peuplements de conifères dont l'âge dépassait 100 ans et où les peuplements mixtes et feuillus étaient sous-dominants. En 1930, les portions non-exploitées des paysages de Rimouski, Métis et Matane étaient composées à plus de 75% par des peuplements dont l'âge dépassait 100 ans. Cette forte proportion de vieilles forêts sur le territoire a été observée malgré l'occurrence préalable d'une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette entre 1914 et 1923. La structure d'âge du paysage observée en 1930 suggère que le régime des perturbations naturelles étaient dominé par des perturbations secondaires (chablis, épidémie d'insecte et trouées) plutôt que par des perturbations catastrophiques comme les feux. Au niveau de l'organisation spatiale de la forêt préindustrielle, les peuplements de conifères étaient localisés dans les basses terres tandis que les peuplements mixtes et feuillus étaient situés sur le sommet des collines. Le drainage d'air froid vers le fond des vallées, combiné à l'humidité accrue des sols, expliqueraient la distribution préférentielle des conifères vers les plus faibles altitudes.

**C3. Les pratiques forestières ont rajeuni la structure d'âge, réduit l'abondance des conifères au profit des feuillus et modifié l'organisation spatiale des peuplements.**

L'historique des pratiques forestières a profondément marqué la structure et la composition des paysages forestiers régionaux. Bien que les données sur la forêt du XIX<sup>e</sup> siècle et son exploitation soient fragmentaires, l'étude des bois dravés montrent que l'exploitation des forêts au XIX<sup>e</sup> siècle était orientée vers des essences particulières (pin blanc, pin rouge et épinettes spp.) et que les volumes coupés étaient sans doute beaucoup plus faibles qu'au XX<sup>e</sup> siècle. Le mode d'exploitation de l'époque suggère que les modifications de la structure et de la composition des paysages ont été relativement mineures et restreintes aux abords des cours d'eau, bien que d'importants volumes de pins et d'épinette spp. ont été prélevés dans la forêt vierge.

Sous l'influence des coupes industrielles du XX<sup>e</sup> siècle, la structure d'âge dans les trois paysages a été inversée, passant d'une dominance (75%) de vieilles forêts (>100 ans) en 1930, vers une dominance de jeunes forêts en 2000. En visant les vieux peuplements de conifères, les coupes de plus en plus sévères au XX<sup>e</sup> siècle ont réduit leur abondance au profit des essences feuillues pionnières. Le bouleau blanc, l'érable rouge, le peuplier faux-tremble et l'érable à sucre sont probablement les espèces qui ont affiché les plus fortes hausses d'abondance alors que le sapin baumier, l'épinette blanche et le thuya occidental sont probablement celles qui ont subi les plus fortes baisses entre 1930 et l'actuel. Déjà en 1922, ce constat d'enfeuillement lié à de mauvaises pratiques était observé par l'ingénieur forestier W.E. Whiley de l'Université Oxford chargé par la Price Brother's Co. de d'effectuer un rapport (Whiley 1922) sur l'état des concessions forestières de la compagnie. Il a écrit :

*«The system which has been practiced on your limits is essentially dysgenic. The result has been those forests which were at one time chiefly filled with white pine and white spruce came to contain only white spruce and balsam, later balsam and birch, and now in many cases, only birch and other useless trees ».*

#### **4.2. Implications des résultats dans la mise en oeuvre d'une stratégie écosystémique**

Cette thèse a permis, dans un premier temps, d'évaluer que des écarts importants existent entre la forêt actuelle et la forêt préindustrielle et, dans un deuxième temps, d'identifier des enjeux d'aménagement forestier écosystémique (AFÉ). L'identification des enjeux d'AFÉ est la première étape vers le développement de stratégies d'aménagement (échelle du paysage) et de traitements sylvicoles (échelle du peuplement) qui permettront de répondre aux différents enjeux. Un enjeu est ce qui peut être gagné ou perdu lors d'une action d'aménagement. D'après les résultats présentés dans les trois chapitres de cette thèse, nous pouvons convenir de deux enjeux majeurs relatifs à la forêt du Bas-Saint-Laurent; un premier enjeu lié au rajeunissement généralisé des paysages et à ses conséquences sur la structure interne des peuplements qui est habituellement plus complexe (irrégulière et inéquienne) avec le temps passé depuis la dernière perturbation et un second enjeu lié à la diminution d'abondance des conifères au profit des feuillus. Les pratiques forestières actuelles ne permettent pas de retenir ou de reproduire la

