UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
PROGRAMME DE MAÎTRISE EN BIOLOGIE EXTENTIONNÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

HISTORIQUE DES FEUX AU NORD DU TÉMISCAMINGUE, QUÉBEC

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
DANIEL JAMES GRENIER

FEVRIER, 2003

REMERCIEMENTS

Je voudrais en premier lieu remercier mes directeurs, Yves Bergeron et Dan Kneeshaw, de m'avoir fourni cette expérience unique d'apprentissage. J'aimerais également les remercier pour leur patience, leur perspective continuellement positive et aussi d'avoir su insufflé ou partagé avec moi leur passion pour l'écologie forestière. De plus, j'aimerais exprimer ma gratitude au Dr Sylvie Gauthier pour avoir généreusement partagé son temps et ses idées, ainsi qu'enduré mes questions et mes courriels tout au long de ce projet.

Je remercie l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue pour son soutien financier au cours de mes études, ainsi que Monique Fay pour le temps et l'assistance qu'elle m'a apporté sur des questions académiques et personnelles.

J'exprime toute ma gratitude au Dr Drew Barton pour avoir élargi ma perspective, de m'avoir fourni l'inspiration et d'avoir toujours cru en mes capacités. Sans son soutien continu, tout ceci n'aurait pas été possible pour moi. J'aimerais également montrer ma gratitude à la communauté scientifique de l'Université du Maine à Farmington (UMF) pour son support continuel au cours de mes activités académiques poste-UMF. Je remercie le Dr Sylvie Charron pour son optimisme et son encouragement, ainsi que pour avoir ouvert le monde francophone à mes oreilles, à mes yeux et à mon cœur.

La réalisation de ce travail n'aurait pas été possible sans l'aide technique de nombreuses personnes. Je remercie, en particulier mes aides de terrain Judy Doré et Jamie Owens, ainsi qu'Hervé Bescond, Martin

Simard, Annie Belleau, Daniel Lesieur et Dominic Cyr pour leur support technique. J'aimerais exprimer toute ma reconnaissance à mes amis (es) et collègues qui ont écouté mes idées, ont contribué à leur formulation, ont participé à la correction de mon français ou qui ont seulement partagé un sourire, en particulier Martin “Undercover Brother” Simard, Fateh “nik mouk” Sadi, Mark Purdon, Annie Belleau, Krassimir “Jack Daniels” Naydenov, Hervé "Big Bucks" Bescond, Marie-Claude "super lasagne" Bujold, Claude Bouchard, Miscou et Marie-Hélène Longpré.

Finalement, je tiens à remercier mes parents, Don et Dee, pour leur amour et leur soutien inconditionnel; ce mémoire n’aurait pu être réalisé sans cela. À mes autres êtres chers, Jacque, Pat et Noah, mon frère Mark, mon “life-line” Renée, Paul, Steph, Cam, et Anissa, je les remercie de m’avoir écouté, de leur attention et de ne jamais avoir douté de moi.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES…… vi

LISTE DES TABLEAUX…….. vii

RÉSUMÉ…… viii

INTRODUCTION GENERALE…….. 1

0.1. Problématique générale et objectif……. 1

0.2. Les contrôles à l'échelle spatiotemporelle et les objectifs secondaires……... 1

CHAPTER I

FIRE FREQUENCY AT THE NORTHERN LIMIT OF THE TEMPERATE FOREST OF SOUTHWESTERN QUÉBEC, CANADA

1. Abstract……. 7
2. Résumé……. 8
3. Introduction…….. 9
4. Study Area……... 11
5. Methods……. 13
   - 5.1 Fire history reconstruction……. 13
   - 5.2 Sample collection and analysis……... 14
   - 5.3 Fire frequency estimation……. 15
6. Results…….. 18
   - 6.1 Forest age distribution……. 18
   - 6.2 Cumulative TSF distribution & survival analyses…… 18

7. Discussion…….. 19

7.1 Factors controlling fire frequency…….. 19

7.2 Natural fire cycle for the northern temperate forest… 22

7.3 Implications for sustainable forest management……. 22

8. Acknowledgements……... 23

9. References……. 24

CONCLUSION GENERALE……. 38

STRATÉGIES D'AMÉNAGEMENT FORESTIER…… …. 41

REFERENCES……... 44

LISTE DES FIGURES

Page

Figure 1. Modélisation d'une approche écosystémique de gestion du territoire. Le but de cette étude est de s'assurer les connaissances de Niveau 1……. 5

Figure 2. Location of the study site found in the Témiscamingue region of southwestern Québec, Canada……. 31

Figure 3. Diameter-age relationship (y = 0.2733 x + 9.265, r^2 = 0.671, n = 409) for yellow birch used in age estimation of field measured individuals…….. 32

Figure 4. Forest age distribution identified for the study area…... 33

Figure 5. Forest age distribution found for the study site considering land use patterns ……... 34

Figure 6. Cumulative time since fire distributions using logarithmic scale comparing: (1) global distribution, (2) relief, (3) superficial deposits, (4) mean distance to firebreak, (5) land use patterns (north vs. south), and (6) land use patterns (west vs. east)…….. 35

Figure 7. Distribution des classes d'âges (10 ans) des peuplements pour un cycle de perturbation de 200 ans et un age maximal d'exploitation de 100 ans. L'importance relative placée sur la troisième cohorte résulte de la composition basée sur toutes les forêts plus que 200 années vieilles et ces plus que 300 années vieilles……. 43

LISTE DES TABLEAUX

Page

Table 1. Survival analyses and Lagrange probability results validating spatial and temporal influences while testing if the hazard of burning was constant with time…….. 36

Table 2. Fire cycle estimates for different localizations and different time periods for Témiscamingue, Québec…… 37

RESUME

L'historique des feux a été reconstruit pour une superficie de 2500 km^2 à l'interface de la forêt boréale et de la forêt feuillue septentrionale du sud-ouest du Québec. L'objectif primaire de ce projet était de récolter les données de base nécessaires à la description du régime de feux naturels, dans un contexte de remplacement des peuplements après incendies sévères pour la région du Témiscamingue. Cette description du régime des feux constitue également l'étape initiale pour le développement d'un scénario d'aménagement forestier basé sur le régime des perturbations naturelles pour cette même région. Les buts secondaires étaient d'évaluer les effets de différentes échelles spatio-temporelles sur la fréquence des feux, en déterminant le rôle des facteurs explicatifs aux échelles locale, paysagère et régionale. Un dispositif d'échantillonnage aléatoire, utilisant la dendrochronologie conjointement avec les archives gouvernementales et les photos aériennes, a été utilisé pour décrire le cycle de feu dans le contexte du modèle exponentiel négatif. Les éléments physiographiques ne présentent pas localement d'influence sur la fréquence des feux. Cependant, les patrons d'utilisation des terres associés à la colonisation affectent significativement la fréquence des feux à l'échelle du paysage. Un changement temporel dans la fréquence des feux a été aussi détecté et coïncide avec la période de colonisation Euro-canadienne, ainsi qu'avec des années de sécheresse extrême pour le site d'étude. De plus, une période sans feu a été récemment identifiée et associée à la suppression du feu et aux changements climatiques. Les cycles estimés (~190 à 300 ans) pour la section sud-est du site d'étude seraient représentatifs des cycles naturels due à une moins grande influence humaine. Les longs cycles de feu observés sont responsables d'une proportion élevée de forêts anciennes dont la dynamique est surtout contrôlée par des perturbations secondaires (trouées, épidémies d'insectes). Par conséquent, un régime d'aménagement forestier équienne à rotation courte qui serait inspiré du régime des feux est à remettre en question pour ce secteur. Des pratiques sylvicoles plus diversifiées s'inspirant à la fois d'une fréquence faible des feux et surtout de la présence des perturbations secondaires serait plus en accord avec une approche d'aménagement s'inspirant des perturbations naturelles.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

0.1. Problématique générale et objectif

Mon travail de maîtrise s'intègre dans un plus grand projet, en collaboration avec Tembec, groupes des produits forestiers, dont l'objectif final est de développer et de mettre en place au Témiscamingue une stratégie de gestion du territoire basée sur les patrons historiques des perturbations naturelles. Ce processus tient compte du maintien de la composition, de la structure, et des fonctions des peuplements. Cette approche de gestion écosystémique a été suggérée afin de faciliter la conservation de la biodiversité et des processus écologiques essentiels pour lesquels les espèces endémiques se sont adaptées au cours du temps (Hunter 1999; Bergeron et al 2001).

La première étape de ce processus qui constitue le but de cette étude, est de décrire le régime naturel des feux de forêt à la marge nordique de la forêt feuillue septentrionale (Figure 1). Bien que plusieurs études aient été réalisées sur les feux dans la zone boréale adjacente, les données de ce type sont inexistantes pour cette zone de transition entre la forêt feuillue et la forêt boréale (mais voir Heinselman 1973; Lorimer 1977; Wein & Moore 1979). Par conséquent, ce projet aidera à la compréhension du rôle des incendies de forêt dans cette écotone entre deux grandes zones de végétation.

0.2. Les contrôles à l'échelle spatio-temporelle, et les objectifs secondaires

Selon les influences locales et régionales, les patrons observés dans les régimes de feux se produisent à des échelles spatio-temporelles différentes. (Brown et al 2001; Barton et al 2001; Heyerdahl et al 2001; Turner & Romme 1994). Il a été démontré que les caractéristiques

physiographiques et le type de végétation peuvent avoir un effet important et une interaction sur les feux à de petites échelles spatiales et sur de courtes échelles temporelles. Ces éléments affectent la distribution, l'occurrence, la propagation et la sévérité des feux. Les zones escarpées, l'élévation et l'orientation de la pente (i.e. l'exposition) produisent des variations dans le microclimat, ce qui déterminent des gradients écologiques. Les types de végétation et les associations varient le long de gradients d'humidité et de substances nutritives, ainsi que d'autres facteurs. Ainsi, l'ensemble de tous ces facteurs détermine le type, la distribution et la quantité de combustible, ce qui finalement détermine les patrons locaux de feu. Les variations climatiques annuelles sont également ressenties le long des pentes en raison de l'élévation, ce qui affecte l'humidité du combustible et l'ignition du feu à une échelle saisonnière.

Ces contrôles locaux peuvent être néanmoins dissimulés à l'échelle du paysage et à l'échelle régionale par les changements climatiques et par l'influence humaine qui ont pour résultat de synchroniser le feu sur une grande échelle ou le supprimer sur de grandes étendues et sur de longues périodes de temps (Flannigan et al 2000; Kitzberger et al 1997; Johnson & Wowchuck 1993; Swetnam & Betancourt 1998; Clark 1990; Bessie & Johnson 1995). Dans les études réalisées en forêt boréale, les chercheurs ont trouvé une réduction dans la fréquence de feux qui correspond au réchauffement suivant la fin du "Petit Age Glaciaire" (~ 1850 AD) (Engelmark et al 1994; Bergeron & Archambault 1993; Bergeron 1991; Weir et al 1999; Lesieur et al 2002). Cette diminution dans l'activité du feu a été attribuée à une fréquence réduite de période de sécheresse suivant le "Petit Age Glaciaire". Dans l'ouest des États-Unis, la suppression des patrons de feux historiques a été observée avec les changements dans l'usage du territoire, ce qui correspond à la colonisation Euro-américaine (Swetnam 1993;

Swetnam & Baisan 1996; Brown et al 2001). De plus, l'introduction du bétail coïncide avec la cessation des feux de surface.

Comme second objectif de l'étude nous voulions déterminer l'importance des facteurs spatio-temporels sur la fréquence de feux et de déterminer leur influence à des échelles locales, paysagères et régionales. Pour la région d'étude située dans la région du Témiscamingue, nous avons examiné les influences des patrons d'usage du territoire, le relief, la distance moyenne aux coupe-feux et les dépôts de surface, afin de déterminer si la fréquence de feux était spatialement constante à l'échelle locale. Considérant la topographie variée et plus complexe pour la région du Témiscamingue comparativement à celle observée dans la zone boréale adjacente, nous avons posé comme hypothèse que ces éléments physiographiques auraient des relations significatives avec la fréquence de feux. Puisque la concentration humaine est plus élevée dans la section nord-ouest du site d'étude, nous avons testé l'impact anthropogénique sur le cycle de feux et son effet à la mésoéchelle, et aussi posé l'hypothèse que cette influence serait plus grande près des concentrations humaines.

La comparaison de la distribution des peuplements forestiers avant et après 1890 de même qu'avant et après 1850 ont aussi été explorée et les changements temporels possibles dans la fréquence des feux et leurs impacts à l'échelle du paysage et régionale ont été identifiés. L'année 1890 a été choisie puisqu'elle correspond à la colonisation du nord-ouest du site d'étude. Nous avons posé l'hypothèse que des cycles de feux plus courts seraient observés après 1890, puisque que l'impact humain aurait pu avoir une plus grande influence à l'échelle du paysage. La fin de la période du "Petit Age Glaciaire", qui dans la forêt boréale correspond aux années 1850,

a été étudiée car le changement de climat observé à cette époque correspond à la modification de la fréquence de feux à grande échelle.

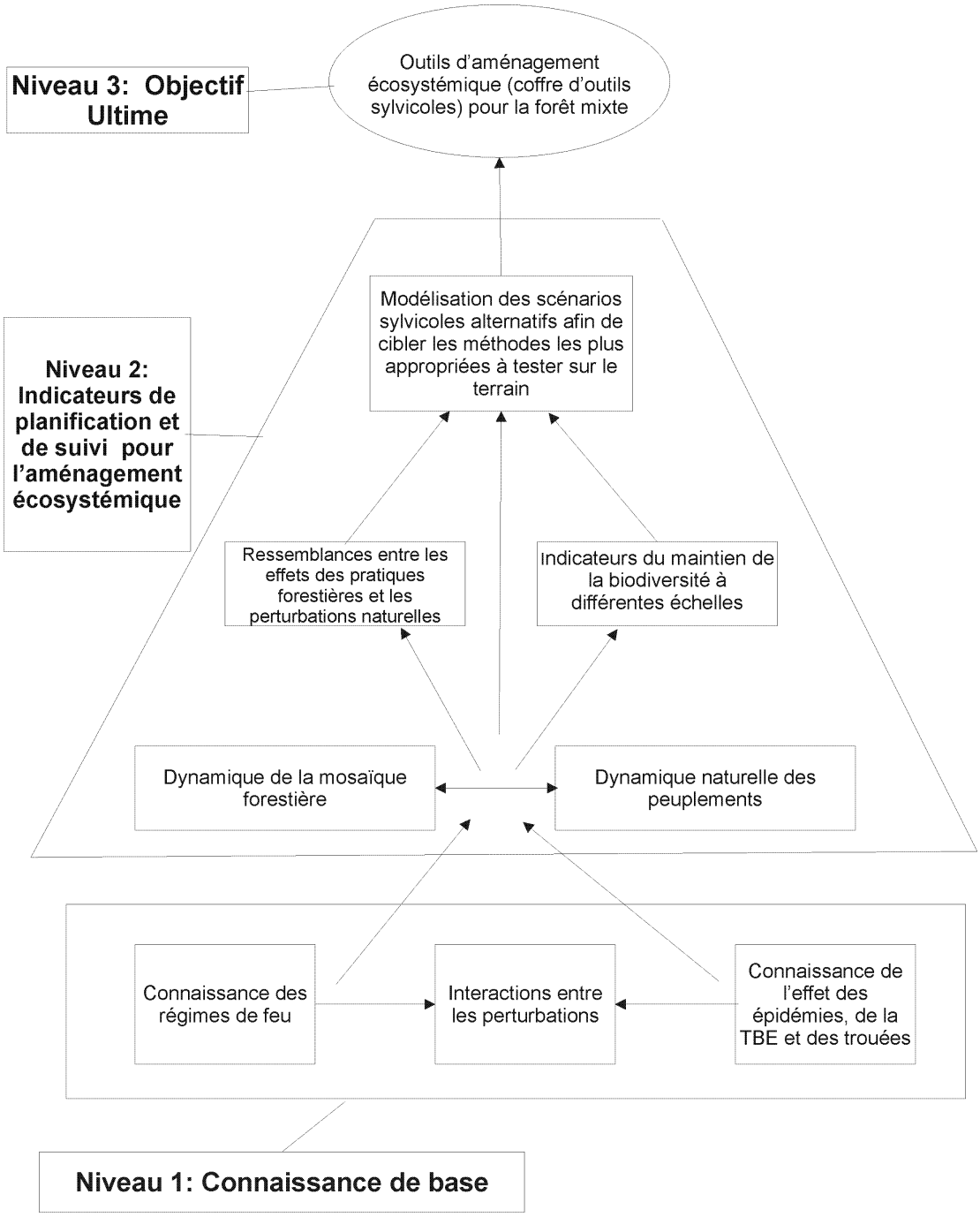

Figure 1. Modélisation d'une approche écosystémique de gestion du territoire. Le but de cette étude est de s'assurer les connaissances de Niveau 1 sur le régime des feux.

CHAPITRE 1

FIRE FREQUENCY AT THE NORTHERN LIMIT OF THE TEMPERATE FOREST OF SOUTHWESTERN QUÉBEC, CANADA

GRENIER, Daniel J., BERGERON, Yves, KNEESHAW, Daniel D. & GAUTHIER, Sylvie

L'article a été soumis à des fins de révision le 1 novembre 2002 à la Revue canadienne de recherche forestière (CJFR).

1. ABSTRACT

Fire history was reconstructed for a 2500 km^2 area at the interface between the boreal coniferous and northern hardwood forests of southwestern Québec. The fire cycle was described using a random sampling strategy which included dendrochronological techniques in conjunction with provincial and national government archival data. Results showed that topography and superficial deposits did not have a spatial effect on fire frequency at the local scale. Human land use patterns associated with colonization in the northwestern section of the study area, however, were detected to spatially influence fire frequency by altering regionally controlled fire regimes at the landscape scale. Temporal variations in fire frequency were also observed with results suggesting fire patterns in the remote past followed a regional climatic signal that was interrupted by human settlement around 1890, in concurrence with an extreme dry period in the early 1900's. A fire-free period observed in recent times (2000-1949) is potentially related to fire suppression and climate change. In this context, the exact fire cycle was difficult to set, but should be similar to the cycles identified for the most distant epochs in the southwestern part of the territory. In the context of forest management based on natural disturbance patterns, even-aged management under short rotations should be questioned as fire cycle estimations for this northern transitional zone imply the use of more complex harvest systems.

2. RÉSUMÉ

L'historique des feux a été reconstruit pour une superficie de 2500 km^2 à l'interface entre la forêt boréale et la forêt feuillue septentrionale du sud-ouest du Québec. Le cycle des feux a été décrit avec un dispositif d'échantillonnage aléatoire utilisant la dendrochronologie conjointement avec les archives des gouvernements provincial et fédéral. Les résultats ont montré que la topographie et les dépôts superficiels n'ont pas eu d'effet sur la fréquence des feux à l'échelle locale. Cependant, les patrons d'utilisation des terres associés à la colonisation dans la section nord-ouest du territoire d'étude influencent la fréquence des feux en altérant à l'échelle du paysage le régime des feux contrôlé régionalement. Des variations temporelles dans la fréquence des feux ont aussi été observées, suggérant que dans un passé lointain le feu suivait un signal climatique régional qui a été interrompu par la colonisation vers 1890 en concordance avec des périodes de sécheresses extrêmes au début des années 1900. Une période sans feu a été observée dans les dernières années (1949-2000), potentiellement reliée aux changements climatiques et à la suppression active des feux. Dans ce contexte, un cycle des feux exact a été difficile à déterminer. Nous estimons que le cycle naturel devrait s'approcher des cycles identifiés pour les époques les plus lointaines dans la partie sud-ouest du territoire. Dans un contexte d'aménagement forestier basé sur le régime des perturbations naturelles, l'aménagement équienne sur de courtes rotations est remis en question. Des systèmes de récolte plus complexes intégrant le régime des perturbations secondaires sont suggérés.

3. INTRODUCTION

Fire is a key process shaping forested ecosystems throughout Canada (Weber & Stocks 1998; Payette 1992; Heinselman 1981). These systems and their components (*i.e.* communities, individual species, and processes) are affected and have adapted to interaction with fire over time (Weber & Stocks 1998). However, fire exhibits variability in severity, size, and time between events at all spatial scales (Bergeron et al 2001; Whelan 1995; Payette 1992; Flannigan & Van Wagner 1991). Fire can vary from a light surface burn affecting only understory vegetation to an intense stand replacing crown event. The area burned may be over an entire region, or on a more local scale disturbing only single stands. Some areas may burn frequently while others do not experience any fire for thousands of years. It is the interaction and variation of the above elements that influence and characterize the fire regime on the regional, landscape, and local scales.