structure diversifiée et la composition des peuplements forestiers de l'époque préindustrielle. Un régime sylvicole cherchant à reproduire des structures forestières irrégulières, par le biais de coupes progressives irrégulières ou de jardinage, par exemple, favoriseraient le maintien de conditions ressemblant davantage à celle des écosystèmes naturels de l'époque préindustrielle, en plus de permettre le maintien des essences longévives (épinette blanche, thuya occidental, pin blanc). Dans un contexte d'AFÉ, la foresterie devra innover pour développer des traitements sylvicoles qui s'inspirent de la forêt préindustrielle et du régime des perturbations naturelles. Au niveau des enjeux de composition, les stratégies d'aménagement devront 1) s'inspirer des assemblages d'espèces de l'époque préindustrielle et 2) de leur répartition en fonction du milieu physique (position topographique) et 3) éviter l'implantation massive de forêts dominées par des plantations d'épinettes comme ce fut notamment le cas dans le bassin de la rivière Rimouski. Des regarnies seraient des solutions à l'échelle du peuplement pour favoriser les espèces raréfiées et demandant des lits de germination spécifique (épinette blanche, thuya occidental, pin blanc).

Finalement, l'AFÉ devra viser à réduire, par des programmes de restauration, l'écart sans cesse grandissant avec les conditions de référence afin de maintenir les écosystèmes à l'intérieur des limites de variabilité naturelle dans un souci de maintien de la biodiversité forestière.

### 4.3. Perspectives de recherche

Cette thèse a contribué, d'une part, à améliorer nos connaissances sur la structure et la composition de la forêt préindustrielle de la région du Bas-Saint-Laurent et, d'autre part, à évaluer l'impact à long terme des pratiques sylvicoles sur la mosaïque forestière. Bien que ces connaissances à l'échelle du paysage soit de première importance dans le cadre du développement d'une approche d'AFÉ, plusieurs caractéristiques de la forêt préindustrielle et de sa dynamique demeurent à documenter à des échelles spatiales plus fines. (a) Quelle était l'abondance relative des espèces arborescentes au sein des grands types de couverts conifériens, mixtes et feuillus ? (b) Quelle était l'influence relative des différentes perturbations naturelles (feux, épidémies, chablis, maladie) à l'échelle de la forêt et du peuplement ? (c) Est-ce que la période de temps couverte dans cette étude est adéquate pour couvrir la variabilité naturelle de la structure et de la composition des écosystèmes forestiers régionaux ? (d) Est-ce que les modifications drastiques de la mosaïque forestière engendrées par les pratiques sylvicoles ont entraîné une perte significative de la biodiversité régionale ? (e) Pouvons-nous restaurer les principales caractéristiques de la forêt préindustrielle dans un contexte de rationalisation de l'industrie forestière ? La poursuite des études sur la forêt préindustrielle et son fonctionnement, de même que le développement de modèle d'AFÉ, permettront de répondre à ces questions et d'en arriver à une exploitation plus durable des forêts bas-laurentiennes.