Regional scale climate patterns synchronize fire occurrence across large areas (Flannigan et al 2000; Kitzberger et al 1997; Swetnam & Baisan 1996; Johnson & Wowchuck 1993; Swetnam & Betncourt 1990). A classic example is found in the southwestern United States where interannual variation in moisture availability has been observed to control and time region wide fire patterns (Swetnam & Betancourt 1990). Work in the coniferous forests of the southern Canadian Rockies has shown average fire frequency in terms of inter-fire interval spacing to be extraordinarily uniform (Johnson & Wowchuck 1993) with synoptic-scale weather mechanisms functioning as controls. A difference in annual area burned between large and small fire years was related to differences in fuel moisture caused by mid-tropospheric anomalies in the Northern Hemisphere. However, shifts in regional climate may alter natural fire patterns, which may become the means for major

ecosystem alteration (Stocks 1993). A reduction in fire frequency attributed to large-scale climate change following the end of the “Little Ice Age” has been identified in many different parts of the boreal forest (~ 1850 AD; Johnson et al 1990; Johnson & Larsen 1991; Bergeron 1991; Bergeron & Archambault 1993; Engelmark et al 1994; Weir et al 1999; Lesieur et al 2002). Furthermore, a decrease in fire frequency in much of eastern Canada has been predicted by Flannigan et al (1998) under a 2 X CO_2 scenario.

Small-scale deviations from regional fire regimes have been attributed to variations in microclimate and fuel load controlled by local site factors (Barton et al 2001; Brown et al 2001; Heyerdahl et al 2001; Turner & Romme 1994). Steep grades in elevation, changes in aspect, and other physiographic features have been shown to promote spatial changes in fire regimes by influencing fuel moisture, humidity, and interaction with the wind, thereby affecting the probability of fire (Whelan 1995; Rowe & Scotter 1973). At the landscape scale, features such as lakes, streams, wetlands, and moist slopes have also been found to function as natural firebreaks affecting fire behavior and distribution (Larsen 1997; Bergeron 1991; Romme & Knight 1981; Heinselman 1973).

Humans have strongly influenced fire regimes at all scales. Colonization has created improved access to once remote areas providing an increased potential for fire ignitions (Weber & Stocks 1998). In fact, national statistics have shown that human induced fires make up the majority of the ignition sources in Canada (Anonymous 2002). Conversely, improved access to these remote locations provides a greater chance for earlier fire detection and active suppression (Weber & Stocks 1998). Suppression activities have

generally been shown to affect fire regimes by lengthening the fire cycle (Everett et al 2000; Barrett et al 1991; Tande 1979). These measures introduced to southern Québec in the 1920's were, however, considered ineffective until the early 1970's (Bergeron 1991; Lefort et al 2002).

Fire history and behavior in boreal forests have received much attention in the past two decades, which has culminated in the most recent years into natural disturbance dynamic based forest management strategies (Bergeron & Harvey 1997; Bergeron et al 1999; Bergeron et al 2002). This approach allows for the maintenance of stand composition, structure, and functions similar to those occurring naturally, which has been suggested to aid in the maintenance of biodiversity and vital ecological processes to which endemic species have adapted through time (Hunter 1999; Bergeron et al 2002). In contrast, little is known concerning the role of fire at the interface of the boreal and northern temperate forests. In order to improve our knowledge and comprehension on the function fire has in this relatively unstudied area, we worked within this transition zone. Our objectives were to reconstruct and to describe the fire history in the context of stand replacing events at the northern margin of the northern temperate forest of southwestern Québec. Spatial and temporal influences were assessed to identify their impact on the fire cycle at the local, landscape, and regional scale.

4. STUDY AREA

The study site is located within the Témiscamingue region of southwestern Québec, Canada bordering eastern Ontario along the Ottawa River (~47°30'N - 79°00'W; Figure 2). The region is found within the Northern Temperate Zone located just below and adjacent to the boreal forests of

southwestern Québec (Saucier et al 1998). The surface area of the study area measures approximately 2500 km^2. Average altitude is about 350 meters, with moderate relief composed of hills and depressions with intermediate slopes throughout. Rock escarpments exist in the western portion of the region. Surface deposits are composed mainly of glacial till and lacustrine deposits; 20% of the surface area is made up of water bodies (Robitaille & Saucier 1998). Average annual temperature is 2.5°C to 5.0°C, and average precipitation measures 800 to 900 mm per year, 25% falling as snow.

The study area lies within the western Balsam Fir-Yellow Birch Bioclimatic Domain (Saucier et al 1998), which is of a mixed forest type dominated by balsam fir (*Abies balamea*) and yellow birch (*Betula alleghaniensis*), accompanied by white spruce (*Picea glauca*), sugar maple (*Acer saccharum*), red maple (*A. rubrum*), and white birch (*B. papyrifera*). Fire-associated species such as red (*Pinus resinosa*), white (*P. strobus*), and jack pine (*P. banksiana*) are present on xeric sites (Grondin 1996).

Long-term human influence on the landscape through widespread forestry activities and extensive agricultural land use is known for the northern and western portions of the study area (Vincent 1995). The towns of Béarn, Ville Marie, Belleterre, Angiliers, Laverlochère, and Latulipe are found along the western edges of the territory (Figure 2). Road networks are laid out primarily along the northern and western margins.

5. METHODS

5.1 Fire history reconstruction

To obtain preliminary information on the past fire history of the study area, we used aerial photographs from the Canadian National Air Photo Library dating from 1930, 1940, and 1950 along with detailed archival information dating from 1945 to 1998 from the Ministère des Ressources Naturelles du Québec (MRNQ) on stand history, composition, fire years, areas burned, and site conditions. These data were entered into a Geographic Information System (Arc/View, version 3.1) to create an initial time-since-fire map (Figure 2). This map shows the fire dates for the last 111 years, and stand distribution since time of last fire not accounting for other disturbance types such as insect outbreaks and windthrow.

A grid system composed of 114 polygons (~22 km^2 per polygon) was overlaid on the study area (Figure 2) to facilitate a stratified random sampling design. Fire dates were used from the archival data set for those polygons that fell within the boundaries of the burns on the initial time-since-fire map (42% of the study site). Polygons positioned outside of the mapped burn areas were visited for dendrochronological sampling in order to date stands (Heinselman 1973; Dansereau & Bergeron 1993; Bergeron et al 2001). For areas outside the archival data set, sample sites were chosen using an existing permanent and temporary plot system established for commercial forest inventory purposes by the MRNQ (Anonymous 2000a; Anonymous 2000b). A sampling transect made up of two neighboring permanent or temporary plots (~500m transect) was randomly selected within each polygon out of the more than 500 plots (~100 permanent and ~500 temporary) in the MRNQ system on the study area. For the 21 polygons without archival data

and that did not contain a permanent or temporary plot, a location was randomly selected considering accessibility. A 500 meter transect was then established for sampling purposes with sampling points positioned at 150 and 450 meters.

5.2 Sample collection and analysis

At each visited site, increment cores or cross-sections were taken from five to ten trees (Kipfumueller & Baker 1998). A species hierarchy was considered when selecting individuals for sampling corresponding to sensitivity to post-fire recruitment. Selection rank (from first choice to last) was as follows: 1, *P. banksiana* (jack pine); 2, *B. papyrifera* (white birch)/*B. alleghaniensis* (yellow birch); 3, *Populus tremuloides* (trembling aspen); 4, *P. mariana* (black spruce); 5, *P. glauca* (white spruce). Increment core samples were extracted from the base of the trunk (as low as possible) with attempts made to core through the pith (Phipps 1986). Since heartrot was prevalent in yellow birch trees, diameter at breast height (DBH = 1.4 m) was recorded for future attempts in age estimation. Cross-sections from fire-scarred dead snags were also taken where available (Arno & Sneck 1977). Core samples were mounted, sanded, and aged by the direct counting of the annual rings on the cores using a dissecting microscope (Phipps 1986). For cores that missed the pith, pith locators were used to estimate the number of missing years from ring curvature and growth rate (Applequist 1958). Cross-sections were prepared similarly with rings counted on two axes (Arno & Sneck 1977). A diameter-age regression curve was created for yellow birch using information gathered from the MNRQ permanent plot database (Figure 3). The derived diameter-age relationship was then used to estimate the ages of field-measured yellow birch individuals (Lorimer 1980).

Finally, master ring chronologies were assembled from the live samples for the purpose of dating the cross-sections of the dead snags. Crossdating was performed using identified diagnostic rings (i.e. narrow, light, and frost rings) and by measuring annual-ring widths using a Velmex measuring system to the nearest 0.01 mm for comparison with the computer program COFECHA (Yamaguchi 1991; Holmes 1999).

An estimate of time-since-last-fire (TSLF) for sampled polygons was determined when at least three individuals along a transect had an establishment date within a range of 10 years for jack pine and 20 years for all other species (Lesieur et al 2002). When samples did not allow for determination of the TSLF event, the polygon was characterized by the age of the oldest individual sampled along the transect (Johnson & Gutsell 1994; Bergeron & Dubuc 1989, Lesieur et al 2002). Data of this sort was considered a minimum estimate of TSLF with the date regarded as censored in further analyses (Lesieur et al 2002). Land use patterns, superficial deposit by class (glacial & fluvio-glacial), relief (plain - slope from 0-3%, difference in height from 0-30 m/km; hill - slope from 3-5%, difference in height from 30-60 m/km; Robitaille & Saucier 1998), and mean distance to firebreak were determined for each transect. The latter is the mean of the distances to firebreaks (lake, river, stream, and bog) measured along each of the eight cardinal directions on 1:50 000-scale topographic maps (Lesieur et al 2002).

5.3 Fire frequency estimation

TSLF estimates were pooled and put into decadal age classes with the cumulative percentage plotted on a logarithmic scale. Initial investigative

observations (by eye) were carefully made for changes in slope, which would indicate mixed distributions, suggesting spatial or temporal changes in the fire frequency (Johnson & Gutsell 1994). We examined, by class, the influences of land use patterns, relief, mean distance to firebreaks, and surface deposits to determine if the fire cycle was spatially constant. Since concentrations in human settlement and land use patterns were observed in the northern and western sections of the study area, we tested if human influence resulting from colonization, logging, agricultural activities, or fire suppression spatially affected the fire frequency (Heyerdahl et al 2001; Lesieur et al 2002; Weir et al 1999; Lefort et al 2002). To this end, the territory was equally divided in half (North vs. South, and then West vs. East). The influence of relief on the fire cycle was tested given that this factor is also thought to have an important effect on fire regimes at the local and landscape levels (Heyerdahl et al 2001; Turner & Romme 1994; Hemstrom & Franklin 1982). Firebreaks may also affect fire spread (Larsen 1997); accordingly, we tested its potential impact on the cycle by assessing the influence of mean distance to break on the fire cycle. In addition, the influence of superficial deposits was also examined.

Potential temporal changes in the fire cycle were also investigated by examining stand age distributions before versus after 1890. This time point was chosen because it corresponds with the colonization of the northwestern portion of the study area (~1880-1900: Laverlochère, Lorrainville, Béarn, Fugèrville, ~1930: Belleterre; Vincent 1995). The times before and after 1850 were also explored as a potential distributional break point since this date in the bordering southern boreal forest of Québec is the end of the period known as the “Little Ice Age” (Bergeron & Archambault 1993).

One hundred and fourteen TSLF observations and the above mentioned spatial and temporal covariates were individually fit using the

exponential model in the PROC LIFEREG procedure of SAS (SAS Institute Inc. 1990), which provides a standard maximum-likelihood estimate (MLE) for each covariate or classes of a covariate (Allison 1995). A chi-square test evaluated whether the survival estimates of the different covariate or classes of a covariate were significantly different. In addition, survival models using the temporal and spatial covariates individually found to statistically have an influence on fire frequency were explored in conjunction to identify their relative importance. For each survival model, a Lagrange multiplier chi-square test was performed to see if each hazard function was constant over time. This is a one degree-of-freedom test for the null hypothesis that the scale term in the negative exponential model equals one. Fire cycles were estimated by locating the mean age of the survival distributions. Sixty-three percent of all fire initiated units are younger than the sample mean with a negative exponential age distribution (Van Wager 1978). The PROC LIFEREG procedure also allowed for the censoring of data while estimating the fire cycle by using standard right censoring procedures observed in maximum-likelihood methods (see Allison 1995). Thirty-seven percent of the data was categorized as censored in this study.

Post hoc likelihood-ratio tests were also performed to evaluate model goodness-of-fit. Results showed that the weibull model did not provide a better fit than that obtained with the negative exponential model in all cases except when analyzing temporal influences and temporal and spatial influences combined. It is possible that the natural fire regime was altered on the study site to the point where the negative exponential model may not provide the best fit for the data. However, considering the coarse scale resolution obtained with our sampling strategy, the testing of more complex

non-linear models is questioned. Consequently, the negative exponential model was felt to provide adequate fire cycle estimations.

6. RESULTS

6.1 Forest age distribution

Mean stand age (± SD) was 136 ± 60 years and approximately 52% of the forest was older than 100 years (Figure 4). The proportion of recruitment per decade appeared relatively constant and stable (~ 3 to 4% per decade) from the mid 1700's until 1900, at which point recruitment tripled for the next three decades (early 1900's). From the 1950's to the present, no large-scale fire events were observed (< 5000 hectares burned for the entire study site from 1950 to 2000). Forest stands were generally younger in the north and west, areas more subject to human effects, than in the south and east (Figure 5). Mean ages (± SD) were 115 ± 47 years for the north, 156 ± 65 years for the south, 113 ± 57 years for the west, and 153 ± 62 years for the east.

6.2 Cumulative TSF distribution & survival analyses

Globally, the cumulative time-since-fire distribution was found to fit a negative exponential model with an estimated fire cycle of 136 years (Tables 1 & 2). The period from 2000 to 1949 was left out of the analysis since no large-scale fire events were observed during this time. The fire frequency was not statistically influenced by relief, soil deposits, or distance to fire breaks (Table 1, Figure 6). Survival analysis, however, did detect significant differences in fire cycles attributed to human land use patterns (dividing territory into north vs. south, west vs. east; Table 1, Figure 6), with shorter fire

cycle estimates observed in the northern and western sections of the study site than in the southern and eastern portions (Table 2).

Significant temporal influences were also detected for before versus after 1890 (Table 1). Again, we observed no large fires from 2000 to 1949; however, the fire cycle was much shorter in the period directly after colonization (1948-1890) when compared to the period before this event (Table 2). Statistically different fire cycles were also seen before and after 1850 (Table 1). The fire cycle for the period before the end of the Little Ice Age (~ 1850) was found to be longer than the period directly after, while no large fires occurred from 1949 to the present (Table 2).

When including both time period and human land use in the survival analysis model, both factors proved to be statistically significant, although p-values suggested time period to have greater importance (Table 1). The estimated cycles, when including both land use pattern and time period in the model did not vary largely from those observed while testing each factor individually (Table 2).

7. DISCUSSION

7.1 Factors controlling fire frequency

Though globally our data fit the negative exponential model, age structure results and survival analyses suggest that spatiotemporal factors, nonetheless, play an important part in the fire regime. Topographically complex landscapes, fire breaks, and other site-specific environments hinder fire spread and promote local and landscape level deviations from regional

fire patterns (Barton et al 2001; Brown et al 2001; Heyerdahl et al 2001; Larsen 1997; Brown & Sieg 1996; Bergeron 1991). However, no differences in fire cycles at the local scale owing to relief, distance to water bodies, and surface deposits were detected in this study site. Even though topographic elements in Témiscamingue are generally considered to be variable and irregular when compared to the more homogeneous landscape found in the adjoining boreal zone (Saucier et al 1998; Robitaille & Saucier 1998), these features do not appear to have functioned as obstacles to fire spread as reported for other studies. Certain superficial soil deposits, such as fluvial-glacio types, may also influence in fire intensity. However, it seems that changes in soil types across the study area were also not sufficiently diverse to create significant spatial differences in fire frequency. We also acknowledge, however, that the lack of observed local effects may be attributed to the sampling design. The size of the hexagonal grid sampling system (114 units, ~ 22 km^2 per hexagon) only allowed for the reconstruction of large stand replacing events, excluding small and/or less lethal fires, which may be more connected to abiotic factors.

Humans have exerted profound effects on fire regimes, and our results suggest that the Témiscamingue region of Québec is not an exception. Colonization and its associated logging and agriculture activities in conjunction with the known extreme dry period in the early 1900's in Québec (see Lesieur 2000, Lefort et al 2002) appear to have contributed to spatially mixed fire frequencies with shorter fire cycles in the more developed areas of the north and west. The observed temporal shift in fire frequency to a shorter cycle directly after 1890, moreover, provides further support as to the impact of Euro-American settlement on the fire regime. Other studies have identified

an increase in the area burned during the post-settlement period owing to the many fires ignited by human activities (Hemstrom & Franklin 1982; Cwynar 1977). Webber & Stocks (1998) also suggest that an increase in fire ignitions is provided by greater access to the landscape through the settlement process.

Numerous studies have shown regional climatic signals to synchronize the timing of fire occurrence across large areas (Flannigan et al 2000; Swetnam & Betancourt 1998; Johnson & Wowchuck 1993; Wotton & Flannigan 1993; Swetnam & Betancourt 1990). Throughout the boreal forest, researchers have independently shown a decrease in fire frequency associated with a general trend of warming and increased precipitation since the end of the Little Ice Age (Bergeron et al 2001; Lesieur et al 2002; Weir et al 1999; Larsen 1997; Engelmark et al 1994; Bergeron 1991). We have, however, identified shorter fire cycles after 1850 in Témiscamingue. This known regional signal may have been masked at the meso-scale of this study by increased fire activity associated with the colonization process and the relatively short extreme dry period in the early 1900's in Québec. The fire-free period identified from 2000 to 1950 could be partially attributed to the warming trend and reduction in droughts observed after the Little Ice Age in Québec, though active suppression measures may also have played a role. Water bomber planes were introduced around 1970 in Québec and are considered to have had significant success in fire suppression in the southern part of the province (Bergeron 1991; Lefort et al 2002). Nonetheless, considering the observed relationship of climate with fire, it is possible that the post Little Ice Age period actually produced an increase rather than a decrease in fire frequency in the Témiscamingue region. Results from a fire and climate study by Clark (1988) in the Great Lakes area of the United

States suggest at least a 25% increase in fire frequency for the 20th century considering the warm, dry, climate observed at the end of the Little Ice Age and the absence of fire suppression. Modeling results from Flannigan & Van Wagner (1991) under a 2 X CO_2 scenario in Canada have suggested an increase in fire frequency with a potential increase in Seasonal Severity Rating greater than 40% nationally. Results from this study also showed a similar increase in area burned throughout Canada.

7.2 Natural fire cycle for the northern temperate forest

Given the above mentioned spatiotemporal influences, the precise estimate of a natural fire cycle is difficult to set; however, the notably longer fire cycles detected in the south and east seem to result from fewer anthropogenic influences, and thus most likely better represent the natural cycles for this transition zone. The complex nature of this transitional area sometimes affected by fire and sometime by other disturbances types consequently becomes apparent given a range in fire cycle estimations roughly between 190 and 315 years. Because of the presence of large tracts of old growth forest, patch (i.e. insect perturbation and windthrow) and gap dynamics (i.e. small scale single tree and small group mortality) are also important. It is possible that the presence of multiple disturbance types at the northern margin of the northern temperate forest might explain the particularly high diversity of tree species observed at different scales in the landscape when compared with the lower diversity levels observed in the adjacent boreal zone.

7.3 Implications for sustainable forest management

Fire is an important phenomenon setting the mosaic structure even in this southern transition zone between northern hardwoods and boreal coniferous forests. However, if management objectives are to be based on natural disturbance patterns in this area, our results call into question the use of large scale even-aged management systems on short rotations and suggest more diversified silvicultural practices. By the superimposition of the effects of secondary disturbance (i.e. effects of insect outbreaks and other gap-type dynamics) onto the mosaic created by large fires, natural stand dynamics may be emulated to a greater extent, advancing aims towards the maintenance of biodiversity and natural ecological processes.

8. ACKNOWLEDGEMENTS

We greatly appreciate funding for this project provided by the TEMBEC Corporation, as well as the NSERC research grant awarded to Dr. Yves Bergeron. Scholarship endowment was graciously provided by the Université du Québec en Abitibi Témiscamingue and the Chaire industrielle en aménagement forestier durable, UQAT-UQAM. Additionally, we are thankful for the competent field assistance of Judy Doré, Jamie Owens, Mark Purdon, and Fateh Sadhi. We also show appreciation to Hervé Bescond, Martin Simard, Annie Belleau, Daniel Lesieur, and Dominic Cyr for their invaluable technical support throughout this work.

9. REFERENCES

Allison P.D. 1995. Survival analysis using the SAS system: a practical guide. SAS Institute Inc. Cary, NC. pp. 292.

Anonymous. 2000a. Normes d'inventaire forestier: les placettes-échantillons permanents. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers, Forêt Québec. pp. 201.

Anonymous. 2000b. Normes d'inventaire forestier: les placettes-échantillons temporaires – peuplements de 7m et plus de hauteur. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers, Forêt Québec. pp. 201.