## RÉFÉRENCES DE L'INTRODUCTION ET DE LA CONCLUSION GÉNÉRALES

- Andersson, R., et Östlund, L. 2004. Spatial patterns, density changes and implications on biodiversity for old tress in the boreal landscape of northern Sweden. *Biological Conservation* 118: 443-453.
- Arseneault, J., Bauce, E., Bernard, J.T., Bouchard, A., Coulombe G., Huot J., Liboiron M.A., et Szaraz, G. 2004. Commission sur la gestion de la forêt publique québécoise. Québec, Québec. <URL : <http://www.commission-foret.qc.ca/membres.htm> >.
- Arseneault, D., Boucher, É., et Bouchon, É. 2007. Asynchronous forest-stream coupling in a fire-prone boreal landscape: insights from woody debris. *Journal of Ecology* 95: 789-801
- Arseneault, D., et Sirois, L. 2004. The millennial dynamics of a boreal forest stand from buried trees. *Journal of Ecology* 92: 490-504.
- Attiwill, P. M. 1994. The disturbance of forest ecosystems - the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.
- Axelsson, A. L., et Östlund, L. 2001. Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *Forest Ecology and Management* 147: 109-122.
- Baskerville, G. L. 1975. Spruce budworm-super silviculturist. *Forestry Chronicle* 51:4-6.
- Bouchard, M., Kneeshaw, D. D., et Bergeron, Y. 2006. Forest landscape composition and structure after successive spruce budworm outbreaks. *Ecology* 87: 2319-2329.
- Boulanger, Y., et Arseneault, D. 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1035-1043.
- Brisson, J., et Bouchard, A. 2003. In the past two centuries, human activities have caused major changes in the tree species composition of southern Quebec, Canada. *Écoscience* 10: 236-246.
- de Römer, A., Kneeshaw, D., et Bergeron, Y. 2007. Small gap dynamics in the southern boreal forest of eastern Canada: Do canopy gaps influence stand development? *Journal of vegetation Science* 18: 815-826.
- Duffied, J. W. 1990. Forest regions of North America and the world. Pages 33-65. Dans R. A. Young et R. L. Giese, éditeurs. *Introduction to forest science*. John Wiley and sons, New York.
- Environnement Canada. 2007. Canadian climate normals or averages 1971-2000. Meteorological service of Canada. Online: [http://www.msc.ec.gc.ca/-climate/climate\\_normals](http://www.msc.ec.gc.ca/-climate/climate_normals) [accédé le 16 avril 2007].

- Etheridge, D. A., MacLean, D. A., Wagner, R. G., et Wilson, J. S. 2005. Changes in landscape composition and stand structure from 1945-2002 on an industrial forest in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1965-1977.
- Etheridge, D., MacLean, D., R. Wagner, et Wilson, J. 2006. Effects of intensive forest management on stand and landscape characteristics in northern New Brunswick, Canada (1945-2027). *Landscape Ecology* 21: 509-524.
- Fortin, J-C., Lechasseur, A. Morin Y., Harvey F., Lemay J., et Tremblay, Y. 1993. Histoire du Bas-Saint-Laurent. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec, Québec.
- Fraver, S., Seymour, R. S., Speer, J. H. et White, A. S. 2007. Dendrochronological reconstruction of spruce budworm outbreaks in northern Maine, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 523-529.
- Frelich, L. E., et Reich, P. B. 1995. Spatial patterns and succession in a Minnesota southern boreal forest. *Ecological Monograph* 65: 325-346.
- Friedman, S. K., Reich, P. B., et Frelich, L. E. 2001. Multiple scale composition and spatial distribution patterns of the northeastern Minnesota forest. *Journal of Ecology* 89: 538-554.
- Fulé, P. Z., Covington, W. W., et Moore, M. M. 1997. Determining reference conditions for ecosystem management of southwestern ponderosa pine forests. *Ecological Applications* 7: 895-908.
- Guay, J. E. 1942. Inventaire des ressources naturelles du comté municipal de Rimouski, section forestière. Ministère de l'Industrie et du Commerce et Ministère des Terres et Forêts, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec.
- Guay, J. E. 1944. Inventaire des ressources naturelles du comté municipal de Matane, section forestière. Ministère de l'Industrie et du Commerce et Ministère des Terres et Forêts, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec.
- Guyette, R. P., et Cole, W. G. 1999. Age characteristics of coarse woody debris (*Pinus strobus*) in a lake littoral zone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 56: 496-505.
- Hall, B., Motzkin, G., Foster, D., Syfert, M., et Burk, J. 2002. Three hundred years of forest and land-use change in Massachusetts, USA. *Journal of Biogeography* 29:1319-1335.
- Harvey, B. D., Leduc, A., Gauthier, S., et Bergeron, Y. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155: 369-385.
- Jackson, S. M., Pinto, F. Malcolm, J. R., et Wilson, E. R. 2000. A comparison of pre-European settlement (1857) and current (1981-1995) forest composition in central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 605-612.