Anonymous. 2002. Compendium of Canadian forestry statistics: Section 3, forest fires. Canadian Council of Forest Ministers. © 2002. Available from http://nfdp.ccfm.org/frames2_e.htm [updated 19 June 2002; cited 20 September 2002].

Applequist, M.B. 1958. A simple pith locator for use with off-center increment cores. Journal of Forestry 56: 141.

Arno, S. F. & Sneck, K. M. 1977. A method for determining fire history in coniferous forest of the mountain west. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-42.

Barrett, S. W., Arno, S.F & Key, C.H. 1991. Fire regimes of western larch-lodgepole pine forest in Glacier National Park, Montana. Can. J. For. Res. 21: 1711-1720.

Barton, A.M., Swetnam, T.W. & Baisan, C.H. 2001. Fire and Arizona pine dynamics: local and regional factors in a fire-prone madrean gallery forest. Landscape Ecology 16: 351-369.

Bergeron, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscape on boreal forest fire regimes. Ecology 72: 198-1992.

Bergeron, Y. & Archambault, S. 1993. Decreasing frequency of forest fires in the southern boreal zone of Québec and its relation to global warming since the end of the 'Little Ice Age'. Holocene 3: 255-259.

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

Bergeron, Y. & Harvey, B. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. For. Ecol. Manage. 92: 235-242.

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

Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P., & Lesieur, D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: Consequences for sustainable forestry. Can. J. For. Res. 31: 1-8.

Bergeron, Y., Richard, P.J.H., Carcailler, C., Gauthier, S., Flannigan, M., & Prairie, Y. 1999. Variability in fire frequency and forest composition in Canada's Southeastern boreal forest: A challenge for sustainable forest management. Conserv. Ecol. [serial online], 12. Article 6. on line http://www.consecol.org/vol2/iss2/art6.

Brown, P.M., Kaye, M.W., Huckaby, L.S., & Baisan, C.H. 2001. Fire history along environmental gradients in the Sacramento Mountains, New Mexico: influences of local patterns and regional processes. Ecoscience. 8: 115-126.

Brown, P.M. & Seig, C.H. 1996. Fire history in interior ponderosa pine forests of the Black Hills, South Dakota, U.S.A. International Journal of Wildland Fire 6: 97-105.

Clark, J. 1988. Effect of climate change on fire regimes in northwestern Minnesota. Nature 334: 233-235.

Cwynar, L.C. 1977. The recent fire history of Barron Township, Algonquin Park. Can. J. Bot. 55: 1524-1538.

Dansereau, P. R. & Bergeron, Y. 1993. Fire history in the southern boreal forest of northwestern Quebec. Can. J. For. Res. 23: 25-32.

Engelmark, O., Kullman, L., & Bergeron, Y. 1994. Fire and age structure of Scots pine and Norway spruce in northern Sweden during the past 700 years. New Phytol. 126: 163-168.

Everett, R.L., Schellhaas, R., Keenum, D., Spurbeck, D. & Ohlson, P. 2000. Fire history in the ponderosa pine/Douglas-fir forests on the east slopes of the Washington Cascades. Forest Ecology and Management 129: 207-225.

Flannigan, M.D., Bergeron, Y., Engelmark, O. & Wotton, B.M. 1998. Future wildfire in circumboreal forests in relation to global warming. Journal of Vegetation Science 9: 469-476.

Flannigan, M.D., Stocks, B.J. & Wotton, B.M. 2000. Climate change and forest fires. The Science of the Total Environment 262: 221-229.

Flannigan, M. D. & Van Wagner, C. E.. 1991. Climate change and wildfire in Canada. Can. J. For. Res. 21: 66-72.

Grondin, P. 1996. Ecologie Forestière. In Manuel de Foresterie. Les Presses de l'Université Laval, Québec. pp. 135-285.

Heinselman, M.L. 1973. Fire in the virgin forest of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. Quaternary Research 3: 329-382.

Heinselman, M.L. 1981. Fire and succession in the conifer forests of North America. In Forest Succession: Concepts and Applications. Edited by D.C. West, H.H. Shugart, and D.B. Botkin. Springer-Verlag, New York. pp 374-406.

Hemstrom, M.A. & Franklin, J.F. 1982. Fire and other disturbances of the forests in Mount Rainier National Park. Quat. Res.18: 32-51.

Heyerdahl, E.K., L.B. Brubaker, & J.K. Agee. 2001. Spatial controls of historical fire regimes: a multiscale example from the interior west, USA., Ecology 82: 660-678.

Holmes, R.L. 1999. Dendrochronology program library and the dendroecology program library. Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona, Tucson, Arizona.

Hunter, M.L. Jr. (Ed.). 1999. Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 698.

Johnson, E.A., Fryer, G.I. & Heathcott, M.J. 1990. The influence of man and climate on frequency of fire in the interior wet belt forest, British Columbia. Journal of Ecology 78: 403-412.

Johnson, E.A. & Gutsell, S.L. 1994. Fire frequency, models, methods and interpretation. Adv. Ecol. Res. 25: 239-287.

Johnson, E.A. & Larsen, C.P.S. 1991. Climatically induced change in fire frequency in the southern Canadian Rockies. Ecology 72: 194-201.

Johnson, E.A. & Wowchuck, D.R. 1993. Wildfire in the southern Canadian Rocky Mountains and their relationship to mid-tropospheric anomalies. Can. J. For. Res. 23: 1213-1222.

Kipfmueller, K.F., & Baker, W.L. 1998. A comparison of three techniques to date stand-replacing fires in lodgepole pine forests. Forest Ecology and Management 104: 171-177.

Kitzberger, T., Veblen, T.T., & Villalba, R. 1997. Climate influences on fire regime along a rain forest-to-xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. J. Biogeography 24: 34-47.

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

Lefort, P., Gauthier, S., & Bergeron, Y. 2003. The influence of fire weather and land use on the fire regime of the Lake Abitibi area, eastern Canada. Forest Science. (In-press).

Lesieur, D. 2000. Reconstruction historique des feux et de la dynamique forestière dans le secteur du Réservoir Gouin, Québec. Mémoire de Maîtrise, Département de Biologie, Université du Québec à Montréal, Montréal.

Lesieur, D., Gauthier, S., & Bergeron, Y. 2002. Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. Can. J. For. Res. 32: 1996-2009.

Lorimer, C. G. 1980. Age structure and disturbance history of a southern Appalachian virgin forest. Ecology 61: 1169-1184.

Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. *In* Shugart, H.H., R. Leemans, & G.B. Bonan (eds), A Systems Analysis of the Global Boreal Forest, Cambridge University Press, New York. pp. 145-169.

Phipps, R.L., 1986. Collecting, preparing, crossdating and measuring tree increment cores. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Rep. 85-4148. Lakewood, CO. pp. 5-35.

Robitaille, A. & Saucier, J.P. 1998. Paysages Régionaux du Québec Méridional. Les Publications du Québec, Sainte-Foy, Québec, pp. 213.

Romme, W.H. & Knight, D.H. 1981. Fire frequency and subalpine forest succession along a topographic gradient in Wyoming. Ecology 62: 319-326.

Rowe, J. S. & Scotter, G. W. 1973. Fire in the boreal forest. Quaternary Research 3:444-464.

SAS Institute Inc 1990. SAS/STAT user's guide, version 6. 4th ed. SAS Institute Inc, Cary, N.C.

Saucier, J.P., Bergeron, J.F., Grondin, P., & Robitaille, A. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3e version): un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au

point par le ministère des Ressources naturelle du Québec. Supplément de l'Aubelle, pp. 12.

Stocks, B. J. 1993. Global warming and forest fires in Canada. Forestry Chronicle 69: 290-293.

Swetnam, T.W. & Baisan, C.H. 1996. Historical fire regime patterns in the Southwestern United States since AD 1700. In Second La Mesa Fire Symposium, pp. 11-32. Edited by C.D. Allen. Proceedings of the Symposium, Los Alamos, NM, March 29-31, 1994. USDA Forest Service General Report RM-GTR-286.

Swetnam, T.W. & Betancourt, J.L. 1990. Fire-southern oscillation relations in the southwestern United States. Science 249: 1017-1020.

Swetnam, T.W. & Betancourt, J.L. 1998. Mesoscale disturbance and ecological response to decadal climatic variability in the American Southwest. Journal of Climate 11: 3128-3147.

Tande, G.F. 1979. Fire history and vegetation pattern of coniferous forests in Jasper National Park, Alberta. Can. J. Bot. 57: 1912-1931.

Turner, M.G. & Romme, W.H. 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. Landscape Ecol. 9: 59-77.

Van Wagner, C.E. 1978. Age class distribution and the forest fire cycle. Can. J. For. Res. 8: 220-227.

Vincent, O. 1995. Histoire de l'Abitibi-Témiscamingue. Institut Québécois de recherche sur la culture. Québec (QC). pp. 759.

Weber, M.G. & Stocks, B.J. 1998. Forest fires and sustainability in the boreal forest of Canada. Ambio 27: 545-550.

Weir, J.M.H., Johnson, E.A., & Myanishi, K. 1999. Fire frequency and spatial age mosaic of the mixedwood boreal forest of Saskatchewan. In Proceedings of the sustainable management network conference. Science and practice: Sustaining the boreal forest. Edited by T.S. Veeman, D.W. Smith, B.G. Purdy, F.J. Salkie, and G.A. Larkin.

Sustainable Forest Management Network, Edmonton, Alta. pp. 81-86.

Whelan, R.J. 1995. The Ecology of Fire. Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain. pp. 346.

Wotton, B. M. & M. D. Flannigan. 1993. Length of fire season in changing climate. Forestry Chronicle 69: 187-192.

Yamaguchi, D.K. 1991. A simple method for cross-dating increment cores from living trees. Can. J. For. Res. 21: 414-416.

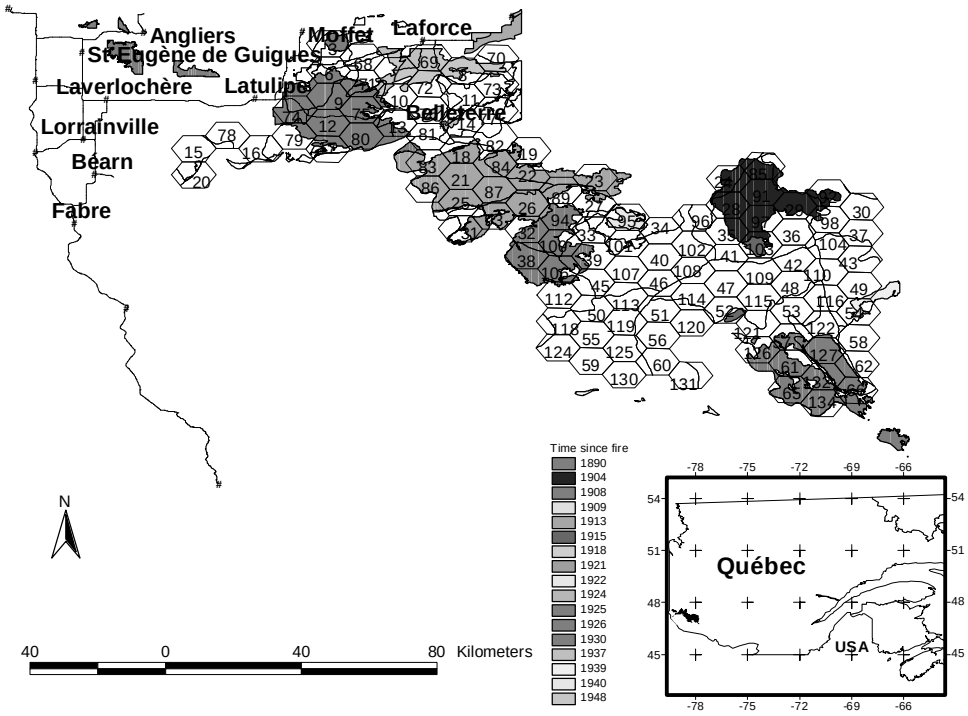

Figure 2. The location of the study site found in the Témiscamingue region of southwestern Québec, Canada. An initial time-since-fire map was created for the most recent fires of the last 111 years. A hexagonal grid system was overlaid to aid in the sampling design.

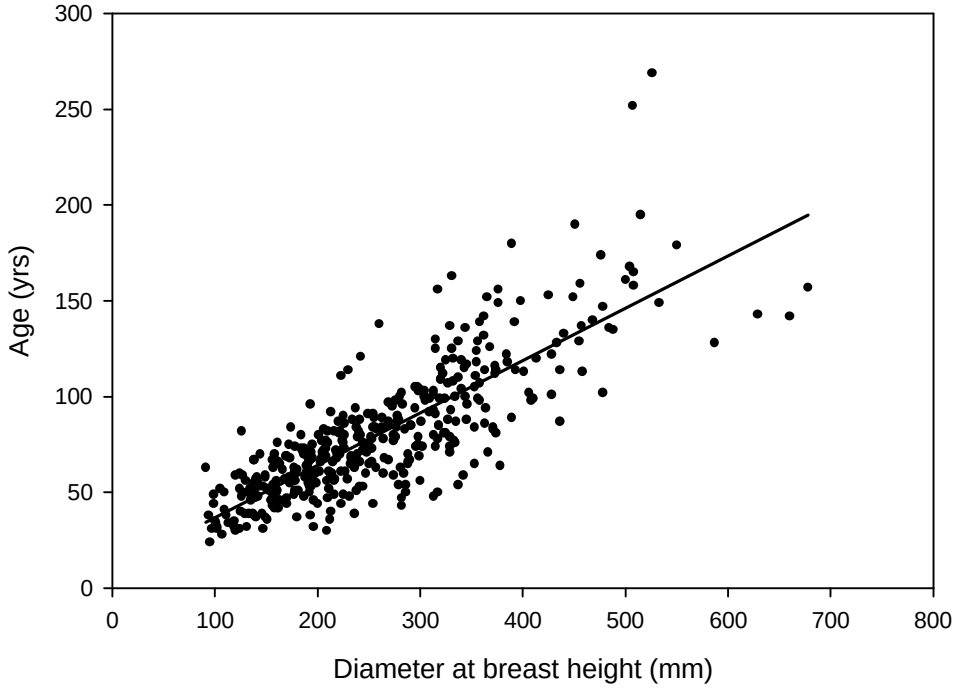

Figure 3. Diameter-age relationship ($y = 0.2733\ x + 9.265$, $r^2 = 0.671$, $n = 409$) for yellow birch used in age estimation of field measured individuals.

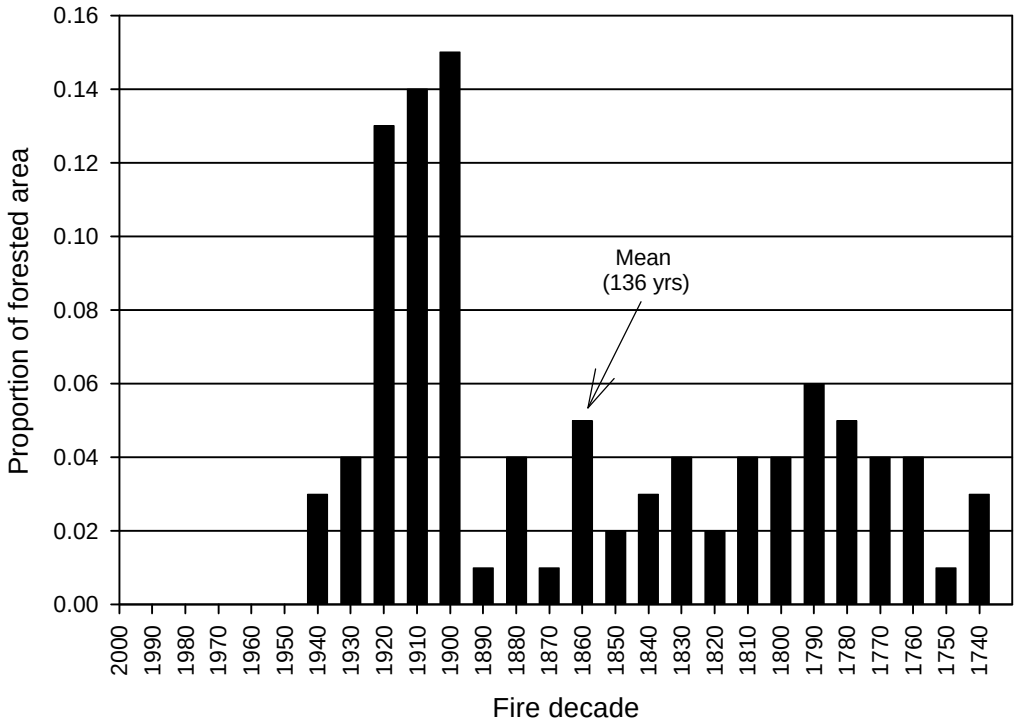

Figure 4. Forest age distribution identified for the study area.

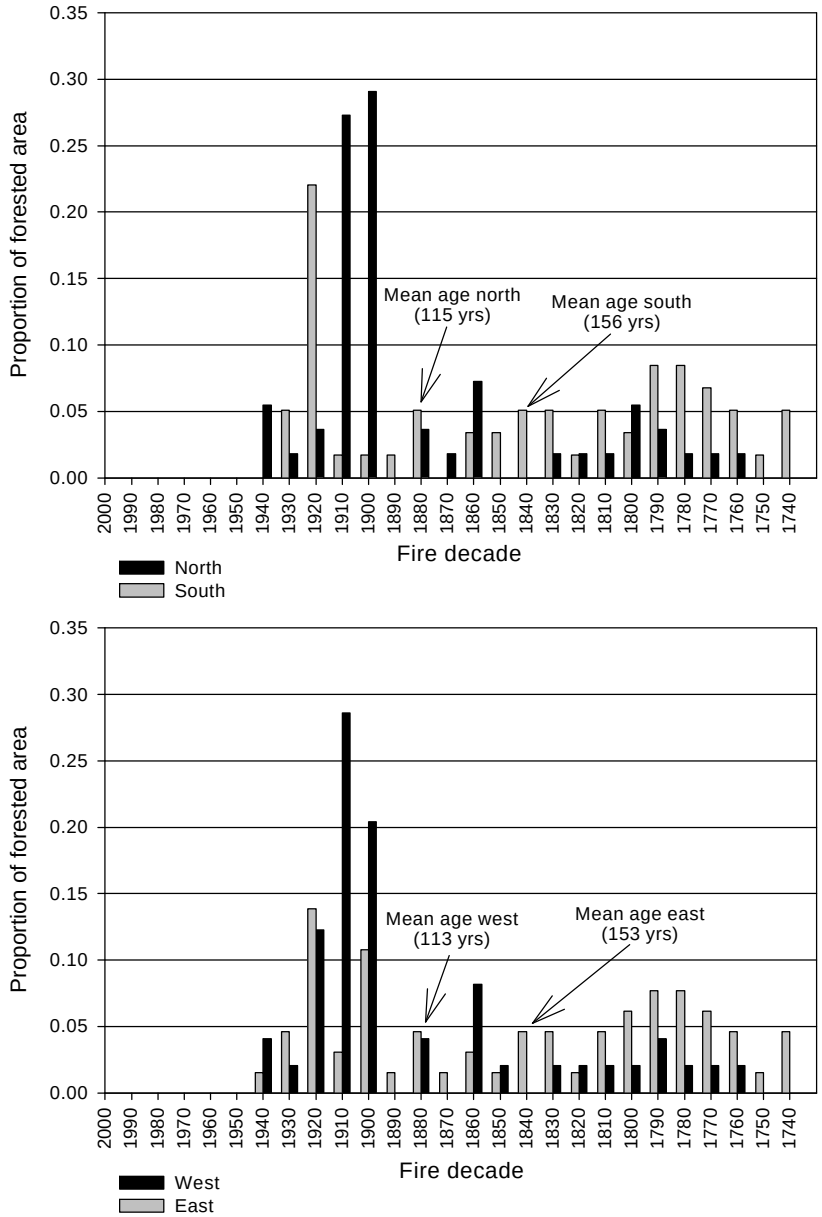

Figure 5. Forest age distribution found for the study site considering land use patterns (North vs. South & West vs. East).