- Kadmon, R., et Harari-Kremer, R. 1999. Studying long-term vegetation dynamics using digital processing of historical aerial photographs. *Remote Sensing of Environment* 68: 164–176.
- Landres, P. B., Morgan, P., et Swanson, F. J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9: 1179-1188.
- Lindenmayer, D. B., et Franklin, J. F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity*. Island Press, Washington, DC.
- Lindbladh M., Bradshaw, R. H. W., et Holmqvist, B. 2000. Pattern and process in south Swedish forests during the last 3000 years sensed at stand and regional scales. *Journal of Ecology* 88: 113–128.
- Lorimer, C. G. 1977. The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine. *Ecology* 58: 139-148.
- Lorimer, C. G., et White, A. S. 2003. Scale and frequency of natural disturbances in the northeastern US: implications for early successional forest habitats and regional age distributions. *Forest Ecology and Management* 185: 41-64.
- Lower, R.M. 1973. Great Britain's woodyard. *British America and the timber trade, 1763-1867*. McGill-Queen's University press, Montreal.
- MacLean, D.A. 1980. Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: a review and discussion. *Forestry Chronicle* 56: 213-221.
- MacDonald, G. M., Larsen, C. P. S., Szeicz, J. M., et Moser, K. A. 1991. The reconstruction of boreal forest fire history from lake sediments: a comparison of charcoal, pollen, sedimentological and geochemical indices. *Quaternary Science Reviews* 10: 53-71.
- Mast, J. N., Fulé, P. Z. Moore, M. M. Covington, W. W., et Waltz, A. E. M. 1999. Restoration of presettlement age structure of an Arizona ponderosa pine forest. *Ecological Applications* 9: 228–239.
- Minville, E. 1944. *La forêt*. Fides, Montréal, Québec.
- Morin, H., 1994. Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the Boreal Zone of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 730-741.
- Mosseler, A., Lynds, A., et Major, J. E. 2003. Old-growth forests of the Acadian forest region. *Environmental Review* 11: S47–S77.
- Östlund, L., Zackrisson, O., et Axelsson, A. L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1198-1206.

- Parisien, M-A, Sirois, L., et Babeau, M. 2004. Distribution and dynamics of jack pine at its longitudinal range limits in Quebec. pp. 247-257. *Dans* R. T. Engstrom, K. E. M. Galley, et W. J. de Groot, éditeurs. Proceedings of the 22nd Tall Timbers Fire Ecology Conference: Fire in Temperate, Boreal and Montane Ecosystems, 15-18 Octobre, 2001, Kananaskis, Alberta. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida, USA.
- Payette, S., Fillion, L., et Delwaide, A. 1990. Disturbance regime of a cold temperate forest as deduced from ring patterns: The Tantaré ecological reserve, Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 1228-1241.
- Robitaille, A., et Saucier, J. P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Direction de la gestion des stocks forestiers et Direction des relations publiques, Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Les publications du Québec, Québec.
- Rowe, J. S. 1972. Forest regions of Canada. Publication #1300, Canadian Forestry Service, Ottawa.
- Seymour, R. S., et Hunter, M. L. 1999. Principles of ecological forestry. *Dans* Hunter, M.L. Jr. (Editeurs). *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 22-61.
- Siccama, T. G. 1971. Presettlement and present forest vegetation in northern Vermont with special reference to Chittenden County. *American Midland Naturalist* 85: 153-72.
- Simard, H., et Bouchard, A. 1996. The precolonial 19th century forest of the Upper St. Lawrence Region of Quebec: a record of its exploitation and transformation through notary deeds of wood sales. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1670-1676.
- Wein, R. W., et Moore, J. M. 1977. Fire history and rotations in the New Brunswick Acadian Forest. *Canadian Journal of Forest Research* 7: 285-294.
- Whiley, W. E. 1922. Reports on the limits of Mrs. Price Brothers & Company. Confidential. Printed for private circulation only. Oxford, school of forestry, London.
- Whitney, G. G. 1994. From coastal wilderness to fruited plain. A history of environmental change in temperate North America from 1500 to the present. Cambridge University Press, Cambridge.