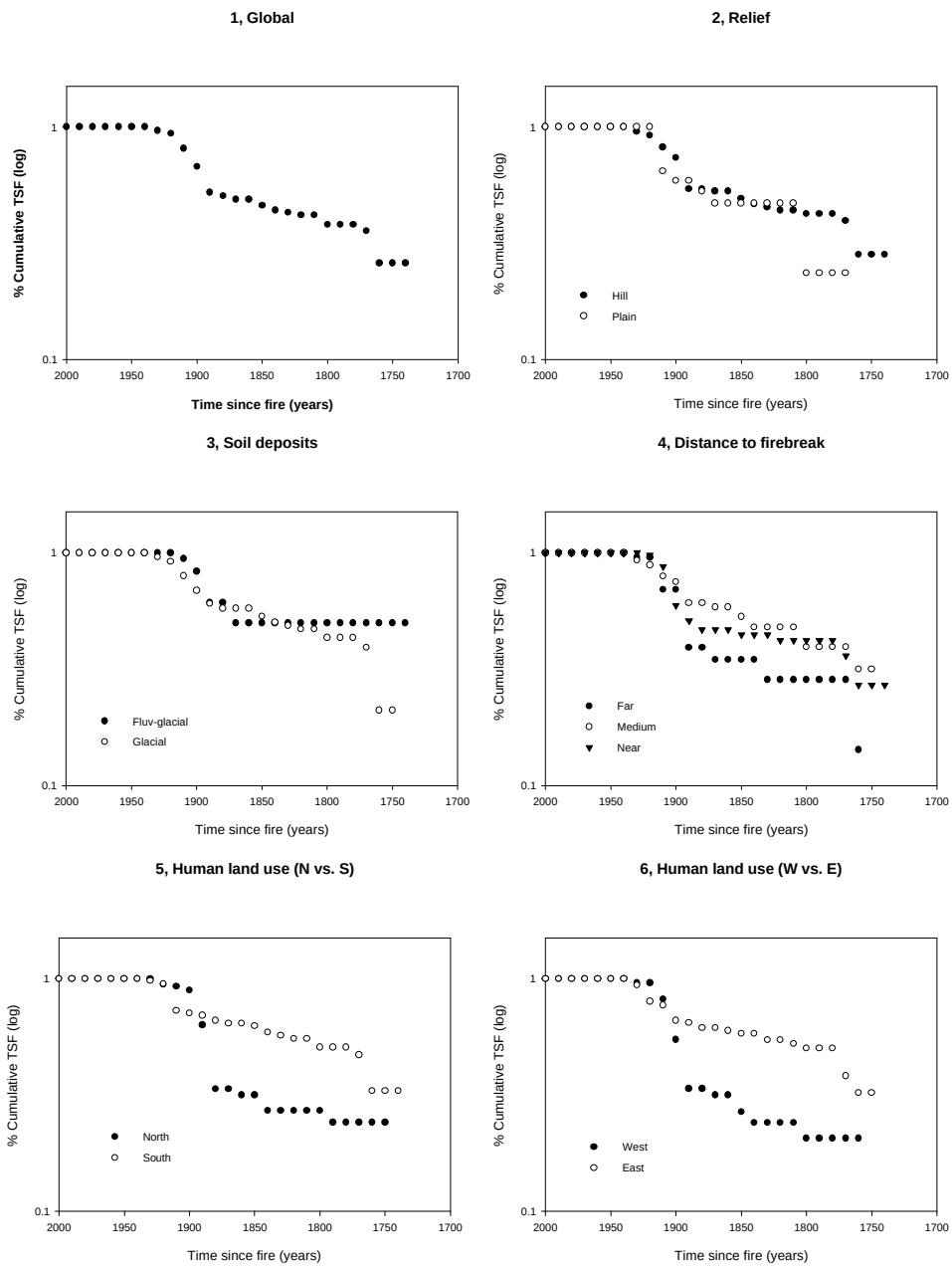

Figure 6. Cumulative time since fire distributions using logarithmic scale comparing: (1) global distribution, (2) relief, (3) superficial deposits, (4) mean distance to firebreak, (5) land use patterns (north vs. south), and (6) land use patterns (west vs. east).

Table 1. Survival analyses and Lagrange probability results validating spatial and temporal influences while testing if the hazard of burning was constant with time.

Cumulative time since fire distribution	**Survival analysis (*p*>Chi.)**	**Lagrange Coefficient (*p*>Chi.)**
Total (1948-1740)	-	0.9677
Relief (plain, hill)	0.4917	0.9397
Soil deposits (glacial, fluv-glacial)	0.4599	0.9506
Mean distance to firebreak (near, medium, far)	0.3002	0.8739
Human land use (north vs. south)	0.0019	0.4772
Human land use (west vs. east)	0.0008	0.4746
Time period (1948-1890, before 1890)	0.0003	<.0001
Time period (1948-1850, before 1850)	0.0188	0.0102
Land use vs. Time period		
• N vs. S	0.0188	<.0001
• Time period (1890 break)	0.0020	<.0001
Land use vs. Time period		
• W vs. E	0.0081	<.0001
• Time period (1890 break)	0.0018	<.0001

Table 2. Fire cycle estimates for different localizations and different time periods for Témiscamingue, Québec.

Spatial and/or temporal influence	Time period investigated	Estimated fire cycle (Average with 95% CI in brackets)
Total	2000-1949	No fire
	1948-1740	136 yrs (108-172)
North	Global	91 yrs (66-124 yrs)
South	Global	191 yrs (135-270 yrs)
West	Global	85 yrs (61-118 yrs)
East	Global	188 yrs (135-262 yrs)
Time period	2000-1949	No fire
	1948-1890	96 yrs (73-126 yrs)
	before 1890	262 yrs (163-422 yrs)
Time period	2000-1949	No fire
	1948-1850	117 yrs (91-150 yrs)
	before 1850	270 yrs (141-519 yrs)
Land use (N vs. S) vs. Time (1890)	N, 2000-1949	No fire
	N, 1948-1890	73 yrs (53-102 yrs)
	N, before 1890	176 yrs (101-309 yrs)
	S, 2000-1949	No fire
	S, 1948-1890	130 yrs (88-193 yrs)
	S, before 1890	313 yrs (189-521 yrs)
Land use (W vs. E) vs. Time (1890)	W, 2000-1949	No fire
	W, 1948-1890	68 yrs (48-96 yrs)
	W, before 1890	165 yrs (94-291 yrs)
	E, 2000-1948	No fire
	E, 1948-1890	130 yrs (89-189 yrs)
	E, before 1890	314 yrs (190-519 yrs)

CONCLUSION GENERALE

La compréhension de la structure des communautés et des écosystèmes par rapport aux influences régionales et locales est un objectif clé en écologie (Huston 1999; Ricklefs 1987). La grande variabilité dans la fréquence de feux documentée dans cette étude a été reliée aux échelles spatiales et temporelles. Cependant, la physiographie et les facteurs spécifiques aux sites, à l'échelle locale, n'ont pas été associés ou reliés à la variabilité dans la fréquence de feux comme il avait été avancé. Ces caractéristiques ne semblent donc pas être des obstacles à la propagation du feu, comme il avait été rapporté par d'autres études. Il faut cependant encore mentionner que ce manque de variation spatiale observé dans la fréquence de feux à l'échelle locale pourrait être le résultat d'un biais dans notre système d'échantillonnage, par l'exclusion dans la reconstruction des petits feux moins sévères, qui pourraient être associés davantage aux facteurs abiotiques.

Pourtant, des fréquences de feux mélangées spatialement ont été identifiées et ont été associées à la colonisation et autres activités humaines dans la section nord-ouest du paysage, supportant ainsi notre hypothèse initiale. Des observations similaires ont été rapportées dans d'autres études, où une augmentation dans la superficie brûlée après colonisation a été attribuée à une augmentation des feux d'origine humaine (Hemstrom & Franklin 1982; Cwynar 1977). Les effets de l'influence humaine sur le cycle de feu ont été démontrés en plus par une réduction de la fréquence de feux après 1890, date qui correspond à la colonisation Euro-canadienne sur le site d'étude (Vincent 1995).

À l’échelle régionale, les patrons de feux ont été reliés aux changements à long terme dans le climat synoptique (Flannigan et al 2000; Kitzberger et al 1997; Swetnam & Baisan 1996; Johnson & Wowchuck 1993; Swetnam & Betancourt 1990) en examinant le cycle de feu avant et après la fin du Petit Age Glaciaire, bien que cette influence était moins apparente pour la région du Témiscamingue. Il est possible que l'allongement du cycle de feu observé après 1850 dans beaucoup d’autres études (Johnson et al 1990; Johnson & Larsen 1991; Bergeron 1991; Bergeron & Archambault 1993; Engelmark et al 1994; Weir et al 1999; Lesieur et al 2002) pourrait avoir été masqué par une augmentation de l'activité des feux due à l’homme au Témiscamingue. Une augmentation plutôt qu'une diminution dans la fréquence des feux après le Petit Age Glaciaire due à un changement climatique dans la région du Témiscamingue est, néanmoins, probable. Des résultats similaires ont été observés dans la région des Grands Lacs au Minnesota (Clark 1988), et de plus les résultats de modélisation pour le Canada avec l'utilisation d’un scénario 2 x CO_2 prédisent une augmentation dans la fréquence des feux (Flannigan & Van Wagner 1991).

L'estimation précise d'un cycle de feu naturel est difficile à déterminer étant donné les influences spatio-temporelles identifiées et la présence de ces influences à de multiples échelles. Cependant, les cycles plus longs estimés pour la portion sud-est du paysage représentent probablement mieux la fréquence naturelle des feux pour cette zone de transition entre la forêt feuillue septentrionale et la forêt boréale où l'influence humaine est réduite. La nature complexe de cette zone transitoire, parfois affectée par le feu et parfois par d’autres types de perturbations devient, par conséquent, apparente étant donné un cycle de feu estimé entre 190 et 315 ans. La dynamique de grandes trouées (i.e. épidémies d'insectes et chablis) et de

petites trouées (i.e. mortalité par pied d'arbre et par petits groupes) est aussi importante dans de grandes étendues de forêts anciennes.

Le feu est un phénomène important réglant la structure de mosaïque même dans cette zone de transition méridionale entre la forêt feuillue septentrionale et la forêt boréale. Cependant, si les objectifs d'aménagement doivent être basés sur les patrons de perturbations naturelles dans cette région, nos résultats remettent en question l'usage à grande échelle de régimes d'aménagement équienne à rotations courtes et suggère des pratiques sylvicoles plus diversifiées. Par la superposition de l'effet des perturbations secondaires (i.e. les épidémies d'insectes et autres dynamiques de trouées) sur la mosaïque créée par les grands feux, la dynamique naturelle des peuplements pourrait être mieux imitée sur une plus grande étendue, permettant ainsi de progresser vers l'objectif de maintien de la biodiversité et des processus écologiques naturels.

STRATÉGIES D'AMÉNAGEMENT FORESTIER

Bergeron et al (1999) ont proposé des stratégies d'aménagement forestier permettant une approche d'aménagement s'inspirant des perturbations naturelles. L'utilisation de cette approche implique de considérer la diversité de la composition et de la structure des peuplements dans les forêts naturelles. Ce procédé se distingue du système actuel équienne par l'usage de pratiques sylvicoles maintenant les caractéristiques structurales des peuplements surannés. La planification de procédures de récolte diversifiées est aussi nécessaire pour recréer une structure de peuplement qui s'apparente à la structure observé dans l'évolution naturelle des peuplements (i.e. aménagement par cohorte). Dans un système de trois cohortes, la première cohorte, issue du feu, est remplacée par la coupe totale suivie d'un reboisement. La deuxième cohorte, simulant le développement naturel de peuplements surannés, est remplacée par les coupes partielles. Finalement, la troisième cohorte, imitant la dynamique de trouée dans la forêt ancienne, est substituée par la coupe sélective. Les proportions des peuplements traités par ces méthodes sylvicoles varient par rapport au cycle de perturbations naturelles et par rapport l'âge d'exploitation maximal.

Pour le site d'étude au Témiscamingue, le cycle de feu naturel estimé varie entre 190 à 315 ans. Considérant un cycle de perturbation de 200 ans et un âge de récolte maximal de 100 ans, les proportions appropriées pour les différentes cohortes soumises aux différents scénarios sylvicoles sont de 39 % pour la cohorte I, 24 % pour la cohorte II, et 37 % pour la cohorte III (Bergeron et al 1999; Figure 7). Ainsi, selon cette approche d'aménagement écosystémique, la coupe totale (CPRS) couvrirait approximativement un tiers du site d'étude au Témiscamingue, pendant que l'autre deux tiers du territoire devrait être aménagé par diverses méthodes de coupes partielles et de

coupes sélectives. Il est important de noter que ces données sont limitées à des estimations liées aux événements de feu uniquement. La justification future pour une plus grande proportion de terre gérée comme une cohorte I pourrait être validée par rapport à la taille, l'étendue, et la sévérité des perturbations secondaires. Avec la grande proportion de forêts surannées trouvées sur le site et le cycle de feu estimé ci-dessus, les perturbations secondaires comme la tordeuse des bourgeons d'épinette augmente en importance dans le paysage. Il devrait aussi être mentionné qu'une plus grande précision dans ces recommandations nécessiterait une reconstruction de la dynamique naturelle au Témiscamingue. Il serait alors possible de bien identifier la composition et la structure des peuplements associées à chacune des 3 cohortes. Des modèles alternatifs composés de plusieurs espèces avec des révolutions variables pourraient aussi être envisagés. On pourrait ainsi recréer à l'échelle des peuplements une plus grande variabilité plus conforme à celle observée en nature.

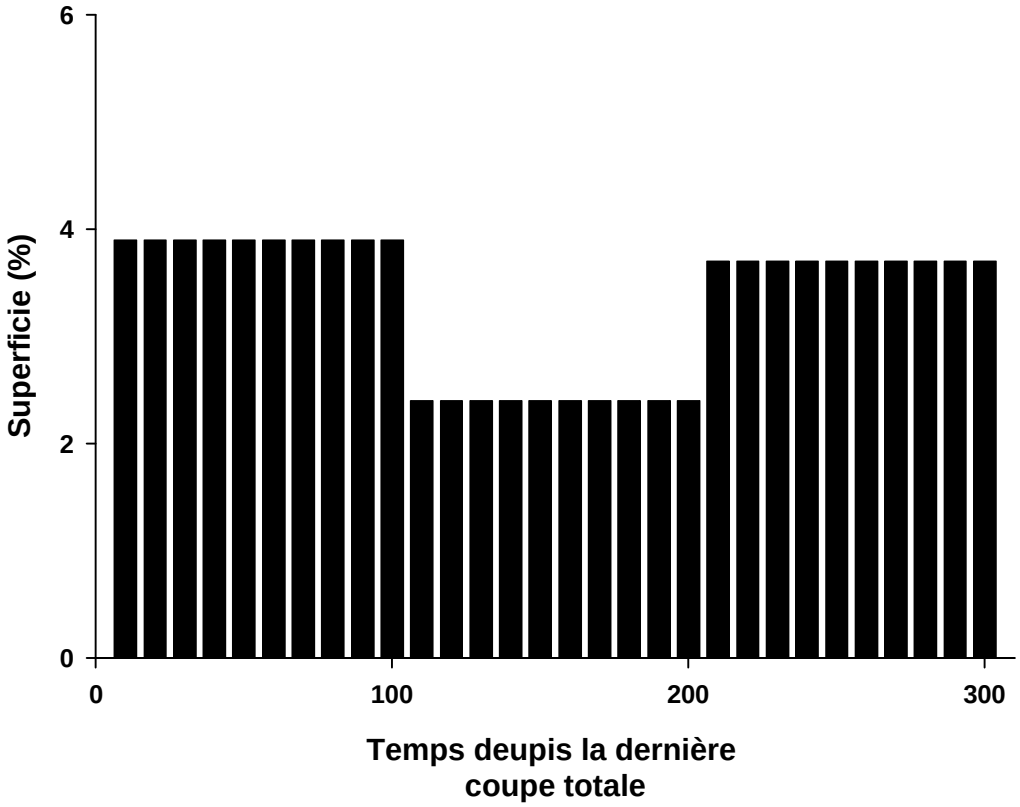

Figure 7. Distribution des classes d'âges (10 ans) des peuplements pour un cycle de perturbation de 200 ans et un age maximal d'exploitation de 100 ans. L'importance relative placée sur la troisième cohorte résulte de la composition basée sur toutes les forêts plus que 200 années vieilles et ces plus que 300 années vieilles.

RÉFÉRENCES

Barton, A.M., Swetnam, T.W. & Baisan, C.H. 2001. Fire and Arizona pine dynamics: local and regional factors in a fire-prone madrean gallery forest. Landscape Ecology 16: 351-369.

Bergeron, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscape on boreal forest fire regimes. Ecology 72: 198-1992.

Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P., & Lesieur, D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: Consequences for sustainable forestry. Can. J. For. Res. 31: 1-8.

Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A., & Gauthier, S. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: Stand- and forest-level considerations. The Forestry Chronicle 75: 49-54.

Bergeron, Y. & Archambault, S. 1993. Decreasing frequency of forest fires in the southern boreal zone of Québec and its relation to global warming since the end of the 'Little Ice Age'. Holocene 3: 255-259.

Brown, P.M., Kaye, M.W., Huckaby, L.S., & Baisan, C.H. 2001. Fire history along environmental gradients in the Sacramento Mountains, New Mexico: influences of local patterns and regional processes. Ecoscience. 8: 115-126.

Bessie, W.C. & Johnson, E.A. 1995. The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. Ecology 76: 747-762.

Clark, J.S. 1988. Effect of climate change on fire regimes in northwestern Minnesota. Nature 334: 233-235.

Clark, J.S. 1990. Fire and climate change during the last 750 years in northwestern Minnesota. Ecological Monographs 60: 135-159.

Cwynar, L.C. 1977. The recent fire history of Barron Township, Algonquin Park. Can. J. Bot. 55: 1524-1538.

Engelmark, O., Kullman, L., & Bergeron, Y. 1994. Fire and age structure of Scots pine and Norway spruce in northern Sweden during the past 700 years. New Phytol. 126: 163-168.

Flannigan, M.D., Stocks, B.J. & Wotton, B.M. 2000. Climate change and forest fires. The Science of the Total Environment 262: 221-229.

Flannigan, M. D. & Van Wagner, C. E.. 1991. Climate change and wildfire in Canada. Can. J. For. Res. 21: 66-72.

Heinselman, M.L. 1973. Fire in the virgin forest of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. Quaternary Research 3: 329-382.

Hemstrom, M.A. & Franklin, J.F. 1982. Fire and other disturbances of the forests in Mount Rainier National Park. Quaternary Research 18: 32-51.

Heyerdahl, E.K., Brubaker, L.B. & Agee, J.K. 2001. Spatial controls of historical fire regimes: a multiscale example from the interior west, USA., Ecology 82: 660-678.

Hunter, M.L. Jr. (Ed.). 1999. Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 698.

Huston, M.A. 1999. Local processes and regional patterns: Appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. Oikos 86: 393-401.

Johnson, E.A., Fryer, G.I. & Heathcott, M.J. 1990. The influence of man and climate on frequency of fire in the interior wet belt forest, British Columbia. Journal of Ecology 78: 403-412.

Johnson, E.A. & Larsen, C.P.S. 1991. Climatically induced change in fire frequency in the southern Canadian Rockies. Ecology 72: 194-201.

Johnson, E.A. & Wowchuck, D.R. 1993. Wildfire in the southern Canadian Rocky Mountains and their relationship to mid-tropospheric anomalies. Can. J. For. Res. 23: 1213-1222.

Kitzberger, T., Veblen, T.T., & Villalba, R. 1997. Climate influences on fire regime along a rain forest-to-xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. J. Biogeography 24: 34-47.

Lesieur, D., Gauthier, S., & Bergeron, Y. 2002. Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. Can. J. For. Res. 32: 1996-2009.

Lorimer, C.G. 1977. The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine. Ecology 58: 139-148.

Ricklefs, R.D. 1987. Community diversity: Relative roles of local and regional processes. Science 235: 167-171.

Swetnam, T.W. 1993. Fire history and climate change in giant grooves. Science 262: 885-889.

Swetnam, T.W. & Baisan, C.H. 1996. Historical fire regime patterns in the Southwestern United States since AD 1700. In Second La Mesa Fire Symposium, pp. 11-32. Edited by C.D. Allen. Proceedings of the Symposium, Los Alamos, NM, March 29-31, 1994. USDA Forest Service General Report RM-GTR-286.

Swetnam, T.W. & Betancourt, J.L. 1998. Mesoscale disturbance and ecological response to decadal climatic variability in the American Southwest. Journal of Climate 11: 3128-3147.

Swetnam, T.W. & Betancourt, J.L. 1990. Fire - southern oscillation relations in the southwestern United States. Science 249: 1017-1020.

Turner, M. G. & Romme, H. 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. Landscape Ecology 9: 59-77.

Vincent, O. 1995. Histoire de l'Abitibi-Témiscamingue. Institut Québécois de recherche sur la culture. Québec (QC). pp. 759.

Wein, R. W. & Moore, J.M. 1979. Fire history and recent fire rotation periods in the Nova Scotia Acadian Forest. Can. J. For. Res. 9: 166-178.

Weir, J.M.H., Johnson, E.A., & Myanishi, K. 1999. Fire frequency and spatial age mosaic of the mixedwood boreal forest of Saskatchewan. In Proceedings of the sustainable management network conference. Science and practice: Sustaining the boreal forest. Edited by T.S. Veeman, D.W. Smith, B.G. Purdy, F.J. Salkie, and G.A. Larkin. Sustainable Forest Management Network, Edmonton, Alta. pp. 81-86.